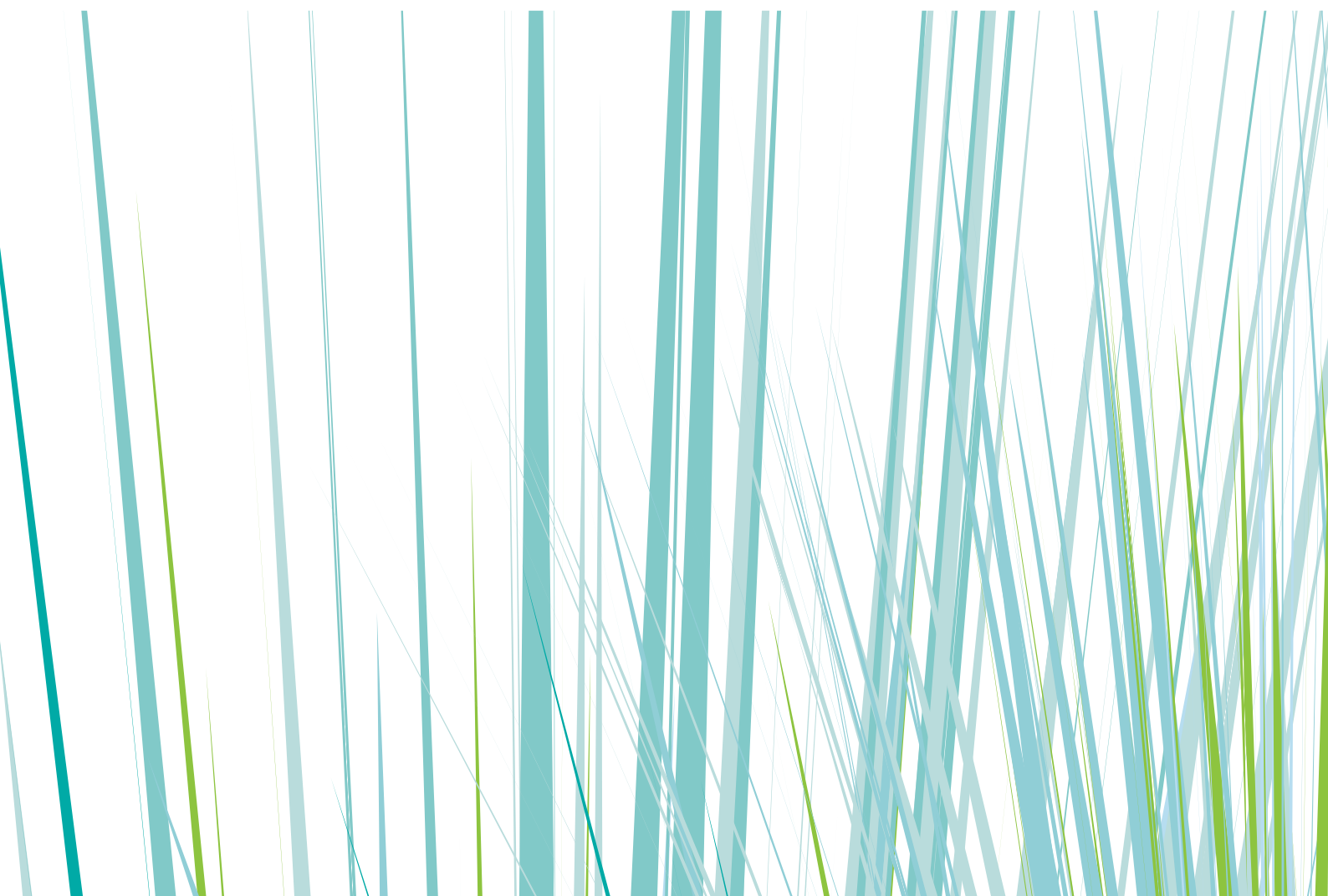


Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand

- FORSLAG FRA ET EKSPERTRÅD



RAPPORTEN SITERES SOM:

Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017.
Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s.
<https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.

KAPITLER SITERES SOM I DETTE EKSEMPELET:

Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A.-K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V. 2017. Helhetlig fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. I: Nybø, S. & Evju, M. (red.). Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s.
<https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>

ISBN 978-82-690860-0-3 (e-utgave)
ISBN 978-82-690860-1-0 (trykt utgave)

DATO

Trondheim, juni 2017

KONTAKTPERSON I KLIMA- OG MILJØDEPARTEMENTET

Kristin Thorsrud Teien

GRAFISK UTFORMING

Kari Sivertsen

Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand

- FORSLAG FRA ET EKSPERTRÅD

**Signe Nybø, Per Arneberg, Erik Framstad, Rolf Ims, Anders Lyngstad,
Ann Kristin Schartau, Hanne Sickel, Anne Sverdrup-Thygeson, Vigdis Vandvik**

INNHOOLD

INNHOOLD	2
FORORD.....	4
SAMMENDRAG	6
SUMMARY.....	8
1 INNLEDNING.....	10
1.1 Bakgrunn og mandat	10
1.2 God økologisk tilstand og forvaltningsmål	12
1.3 Ekspertråd for økologisk tilstand.....	14
1.4 Ekspertrådets tilnærming til et kostnadseffektivt og anvendelig system.....	16
1.5 Rapportens oppbygning.....	17
2 RELEVANTE KUNNSKAPS- OG KLASSIFISERINGSSYSTEMER	18
2.1 Klassifisering av drivere, påvirkning, tilstand og tiltak	18
2.2 Systemer brukt i Norge.....	19
2.3 Internasjonale systemer av interesse	25
2.4 Oppsummering	27
3 FAGSYSTEM FOR VURDERING AV GOD ØKOLOGISK TILSTAND	28
3.1 Definisjon av økologisk tilstand	28
3.2 Økosystemets tilstand og velfungerende økosystemer	29
3.3 Intakt natur i en Antropocen verden?	31
3.4 Normativ beskrivelse av god økologisk tilstand.....	34
3.5 Kriterier for å velge indikatorer som avspeiler økologisk tilstand.....	36
3.6 Grenseverdier for indikatorene ved god økologisk tilstand.....	39
3.7 Håndtering av usikkerhet	42
3.8 Helhetlig vurdering av økologisk tilstand basert på flere indikatorer.....	43
3.9 Hvordan visualisere økologisk tilstand?.....	44
3.10 Hvordan vurdere økologisk tilstand på et areal som endres fra en naturtype til en annen	44
3.11 Oppdateringsfrekvens.....	46

4 GOD ØKOLOGISK TILSTAND I HVERT ØKOSYSTEM.....	48
4.1 Inndeling i hovedøkosystemer.....	48
4.2 Skog.....	53
4.3 Fjell.....	65
4.4 Arktisk tundra.....	79
4.5 Våtmark.....	93
4.6 Semi-naturlig mark.....	117
4.7 Naturlig åpne områder under skoggrensa.....	137
4.8 Hav.....	143
4.9 Barentshavet.....	151
4.10 Norskehavet.....	159
4.11 Nordsjøen og Skagerrak.....	169
5 FORSLAG TIL VIDERE ARBEID.....	176
5.1 Anbefalinger om bedre samordning av begrepsbruk som benyttes i norske forvaltning.....	176
5.2 Anbefalinger for et bedre kunnskapsgrunnlag om økologisk tilstand.....	178
5.3 Anbefalinger for lagring av data for tilstandsindikatorer i nær framtid.....	183
5.4 Behov for å etablere en e-infrastruktur for terrestriske overvåkingsdata.....	184
5.5 Anbefalinger om videre utvikling av fagsystemet.....	184
6 REFERANSER.....	186
VEDLEGG.....	201
Vedlegg 1 Mandat for Ekspertråd for økologisk tilstand.....	201
Vedlegg 2 Definisjon av sentrale begreper.....	202
Vedlegg 3 Fastsettelse av grenseverdier i vannforskriften.....	204
Vedlegg 4 Definisjoner og avgrensning av våtmark.....	210
Vedlegg 5 Samlet oversikt over indikatorer.....	212

FORORD

Klima- og miljødepartementet (KLD) har utnevnt et Ekspertråd som skal foreslå «naturvitenskapelige indikatorer og kriterier for økologisk tilstand i norske økosystemer som minimum klargjør hva som er «god økologisk tilstand»». Mandatet presiserer videre at rådets «*arbeid skal baseres på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling for norske økosystemer, og bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer.*» Ekspertrådet skal foreslå et fagsystem som omhandler marine og terrestriske økosystemer som ikke omfattes av vannforskriften. For marine områder skal arbeidet foretas som en del av arbeidet med forvaltningsplanene. Overvåkingsgruppen for de marine forvaltningsplanene fikk i oppdrag å opprette en undergruppe bestående av medlemmer fra de vitenskapelige faginstitutionene. Per Arneberg, leder i overvåkingsgruppen og medlem av Ekspertrådet, har ledet undergruppe hav.

Medlemmene i Ekspertrådet er personlig oppnevnt med bakgrunn i sin særskilte naturvitenskapelige forskningskompetanse om tilstand og utvikling for norske økosystemer, hvordan tilstand i økosystemene kan beskrives, samt særskilt kunnskap om eksisterende og relevante klassifiseringssystemer for natur. Ekspertrådets sammensetning står omtalt i kapittel 1.3.

Vi vil takke fagpersoner som har bidratt i utformingen av økosystemkapitlene i tillegg til Ekspertrådets medlemmer; Fjell: Per Arild Aarrestad (NINA), Arktisk tundra: Virve Ravolainen (NP), Åshild Pedersen (NP), Eva Fuglei (NP), Våtmark: Dag-Inge Øien (VM-NTNU), Jarle Werner Bjerke (NINA), Tor Erik Brandrud (NINA), Semi-naturlig mark: Inger Auestad (Høgskulen på Vestlandet), Liv Guri Velle (Møreforskning Ålesund AS), Naturlig åpne områder under skoggrensa: Harald Bratli (NINA/NHM), Olav Skarpaas (NINA/NHM), Hav: Per Fauchald (NINA), Normann Whitaker Green (NIVA), Eva Ramirez-Llodra (NIVA), Sylvia Frantzen (NIFES), Cecilie von Quillfeldt (NP) og Anne Kirstine Frie (HI). Disse er synliggjort som forfattere i delkapitlene.

Et nett av observatører har vært tilknyttet Ekspertrådet. Disse personene og deres fagetater har gitt gode innspill til rapporten med hensyn på rapportens lesbarhet, samt presiseringer der deres fagsystemer er omtalt i kapittel 2. I tillegg vil vi takke Dagmar Hagen (NINA), Tore Opdahl (Miljødirektoratet) og Wencke Eide (den svenske Artdatabanken), som har kvalitetssikret omtalene av henholdsvis restaurering, Emerald Network, og Natura-2000 i kapittel 2.

Marianne Evju har vært fagsekretær for utvalget og bidratt med vesentlige faglige vurderinger og god koordinering. I tillegg vil vi takke Eivind Aronsen for administrativ bistand, Kari Sivertsen som har tegnet figurene og satt layout på rapporten og Magni Olsen Kyrkjeeide som har holdt styr på referansene og tabeller. Else Løbersli har vært rådets kontaktperson i Miljødirektoratet. og Øyvind Andreassen (KLD) har fulgt rådets arbeid.

Rådet ble oppnevnt 1. september 2016 og leverte sin rapport til KLD den 1. juni 2017. Arbeidet må sees på som et første steg for å få på plass et system for hvordan man kan fastsette god økologisk tilstand i norske økosystemer.

Signe Nybø
Ekspertrådets leder

SAMMENDRAG

Norsk handlingsplan for naturmangfold har som et hovedmål at økosystemene skal ha god tilstand for å kunne bevare biologisk mangfold og levere økosystemtjenester. Velfungerende økosystemer gir grunnlag for en bærekraftig utvikling. Med bakgrunn i dette utnevnte Klima- og miljødepartementet (KLD) et Ekspertråd med mandat å utarbeide forslag til et helhetlig fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Fagsystemet skal basere seg på «*naturvitenskapelige indikatorer*» og «*på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling for norske økosystemer, og bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer*». Fagsystemet skal omfatte marine og terrestriske økosystemer som ikke omfattes av vannforskriften, inkludert Svalbard. Vannforskriften gjelder ikke på Svalbard, og ettersom forslaget til fagsystem ikke inkluderer kystvann og ferskvann, må disse ivaretas på andre måter. Denne rapporten presenterer Ekspertrådets forslag til helhetlig fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand.

Rapporten går gjennom eksisterende systemer som sammenstiller kunnskap om biologisk mangfold i Norge, samt eksisterende klassifiseringssystemer som vurderer økosystemenes tilstand. Gjennomgangen viste at vannforskriften hadde mange relevante elementer som et helhetlig fagsystem kan bygge på. Naturindeks og de marine forvaltningsplanene er de eksisterende kunnskapssystemene som per dags dato kan levere noen indikatorer med tilhørende datagrunnlag til et nytt fagsystem. Røddlistene for arter og naturtyper, samt svartelista, systematiserer også viktig informasjon som kan benyttes. Alle disse bygger på resultater fra overvåkingsprogrammer og annen tilgjengelig kunnskap. Natur i Norge (NiN) deler inn natur i ulike naturtyper og inneholder omfattende beskrivelser av naturvariasjon som er nyttig for det videre arbeidet. Datagrunnlaget som nå samles inn gjennom NiN-kartlegging er viktig for stedfesting av naturtyper i Norge. Kartleggingen fokuserer på små arealenheter (natursystemer) og utelater vesentlige komponenter i økosystemet (f.eks. fauna). Dette gjør at kartleggingen er utilstrekkelig for å vurdere tilstand i hovedøkosystemene.

I det foreslåtte fagsystemet er fastsetting av referansetilstanden (intakt natur) en videreutvikling av definisjonene brukt i vannforskriften og naturindeks. God økologisk tilstand er definert som ikke vesentlig avvik fra intakt natur, som igjen defineres som natur som ikke er vesentlig påvirket av post-industrielle og gjennomgripende menneskelige påvirkninger. Intakt natur defineres i forhold til et klima og en artssammensetning i 'nær fortid', det vil si normalperioden 1960–1990, og ekstensive tradisjonelle driftsformer (beite, slått, brann, jakt) defineres som en integrert del av semi-naturlige naturtyper. Ekspertrådet har identifisert sju egenskaper som karakteriserer økosystemer i god økologisk tilstand. Egenskapene er knyttet til primærproduksjon, fordeling av biomasse mellom trofiske nivå, diversitet av funksjonelle grupper, viktige arter og biofysiske strukturer, arealvurderinger knyttet til arters overlevelse, endringer i artssammensetning, og abiotiske faktorer.

For hvert av hovedøkosystemene skog, fjell, arktisk tundra, våtmark, semi-naturlig mark, naturlig åpne områder under skoggrensa og hav har det blitt vurdert om det er nødvendig med finere inndeling; nivå 2-enheter. Vurderingene er gjort ut fra forvaltningsmessig relevans, aktuelle påvirkningsfaktorer og om de samme indikatorene kan brukes i enhetene eller ikke. For hver enkelt nivå 2-enhet beskrives økosystemet og hva som karakteriserer det i intakt tilstand. Videre er det gitt en normativ beskrivelse av

hva som karakteriserer nivå 2-enhetene ved god økologisk tilstand. Beskrivelsen er nyttig for å kunne vurdere når en indikator er i god tilstand. En oversikt over foreslåtte indikatorer er inkludert i kapitlene for hver nivå 2-enhet. Mer detaljert informasjon om indikatorene finnes i **Vedlegg 5**. Det er foreslått 336 indikatorer for de 17 nivå-2 enhetene som er omtalt innenfor hovedøkosystemene. For 213 av disse finnes det data, mens for 123 mangler data og/ eller det må utvikles ny overvåking.

Ekspertrådet anbefaler en todeling for videre arbeid, og med et skille mellom hva som bør prioriteres for å få et system operativt innen 2020, og hva som kreves for å få et tilstrekkelig godt system på sikt. Ekspertrådet har lagt vekt på å benytte eksisterende data, men det er en kjensgjerning at relevante overvåkingsdata i større eller mindre grad mangler. Rådet mener derfor det er et stort behov for ny overvåking. Økte overvåkingsbehov ble identifisert av miljøforvaltningen allerede i 1995, men kun mindre deler av anbefalingene er hittil blitt fulgt opp. Mangelfull overvåking gjør at data er utilstrekkelig for å vurdere sentrale egenskaper for flere av egenskapene og økosystemene. Generelt anbefales økosystembaserte overvåking for alle økosystemene, slik det allerede er etablert for Barentshavet, og som er under etablering for arktisk tundra (COAT). Det er videre behov for arealrepresentativ ekstensiv overvåking i landøkosystemer basert på kostnadseffektive, men godt validerte indikatorer. Arealrepresentativ overvåking koplet med intensiv økosystemovervåking vil kunne gi grunnlag for å forstå endringer i økologisk tilstand. Bedre utnyttelse av eksisterende fjernmåling (LIDAR, satellittopptak, omløpsfotografering) kombinert med ny bakkebasert sensorteknologi kan gi bedre data, og et bedre grunnlag for å vurdere økologisk tilstand. Ekspertrådet foreslår en databaseløsning som kan benyttes til å lagre tilstandsdata i nær framtid. For enklere og sikrere tolking av data om økologisk tilstand anbefales det å utvikle en ny infrastruktur for økologiske overvåkingsdata som høster og sammenstiller relevante data inkludert viktige data fra andre relevante samfunnssektorer. Vi anbefaler hvordan man kan teste og videreutvikle fagsystemet innen 2020.

SUMMARY

The Norwegian action plan for natural diversity has as its main aim that ecosystems shall be in good condition, in order to protect biological diversity and to deliver ecosystem services. Well-functioning ecosystems give a basis for sustainable development.

Based on this, the Department for Climate and Environment (DCE) selected an Expert Committee with a mandate to develop recommendations for a comprehensive technical system for the determination of good ecological condition. The technical system should be based on *“scientific indicators” and “on existing and accessible scientific knowledge on the condition and development of Norwegian ecosystems, and build further on and supplement existing relevant classification systems”*. The technical system covers marine and terrestrial ecosystems not covered by the Water Framework Directive. The Water Framework Directive does not apply to Svalbard, and as the technical system does not include coastal and freshwater ecosystems, these must be safeguarded in other ways. This report presents the Expert Committee’s recommendations for a comprehensive technical system for the assessment of good ecological condition.

This report reviews existing systems that assemble knowledge concerning biological diversity in Norway, together with existing classification systems assessing ecosystem condition. The review indicated that the Water Framework Directive had many relevant elements a comprehensive technical system can build on. The Nature Index and Marine Management Plans are existing information sources that can deliver indicators, with associated underlying data, for use in a new technical system. The Red Lists for species and nature types, together with the Black List (of invasive species) also systematise important information which can be of use. All of these build on results from monitoring programmes and other available knowledge. Nature in Norway (NiN) classifies nature into various nature types, and contains comprehensive descriptions of natural variation useful for further work. The basic data collected through NiN surveys is important for mapping nature types in Norway. This mapping focuses on small areal units and does not include important components of the ecosystem (e.g. fauna). The result is that this survey is insufficient for assessing the condition of major ecosystems.

In the recommended technical system, designation of a reference condition (intact nature) is a further development of the definitions used in the Water Framework Directive and the Nature Index. Good ecological condition is defined as only small deviations from intact nature is accepted. Intact nature is defined as nature not significantly affected by modern industry and systemic human effects. Intact nature is defined with respect to a climate and a species assemblage in the ‘near past’, that is the Normal Period 1960–1990, and extensive traditional land management practices (grazing, haymaking, fire, hunting) defined as integral parts of semi-natural nature types. The Expert Committee has identified seven properties that characterise ecosystems in good ecological condition. These properties relate to primary production, distribution of biomass between trophic levels, diversity of functional groups, important species and biophysical structure, area estimates in relation to species survival (landscape ecological patterns), changes in species composition, and abiotic factors.

Whether finer subdivision into 'level 2-ecosystems' is necessary has been evaluated for each of the major ecosystems: woodland, mountain, arctic tundra, wetland, semi-natural land, natural open areas below the treeline, and sea. The evaluation was determined from management relevance, concrete disturbance factors, and whether the same indicators can be used in the units or not. For individual level 2-ecosystems the ecosystem is described, and what constitutes an intact condition. In addition, a normative description is given of what characterises level 2-ecosystems in good ecological condition. A review of recommended indicators is included in the chapters for every level 2-ecosystems. More detailed information on indicators is found in Appendix 5. A total of 336 indicators are proposed for the 18 level 2-ecosystems. For 213 of these data exist, and for 123 data are lacking and new monitoring should be developed and implemented.

The Expert Committee recommends dividing further work into two parts, into priorities for achieving an operative system by 2020, and what is needed for an adequate system in the long term. The Expert Committee has laid weight on using existing data, but it is a fact that relevant monitoring data is to a greater or lesser degree lacking. The committee considers, therefore, that additional monitoring is required. As early as 1995, environmental management identified increased monitoring needs; but only a small part of the recommendations have been followed up so far. Insufficient monitoring results in data inadequate for evaluating central properties of many ecosystems. Ecosystem based monitoring is recommended for all ecosystems, as already established for the Barents Sea and currently being implemented for arctic tundra (COAT). Further, there is a need for area-representative extensive monitoring of land ecosystems based on cost-effective, but well-validated, indicators. Area-representative monitoring coupled with intensive ecosystem monitoring will be capable of producing a basis for understanding changes in ecological condition. Better exploitation of existing remote sensing (LIDAR, satellite recording, time-lapse photography), combined with new ground-based sensor technology, can give better data and a better basis for evaluating ecological condition. The Expert Committee recommends establishing a database solution in the near future, in which condition data can be stored. For simpler and more secure interpretation of ecological condition data, development of new infrastructure that can select and integrate relevant data, including important data from other relevant sectors, is recommended. We also recommend methods how the technical system may be tested and developed within the period to 2020.

1 Innledning

v/ Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A. K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V.

1.1 Bakgrunn og mandat

Naturmangfoldet gir grunnlag for menneskenes liv på jorda. Økosystemene produserer naturgoder som gir oss blant annet mat, rent drikkevann, byggematerialer og opplevelser. Velfungerende økosystemer bidrar til at vekster blir pollinert slik at vi får frukt og grønnsaker, til å regulere klima og til å beskytte jordsmonn mot erosjon (NOU 2013). Framtidige generasjoner er avhengige av at vi sikrer økosystemene gjennom bevaring og bærekraftig bruk, og en natur som fungerer godt, er en forutsetning for å kunne gjennomføre det grønne skiftet (Meld. St. 14 (2015-2016)). Gjennom Konvensjonen om biologisk mangfold er Norge samtidig forpliktet til å sikre genetisk mangfold, arter og økosystemer uavhengig av deres betydning for menneskenes velferd.

Stortingsmeldingen «Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold» ble vedtatt i Stortinget i mai 2016 (Meld. St. 14 (2015-2016)). Handlingsplanen bygger på strategisk plan for Konvensjonen om biologisk mangfold for 2011–2020, som har konkrete mål, de såkalte Aichi-målene. Målene er satt for å sikre velfungerende økosystemer og stanse tapet av biologisk mangfold. Disse målene gjenspeiles i nasjonale mål. Handlingsplanen «Natur for livet» setter tre overordnede nasjonale mål for naturmangfoldet:

- Økosystemene skal ha god tilstand, og de skal levere viktige økosystemtjenester
- Ingen arter eller naturtyper skal utryddes, og utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres
- Et representativt utvalg av norsk natur skal bevares for kommende generasjoner.

Det er altså fokus både på økosystemenes evne til å levere økosystemtjenester til nytte for oss mennesker, og på bevaring av biologisk mangfold uavhengig av naturens nytteverdi.

Arbeidet med å oppfylle de nasjonale målene skal være kunnskapsbasert. Et av hovedgrepene for å følge opp den nasjonale handlingsplanen er å fastsette kriterier og indikatorer for når økosystemene har god tilstand.

Klima- og miljødepartementet har med bakgrunn i Meld. St. 14 (2015–2016) opprettet Ekspertråd for økologisk tilstand. Rådet består av anerkjente økologer, og med bakgrunn i sin ekspertise skal rådet foreslå et helhetlig system som beskriver hva som er god økologisk tilstand i norske økosystemer. Arbeidet omfatter alle norske økosystemer, med unntak av innsjøer, elver og kyst, som omfattes av vannforskriften. Heller ikke urbane økosystemer og intensivt drevne jordbruksarealer inngår i arbeidet.

Mandatet for Ekspertrådet for økologisk tilstand, som foreligger i sin helhet i **Vedlegg 1**, fastslår at arbeidet skal baseres på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling i norske økosystemer. Det skal bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer, men skal være langt enklere enn systemet som er etablert for oppfølging av vannforskriften (**Forskrift om rammer for vannforvaltningen, lovdata.no**). Fagsystemet skal baseres på et begrenset antall indikatorer som reflekterer økosystemenes struktur og funksjon og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene. Fagsystemet skal minimum kunne klargjøre hva som er god økologisk tilstand i norske økosystemer, og skal i første omgang kunne etableres for økosystemer på fylkes-/regionnivå, eller annet faglig basert, hensiktsmessig nivå.

Når fagsystemet for å vurdere god økologisk tilstand er utarbeidet, skal politikere og forvaltningen avgjøre forvaltningsmål for ulike arealer (se **Boks 1**). Det er ikke gitt at det skal være et mål om at det skal være god økologisk tilstand over alt (Meld. St. 14 (2015–2016)). I handlingsplanen for



Foto: Odd Terje Sandlund

Boks 1. God økologisk tilstand og forvaltningsmål

I denne utredningen skiller vi mellom begrepene god økologisk tilstand og forvaltningsmål.

Økosystemer i **god økologisk tilstand** kjennetegnes ved at økosystemenes strukturer, funksjoner og produktivitet ikke avviker vesentlig fra intakte økosystemer. Naturfaglig kunnskap og kriterier ligger til grunn for å definere både intakte økosystemer og god økologisk tilstand.

Forvaltningsmål er samfunnets mål for hvilken økologisk tilstand et areal eller økosystem skal ha. Handlingsplanen

bruker også begrepet «ønsket tilstand» om forvaltningsmål. Forvaltningsmålene bestemmes ut i fra en avveining mellom samfunnets behov for natur i god økologisk tilstand og samfunnets øvrige behov. Naturmangfoldloven § 4 og 5 omtaler forvaltningsmål for arter, naturtyper og økosystemer. I vannforskriften benyttes begrepet miljømål om forvaltningsmålene. I vannforskriften benyttes begrepet **miljømål** om forvaltningsmålene. I vannforskriften er **miljømål** sammenfallende med god økologisk tilstand.

naturmangfold sies det at: «Når mål for tilstand er fastsatt, vil regjeringen innrette den samlede virkemiddelbruken med sikte på å opprettholde ønsket tilstand i områder og økosystemer der tilstanden er god nok, og å forbedre tilstanden i områder der tilstanden ikke er god nok i forhold til fastsatte mål». Her refererer altså ordene «mål for tilstand» og «tilstanden er god nok» til forvaltningsmål, ikke til god økologisk tilstand. Kapittel 1.2 beskriver forskjellen mellom forvaltningsmål og god økologisk tilstand mer inngående.

Videre vil regjeringen bruke kunnskapen om økologisk tilstand i norske økosystemer «som et verktøy for å effektivisere naturforvaltningen, og for å prioritere aktuelle restaureringstiltak i samsvar med Aichi-mål 15.». Aichi-mål 15 fastslår at man innen 2020 skal ha robuste økosystemer der det biologiske mangfoldet bidrar til økte karbonlagre, gjennom bevaring og restaurering, inkludert restaurering av minst 15 prosent av forringede økosystemer. Fagsystemet for økologisk tilstand bør derfor også kunne danne et utgangspunkt for å vurdere om et område er forringet, dvs. om den økologiske tilstanden er dårlig, for å prioritere områder for restaurering, og for å vurdere om tilstanden forbedres etter restaureringstiltak. Regjeringens ambisjon er at definerte forvaltningsmål for økologisk tilstand skal være et grunnlag for forvaltningen innen 2020.

Ekspertrådet for økologisk tilstand ble nedsatt med sikte på å være et hurtigarbeidende råd. Det ble oppnevnt 1. september, hadde oppstartmøte 28. september 2016 og frist for levering av anbefalinger 1. juni 2017. Fagsystemet for økologisk tilstand skal i henhold til mandatet være kostnadseffektivt og anvendelig og klart til å tas i bruk i forvaltningen innen 2020. Som foreliggende rapport viser, er regjeringens mål for Ekspertrådets arbeid ambisiøse, både på grunn av mangler i kunnskapsgrunnlaget for å vurdere grensene for god økologisk tilstand og på grunn av mangel på tilgjengelige indikatorer i mange økosystemer (se kapittel 5). I tillegg må kostnader og forenklinger vurderes opp mot et krav om at fagsystemet skal være etterrettelig og pålitelig.

1.2 God økologisk tilstand og forvaltningsmål

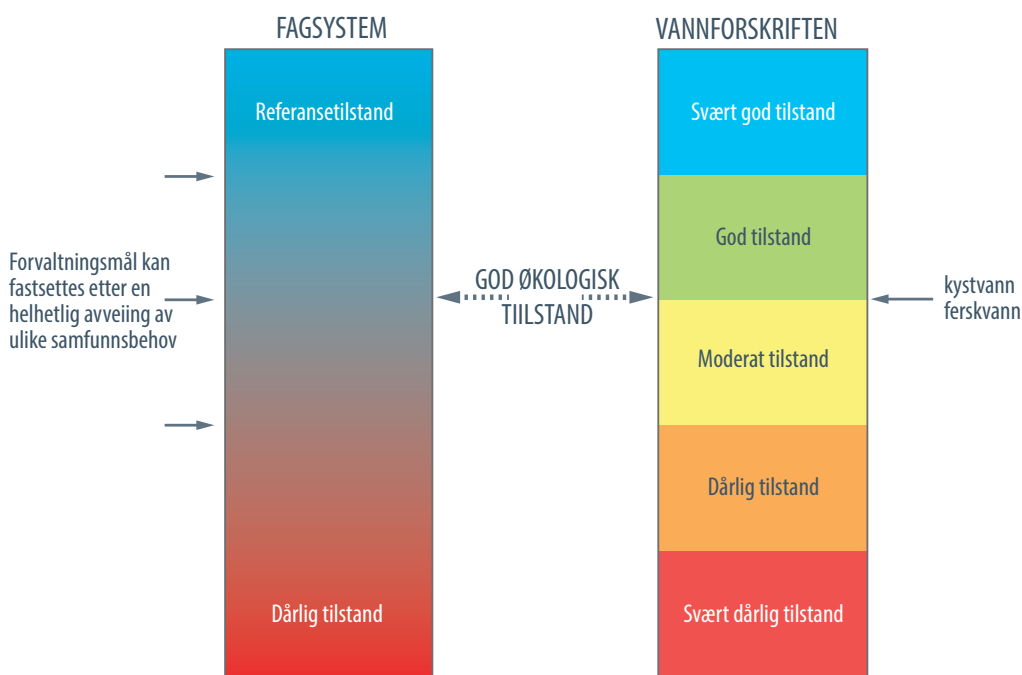
Per i dag mangler vi konkrete forvaltningsmål for økologisk tilstand for terrestriske norske økosystemer. For havområdene er det utarbeidet miljøkvalitetsmål for enkeltelementer gjennom forvaltningsplanarbeidet, og disse er knyttet til god økologisk tilstand. For kystvann og ferskvann er det utviklet miljømål for vannforekomster gjennom vannforskriften. I vannforskriften er miljømålet sammenfallende med 'god økologisk tilstand' (**Figur 1**).

Ekspertrådets mandat skiller derimot klart mellom forvaltningsmål og verktøy for å fastsette hva som er god økologisk tilstand. Fagsystemet skal klargjøre hva som minimum er god økologisk tilstand gjennom at økologisk tilstand måles ut ifra avviket fra en norm (intakt natur), der god økologisk tilstand vurderes ut ifra hvor stort avviket er i forhold til denne normen (se kapittel 3). Fagsystemet for å vurdere økologisk tilstand skal baseres på naturfaglig kunnskap. Forvaltere og politikere fastsetter deretter forvaltningsmål for områder og økosystemer gjennom at de foretar en *avveining* («trade-off») mellom samfunnets behov for natur i god økologisk tilstand, som ivaretar biologisk mangfold og leverer viktige økosystemtjenester, og samfunnets øvrige behov (**Figur 1**).

Figuren illustrerer også hvordan det å skille mellom referansetilstanden 'intakt natur', god økologisk tilstand og forvaltningsmålet gir muligheter til en mer fleksibel og tilpasset mål- og virkemiddelbruk. For bestemte områder og økosystemer kan forvaltningsmålet bli satt høyere eller lavere enn god økologisk tilstand. Forvaltningsmålet kan for eksempel tenkes å settes lavere enn god økologisk tilstand på arealer som forvaltningen ikke prioriterer å opprettholde god økologisk tilstand på. Et eksempel på slike arealer kan være slåtteenger som er avhengig av skjøtsel. Her vil det trolig være aktuelt å prioritere skjøtsel på de best bevarte slåtteengene, men ikke alle. Når samfunnet ikke prioriterer skjøtsel av (alle) slåtteenger, vil engene gro igjen og den økologiske tilstanden for slåtteenger i et fylke eller region reduseres. I andre områder kan myndighetene velge å sette et forvaltningsmål som er høyere enn god økologisk tilstand.

I naturreservater, for eksempel, som er det strengeste vernet vi har, vil det være naturlig å tenke seg at forvaltningsmålet

ligger nær referansetilstanden, f.eks. barskogsreservater med urskogspreg eller slåtteenger med tradisjonell hevd. Man kan videre se for seg at noen områder der tilstanden i dag er dårligere enn god økologisk tilstand, kan bli vernet med tanke på å forbedre tilstanden gjennom restaurering, for slik å oppnå forvaltningsmål om god økologisk tilstand i framtiden.



Figur 1. Illustrasjon på forholdet mellom referansetilstand (søylens toppunkt), god økologisk tilstand (stiplede piler) og forvaltningsmål (heltrukne piler). Rammeverket brukt av Ekspertrådet tillater at Forvaltningsmålet er forskjellig fra god økologisk tilstand; og åpner dermed for mer fleksibilitet i forholdet mellom det som baseres på en avveining av samfunnets forskjellige behov. For eksempel kan forvaltningsmålet settes både lavere enn god økologisk tilstand. Til sammenligning viser høyre stolpe system for ferskvann og kystvann, der økologisk tilstand klassifiseres i fem klasser (høyre stolpe), og der forvaltningsmål er definert til å være god økologisk tilstand. Omarbeidet fra Nybø (2010).

1.3 Ekspertråd for økologisk tilstand

Ekspertråd for økologisk tilstand er et uavhengig råd oppnevnt av Klima- og miljødepartementet.

Medlemmene (se under) er oppnevnt med bakgrunn i sin ekspertise innenfor ulike fagfelt i økologien og med særskilt kompetanse på de økosystemene som omfattes av rådets arbeid. Ekspertene representerer følgelig seg selv og ikke institusjonen de er tilknyttet i dette arbeidet. Signe Nybø er rådets leder. Sekretariatet for Ekspertrådet er lagt til NINA og består av fagsekretær Marianne Evju og administrativ sekretær Eivind Aronsen.

Forvaltningen har hatt observatører som har fulgt Ekspertrådets arbeid: Miljødirektoratet (Else Løbersli), Artsdatabanken (Arild Lindgaard), Direktoratet for mineralforvaltning (Marte Kristoffersen), Fiskeridirektoratet (Modulf Overvik), Forsvarsbygg (Line Stabell Selvaag), Jernbanedirektoratet (Per Fjeldal), Landbruksdirektoratet (Jostein Torstrup), Norsk Polarinstitutt (Øystein Overrein) og Statens Vegvesen Vegdirektoratet (Astrid Skrindo). Observatørene har vært til stede i flere av Ekspertrådets møter og har vært orientert om prosessen underveis. Øyvind Andreassen (Klima- og miljødepartementet) har deltatt på noen møter. Else Løbersli (Miljødirektoratet) har vært rådets kontaktperson hos oppdragsgiver.

Ekspertrådets sammensetning:



Signe Nybø
signe.nybo@nina.no

Stilling: Forskningssjef, terrestrisk avdeling, NINA

Hovedarbeidsområde: Naturindeks, biodiversitet, økosystemtjenester, fornybar energi, prosjektledelse

Har også jobbet med: Økotoksikologi, sur nedbør, vanddirektivet



Rolf Ims
rolf.ims@uit.no

Stilling: Professor, UiT – Norges arktiske universitet

Hovedarbeidsområde: Klimaendringer og økosystemdynamikk; nord-boreal skog og arktisk tundra

Har også jobbet med: Landskapsøkologi



Per Arneberg
per.arneberg@imr.no

Stilling: Forsker, Havforskningsinstituttet

Hovedarbeidsområde: Økosystembasert forvaltning, statusvurdering av marine økosystemer, næringsnettøkologi, økologi til infeksjonsorganismer.

Har også jobbet med: Molekylære metoder i økologi



Anders Lyngstad
anders.lyngstad@ntnu.no

Stilling: Forsker, NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie

Hovedarbeidsområde: Forvaltningsrettet forskning innen myr og kulturlandskap: Kartlegging, klimaeffekter, naturmangfold, regional variasjon, skjøtsel, utredninger

Har også jobbet med: Plante- og populasjonsøkologi



Erik Framstad
erik.framstad@nina.no

Stilling: Forskningssjef, NINA

Hovedarbeidsområde: Indikatorer og overvåking av biologisk mangfold, skogøkologi

Har også jobbet med: Høyfjellsøkologi



Anne Sverdrup-Thygeson
anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no

Stilling: Professor, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet – NMBU og Vitenskapelig rådgiver, NINA

Hovedarbeidsområde: Bevaringsbiologi, skogøkologi, insektøkologi

Har også jobbet med: Overvåking av arter, hotspothabitater

Mandatet for Ekspertrådet fastslår at utvikling av naturvitenskapelige kriterier for god økologisk tilstand i hav skal foretas som del av arbeidet med forvaltningsplanene for norske havområder. Arbeidet med hav har blitt utført av en undergruppe bestående av forskere fra forskningsinstitusjonene som deltar i overvåkingsgruppa under arbeidet med havforvaltningsplanene. Undergruppa har vært ledet av Per Arneberg (Havforskningsinstituttet), som også leder Overvåkingsgruppa og som er oppnevnt i Ekspertrådet. Undergruppa er for øvrig satt sammen av følgende forskere oppnevnt av Norsk Polarinstitutt (NP), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Norsk institutt for vannforskning

(NIVA), Havforskningsinstituttet (HI) og Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES): Per Fauchald (NINA), Sylvia Frantzen (NIFES), Anne Kirstine Frie (HI), Normann Whitaker Green (NIVA), Eva Ramirez-Llodra (NIVA) og Cecilie von Quillfeldt (NP). Miljødirektoratet (Anne Britt Storeng) og Fiskeridirektoratet (Modulf Overvik) har deltatt som observatører i dette arbeidet.

Ivar Gjerde, NIBIO, ble oppnevnt til Ekspertrådet, men valgte å trekke seg mot slutten av arbeidet. Gjerde mener at mangel på klare terskelverdier for indikatorer for økologisk tilstand gir et utilstrekkelig grunnlag for faglig baserte grenseverdier. Det at ekspertrådet skal foreslå grenseverdier for god økologisk tilstand mener han derfor ikke i tilstrekkelig grad skiller mellom vitenskap og politikk. Ekspertrådet tar dette til etterretning. Ekspertrådets leder har vurdert det slik at Ekspertrådet besitter tilstrekkelig ekspertkompetanse på økosystem skog selv om Ivar Gjerde ikke ønsket å delta i det videre arbeidet.

Forslag til fagsystem er tenkt å danne grunnlag for videre arbeid med å operasjonalisere vurderingen av økologisk tilstand i norske økosystemer. Medlemmene i Ekspertrådet stiller seg bak forslaget til fagsystem. Per Arneberg har imidlertid valgt å ta unntak for hvordan man kan framstille helhetlig vurdering av økologisk tilstand. Dette står omtalt i kapittel 3.9. Samtidig understreker Ekspertrådet at tiden har vært knapp og at et omfattende utrednings- og utviklingsarbeid vil være nødvendig for å operasjonalisere, teste ut, og optimalisere ulike aspekter av systemet.

Hovedøkosystemene beskrives i kapittel 4, og her har medlemmene i Ekspertrådet hatt særskilte ansvarsområder. Hovedøkosystem skog er håndtert av Erik Framstad og Anne Sverdrup-Thygeson. Hanne Sickel og Vigdis Vandvik har hatt ansvar for semi-naturlige økosystemer. Våtmark er håndtert av Anders Lyngstad. Rolf Ims har hatt ansvar for arktisk tundra, mens fjell er håndtert av Vigdis Vandvik og Rolf Ims. Per Arneberg har ledet en egen undergruppe for hav (se over) som har utformet kapitlene om det marine miljø. I tillegg har Ekspertrådets medlemmer knyttet til seg andre eksperter som har bidratt med tekst og diskusjon for de enkelte hovedøkosystemene. Disse personene er synliggjort som medforfattere på delkapitlene der hovedøkosystemene omtales.



Ann Kristin Schartau

ann.schartau@nina.no

Stilling: Seniorforsker, NINA

Hovedarbeidsområde: Vanndirektivet, naturindeks, biologisk mangfold, ferskvann

Har også jobbet med: Overvåking, sur nedbør



Hanne Sickel

hanne.sickel@nibio.no

Stilling: Forsker, avdeling Landskapsøkologi, NIBIO

Hovedarbeidsområde: Vegetasjonsøkologi, vegetasjonskartlegging og overvåking, beitestudier av storfe og sau på utmark

Har også jobbet med: Skjøtsel og restaurering av semi-naturlig mark



Vigdis Vandvik

vigdis.vandvik@uib.no

Stilling: Professor i planteøkologi og leder for SFU bioCEED, Universitetet i Bergen

Hovedarbeidsområde: Vegetasjonsøkologi, biodiversitet, kystlynghei, fjellvegetasjon, planteinteraksjoner, klimaeffekter

Har også jobbet med: Rådgivning og utredning for naturforvaltning og arbeid med fremmede arter i Norge og internasjonalt

1.4 Ekspertrådet tilnærming til et kostnadseffektivt og anvendelig system

Fagsystemet for økologisk tilstand skal ha en innretning som «er kostnadseffektiv og anvendelig for forvaltningen slik at det kan tas i bruk i forvaltningen innen 2020.» (**Vedlegg 1**). Samtidig understreker mandatet at «Systemet skal være langt enklere enn systemet som er etablert for oppfølging av vannforskriften. Det skal fokuseres på hva som er god tilstand, og ikke andre klassegrenser. Fagsystemet skal også baseres på et begrenset antall indikatorer som reflekterer økosystemenes struktur og funksjon, og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene».

Vannforskriften omfatter alle vannforekomster både i ferskvann, kystvann og grunnvann på fastlands-Norge (ikke Svalbard). Vannforskriften beskrives nærmere i kapittel 2.2.2. Vannforskriften deler økologisk tilstand inn i fem tilstandsklasser (svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig), og de naturfaglige vurderingene av økologisk tilstand i vannforekomster er basert på et sett indikatorer. Samtidig omfatter arbeidet store forvaltningsmessige grep knyttet til utarbeidelse av vannforvaltningsplaner og etablering av vannregioner i samarbeid mellom flere fylkeskommuner, kommuner og ulike sektorer.

Ekspertrådet skal ikke gi anbefalinger om hvordan fagsystemet for god økologisk tilstand skal tas i bruk av forvaltningen, men skal utelukkende vurdere relevans og anvendelighet knyttet til naturvitenskapelige aspekter. Rådet legger vekt på at systemet for god økologisk tilstand skal være lett å forstå og lett å anvende. Det er bl.a. et bevisst grep at forslagene bygger på gjenkjennelige prinsipper fra eksisterende klassifiseringssystemer som forvaltningen er vant til å forholde seg til, se kapittel 2.

Ekspertrådet tar utgangspunkt i at:

1. Fagsystemet skal bygge videre på, og supplere eksisterende relevante kunnskaps- og klassifiseringssystemer, se kapittel 2.
2. Fagsystemet skal baseres på indikatorer for økologisk tilstand blant data som allerede samles inn gjennom eksisterende overvåking og kunnskap, så langt det finnes relevante datasett, se kapittel 4 og **Vedlegg 5**. Allerede innsamlede, men ikke tolkede, data, tas i bruk i den grad det er hensiktsmessig.
3. Eventuelle behov for nye data foreslås innarbeidet i eksisterende og planlagte overvåkingsprogrammer, se kapittel 5.

Overvåkingsprogrammer gir grunnlag for å vurdere utvikling i naturen over tid. Ekspertrådet bygger derfor sine indikatorer for å vurdere økologisk tilstand på etablerte overvåkingsprogrammer med relevante indikatorer så langt råd er og der dette eksisterer. Samtidig påpeker Ekspertrådet, i likhet med en rekke utredninger (Direktoratet for naturforvaltning 1995, 1998, Framstad & Kålås 2001, Halvorsen 2011b, Framstad 2015), at overvåkingen av norsk natur er mangelfull. Dette gjelder både arealrepresentativ overvåking som gir grunnlag for å vurdere endringer på en større geografisk skala, og økosystembasert overvåking som vil gi godt grunnlag for helhetlige tilstandsvurderinger. Etablering eller utvidelse av langsiktig relevant overvåking er nødvendig for flere hovedøkosystemer. I avslutningen av hvert økosystemkapittel oppsummeres kunnskapsbehov, og i kapittel 5 gir Ekspertrådet noen overordnede anbefalinger om prioriteringer for kunnskapsoppbygging slik at økologisk tilstand kan vurderes på en god måte. Anbefalingene bygger på foreliggende forslag om utvidelse av eksisterende programmer og etablering av nye overvåkingsprogrammer. Rådets anbefalinger går på hvilke indikatorer som bør prioriteres i eksisterende og ny overvåking for å gi informasjon om økologisk tilstand. Videre peker Ekspertrådet på data fra andre samfunnssektorer, for eksempel landbruk, som med fordel kunne brukes som grunnlag for å utvikle indikatorer for enkelte naturtyper. Tilgjengeliggjøring og bruk av data på tvers av samfunnssektorer er et viktig mål i Regjeringens digitale agenda (Meld. St. 27 (2015-2016)), og Ekspertrådet peker på konkrete forslag som kan bidra til å gjøre data tilgjengelig og gi grunnlag for bedre analyser av økologisk tilstand (kapittel 5).

1.5 Rapportens oppbygning

Denne rapporten har fem kapitler. I hvert kapittel beskrives de overordnede avgrensningene for arbeidet, og alle enkeltdelene av mandatet er omhandlet i ulike underkapitler. Kapittel 1 omtaler mandatet og Ekspertrådets sammensetning. Deretter beskrives de prinsipielle forskjellene på forvaltningsmål og fastsetting av god økologisk tilstand etter naturfaglige kriterier. Til slutt gir Ekspertrådet en generell omtale om hvordan fagsystemet kan gjøres kostnadseffektivt og enklere enn vannforskriften, jamfør mandatet. Sentrale begreper er definert i **Vedlegg 2**.

Ekspertrådets anbefalinger skal bygge på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap. Kapittel 2 omtaler relevante etablerte kunnskaps- og klassifiseringssystemer som er brukt i Norge og internasjonalt. Her omtales DPSIR-rammeverket, vannforskriften, Naturindeks for Norge, de marine forvaltningsplanene og Natur i Norge (NiN), men også rødlistene og hvordan restaureringstiltak og effekter av tiltak klassifiseres. Det gis en kort omtale av biodiversitetsindikatorerne GLOBIO og Living Planet Index, samt en beskrivelse av Natura 2000 og EUs havstrategidirektiv. De to siste benyttes ikke i Norge, men har tilnærminger som kan være relevante for arbeidet med økologisk tilstand. Kapitlet gir en kort oppsummering av hvilke eksisterende eksisterende tilnærminger som det foreslåtte fagsystemet bygger på.

Kapittel 3 beskriver Ekspertrådets forslag til et helhetlig, økosystembasert fagsystem for god økologisk tilstand i de hovedøkosystemene som omfattes av rådets arbeid. Først presenteres kunnskapsstatus om sammenhengen mellom økologisk tilstand, biologisk mangfold og velfungerende økosystemer. Videre diskuteres en verdinorm om intakt natur (referansetilstand) og hvordan denne skal vurderes i lys av tidligere påvirkninger fra menneskene og i Antropocen – menneskets tidsalder. Ekspertrådet gir en normativ beskrivelse av intakt natur og kjennetegn ved økosystemer i god økologisk tilstand, etterfulgt av et forslag om hvordan indikatorer kan brukes til å måle tilstanden. Kapitlet diskuterer videre grenseverdier for god økologisk tilstand for indikatorerne og hvordan informasjon fra flere indikatorer kan kombineres for å gjøre helhetlige vurderinger av økologisk tilstand, og hvordan man kan ta hensyn til usikkerhet når økologisk tilstand fastsettes. Oppdateringsfrekvens for fagsystemet

foreslås, og det diskuteres kort hvordan vurdere økologisk tilstand i arealer som endres fra en naturtype til en annen.

I kapittel 4 beskrives kjennetegn ved de ulike hovedøkosystemene og de viktigste naturlige og menneskeskapt påvirkningene. Videre deles hovedøkosystemene inn i mer enhetlige økosystemer, og det omtales hva som kjennetegner hvert enkelt økosystem gitt de normative kriteriene for god økologisk tilstand slik de er definert i kapittel 3. Indikatorer knyttet til økologisk tilstand i disse enhetene omtales, og datakilder beskrives. For hvert hovedøkosystem gis det en omtale av hvordan anbefalingene baserer seg på eksisterende fagsystemer, og hvilke mangler i kunnskap og datagrunnlag som kan begrense tilstandsvurderingens etterrettelighet og pålitelighet. **Vedlegg 5** gir en samlet oversikt over foreslåtte indikatorer.

Kapittel 5 gir anbefalinger til videre arbeid.

2 Relevante kunnskaps- og klassifiseringssystemer

v/ Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A. K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V.

Arbeidet med å fastsette god økologisk tilstand i marine og terrestriske økosystemer skal «baseres på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling for norske økosystemer, og bygge på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer». Dette kapitlet gir en innføring i de viktigste kunnskaps- og klassifiseringssystemer som utviklingen av fagsystemet for god økologisk tilstand bygger på.

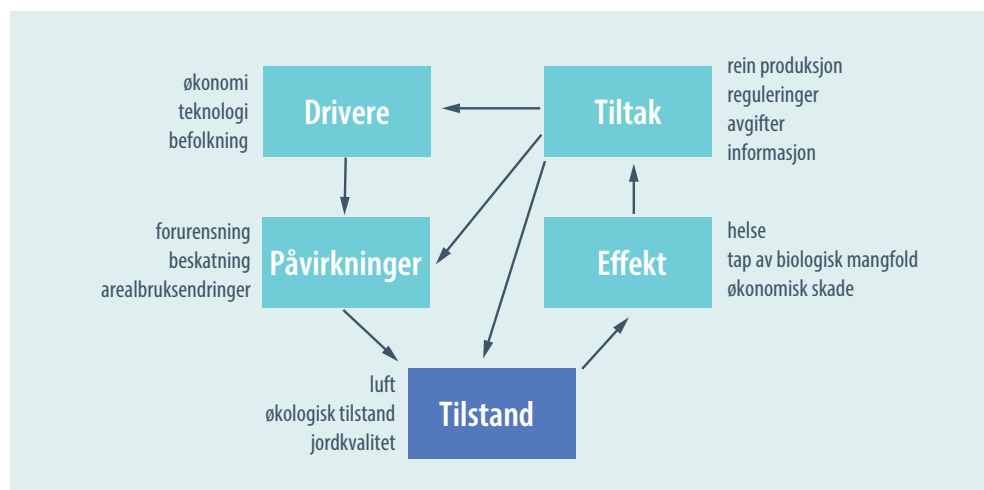
2.1 Klassifisering av drivere, påvirkning, tilstand og tiltak

DPSIR-tilnærmingen er et enkelt rammeverk for å forklare hvorfor og hvordan miljøproblemer oppstår til allmennhet og forvaltning (OECD 1994). Den gjør det mulig å sortere mellom bakenforliggende årsaker (drivere, påvirkninger), hvilken effekt årsakene har (tilstand, effekt) og tiltak (**Figur 2**). For å kunne benytte rammeverket bør ulike indikatorer brukes for å måle drivere/påvirkninger, tilstand/effekt og tiltak. DPSIR-tilnærmingen legger til rette for en transparent og entydig forståelse av ulike sider av miljøutfordringene. Tilnærming benyttes i Miljostatus.no og av det europeiske miljøbyrået (EEA; European Environmental Agency).

Drivere er bakenforliggende drivkrefter, som befolkningsvekst, økonomi, teknologi eller samfunnsstruktur. Begrepet «indirekte drivere» og «drivkrefter» brukes i en del sammenhenger ekvivalent med drivere. I foreliggende rapport benyttes begrepet «drivere».

Påvirkninger («pressures») er de faktiske faktorene som påvirker miljøet, f.eks. utslipp av forurende stoffer og miljøgifter, arealbruksendringer eller fremmede arter. Begrepet «direkte drivere» benyttes i en del sammenhenger. Foreliggende rapport benytter begrepet «påvirkninger». Omfanget av

Figur 2. DPSIR-konseptet benyttes for å vise hva som påvirker tilstanden i økosystemer og hvilke tiltak som kan gjøres for å endre tilstanden (omarbeidet til norsk fra EEA <http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>)



påvirkninger er et resultat av driverne. Utvikling av miljøvennlig teknologi (en driver), vil f.eks. kunne redusere utslipp av miljøgifter (påvirkning), mens mer skånsomme tråleredskaper vil redusere negativ effekt av tråling på marine bunnsystemer.

Påvirkningene fører til endringer i **tilstanden** i miljøet («state»), f.eks. gjennom endret luft- eller vannkvalitet, kvalitet eller mengde av ressurser for arter, bestandsnivå for arter eller nivå på andre økosystemkomponenter. Denne tilstanden har igjen en **effekt** («impact») på økosystemers funksjon eller arters levedyktighet. Skillet mellom tilstand og effekt for økosystemer kan være vanskelig, men disse to begrepene kan grovt sett knyttes til økosystemers struktur og funksjon, som samlet kan forstås som «**økologisk tilstand**» slik Ekspertrådetets mandat er utformet.

Forvaltningstiltak («responses») kan settes i verk med sikte på å forbedre tilstanden. Tiltakene kan f.eks. rettes mot å endre omfanget av drivere (f.eks. teknologiutvikling), redusere påvirkninger direkte (f.eks. utslipp av svovel til luft) eller forbedre tilstanden (f.eks. kalking av innsjøer, restaurering av forringet natur).

Det er ikke alltid enkelt å skille mellom påvirkninger, tilstand og effekt; i økosystemer vil f.eks. etablerte fremmede arter være en faktor som både påvirker og beskriver (representerer) økosystemets tilstand. Som utgangspunkt tilstreber likevel Ekspertrådet at indikatorer for økologisk tilstand skal representere økosystemenes struktur og funksjon, ikke påvirkningsfaktorene som innvirker på disse. Dette behandles grundigere i kapittel 3.5.

DPSIR-tilnærmingen benyttes i fagsystemet for å skille mellom drivere, påvirkninger, tilstand, effekt og tiltak. Økologisk tilstand forstås i fagsystemet som en kombinasjon av tilstand og effekt slik som beskrevet over.

Figur 3. Naturmangfoldnivåene i NiN håndterer variasjon på ulik skala (Artsdatabanken 2015).

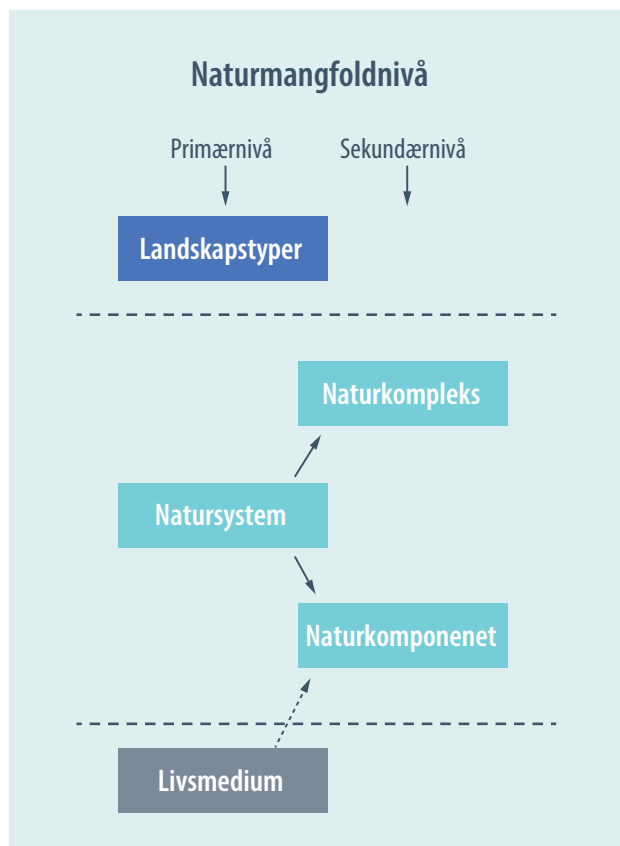
2.2 Systemer brukt i Norge

2.2.1 Natur i Norge (NiN)

NiN som grunnlag for inndeling av natur

Stortinget har vedtatt at Artsdatabankens typeinndeling og beskrivelsessystem for natur, Natur i Norge, skal utgjøre kjernen i arbeidet med kartlegging av norsk natur. Natur i Norge (NiN) er et system som beskriver norsk natur og deler den inn i arealtyper (**Figur 3**). NiN har tre hoveddimensjoner: 1) Naturmangfoldnivåene i NiN håndterer skala, 2) typeinndelingen deler naturen inn i typer og 3) beskrivelsessystemet gir mulighet til å beskrive variasjon i naturen, f.eks. variasjon langs klimatiske gradienter eller som resultat av ulike påvirkninger. Naturen kan deles inn i typer på ulike romlige skalaer, betegnet naturmangfoldnivåer (**Figur 3**).

De tre nivåene landskapstyper, natursystemer og livsmedier er heldekkende, dvs. all natur i Norge kan tilordnes typer på hvert av de tre nivåene. En landskapstype er et større geografisk område med et enhetlig visuelt preg, mens livsmediene gir oss mulighet til å karakterisere arters levested betingelser på den minste romlige skalaen. Natursystem i NiN defineres av «alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig, avgrensbart



område, det totale miljøet de lever i og er tilpasset til, og de prosesser som regulerer relasjoner organismene imellom og mellom organismer og miljø (herunder menneskelig aktivitet)». Natursystemnivået adresserer naturvariasjon på økosystem-nivået, men på en relativt fin romlig skala

Kartlegging av natur i Norge tar i hovedsak utgangspunkt i natursystemnivået. Kartleggingsenheter er tilrettelagt for ulike målestokkområder, dvs. at detaljeringen i kartlegging tilpasses en gitt romlig skala (f.eks. 1:5000 eller 1:20 000, Bryn & Halvorsen 2015), og er foreløpig utarbeidet for terrestriske natursystemer.

Natursystemnivået er det av naturmangfoldnivåene som er mest gjennomarbeidet i NiN 2. Koblingen mellom kartleggingsenheter og natursystemnivået gjør det også hensiktsmessig å vurdere hovedøkosystemene i fagsystemet for økologisk tilstand opp mot natursystemene i NiN. Imidlertid består natursystemene i de fleste tilfeller av små arealenheter, som kan ha for fin skala til å karakterisere økologisk tilstand, slik at en samling av natursystemer er en mer relevant enhet. For noen naturtyper, f.eks. myr, er naturkompleks (landskapsdel i NiN 1) en mer relevant enhet enn natursystemnivået for enkelte formål.

Typeinndelingen av natursystemnivået er hierarkisk strukturert, med hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper. Det finnes 92 hovedtyper av natursystemer, fordelt på sju hovedtypegrupper (**Tabell 1**). Natursystem hovedtypene er videre delt inn i grunntyper (totalt 741), basert på variasjon langs en eller flere «lokale komplekse miljøgradienter».

Tabell 1. Oversikt over typeinndelingen av natursystem-nivået i NiN 2, med hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper.

Hovedtypegruppe	Antall hovedtyper	Antall grunntyper
Saltvannsbunn	15	196
Ferskvannsbunn	8	48
Fastmark	45	351
Våtmark	13	91
Marine vannmasser	4	18
Limniske vannmasser	5	35
Snø og is	2	2

Data fra NiN-kartleggingen som grunnlag for å vurdere økologisk tilstand

Beskrivelsessystemet i NiN gir videre mulighet til en mer detaljert beskrivelse av naturvariasjonen, og sammen med typeinndelingen gjør beskrivelsessystemet det mulig å karakterisere naturområder mer detaljert. Beskrivelsessystemet inkluderer ni grupper med variabler (kilder til variasjon), i tillegg til underordnede lokale komplekse miljøvariabler, og har om lag 90 (sammensatte) variabler (Halvorsen mfl. 2016b). En av gruppene er tilstandsvariasjon. Tilstandsvariasjon er definert ved et sett med 16 variabler («indikatorer») som beskriver omfang og type av påvirkninger på natur eller økologiske prosesser. Åtte av tilstandsvariablene fokuserer på omfang av ulike påvirkninger, f.eks. omfang av grøfting eller spor av ferdsel med tunge kjøretøy. Seks variabler fokuserer på økologiske prosesser – dvs. endringer i artssammensetning – som følge av påvirkningen (**Tabell 2**). Tilstandsvariabler for økologiske prosesser i NiN er derfor best egnet til å vurdere økologisk tilstand, mens tilstandsvariabler for grad av påvirkning er mindre egnet. De økologiske tilstandsvariablene i NiN er basert på endringer i artssammensetning og vegetasjonsstruktur, noe som sammenfaller med flere av indikatorene som foreslås i fagsystemet. Metodikk er imidlertid ikke utviklet for disse indikatorene, og her gjenstår metodeutviklingsarbeid. I de tilfellene der tilstandsvariablene i NiN er aktuelle som indikatorer for økologisk tilstand, er referansetilstand definert som «nulltilstanden» til variabelen. Dette er en tilstand kjennetegnet av lite negativ påvirkning fra menneskeskapt aktivitet, dvs. påvirkninger er fraværende eller endringer i artssammensetningen er ubetydelig. For semi-naturlige økosystemer forutsetter nulltilstanden ekstensiv drift. Andre variabler i beskrivelsessystemet kan også være aktuelle å vurdere som indikatorer for økologisk tilstand, f.eks. naturgitte objekter der stående og liggende død ved inngår.

Det er satt i gang en rekke ulike naturkartleggingsprosjekter, både operativ kartlegging og uttesting, basert på NiN-metodikk. Prosjektene har ulike målsetninger, og kartleggingen er et omfattende og langvarig arbeid. Eksempler på målsetninger er: Skogkartlegging for å vurdere nye verneområder, utvalgskartlegging for å avgrense rødlistede naturtyper og naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse, og heldekkende kartlegging av verneområder. Denne kartleggingen er til dels svært detaljert og foregår på lokalt nivå. For de fleste prosjektene er det imidlertid ikke planer om å gjenta kartleggingen av de samme arealene, noe som er nødvendig ved

overvåking. Nytteverdien for å vurdere utvikling i økologisk tilstand på arealene over tid er derfor begrenset. Resultatene fra kartleggingen kan imidlertid være relevante for å vurdere den økologiske tilstanden på lokal skala i et område.

Fagsystem for økologisk tilstand bygger på inndelingen av natur i NiN, men det er gjort en del tilpasninger (kapittel 4.1). Videre er en del indikatorer valgt fra beskrivessystemet til NiN for å vurdere økologisk tilstand (**Vedlegg 5**). Samtidig er begrepet tilstandsvariasjon i NiN noe utfordrende da dette begrepet ikke er fullt ut i samsvar med definisjonen av økologisk tilstand. Dette omtales i kapittel 5.1. For tilstandsvariabler som er relevante for å vurdere økologisk tilstand, er «nulltilstanden» i trinndelingen i samsvar med intakt natur/referansetilstanden slik den er definert i fagsystemet. Det er utredet et arealrepresentativt overvåkingsprogram (AKO) for å kartlegge naturtyper etter NiN (Strand 2016). Ekspertrådet foreslår at enkelte indikatorer for økologisk tilstand og/eller data som kan brukes til beregning av slike indikatorer, innarbeides i en slik overvåking, se kapittel 5 og **Vedlegg 5**.

2.2.2 Vannforskriften

Vannforskriften omfatter alt overflatevann (kystvann, innsjøer og elver) og grunnvann på fastlands-Norge (www.vannportalen.no/). Den økologiske tilstanden vurderes for alle vannforekomster av en viss størrelse.

Vannforskriften deler økologisk tilstand inn i fem tilstandsklasser (svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig), og de naturfaglige vurderingene av økologisk tilstand i vannforekomster er basert på et sett indikatorer. Samtidig omfatter arbeidet store forvaltningsmessige grep knyttet til utarbeidelse av vannforvaltningsplaner og etablering av vannregioner i samarbeid mellom flere fylkeskommuner, kommuner og ulike sektorer.

Referansetilstanden er naturtilstanden/uberørte forhold med lite påvirkning fra menneskelig aktivitet. Indikatorene som måler tilstanden, er et sett med biologiske parametere/indekser som representerer kvalitetselementene planteplankton, vannplanter, bunnlevende invertebrater og fisk. Disse parametere er følsomme for ulike typer påvirkninger (f.eks. eutrofiering, forsuring, hydromorfologiske endringer). Fysisk-kjemiske og hydromorfologiske målinger er støtteparametere, mens arealendringer av vannforekomstene ikke inngår i vurderingen av økologisk tilstand. Vannforskriften har også krav til miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter i vannforekomster, se også Miljødirektoratet (2016).

God økologisk tilstand er definert som mindre avvik fra referansetilstanden: «Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men

Tabell 2. Tilstandsvariabler i NiN 2 med vurdering av variablene i forhold til DPSIR-rammeverket.

Tilstand – effekter av påvirkninger på artssammensetning	Menneskeskapt påvirkning
Eutrofiering	Grøfting ¹
Forsuring	Jord-bruk (aktuell bruk av jord)
Fremmedartsinnslag	Overbeskatning
Rask suksesjon	Skog-bruk (bruk av tresatt areal)
Skogbestandsdynamikk	Spor etter bunntåling
Miljøgifter og annen forurensing	Spor etter ferdsel med tunge kjøretøy
	Spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon
Naturlig dynamikk/påvirkning	Vassdragsreguleringseffekt ¹
Naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal	
Ubalanse mellom trofiske nivåer ²	

¹ Tilstandsvariablen inneholder både enheter knyttet til tilstand (effekt av påvirkningen) og enheter knyttet til omfang av påvirkningen

² Først og fremst benyttet der man ikke kjenner årsaken til endring, f.eks. nedbeiting av kråkebolle

avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold». Klassifiseringen er den prosessen som bestemmer den økologiske tilstanden i hver vannforekomst. En femtrinnskala er utviklet for å fastsette økologisk tilstand. Klassifiseringen gjøres ut ifra verdiene som er målt for de ulike biologiske kvalitetselementene. Samlet tilstand vurderes ut ifra den indikatoren med dårligst tilstand («verste styrer»-prinsippet, med noen modifikasjoner).

For sterkt modifiserte vannforekomster defineres godt økologisk potensial. Modifiserte vannforekomster er f.eks. elver med omfattende endringer i vannføringen pga. regulering til energiformål. Maksimalt økologisk potensial vurderes i forhold til sammenlignbart fysisk miljø i naturlige vannforekomster. Godt økologisk potensial er definert som små endringer i forhold til maksimalt økologisk potensial.

Samme tilnærming for fastsetting av økologisk tilstand benyttes i alle europeiske land, og grenseverdiene svært god/god og god/moderat økologisk tilstand (som avgrenser definisjonen av god økologisk tilstand) interkalibreres mellom land som har samme vanntype (**Vedlegg 3**). Fylkesmenn og kommuner er opplært i tankegangen gjennom vannforvaltningsplanarbeidet. En innretning av Ekspertrådets arbeid for økologisk tilstand som ligger opp mot vanddirektivet, kan derfor gjøre at systemet lettere blir forstått og brukt i forvaltningen.

Vannforskriftens klassifiseringssystem er et viktig grunnlag for ekspertrådets forslag til fagsystem (kapittel 3). Definisjon av intakt natur/referansetilstand er i samsvar med vannforskriftens tilnærming, samt at indikatorer skaleres mellom 0 og 1. Selve systemet for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand er inspirert av vannforskriften.

2.2.3 Norske forvaltningsplaner for havområdene

God miljøtilstand skal sikres i norske havområder gjennom helhetlige forvaltningsplaner. Forvaltningsplanene utarbeides og følges opp av ansvarlige myndigheter i samarbeid med fagekspertene. Forvaltningsplaner foreligger nå for alle norske havområder; for Barentshavet med Lofoten, for Norskehavet og for Nordsjøen med Skagerrak.

Som en del av oppfølgingen av de helhetlige forvaltningsplanene, er det etablert et indikatorbasert overvåkingssystem for de tre havområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. Til sammen er det så langt utviklet rundt 120 indikatorer i dette systemet. Indikatorene beskriver tilstand for de ulike organismegruppene i økosystemene, tilstand for fysisk miljø, samt forurensing og påvirkning fra menneskelig aktivitet i områdene. Indikatorene rapporteres på miljostatus.no, og de fleste oppdateres årlig. Arbeidet organiseres gjennom Overvåkingsgruppa.

Det er satt grenseverdier for miljøkvalitetsmål for en del av indikatorene. Det varierer hvordan dette er gjort. For fiskebestander brukes grenseverdiene utarbeidet i det internasjonale havforskningsrådet ICES, dvs. B_{pa} og F_{pa} (*precautionary biomass* og *precautionary fishing mortality*)³. For andre indikatorer brukes forandring over tid, der grenseverdien er en øvre grense for akseptabel forandring, dvs. miljøkvalitetsmålet.

Et viktig bruksområde for indikatorene er å vurdere om miljøkvalitetsmålene i forvaltningsplanene er nådd eller ikke. God økologisk tilstand er indirekte beskrevet gjennom disse miljøkvalitetsmålene. De innebærer i stor grad de samme kriteriene som beskrevet i de 11 deskriptorene i EUs marine strategi (kapittel 2.3.1).

Forvaltningsplanarbeidet vurderes som relevant for arbeidet med økologisk tilstand. Gjennom miljømålene er det indirekte sagt mye om hva som legges i begrepet god økologisk tilstand for norske havområder. Videre er deler av det omfattende settet av indikatorer relevant for å vurdere om en har god økologisk tilstand eller ikke i et havområde, og som beskrevet i kapittel 4.8-4.11, kan systemet etableres som en utvidelse av Overvåkingsgruppas arbeid.

Arbeidet i Ekspertrådet vil bidra til å få et helhetlig fagsystem der referansetilstand, god økologisk tilstand og valg av indikatorer vil styrke arbeidet med indikatorer som benyttes i forvaltningsplanene.

³ Dette er grenseverdier hvor gytebiomassen er så stor og fiskedødelighetene så lav at man med høy sikkerhet kan si at reproduksjonsevnen i bestanden ikke er negativt påvirket av fiskeriene.

2.2.4 Naturindeks for Norge

Naturindeks er utviklet for terrestriske, marine og limniske økosystemer og angir tilstanden og utviklingen til det biologiske mangfoldet i norske økosystemer (<http://www.naturindeks.no/>). Referansetilstanden i naturindeks er definert som natur med lite påvirkning fra menneskelig aktivitet. For semi-naturlige økosystemer på land defineres referansetilstanden som natur i god hevd, dvs. den ekstensive hevden som definerer naturtypen, for eksempel beite, slått og lyngbrenning. Andre påvirkninger enn hevd er minimale.

God økologisk tilstand vurderes ikke i naturindeks. Tilstanden til det biologiske mangfoldet måles ved avvik i indikatorene relativt til referanseverdiene, på en skala fra 0 til 1, der 1 angir natur i referansetilstanden og 0 angir fravær av indikatorene som inngår i naturindeksen. Det er tatt hensyn til naturlig variasjon når referanseverdiene settes. Samlet tilstand (naturindeksverdien) for et økosystem presenteres som et veid gjennomsnitt av de ulike indikatorene.

Indikatorer i naturindeks er artsindekser, bestandsnivå av arter eller surrogater for disse. Det er ca. 300 indikatorer i naturindeksen. Viktige arter (f.eks. smågnagere) og andre nøkkelementer (f.eks. død ved) har større vekt enn øvrige indikatorer.

En naturindeksverdi på 0,7 betyr at indikatorene i gjennomsnitt er 70 % av verdiene i referansetilstanden. Siden de fleste indikatorer er arter, kan man forenklet si at bestandene av artene i gjennomsnitt er 70 % av det man finner i referansetilstanden.

Naturindeksen er en videreutvikling av Natural Capital Index (se kapittel 2.3.5), og den forholder seg til referansetilstanden på samme måte som vannforskriften. Metoden for å vurdere samlet tilstand i naturindeks (veid gjennomsnitt) er derimot forskjellig fra metoden som benyttes i vannforskriftens klassifiseringssystem.

Det er gjort omfattende arbeid med å samle inn og sammenstille data for en rekke indikatorer i naturindeksen. Flere av disse indikatorene er relevante å inkludere i fagsystemet for økologisk tilstand. Den geografiske oppløsningen på dataene varierer, fra kommuner, via fylker til store regioner (Sør- og Nord-Norge). Det er satt i gang et arbeid for å utvikle

modeller som tar i bruk data fra flere kilder og som skal øke den geografiske oppløsningen på indikatorene.

Ekspertrådets definisjon av intakt natur/referansetilstand er i samsvar med naturindeksens tilnærming. Mange av indikatorene som foreslås i fagsystemet, sammenfaller med indikatorer som inngår naturindeksen, og der det allerede foreligger sammenstilte data om indikatorene. Disse indikatorene kan derfor benyttes direkte i det foreslåtte fagsystemet. Imidlertid er det klart at naturindeksen indikatorer ikke vil være dekkende for å gi en helhetlig vurdering av økologisk tilstand slik dette blir definert i kapittel 3.4.

Naturindeksen kan sees på som en videreutvikling av Natural Capital Index (se kap. 2.3.5) og Biodiversity Intactness Index (BII) (Scholes & Biggs 2005). Konvensjonen om biologisk mangfold foreslår en **biodiversitetsindeks** som bygger på sistnevnte arbeid.

2.2.5 Rødlista for arter

Rødlista for arter vurderer utdøingsrisiko for enkeltarter. Utdøingsrisiko på nasjonalt nivå vurderes ut fra nåværende bestandsstørrelse, samt utvikling i nær fortid eller framtid. Risiko for utdøing vurderes i henhold til et kvantitativt kriteriesett med fem kriterier, som artene vurderes mot. Kriteriene og minimumskravene for at en art skal vurderes som truet, er knyttet til: A: sterk populasjonsreduksjon, B: begrenset utbredelsesområde, C: begrenset populasjonsstørrelse, D: svært få reproduksjonsdyktige individ, eller E: kvantitativ analyse av risiko for utdøing (Henriksen & Hilmo 2015).

Rødlistevurderingene bygger på data og ekspertvurderinger om hvor stor dagens populasjon er sammenlignet med maksimum siste 100 år. Rødlista for arter er den mest komplette oversikten over utvikling for kjente norske arter og deres risiko for å dø ut. Rødlista er utformet på nasjonalt nivå. Informasjon på fylkes- eller regionalt nivå om arter kan til dels finnes i rødlistebasen. Rødlistebasen har også informasjon om viktige negative påvirkninger på artene.

Rødlistearbeidet og kunnskap om utvikling vil være nyttig dersom arter blir benyttet som indikator for økologisk tilstand. Rødlista opererer ikke med begrepene referansetilstand eller økologisk tilstand

2.2.6 Rødlista for naturtyper

Rødlista for naturtyper omfatter terrestriske, limniske og marine økosystemer. Rødlista for naturtyper vurderer risiko for at en naturtype skal forsvinne. Selv om metodikken åpner for å gjøre vurderinger basert på forventede framtidige endringer, er vurderingene i all hovedsak basert på kunnskap om dagens tilstand og den historiske utviklingen. Den første nasjonale rødlista fulgte et eget kriteriesett, da det den gang ikke var utviklet internasjonale kriterier for rødlistevurdering av naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011). I kriterium 1 ble naturtypenes arealendring innenfor et 50-årsperspektiv og nær framtid vurdert. I kriterium 2 ble pågående nedgang av naturtyper med begrenset antall lokaliteter vurdert og der pågående nedgang ikke antas å opphøre med mindre det settes i verk tiltak. Naturtyper vurdert etter kriterium 3 er naturlig sjeldne, og her inngår landskapsøkologiske vurderinger. Kriterium 4 er relatert til andel areal av en naturtype som har fått redusert tilstand. Reduksjon i tilstand er den dominerende årsaken til rødlisting av naturtyper, fulgt av reduksjon i areal (Lindgaard & Henriksen 2011). Som for rødlista for arter, er de rødlistede naturtypene dokumentert i en egen rødlistebase med bl.a. oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorene.

Ny nasjonal rødliste for naturtyper vil bli utarbeidet og utgitt i 2018. Internasjonale kriterier er nå utviklet i regi av IUCN (Keith mfl. 2013), og ny rødliste vil ta utgangspunkt i de nye [IUCN-kriteriene](#). Europeiske rødlistebaser for habitater kan leses [her](#). De fem IUCN-kriteriene har mange likehetstrekk med kriteriene benyttet i 2011. A-kriteriet er relatert til reduksjon i geografisk utbredelse av en naturtype. I Norsk rødliste for naturtyper 2011 var 40 prosent av de rødlistede naturtypene vurdert etter kriterium 1, som er sammenfallende med IUCN-kriterium A. Kriterium A er kan være egnet til å vurdere økologisk tilstand på fylkes eller regionnivå der arealreduksjon i et større område har betydning. Kriterium A er relevant når man vurderer økosystemer på en grovere skala, f.eks. fylkes- eller regionnivå, jamfør egenskap nr. 5 (se kapittel 3.4). B-kriteriet er knyttet til naturtyper med begrenset geografisk utbredelse eller forekomst, og hvor det også pågår en reduksjon i areal eller tilstand. C-kriteriet omfatter abiotisk degradering av økosystemene, f.eks. endret hydrologi eller flomregime, mens D-kriteriet omfatter biologisk degradering av økosystemene. C- og D-kriteriene er relevante for arbeidet med økologisk tilstand, og sammenfaller med egenskapene

Ekspertrådet har utviklet for god økologisk tilstand, se kapittel 3.4. E-kriteriet innebærer å gjøre en kvantitativ analyse som estimerer sannsynligheten for økosystemkollaps i framtida. Kriterium E er således ikke relevant for å vurdere økologisk tilstand i dag, men er relevant hvis framtidig utvikling skal vurderes.

Miljødirektoratet har satt i gang et arbeid for å kunne verdisette lokaliteter med rødlistede naturtyper og andre naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse (Evju mfl. 2017). I dette arbeidet, som vil baseres på kartlegging av lokaliteter etter NiN, vil relevante variabler for tilstandsvariasjon i NiN, i betydningen forekomst av negative påvirkninger (eller fravær av positive i semi-naturlige naturtyper) registreres i felt. Kartlegging og verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse vil være et godt grunnlag for framtidige rødlistevurderinger.

2.2.7 Svartelista for arter

I arbeidet med svartelisting av arter vurderes fremmede arter i Norge, dvs. arter som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde og spredningspotensial, og som har kommet til Norge ved passiv eller aktiv hjelp av mennesker. Artene vurderes i forhold til økologisk risiko, dvs. hvor stor sannsynlighet arten har for å spre seg til og etablere seg i naturen, og hvilken effekt arten kan ha på stedegne arter og naturtyper. Svartelistede arter er arter med svært høy risiko, dvs. arter med sterkt negativ effekt på norsk natur, og arter med høy risiko, dvs. arter med stor spredning og en viss økologisk effekt, eller arter med en begrenset spredning men stor økologisk effekt (Gederaas mfl. 2012). Svartelista med tilhørende risikovurderinger oppdateres jevnlig, og vil være et nyttig kunnskapsgrunnlag for å vurdere effekter av fremmede arter i økosystemene.

2.2.8 Miljøovervåking for Svalbard og Jan Mayen (MOSJ)

Norsk Polarinstitutt har ansvaret for overvåkingen av økosystemene på og rundt Svalbard, og vurdering av indikatorer og tilstandsendringer skjer i regi av miljøovervåkingssystemet MOSJ (Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen; <http://www.mosj.no/no/>). MOSJ innhenter data fra relevante overvåkingssystemer og presenterer tidstrender for et utvalg av arter i terrestriske og marine økosystemer. Vurderinger av økosystemenes tilstand gjøres av ekspertpaneler i form av særskilte rapporter ca. hvert 10 år (Fauchald mfl. 2014b, lms

mfl. 2014). Disse tilstandsvurderingene skjer på bakgrunn av alle tilgjengelig overvåkingsdata og forskningslitteratur, og miljøets tilstand (terrestrisk og marint) vurderes kvalitativt opp mot de statlige miljømålene for nordområdene (miljøstatus. no). Utbyggingen av Klimaøkologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra (COAT) vil bidra til økt datatilgang for relevante indikatorer for Svalbard og arktiske deler av fastlands-Norge.

2.3 Internasjonale systemer av interesse

2.3.1 EUs havstrategidirektiv

EUs marine strategi, havstrategidirektivet, ble vedtatt i 17. juni 2008 (2008/56/EC), men er ikke innlemmet i EØS avtalen. Målet er å oppnå god økologisk tilstand i EUs marine områder innen 2020 og beskytte ressursene som marine økonomiske og sosiale aktiviteter er avhengig av. Alle EU-land skal utvikle strategier for å oppnå dette. Norge er ikke bundet av EUs havstrategi, og direktivet implementeres ikke i Norge, men måten direktivet implementeres i andre land kan være til nytte for Norge.

EUs marine strategi (*Marine Strategy Framework Directive; MSFD*) har definert normative kriterier for god økologisk tilstand («good environmental status»), knyttet til 11 deskriptorer: biologisk mangfold, fremmede arter, kommersielt utnyttede arter, næringsnett, eutrofiering, integritet av sjøbunnen, hydrografiske forhold, forurensing, mattrygghet, marint søppel og energi, inkludert undervannsstøy. Det er utviklet egne sett av indikatorer for hver av de 11 deskriptorene. Med utgangspunkt i deskriptorene har hvert enkelt land spesifisert hva god økologisk tilstand betyr for sine egne havområder. Overvåkingsystem er utviklet for å vurdere tilstand i havområdene. Flere av deskriptorene fokuserer ikke på økologisk tilstand, men på omfang av påvirkninger.

Havstrategidirektivet definerer ikke referansetilstand, kun god økologisk tilstand.

2.3.2 Natura 2000

Natura 2000 er et nettverk av områder for å beskytte sjeldne og truede arter og naturtyper. Det gjelder for alle de 28 medlemslandene i EU, og omfatter både land og sjøareal. I 2017 dekker nettverket over 18 % av EUs landareal og nesten 6 % av

det marine arealet. Mesteparten av nettverket er også vernet etter hvert land sin egen nasjonale lovgivning for å beskytte natur. Målet med nettverket er å sikre overlevelse til Europas mest verdifulle og truede arter og naturtyper. Disse er listet i EUs Fugledirektiv og i Habitatdirektivet. Avsetning av Natura 2000-områder er en forpliktelse under EUs Habitatdirektiv.

Bevaringsstatus til naturtyper og arter listet i Habitat- og fugledirektivene evalueres regelmessig, normalt hvert 6. år. Referansetilstanden som bevaringsstatus vurderes mot, er det nivå av forekomst og utbredelse (for naturtypene) eller utbredelse og populasjonsstørrelse (artene) som man anser er nødvendig for at naturtypene/artene skal oppnå god bevaringsstatus. Nivået for referansetilstanden kan aldri settes lavere enn det var det året et land ble medlem av EU. Hva som er godt nok (nødvendig), vurderes for hver enkelt art/naturtype per biogeografiske og marine region. For artene støtter vurderingene seg på IUCNs kriterier for hvor mye som trengs av en art for at den ikke lenger skal være truet. For naturtypene blir blant annet artenes populasjoner og historiske kart brukt for å vurdere hvor mye som er godt nok. Ettersom referansetilstand ikke er entydig definert, er det vanskelig å sammenligne bevaringsstatus mellom land, områder og naturtyper.

Naturtypenes bevaringsstatus måles med indikatorer knyttet til en naturtypes areal, utbredelse, kvalitet (økologiske strukturer og funksjoner, både arter og abiotiske faktorer) og framtidssikter (trusler i dag og forventede trusler framover). Begrepene god/gunstig, utilstrekkelig og dårlig bevaringsstatus benyttes. Kriteriene for god bevaringsstatus av en naturtype er:

- areal: stabil/økende og ikke mindre enn referansen og ingen endringer innen naturtypens utbredelse
- utbredelse: stabil/økende og ikke mindre enn referansen
- kvalitet: struktur og funksjon: god tilstand, ingen negativ påvirkning

Kriteriene for god bevaringsstatus varierer noe for de ulike kategoriene (areal, utbredelse, kvalitet og framtidssikter). Det er størst variasjon i kategorien kvalitet, siden det varierer hva som er viktig i de ulike naturtypene, f.eks. er mengden død ved viktig i skog, mens det for en eng er viktig at næringsstatusen er naturlig (ingen gjødsling bortsett fra det beitedyrene eventuelt tilfører).

\Mange av indikatorene benyttet i evaluering av Natura 2000-områdene, er relevante for arbeidet med økologisk tilstand. Dette gjelder særlig areal (og fragmentering) og kvalitet. Konseptet for fastsetting av referansetilstand varierer mellom arter og mellom naturtyper og anses ikke som et godt utgangspunkt for å fastsette referansetilstand i fagsystem for god økologisk tilstand.

Norge er ikke forpliktet til å gjennomføre Natura 2000,, siden EØS-avtalen ikke omfatter EUs Habitatdirektiv. Imidlertid har Bern-konvensjonen, som Norge har ratifisert, en parallell forpliktelse; Emerald Network. Norge er dermed forpliktet til å etablere Emerald Network i likhet med EU og andre land utenfor EU som har ratifisert konvensjonen. Norge har foreslått en rekke kandidatområder til Emerald Network. Aktuelle områder framgår av offisiell liste ([T-PVS/PA \(2016\) 11](#)) fra partsmøtet i 2016. Alle kandidatområdene er allerede vernet etter norsk lov. Kravene til rapportering av tilstand og utvikling for Emerald-områder under Bern-konvensjonen er ennå ikke bestemt. Det er likevel grunn til å tro at de vil ligne på tilsvarende krav etablert under EUs regelverk for habitat- og fugledirektivene, samt Natura 2000. Norge har til nå ikke etablert noe spesielt system for slik kunnskapsinnhenting og eventuell rapportering til Bernkonvensjonen.

2.3.3 Restaurering, hvordan måle tilstandsforbedringer?

EUs strategi for biologisk mangfold mot 2020 har blant annet som målsetning at minst 15 % av forringede økosystemer skal restaureres (Aichi-mål 15). Dette er i samsvar med mål under Konvensjonen om biologisk mangfold om restaurering. I Norge har Stortinget vedtatt at *«regjeringen skal klargjøre hva som er god tilstand og hvilke arealer som er å regne som forringede økosystemer og trappe opp arbeidet med å bedre tilstanden i økosystemene, med sikte på at 15 % av de forringede økosystemene skal være restaurert innen 2025.»* I Norge er det gjennomført en del spredte restaureringstiltak i ulike naturtyper, og i 2015 ble det vedtatt en nasjonal plan for restaurering av våtmarker (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet 2016), men det er ikke utviklet en felles metode for å måle økologisk tilstand i arealet som skal restaureres. Arbeidet med å utvikle et fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand bør også kunne være et utgangspunkt for å vurdere hvorvidt et område er forringet, dvs. om den økologiske tilstanden er dårlig, og om den forbedres etter restaurering.

I arbeidet med å implementere EUs strategi er det utviklet et teoretisk rammeverk for å prioritere innsats og måle effekter av restaureringstiltak (Lammerant mfl. 2013). I dette rammeverket vurderes et områdes kvalitet i forhold til et gitt årstall (referansetilstanden). Vurderingen av områdets kvalitet gjøres med indikatorer som er sterkt koblet til tilstanden på arealet (omfang av forringet areal). Hvilke indikatorer som måler kvaliteten, varierer mellom land, noe som gjør sammenligning svært vanskelig. En vurdering av konkrete tilstandsindikatorer for de nordiske landene viser at det også her er store forskjeller mellom land og ulike naturtyper (Hagen mfl. 2015a). To hovedtilnærminger benyttes til å vurdere grad av forringelse:

- evne til å levere produkter/økosystemtjenester, og
- økologisk funksjon og evne til å gjenopprette tilstand (resiliens).

EUs rammeverk for restaurering er ikke operasjonalisert og prøvd ut i praksis. Ettersom det skal være et verktøy for å vurdere måloppnåelse i forhold til restaurering, legges det stor vekt på praktisk gjennomførbarhet. Valg av indikatorer er i stor grad anbefalt å være pragmatisk, basert på tilgjengelige data, eksisterende lovgivning osv. Det synes ikke som om rammeverket fra EU er gjennomarbeidet nok til at det kan gi gode råd for bruk i Ekspertrådets arbeid. Vi vil imidlertid anta at en del av de abiotiske og biotiske indikatorene det skal måles på, er sammenfallende med indikatorer som benyttes i Natura 2000-arbeidet og i arbeidet med rødlisting av naturtyper. Disse indikatorene kan være relevante å vurdere i fagsystemet for økologisk tilstand.

Det er stor variasjon i ulike restaureringstiltak, og restaureringsprosjekter kan ha svært ulike mål, fra etablering av populasjoner av enkeltarter til landskapsforming. Innenfor fagfeltet restaureringsøkologi er det mye fokus på å finne gode indikatorer, dvs. egenskaper som beskriver utvikling i retning målet for restaureringstiltaket. Det er utviklet forslag til en internasjonal standard for gjennomføring av restaureringstiltak, og hvilke egenskaper som er viktige. Hovedgrupper av egenskaper i dette forslaget er fravær av trusler, abiotiske forhold, artssammensetning, økosystemfunksjon, og funksjon og utveksling med andre systemer (McDonald mfl. 2016). Skala er en stor utfordring ved måling av effekter av restaurering. De fleste tiltak foregår på liten skala og kan ha stor

lokal effekt, men vil ikke gi utslag på nasjonal eller regional statistikk. Ulike indikatorer er dermed relevante avhengig av om man skal måle effekt av overordnede programmer eller detaljer i enkelttiltak.

Når EUs arbeid med rammeverket for restaurering er ytterligere utviklet og godtatt, kan det være aktuelt med en gjennomgang for å vurdere om dette kan bidra til fagsystem for god økologisk tilstand.

2.3.4 Living Planet Index

The Living Planet Index (LPI) måler tilstanden for global biodiversitet basert på populasjonstrender for virveldyr. Databasen som indeksen baseres på, har data på over 14 000 populasjoner for mer enn 3600 arter av pattedyr, fugl, fisk, reptiler og amfibier. Referanseår, som tilstanden måles mot, er satt til 1970, og i likhet med naturindeks benyttes relativt bestandsnivå som mål på tilstanden til det biologiske mangfoldet. Det er ikke satt forvaltningsmål for LPI.

En referansetilstand slik den var i 1970 er ikke aktuelt å benytte i fagsystemet for god økologisk tilstand. Dette har sammenheng med at en slik tilnærming automatisk vil klassifisere områder som allerede da var forringet som god økologisk tilstand.

2.3.5 GLOBIO og Natural Capital Index

GLOBIO-modellen har blitt benyttet til å gi et overblikk over tilstanden til det biologiske mangfoldet i ulike sammenhenger. Referansetilstanden i GLOBIO er naturlige økosystemer med opprinnelig vegetasjon eller primær vegetasjon. **Natural Capital Index (NCI)**, som GLOBIO-modellen bygger på, bruker førindustriell tid (tolket som «*pristine conditions*») som referansetilstand. For semi-naturlige økosystemer defineres referansetilstanden som områder i god hevd. NCI benytter biologiske data om arter for å beregne tilstanden til det biologiske mangfoldet, mens GLOBIO baserer tilstandsvurderingen på informasjon om ulike påvirkninger og kjente dose-respons-sammenhenger mellom påvirkninger og bestander av arter. GLOBIO-modellen inkluderer informasjon om påvirkninger fra nitrogenavsetning, arealbruksendringer, arealbruksintensitet, infrastruktur og fragmentering og klimaendringer, men inkluderer ikke høsting, jakt og fremmede arter. Tilstanden som modelleres, er «Mean Species Abundance (MSA)» – dvs. relativt bestandsnivå av arter. Siden inputdata i GLOBIO-modellen er påvirkninger og den ikke er verifisert mot reelle bestandsdata, kan modellen på mange måter

betraktes som et vektet påvirkningskart på jordens terrestriske økosystemer. Hvorvidt vektingen er riktig i forhold til å vurdere endringer i artsmengder, er uklart. GLOBIO-modellen er utprøvd i de nordligste delene Norge (van Rooj mfl. 2017), men bygger kun på påvirkningsinformasjon. Dose-respons-sammenhenger mellom påvirkninger og deres effekter på arter er i hovedsak etablert for andre regioner enn Fennoskandia, og er ikke verifisert mot reelle data på bestandsendringer i Norge. I og med at GLOBIO-modellen bygger på data om påvirkningsfaktorer og behandler artene og økosystemene indirekte gjennom dose-responsforhold, anses den ikke som relevant for arbeidet med økologisk tilstand.

Natural Capital Index bygger på bestandsdata av arter, og er derfor relevant. NCI ble testet ut i Nederland på 1990-tallet, men er ikke i bruk i dag. Naturindeksen er beskrevet nærmere i kapittel 2.2.4.

2.4 Oppsummering

Kapitlet oppsummerer hvordan forslag til «fagsystem for økologisk tilstand» bygger på eksisterende kunnskap og etablerte systemer:

- Fagsystemet bygger på inndelingen av natur slik den er definert i Natur i Norge, men også på inndelingen i Norsk handlingsplan for naturmangfold. Dette er gjort med enkelte tilpasninger (se kapittel 4.1).
- Fagsystemet bruker begrepet referansetilstand slik det er definert i vannforskriften og naturindeksen, dvs. intakt natur, og bygger på normative beskrivelser av god økologisk tilstand slik det er beskrevet i vannforskriften, men med konkrete beskrivelser av egenskaper for god tilstand.
- Klassifisering av god økologisk tilstand bygger på, men er en forenklet versjon av, klassifiseringsprosessen i vannforskriften.
- Relevante indikatorer hentes fra marine forvaltningsplaner, naturindeks, Natur i Norge, Miljøovervåking på Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). Rødlista for arter og rødlista for naturtyper kan bidra med oppdatert kunnskap om enkelte indikatorer.
- Datagrunnlaget for indikatorene hentes fra overvåkingsprogrammer og andre relevante informasjonskilder (se kapittel 4 og 5, samt **Vedlegg 5**)

3 Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand

v/ Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A. K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V.

Dette kapittelet presenterer forslaget til fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand og begrunner valgene som er tatt. Deltagere i undergruppe hav (Per Fauchald, Normann Whitaker Green, Eva Ramirez-Llodra, Sylvia Frantzen, Cecilie von Quillfeldt og Anne Kirstine Frie) har bidratt betydelig til å utvikle egenskapene som gir en normativ beskrivelse av god økologisk tilstand i kapittel 3.4.

3.1 Definisjon av økologisk tilstand

Fagsystemet for økologisk tilstand skal baseres på «*et begrenset antall indikatorer som reflekterer økosystemenes struktur- og funksjon og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene* (Ekspertrådets mandat, **Vedlegg 1**). I naturmangfoldloven er økologisk tilstand definert som «*Status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer*». I definisjonen av økologisk funksjon inngår produktivitet, og mandatet dekker derfor også produktivitet. I kriteriesettet for valg av indikatorer (kapittel 3.5) inngår det at indikatorsettet samlet sett skal være sensitive for de viktigste påvirkningsfaktorene i økosystemet. Fagsystemet dekker dermed naturmangfoldlovens definisjon av økologisk tilstand.

Økosystemstruktur er den biofysiske strukturen til et økosystem (TEEB 2010). Begrepet omfatter biologisk mangfold, deriblant sammensetningen av arter i et økosystem, altså antall, mengden (abundansen) og mengdefordelingen av ulike arter. Begrepet omfatter også et økosystems trofiske struktur; hvor mange trofiske nivåer (ledd i næringsnett, f.eks. planter, planteetere og predatorer) som finnes, eller hvordan biomassen i et økosystem er fordelt mellom ulike trofiske nivåer. Videre kan økosystemstruktur beskrive hvordan sammensetningen av de biotiske delene av økosystemet former økosystemets biofysiske arkitektur, som trær, korallrev og

tareskog (NOU 2013). Sentralt i begrepet økosystemstruktur er det biologiske mangfoldet.

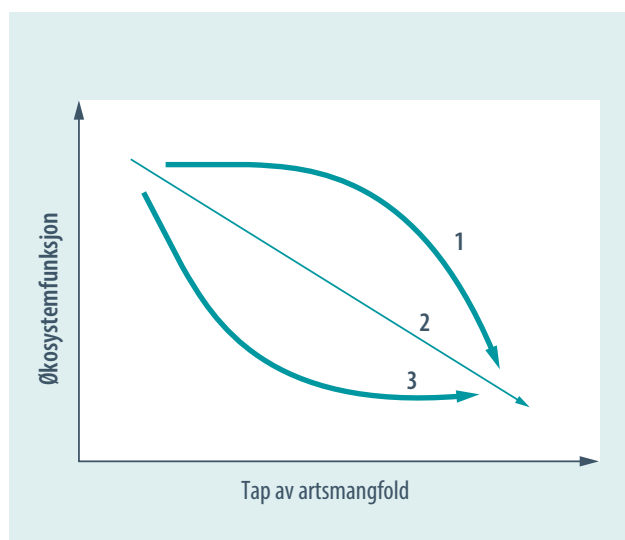
Økosystemfunksjon, inkludert produktivitet, er synonymt med begrepet økosystemprosesser, som beskriver iboende egenskaper ved økosystemet som gjør at økosystemet opprettholder sin integritet eller helse, og leverer økosystemtjenester (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Økosystemprosesser kan være fysiske, som transport av vann eller sedimenter, eller biologiske, f.eks. fotosyntese/primærproduksjon, nedbrytning eller beiting. Økosystemfunksjon omfatter også økologiske funksjonsområder for arter. I Naturmangfoldloven (§3) er funksjonsområder definert som «område – med avgrensning som kan endre seg over tid – som oppfyller en økologisk funksjon for en art, slik som gyteområde, oppvekstområde, larvedriftsområde, vandrings- og trekkruiter, beiteområde, hiområde, myte- eller hårfellingsområde, overnattingsområde, spill- eller parringsområde, trekkvei, yngleområde, overvintringsområde og leveområde.»

Økologisk tilstand vurderes med utgangspunkt i disse definisjonene av økosystemenes struktur og funksjon. Viktige begreper som benyttes i denne rapporten, er definert i **Vedlegg 2**.

3.2 Økosystemets tilstand og velfungerende økosystemer

I norsk handlingsplan for naturmangfold er det nasjonalt mål at «Økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester» (Meld. St. 14 (2015–2016)). Dette delkapitlet gir en kunnskapsstatus for sammenhengen mellom økosystemenes tilstand, altså deres funksjon og struktur, og kapasiteten til å levere grunnleggende økosystemtjenester, samt forsyvende og regulerende økosystemtjenester. Delkapitlet omhandler særskilt betydningen av det biologiske mangfoldet, som er sentralt i økosystemets struktur.

Sammenhengene mellom biologisk mangfold og økosystemenes evne til å levere økosystemtjenester er et relativt nytt fagfelt innen økologien, som for alvor skjøt fart etter møtet i Konvensjonen for biologisk mangfold i Rio i 1992. De siste 25 årene har en stor mengde felteksperimenter gitt ny kunnskap og slått fast at betydningen av biologisk mangfold på økosystemenes funksjoner er reell og betydelig (Hooper mfl. 2005, Braat & de Groot 2012, Cardinale mfl. 2012). Tap av mangfold kan i seg selv ha effekter på økosystemfunksjoner som er like store eller større enn klimaendringer, økt nitrogeninnførsel og andre miljøendringer (Hooper mfl. 2012, Tilman mfl. 2014). Akselererende miljøendringer og fortsatt tap av globalt biologisk mangfold truer derfor økosystemenes funksjon og tilstand, samt deres evne til å levere økosystemtjenester (Dirzo mfl. 2014, Oliver mfl. 2015).



Artsmangfold er viktig for grunnleggende økosystemfunksjoner

Artsmangfoldet er en viktig faktor for økosystemenes produktivitet, stabilitet, motstandskraft mot invaderende arter og næringsomsetning, altså faktorer som beskriver økosystemets tilstand.

Generelt er det en positiv sammenheng mellom antall arter og grunnleggende økosystemfunksjoner som primærproduksjon og nedbrytning. Et større arts mangfold gjør at systemet blir mer effektivt til å fange ressurser – en større del av solenergi, vann- og næringstilgang kan utnyttes når flere arter fyller flere nisjer (Cardinale mfl. 2012, Tilman mfl. 2014).

Tilman konkluderer at terrestriske, limnisk og marine systemer med høy artsdiversitet har omtrent dobbelt så høy primærproduksjon (altså at de produserer dobbelt så mye biomasse per tidsenhet) som monokulturer av de samme artene, og at forskjellen øker med tiden (Tilman mfl. 2014). Flere ulike forklaringer spiller inn, men et viktig poeng er at ulike arter utfyller hverandre, og at systemer med høy artsdiversitet i større grad er i stand til å utnytte tilgjengelige ressurser, også over tid.

Fremdeles trengs forskning for å avklare akkurat *hvordan* artsdiversitet henger sammen med økosystemfunksjon i ulike systemer. Både teori og eksperimenter antyder at forholdet ikke er lineært, for eksempel at det ofte er en metningseffekt med økende mangfold. I så fall er effekten av tapt arts mangfold

Figur 4. Det finnes tre hovedhypoteser for økologiske konsekvenser av tap av arts mangfold. (1) En hypotese sier at tap av de første artene vil ha små effekter på økosystemfunksjoner, fordi noen arter er «overflødige» i den forstand at andre arter har tilsvarende økologisk rolle i naturen. Men, på et eller annet punkt vil et fortsatt artstap føre til rask reduksjon i økologiske funksjoner. Denne hypotesen kalles i blant for «flynagle-hypotesen» utfra en parallell om at det å fjerne nagler fra en flykropp vil ha liten effekt på flygeevnen i begynnelsen, men dersom nok nagler fjernes vil det føre til at flyet svikter. (2) En annen hypotese foreslår at økosystemfunksjoner reduseres proporsjonalt med artstapet. (3) En tredje hypotese sier at selv et lite artstap vil føre til en brå nedgang i økosystemets funksjoner. En oppsummering av 350 ulike studier konkluderer med at de fleste av dem samsvarer best med den første hypotesen. Omarbeidet fra Cardinale mfl. (2011).

liten i begynnelsen, men øker etter man har nådd et visst tap (**Figur 4**). Alternativt, dersom systemet styres av en nøkkelart, kan effekten være stor dersom denne forsvinner, mens fravær av andre arter har mindre effekt. En studie som oppsummerer kunnskapen i mer enn 350 enkelt eksperimenter med manipulering av plante-arts mangfold, fant en overvekt av studier med mønstre som støttet hypotesen om at tap av arts mangfold har alvorlige effekter etter å ha passert en terskel (Cardinale mfl. 2011).

Forholdet mellom økosystemfunksjon og kapasiteten til å levere økosystemtjenester er heller ikke trivielt. Vi trenger flere studier og gode synteser som kobler biologisk mangfold, via økosystemfunksjon, til en leveranse i form av en økosystemtjeneste. Mange av feltstudiene som har vært gjort hittil, har sett på enkle systemer med et begrenset antall arter. Det er derfor behov for feltstudier som er skalert opp til reelle forhold og skalaer (Ricketts mfl. 2016). Også måten vi måler økosystemtjenesten på, kan være viktig. I sin gjennomgang av mer enn 500 studier viser Ricketts mfl. at det ikke alltid er sammenheng mellom arts mangfoldets effekt på leveranse av en tjeneste (f.eks. økt antall pollinatorer) og *den resulterende produksjonen slik vi måler den som relevant for mennesker* (f.eks. økt avling).

Artenes funksjoner viktigere enn artsantall

Ny forskning toner ned fokuset på artsantall fordi antallet arter alene kan skjule helt vesentlige nyanser. For eksempel er både fordeling av individer (altså hvor mange individer det er av hver art), og hvilke funksjoner de artene som faktisk er til stede har, av helt avgjørende betydning for hvordan systemet fungerer.

Derfor framheves nødvendigheten av å se på artenes funksjoner, som igjen gjenspeiles i deres funksjonelle trekk. Funksjonelle trekk beskriver både hvordan en organisme responderer på påvirkninger og hvordan organismen påvirker økosystemets leveranse av økosystemtjenester (Violle mfl. 2007, Enquist mfl. 2015). Eksempler er kroppsstørrelse, diett, habitattilknytning, spredningsevne og vekstform. I praksis er leveranse av økosystemtjenester ofte avhengig av interaksjoner mellom en rekke ulike funksjonelle trekk, over flere ulike nivå i næringsnett. Ulike studier peker også på at både vanlige (Hooper mfl. 2005) og sjeldne arter (Mouillot mfl. 2013, Leitão mfl. 2016) kan fylle unike funksjonelle roller i økosystemet. Det

er dermed vanskelig å forutsi hvilke arter som er de viktigste for å opprettholde økosystemenes funksjon.

«Nøkkeltrekk» kobler påvirkning og leveranse av økosystemtjenester

En fersk sammenstilling av studier som så på koblingen mellom påvirkningsfaktorer og økosystemtjenester via funksjonelle trekk, peker på at det finnes enkelte «nøkkeltrekk»; trekk som responderer klart på påvirkning og samtidig selv påvirker tilbudet av ulike økosystemtjenester (Hevia mfl. 2017). I sitt studiemateriale finner de eksempler på mulige slike trekk – som størrelse eller diett. For eksempel viser en amerikansk studie (Larsen mfl. 2005) at kroppsstørrelse i biesamfunnet påvirkes av intensivering i jordbruket, ved at de store bieartene er de første som forsvinner. Samtidig er store bier bedre pollinatorer, slik at tap av de store biene kan gi lavere avling. Kroppsstørrelse er her et nyttig nøkkeltrekk som kan si noe om den økologiske tilstanden i systemet. Slike nøkkeltrekk som kobler respons og effekt, er gode kandidater til robuste indikatorer når man skal overvåke endringer i biologisk mangfold og effekten på økosystemets tilstand og økosystemtjenester.

Et høyt biologisk mangfold gir stabilitet

I økende grad rettes søkelyset mot at økosystemene skal levere tjenester også under framtidige, endrede miljøforhold, og det er derfor viktig med kunnskap om hvor robuste systemene er. Robusthet i økologien er et bredt konsept som innebærer både motstandskraft mot endring (resistance) og hvor raskt systemet henter seg inn etter forstyrrelser (recovery).

Økosystemenes robusthet styres av faktorer som virker på ulike nivå innen organiseringen av biologisk mangfold; arter, samfunn og landskap. Siden disse økologiske nivåene henger sammen, vil endringer på ett nivå kunne påvirke de øvrige nivåene, og utløse et skred av andre effekter (kaskade-effekter) (Oliver mfl. 2015).

Forskerne finner stadig mer støtte for at et intakt, rikt biologisk mangfold gjør at økologiske funksjoner er mer stabile over tid. Det betyr også at kapasiteten til å levere økosystemtjenester sannsynligvis er mer stabil over tid i slike systemer (Cardinale mfl. 2012, Oliver mfl. 2015). Mekanismene er flere. Blant annet vil det være slik at i et system med høyere biologisk mangfold vil artene representere flere ulike varianter av økologiske funksjoner. Dermed har økosystemet flere varianter

å «spille på» i møtet med kommende miljøendringer. Intakt arts mangfold og god økologisk tilstand kan slik fungere som en «livsforsikring» som sikrer stabilitet i økologiske funksjoner og fortsatt leveranse av økosystemtjenester ved økende menneskeskapt påvirkning (Chapin mfl. 2000, Braat & de Groot 2012).

3.3 Intakt natur i en Antropocen verden?

For å kunne vurdere den økologiske tilstanden må man kunne vurdere økosystemets tilstand opp mot en norm, referansetilstanden. Den konseptuelle tilnærmingen for fastsetting av referansetilstand er gjenstand for tilbakevendende og omfattende faglige diskusjoner. Diskusjonene er først og fremst knyttet til om man skal vurdere referansetilstanden i forhold til naturens «urørthet» eller om det er andre faktorer, som arts mangfold og økosystemets dynamikk og funksjoner, som definerer 'intakt' natur. Hvordan fastsetter vi i det hele tatt en referansetilstand når vi vet at naturen er i kontinuerlig endring, påvirket av naturlige så vel som menneskeskapt prosesser? Disse problemstillingene er beslektet med diskusjonen i kapittel 2 om hvorvidt det er påvirkningsfaktoren (i dette tilfellet den menneskelige påvirkningen) eller responsen (økosystemets struktur og funksjon) som skal være utslagsgivende, og diskuteres videre nedenfor.

Det første spørsmålet vi kan stille oss er dette: Hva er forholdet mellom referansetilstand og forvaltningsmål? Naturindeksen beskriver den rollen referansetilstanden er ment å spille i rammeverket slik:

«Referansetilstanden i naturindeksen kan sammenlignes med den magnetiske Nordpolen som fungerer som en referanse når en skal stake ut riktig kurs. Nordpolen (referansetilstanden) er ikke målet, men en må vite hvor Nordpolen er, for å komme dit en ønsker (forvaltningsmålet). Referansetilstanden er følgelig forskjellig fra forvaltningsmålet, kanskje med unntak av enkelte verneområder der en ønsker at tilstanden skal være så upåvirket av menneskelig aktivitet som mulig. Kunnskap om hva som er referansetilstanden, er derfor viktig for å få vite om en endring er positiv eller ikke. Når naturindeksen viser økte verdier over tid, innebærer dette en positiv utvikling for det biologiske mangfoldet. Motsatt vil avtagende naturindeksverdier over tid indikere en negativ utvikling for det biologiske mangfoldet.» (Nybø mfl. 2015).

I tillegg til å fungere som et kompass for riktig kurs, benyttes også referansetilstanden til å skalere indikatorverdiene, noe som er nødvendig for å kunne sammenligne utviklingen til ulike indikatorer. Skaleringen gjør det mulig å sammenstille ulike indikatorer som er målt med ulike måleenheter.

Nedenfor diskuterer vi hvordan referansetilstanden intakt natur defineres og forstås av Ekspertrådet. Deretter presenterer vi hvordan dette bygger på og supplerer eksisterende klassifikasjonssystemer.

Menneskenes påvirkning på natur i et langsiktig perspektiv

De siste århundrene har vi vært vitne til en dramatisk økning i menneskelig påvirkning på naturen. I år 1700 var omtrent halvparten av jordens overflate uberørt natur, uten menneskelige bosetninger eller påviselig bruk. Mesteparten av de resterende landarealene var semi-naturlige (45 %), mens kun små arealer var oppdyrket eller bosatt. I år 2000 var dette bildet snudd på hodet: mer enn halvparten (55 %) av jordas isfrie landarealer er nå påvirket eller sterkt påvirket av mennesker, mindre enn 20 % er semi-naturlige, og under 25 % uberørt (Ellis mfl. 2010). Denne dramatiske økningen i menneskelig påvirkning på naturen har gjennomgående effekter på jordas økosystem på makronivå; de biogeokjemiske stoffsyklusene som karbon- og nitrogensyklusene, klimaet, mange økologiske prosesser og funksjoner i økosystemene, og dermed også de viktige driverne bak tap av og endringer i biologisk mangfold domineres nå av menneskelige påvirkninger (se f.eks. Steffen mfl. 2007, Newbold mfl. 2015, Newbold mfl. 2016). Denne omveltningen har ført til at mange nå anser at vi har beveget oss inn i en ny geologisk epoke, Antropocen (menneskets tidsalder), der mennesket er den dominerende faktoren for jordsystemet, viktigere enn astronomiske, geologiske og biologiske prosesser (se Crutzen & Stoermer 2000). Det diskuteres *når* overgangen fra Holocen til Antropocen inntraff. Mens det opprinnelig ble foreslått at skillet bør gå ved den industrielle revolusjon, i og med at det var denne som satte i gang prosessene som har ledet fram til dagens menneskedominerte klode, tidfester andre starten av Antropocen til tidspunktet da over halvparten av jordens areal og/eller stoffkretsløp ble beslaglagt av menneskelige aktiviteter, noe som tilsier at vi setter grensen tidlig i det 20. århundre (Steffen mfl. 2007).

Antropocen-modellen bærer i seg en tanke om et skille mellom naturen og det menneskelige, og gjerne også en forestilling om menneskelig påvirkning som utelukkende negativt, noe som ødelegger naturen og naturverdiene, slik at det er i naturens interesse at all menneskelig påvirkning må avgrenses og helst reduseres. Problemet med denne tankegangen er at den forutsetter et skille mellom 'ødelagt' og 'uberørt' natur, og ikke minst at den forutsetter at den uberørte naturen er noe vi kan ha kunnskap om, delvis fordi det fremdeles finnes uberørt natur som vi kan studere, og delvis fordi det er relativt kort tid siden naturen i stor grad var uberørt (jf. Ellis mfl. 2010). Det viser seg imidlertid at begge disse forutsetningene er relativt problematiske.

Nyere forskning tilsier at den førhistoriske menneskelige påvirkningen på økosystemene og jordsystemet antagelig er større enn det vi hittil har trodd. Tidlige modeller for menneskelig påvirkning bygget på forutsetninger om at førindustrielle mennesker gjennom de siste 7000 årene har hatt grovt sett samme teknologi, og at befolkningen derfor har båndlagt et konstant areal per menneske (Ruddiman 2013). Historiske økologiske data og arkeologiske databaser viser imidlertid at forhistoriske mennesker brukte langt større arealer enn moderne mennesker. Dermed var deres innflytelse på naturen, og jordsystemet, større enn det vi tidligere har antatt. Forskjellene er store. Mens den 'industrielle' modellen antar at 2/3 av skogen forsvant etter den industrielle revolusjon, konkluderer 'tidlig-antropocen'-hypotesen med at storparten, kanskje 3/4, av skogen forsvant før den industrielle revolusjon. I den tidlige fasen påvirket ikke menneskene skogen ved flatehogst og dyrking, men gjennom manipulering av brannregimer, jakt på store beite- og rovdyr med mer (Ruddiman 2013, Scott mfl. 2014). Dette er diffuse påvirkninger som kan være vanskelige å påvise og ikke minst tallfeste, men som likevel kan ha hatt stor effekt på økosystemets funksjon og dynamikk. Grovt sett tyder disse nye dataene på at vi mennesker har påvirket jordas økosystem, det vil si nærings- og stoffsykluser, karbon, klima og fordeling av biomasse i økosystemene, ganske omfattende i de siste 3000–8000 år (Ruddiman 2013).

En viktig konsekvens av dette 'lange perspektivet' på menneskenes påvirkning på naturen er at ingen av de økosystemene og det artsmangfoldet vi har i dag, kan sees på som 100 % naturlige. De har oppstått og blitt formet gjennom et samspill

mellom naturlige prosesser og diversitet og de langsiktige, diffuse menneskelige påvirkningene. Deler av disse påvirkningene har vært klart negative, for eksempel tap av store pattedyr som mammut og sabeltanntiger (megafauna) og de økologiske konsekvensene dette har hatt på biodiversitet og økosystemfunksjoner (Mahli mfl. 2016). Samtidig er det slik at det biologiske mangfoldet vi har i dag, består av arter, naturtyper og økologiske prosesser som har overlevd, og delvis også blitt formet og betinget av påvirkning fra mennesket. Slike naturtyper kan ha høyt biologisk mangfold, delvis fordi den menneskelige påvirkningen har overtatt for naturlige forstyrrelsesregimer og prosesser (f.eks. ved at husdyrbeite bremser opp naturlige suksjonsprosesser), og delvis gjennom at naturlig forekommende arter har tilpasset seg menneskelige forstyrrelsesregimer (som endrede brannregimer). Dette samspillet mellom naturlige prosesser og diffuse menneskelige påvirkninger over lang tid er bakgrunnen for at semi-naturlige naturtyper som slåtteeeng, beitemark, kystlynghei eller boreal hei, kan ha karakteristisk og ofte høyt mangfold av naturlig forekommende arter (Bratli mfl. 2011). En konsekvens av dette høye mangfoldet er at semi-naturlige naturtyper omfattes av norsk politikk og internasjonale forpliktelser når det gjelder å ivareta biologisk mangfold (se f.eks. [Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven](#)).

Det har vært stor variasjon i hvordan menneskene påvirker naturen i ulike områder, og Skandinavia har alltid vært et område med relativt moderat påvirkning. Likevel har vi dokumentasjon på økosystempåvirkninger som går flere tusen år tilbake i tid. De europeiske lyngheiene er for eksempel et semi-naturlig system. Lyngheiene er omdannet fra opprinnelige skoger i løpet av de siste 6000 år ved hjelp av brann påsatt av mennesker og beite fra husdyr (oppsummert i Vandvik mfl. 2014). De samme påvirkningsfaktorene har vært satt i sammenheng med torvvekst og myrdannelse i oseaniske strøk, f.eks. terrengdekkende myr langs kysten av Vestlandet og Midt-Norge (Solem 1994) og oseaniske myrer i hellende terreng på De britiske øyer (Anderson mfl. 2008). Mekanismen som oftest trekkes fram, er lavere fordamping fra vegetasjon på grunn av avskoging gjennom hogst, brenning og beite. Dette kan gi grunnlag for torvvekst. Gallego-Sala mfl. (2016) legger imidlertid vekt på klimafluktuasjoner som årsak til framvekst av oseaniske myrer på De britiske øyer, og det er ikke enighet om menneskelig påvirkning kan gi myrdannelse. Mest sannsynlig er det nok at menneskets bruk av

naturen er en av flere faktorer som kan bidra til at det dannes myr. Også i de skandinaviske skogene har brannregimene variert betydelig over tid og rom, og det er vanskelig å fastslå hvor mye dette skyldes naturlig variasjon og hvor stor rolle mennesker har spilt (Tryterud 2003, Ohlson mfl. 2006, Ohlson mfl. 2009, Ohlson mfl. 2011). Også for havområdene går menneskelig påvirkning langt tilbake i tid. For eksempel har jakt vært en dominerende faktor for bestandsdynamikk hos kystsel i flere tusen år, og livshistorie hos nordøstarktisk torsk kan være påvirket av fiske gjennom 1000 år (Heino mfl. 2015). Hvalfangst har hatt stor påvirkning på bestandsnivåer i over 400 år. I tillegg til den direkte påvirkningen på de beskattede gruppene, må vi regne med at det har vært ringvirkninger videre som har bidratt til å endre strukturene i økosystemene.

Disse ulike forståelsene av menneskenes betydning for hvilke naturtyper som eksisterer i dag, har store konsekvenser for vår oppfatning og fortolkning av naturen og økosystemene, og dermed for fastsetting av 'referansetilstand'. Dersom den menneskelige påvirkningen er av relativt ny dato, og dersom tilsynelatende upåvirket natur virkelig er så 'naturlig' som den fremstår, og dersom dette gjelder både for artssammensetning og økologisk funksjon og dynamikk, gir det mening å lete etter eller definere referansetilstand som en tenkt eller reell upåvirket tilstand. Men dersom påvirkningen har vært mer gjennomgripende, om enn diffus, over lengre tid, blir denne grenseoppgangen vanskelig. På mer generelt grunnlag stiller dette spørsmål om hvor relevant dagens 'uberørte' natur er som referansesystem, all den tid blant annet økosystemets trofiske struktur (via for eksempel jakt på og utryddelse av megafauna og toppredatorer og historiske fiskerier), produktivitet (via nitrogennedfall og klimaendringer) og landskapsstrukturer (via arealbruksendringer) er gjennomgripende forandret.

Disse nye erkjennelsene har konsekvenser for hvordan referansetilstanden må defineres for at den skal være relevant for naturforvaltningen, i betydningen at den skal kunne gjøres operasjonell som en referanse for utviklingen i økosystemene over tid, og at den skal kunne brukes for å fastsette forvaltningsmål.

Ekspertrådet anbefaler, som en pragmatisk tilnærming, å sette et skille mellom førindustriell påvirkning og dagens situasjon. Som diskutert ovenfor, er de massive påvirkningene vi har sett siden den industrielle revolusjonen fundamentalt annerledes enn de diffuse førindustrielle påvirkningene. De moderne

påvirkningene er ofte av en annen intensitet og karakter og har i mange tilfeller en klart negativ effekt på økosystemene. En operasjonell referansetilstand kan defineres med fravær av slike «nye», gjennomgripende menneskelige påvirkninger, dvs. at de ikke endrer tilstanden vesentlig (resistens), eller ved at økosystemets egne interne prosesser lett kan gjenopprette denne tilstanden (resiliens). Når det gjelder de førindustrielle påvirkningene på økosystemene, velger Ekspertrådet en pragmatisk tilnærming. I stedet for å forsøke å definere en 'upåvirket' referansetilstand slik at vi kan vurdere og kvantifisere effekten av disse påvirkningene, fokuserer vi på det biologiske mangfoldet og økosystemenes struktur og funksjon, og definerer referansetilstanden som natur der de prosesser og strukturer som er nødvendige/fordelaktige for å opprettholde mangfold og funksjon av stedeegne arter over tid er ivarettatt.

En slik tilnærming er også fornuftig i forhold til Ekspertrådets rolle, som er å gi forvaltningen et verktøy for å vurdere om natur er forringet eller ikke. Dermed må vurderingen av økologisk tilstand ta utgangspunkt i den naturen vi skal forvalte nå og framover, og i variabler vi kan ha kunnskap om. Følgelig fokuserer Ekspertrådet på å definere og vurdere økologisk tilstand basert på:

- Artsmangfoldet i nær nåtid, der vi ser bort fra arter som er utdødd eller utryddet, og der arter som er innført før 1800 ansees som naturlig forekommende i tråd med definisjonen i Svartelista 2012 (Gederaas mfl. 2012).
- Klimaet i nær nåtid, definert som forrige normalperiode (1961–1990, se nedenfor).
- Fravær av moderne (etter-industrielle) og gjennomgripende menneskelige påvirkninger.
- Fokuset er å utvikle et fagsystem som gir forvaltningen verktøy for å bedømme om økologisk tilstand er god nok for å understøtte de arter, arts mangfold og økosystemfunksjoner man finner i hver naturtype, slik det er beskrevet for de sju sentrale egenskapene ved økosystemene (se kapittel 3.4), jf. også naturmangfoldlovens forvaltningsmål for arter og naturtyper (**Boks 1**).

Med bakgrunn i disse vurderingene har Ekspertrådet gitt en normativ definisjon for intakt natur (referansetilstanden) i kapittel 3.4, som i stor grad sammenfaller med tilnærmingen gitt i andre klassifiseringssystemer, deriblant vannforskriften og naturindeks.

3.4 Normativ beskrivelse av god økologisk tilstand

Ekspertrådet har lagt vekt på at fagsystemet skal være helhetlig med en felles tilnærming for alle hovedøkosystemer, og har laget en felles definisjon av god økologisk tilstand og intakt natur/referansetilstand. En nærmere beskrivelse av hva som kjennetegner god økologisk tilstand i hvert hovedøkosystem, er omtalt i kapittel 4. Beskrivelsene tar utgangspunkt i disse sju egenskapene.

Definisjon av god økologisk tilstand

A God økologisk tilstand i norske økosystemer defineres ved at økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden, definert som intakte økosystemer.

***Begrunnelse:** Ved god økologisk tilstand er menneskeskapt påvirkning mulig, men ikke i større omfang enn at struktur og funksjon fremdeles ligger nær referansetilstanden. Definisjonen for god økologisk tilstand innebærer at økosystemet enten er så robust at den menneskeskapte påvirkningen ikke endrer tilstanden vesentlig (resistens), eller ved at økosystemets egne interne prosesser lett kan gjenopprette denne tilstanden (resiliens).*

Definisjon av intakt natur/referansetilstand

B Intakte semi-naturlige og naturlige økosystemer karakteriseres ved at økosystemets viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt. Intakte økosystemer karakteriseres videre ved at de har fullstendige næringskjeder og stoffsykluser. Naturlig forekommende arter utgjør hovedtyngden i hele næringsnett og er dominerende innenfor alle trofiske nivåer og funksjonelle grupper. Artssammensetning, populasjonsstruktur og genetisk mangfold av naturlig forekommende arter er et produkt av naturlige endringsprosesser gjennom økosystemets økologiske og evolusjonære historie. Intakte økosystemer har egenskaper som ikke endres systematisk over tid, men som varierer innenfor grensene av systemets naturlige dynamikk.

Menneskelig påvirkning kan forekomme, men skal ikke være gjennomgripende eller dominerende, eller være en faktor som endrer strukturer, funksjoner og produktivitet i økosystemet. Dette betyr at effekten av den menneskelige påvirkningen skal være på en skala og i et omfang som ikke overskrider effekten av naturlige påvirkningsfaktorer eller dominerende arter i økosystemet (forstyrrelser, toppredatorer m.m.). Videre skal den menneskelige påvirkningen ikke føre til endringer som er raskere eller mer gjennomgripende enn naturlige påvirkningsfaktorer i økosystemet. I semi-naturlige økosystemer anses de menneskeskapte aktivitetene som definerer systemet (eks beite, slått), som en integrert del av økosystemet.

Hvordan forholde seg til klimaendringer når økologisk tilstand skal vurderes?

Fagsystemet for god økologisk tilstand skal legges til grunn for framtidig forvaltning av norske økosystemer. Vi kjenner i hovedtrekk hva som er naturlige prosesser og dynamikk i intakte terrestriske økosystemer i Norge, men har svakere forståelse for mange marine økosystemer. På tross av dette har vi ikke tilstrekkelig kunnskap til å predikere dynamikken under kjente miljøforhold. Vi har også begrenset informasjon om økosystemenes og de enkelte artenes og økologiske prosessenes utbredelse i tid og rom, hvordan disse påvirkes av miljøvariasjon (dose-responsforhold). I arbeidet med konkrete vurderinger av tilstand har Ekspertrådet derfor valgt å ta utgangspunkt i økosystemenes utbredelse og deres sammensetning av naturlig forekommende arter i en periode nær opp til nåtid. Vi har derfor tatt utgangspunkt i klimaet i normalperioden 1961–1990.

- C Klimaet som legges til grunn for vurderinger av intakte økosystemer er det som beskrives i klimanormalen for 1961–1990.
- D Fagsystemet tar utgangspunkt i økosystemenes utbredelse og deres sammensetning av naturlig forekommende arter i en periode nær opp til nåtid

Følgende egenskaper kjennetegner et økosystem i god økologisk tilstand:

1. Økosystemets primærproduksjon avviker ikke vesentlig fra produksjonen i et intakt økosystem
Begrunnelse: For høy eller for lav primærproduksjon indikerer et påvirket system mht. for eksempel nærings-salter, overbeiting eller tørke.
2. Fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivåer avviker ikke vesentlig fra fordelingen i et intakt økosystem
Begrunnelse: En vesentlig forskyving av biomassefordelingen mellom trofiske nivåer indikerer et påvirket økosystem og kan for eksempel skje ved beskatning av toppredatorer.
3. Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer avviker ikke vesentlig fra sammensetningen i et intakt økosystem

Begrunnelse: En vesentlig endring av funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer indikerer et påvirket økosystem. Eksempler inkluderer bortfall av grupper av pollinerende insekter, økning i buskvekster på bekostning av andre planter ved gjengroing av semi-naturlig mark, og dominans av maneter i marine økosystemer.

4. Funksjonen til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem

Begrunnelse: Funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer har stor betydning for populasjonsstørrelse for en rekke andre arter. Endret mengde av disse artene/strukturene vil dermed påvirke en rekke andre arter og funksjoner i økosystemene. Eksempler på funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer er koraller, taeskog, smånagere, blåbær og død ved.

5. Landskapsøkologiske mønstre er forenlige med artenes overlevelse over tid og avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

Begrunnelse: Menneskeskapt påvirkninger kan medføre endrede landskapsøkologiske mønstre, som kan påvirke artenes populasjonsstørrelse og -struktur, f.eks. ved høsting, avvirkning og fragmentering av artenes leveområder. Gjenværende leveområder må derfor være store nok og nære nok hverandre til å sikre langsiktig overlevelse av artene. Også klimaendringer, arealbruksendringer, forurensinger og fremmede arter kan påvirke populasjonsstørrelser og alderssammensetning.

6. Økosystemets genetiske mangfold, artssammensetning og artsutskiftning avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

Begrunnelse: Tap av biologisk mangfold kan gjøre økosystemet mindre robust mot påvirkninger, og innvirker dermed på økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Endrede rater for artsutskiftning, dvs. kolonisering og ekstinksjon, kan tyde på et påvirket økosystem.

7. Abiotiske forhold (fysiske og kjemiske forhold) avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

Begrunnelse: Menneskeskapt påvirkninger, som miljøgifter, tilførsel av nærings-salter, endret hydrologi eller forsurening, kan føre til betydelige endringer i økosystemenes fysiske/kjemiske struktur og funksjon, noe som igjen kan ha konsekvenser for økosystemenes artssammensetning, funksjon og dynamikk

3.5 Kriterier for å velge indikatorer som avspeiler økologisk tilstand

Fagsystemet for økologisk tilstand skal baseres på et begrenset antall indikatorer som reflekterer økosystemenes struktur og funksjon og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene. En indikator kan i denne sammenhengen defineres som en variabel, eller en verdi avledet fra variabelen, som gir informasjon om tilstanden til en eller flere av de sju egenskapene som karakteriserer økosystemet (kapittel 3.4). I dette kapitlet drøftes kriterier som bør ligge til grunn for valg av indikatorer.

Generelle krav til gode indikatorer

Ved bruk av indikatorer reduseres det antallet variabler og målinger som ellers ville vært nødvendig for å gi en god oversikt over en situasjon, f.eks. den økologiske tilstanden til et økosystem. Bruk av indikatorer åpner også for en enklere formidling av situasjonsbildet (OECD 2003).

OECD (2003) har definert et sett med grunnleggende kriterier for miljøindikatorer (**Boks 2**), samlet under tre hovedkategorier: 1) relevans og nytteverdi, 2) analytisk forsvarlighet og 3) målbarhet. Kriteriene beskriver den ideelle indikator, og i praksis vil det være vanskelig å finne indikatorer som oppfyller alle kriteriene. Til sammen bør indikatorene dekke så mange kriterier som mulig så godt som mulig⁴.

Boks 2. Kriterier for valg av miljøindikatorer

Relevans og nytteverdi for brukere

En miljøindikator bør:

- gi et representativt bilde av miljøets tilstand, miljøpåvirkninger eller samfunnets respons
- være enkel, lett å tolke og i stand til å vise trender over tid
- respondere på endringer i miljøet og relaterte menneskelige aktiviteter
- gi grunnlag for internasjonale sammenligninger
- være relevant for det arealet som vurderes
- ha en terskelverdi eller referanseverdi som den kan sammenlignes mot, slik at brukere kan vurdere betydningen av indikatorens verdi

Analytisk forsvarlighet

En miljøindikator bør:

- være teoretisk godt fundert i tekniske og vitenskapelige termer
- være basert på internasjonale standarder og internasjonal konsensus om gyldighet
- være egnet til å kobles mot økonomiske modeller, prognoser og informasjonssystemer

Målbarhet

Data som trengs for å støtte indikatoren, bør:

- være lett tilgjengelig eller kunne gjøres tilgjengelig på en kostnadseffektiv måte
- være godt dokumentert og av kjent kvalitet
- oppdateres jevnlig i samsvar med utarbeidede prosedyrer

OECD (2003) OECD Environmental Indicators. Development, measurement and use. – OECD Reference Paper. OECD, Paris.

Kriterier for valg av indikatorer som reflekterer økologisk tilstand

Ekspertrådet har definert sju egenskaper som kjennetegner god økologisk tilstand. Indikatorene som inngår:

- må reflektere viktige egenskaper ved økosystemenes struktur, funksjon, og produktivitet, i samsvar med viktige egenskaper ved god økologisk tilstand (kapittel 3.4),
- kan være biotiske eller abiotiske variabler

Samtidig bør settet av indikatorer være følsomt for de antatt viktigste menneskelige påvirkningene i økosystemet.

Relevante biotiske indikatorer kan være direkte eller indirekte (surrogater) mål på en rekke forskjellige biotiske og abiotiske faktorer og prosesser som bestandsnivå, utdøelse og innvandring av ulike arter, artssammensetning, funksjonell sammensetning, biomasseforholdet mellom trofiske nivåer, biologisk mangfold, prosesser som produksjon og nedbryting av biomasse, eller ressurser som mengde av dødt organisk materiale (f.eks. død ved). Kunnskap om dose-responsammenhenger mellom påvirkninger og indikatorene øker muligheten for å gjøre målrettede forvaltningstiltak. Bestandsnivå av enkelte arter og ressurser (som død ved) kan være følsomme for endringer i miljøet, er i prinsippet målbare, og kan ha tilgjengelige tidsseriedata som er lette å formidle. Samtidig kan det være nødvendig med mange slike indikatorer for å fange opp den viktige økologiske funksjonen, særlig i artsrike systemer der mange arter spiller tilsvarende roller, med der hver enkelt art kan være sjelden (komplementaritet), og de fanger heller ikke opp effekten av biologisk mangfold.

Artsrikhet per se kan være vanskelig å bruke som indikator fordi slike data avhenger av overvåkingsinnsats og eksperter med spesialkompetanse og er kostnadskrevede.

For artsgrupper med mange arter, f.eks. invertebrater og karplanter, kan imidlertid sammensetningen av arter innenfor et trofisk nivå ofte gi et presist, følsomt, robust og lettere målbart (i både tid og rom) estimat på økologisk tilstand enn antall arter eller bestandsnivå for enkeltarter. Dette vil for eksempel være tilfelle dersom mange forskjellige arter kan bidra til en økologisk funksjon, eller når artene responderer likt på en

påvirkning (se **Figur 4**, Cardinale mfl. 2011). I vannforskriften benyttes artsindekser som representerer forholdet mellom sensitive og tolerante arter for ulike påvirkninger, gjerne på samme måte som beskrevet i Boks 3. Her er dose-responsammenhenger mellom påvirkning og effekt på artssammensetningen kjent. For terrestriske økosystemer er Ellenbergs indikatorverdier for plantearter et nyttig rammeverk (**Boks 3**). Et annet eksempel er artsindekser etablert med data fra økosystemtokt i Barentshavet, hvor artsforekomster blir undersøkt med standardiserte metoder i et nett av rundt 200 prøvetakingsstasjoner i området, en tilnærming som tillater robust estimering av artsrikhet på lokal og regional skala (Certain & Planque 2015). Funksjonelle trekk (Violle mfl.

Boks 3. Et plantesamfunns **Ellenbergverdi** bestemmes ut fra registreringer av et stort antall plantearter i en overvåkingslokalitet. Hver enkelt plantearts verdi baseres på artenes toleranse langs viktige miljøfaktorer som lys, pH i jord, fuktighet, nitrogentilgang og saltholdighet i omgivelsene (Diekmann 2003, Ewald 2003). Artens verdi reflekterer artens realiserte økologiske nisje, altså et estimat basert på artens dose-responskurver.

Ellenbergverdier kan beregnes for hele plantesamfunn som et veid gjennomsnitt, basert på artenes Ellenbergverdi og deres relative mengdeforhold. Slike veide gjennomsnitt kan være gode indikatorer på vegetasjonens respons på bestemte påvirkningsfaktorer. Ellenbergverdier for plantesamfunn er vist å være sensitive for miljøendringer (Diekmann 2003) og samtidig robuste ovenfor utelatelse av sjeldne arter (Ewald 2003). Bruk av Ellenbergverdier kan derfor være en enkel og kostnadseffektiv måte å overvåke et plantesamfunn på, sammenlignet med å følge alle enkeltarter over tid. Registrering av karplanter, med fokus på relativt vanlige arter, kan på denne måten gi indikatorer som har utsagnskraft både om endringer i temperatur, fuktighet, forsuring, nitrogennedfall og saltpåvirkning. Ellenbergverdier må valideres for de økosystemene de skal brukes i og med at de ikke nødvendigvis gjelder på tvers av ulike økosystem (Diekmann mfl. 2015).

2007, Enquist mfl. 2015) kan på tilsvarende måte brukes til å sammenveie informasjon om artenes samlede økologiske responser og funksjoner, på tvers av hele artssamfunn av planter eller dyr.

Abiotiske indikatorer bør være direkte knyttet til økosystem-funksjon. Ett eksempel på en slik abiotisk indikator er forholdet mellom nitrogen og karbon i jord. Forholdet, som øker med økende nitrogennedfall, har betydning for økosystemenes funksjon og struktur. Andre eksempler er vanntemperatur, havstrømmer og utbredelse av havis, naturlig hydrologi i våtmarker, egenskaper ved snødekket eller tykkelsen på aktivt lag i permafrosten.

Ved å velge et fåtall indikatorer for å reflektere god økologisk tilstand er det viktig å være klar over at dette gir større usikkerhet i resultatene enn om det inkluderes mange indikatorer (Siddig mfl. 2016). Dette gjelder særlig indikatorer som brukes for å vurdere tilstand i økosystemer med komplekse egenskaper og delvis ukjent dynamikk (Lindenmayer & Likens 2011, Beroya-Eitner 2016). Betydningen av antall indikatorer avhenger imidlertid hvor stor usikkerhet som det er knyttet til hver indikator og om tilstanden til indikatorene kombineres gjennom «verste styrer prinsippet» eller et veid gjennomsnitt eller etter andre metoder.

Indikatorsettet må være følsomt for de viktigste menneskeskapte påvirkningene

Ved bruk av DPSIR-rammeverket kan vi skille mellom samfunnmessige drivkrefter, påvirkningen som følger av disse drivkreftene, tilstanden i miljøet, effektene dette har på natur og mennesker og tiltak som settes i verk for å redusere påvirkninger eller bøte på effektene (se kapittel 2.1).

Definisjonen av god økologisk tilstand tar utgangspunkt i at påvirkning fra menneskeskapt aktivitet kan medføre endret økologisk tilstand når påvirkningen er omfattende nok. Tiltak for å bedre den økologiske tilstanden gjennomføres som regel ved å redusere påvirkningene. Kunnskap om de viktigste påvirkningene og hvilken effekt de har på tilstand, må derfor være i fokus når indikatorer velges. Dette innebærer at indikatorsettet for økologisk tilstand må være følsomme for påvirkninger.

Menneskeskapte påvirkninger deles inn i fem hovedkategorier;

- Arealbruk og fragmentering (f.eks. skogbruk, jordbruk, infrastruktur, beiting)
- Beskatning (f.eks. fiske og annen høsting, avskytning, ulovlig fangst)
- Forurensing (f.eks. eutrofierende og forsurende stoffer, miljøgifter, legemidler)
- Fremmede arter
- Klimaendringer (f.eks. endringer i nedbørsmengde, vekstsesong, temperatur, tørke)

Inndelingen i påvirkninger følger den mest brukte inndelingen av påvirkningsfaktorer for biologisk mangfold. Enhetene over inngår i samme hovedkategorier slik de er definert i [Norsk standard for påvirkninger](#), med unntak av hogst, som her er plassert sammen med skogbruk.

Flere av disse påvirkningsfaktorene kan være både naturlige og menneskeskapte (eks. klima, forsurende stoffer), men kunnskapen om årsaken til påvirkningene må inngå i en helhetlig vurdering når eventuelle tiltak skal foreslås. Kunnskap om påvirkninger er nødvendig for å kunne forstå årsaker til hvorfor økosystemene endrer seg.

Samtidig er det viktig å være klar over at det ofte er vanskelig å utvikle indikatorer hvor endringer lett kan spores til spesifikke påvirkninger. Dette er for eksempel en sentral erfaring fra over 10 års arbeid med indikatorutvikling for de helse- og forvaltningsplanene for havområdene (von Quillfeldt & Dommasnes 2005, Dommasnes mfl. 2008, van der Meeren mfl. 2012). Videre er det ofte flere ulike faktorer som påvirker det samme elementet i et økosystem. Det som da måles med en indikator, vil være resultat av samlet påvirkning av de ulike påvirkningsfaktorene (Barton mfl. 2015). Å forstå slike samlede effekter kan være svært vanskelig og er innen marin økologi vurdert som det viktigste forskningsspørsmålet for utvikling av bærekraftig forvaltning (Rudd 2014). Det betyr at en ved å kun fokusere på indikatorer som er antatt å være følsomme for en enkelt type kjent påvirkning, kan risikere å ikke være i stand til å registrere uventede resultater av mer komplekse påvirkninger (Lindenmayer mfl. 2010). En må derfor i praksis gjøre avveininger mellom indikatorer som fanger opp utvikling i de sju egenskapene for god økologisk tilstand, samtidig som

en også må tilstrebe indikatorer som kan identifisere og skille effekter av påvirkningsfaktorer.

Fremmede arter tilhører ikke intakte økosystemer. Fremmede arter kan, - men må ikke nødvendigvis, medføre en påvirkning på økologisk tilstand. Relevante tilstandsindikatorer vil være effekten som fremmede arter har på stedegent artsmangfold, økosystemprosesser osv. I noen tilfeller (særlig under klimaendringer) vil midlertid fremmede arter etter hvert kunne dominere økosystemets egenskaper i den grad at de må inkluderes tilstandsindikatorer. For miljøgifter er det vanskelig å finne gode biologiske tilstandsindikatorer da klare dose-responsammenhenger ofte mangler i naturen. Konsentrasjonen av miljøgifter i organismer betraktes vanligvis som en påvirkningsfaktor, men, i mangel av gode tilstandsfaktorer, kan den eventuelt brukes da høye konsentrasjoner kan gi redusert fruktbarhet og overlevelse, spesielt hos toppredatorer.

Effekten på et økosystems tilstand kan forsterkes eller reduseres gjennom samspill mellom påvirkningsfaktorer. For eksempel kan klimaendringer påvirke forekomst og utbredelse av fremmede arter. Et annet eksempel på samvirkende effekter er bygging av infrastruktur i fjellet som medfører mer menneskelig aktivitet, forsøpling og forstyrrelser av viltarter.

Indikatorer for økosystemets robusthet

Med robusthet menes systemets evne til å vedlikeholde sine karakteristiske egenskaper innen normale grenseverdier under ytre påvirkninger. Robuste systemer endrer seg relativt lite ved en gitt påvirkning (har stor resistens), og i den grad endring skjer, har systemet stor evne til restitusjon (har stor resiliens). Det er i utgangspunktet krevende å måle et økosystems robusthet, og forskningen har knapt funnet en entydig operasjonalisering av dette konseptet (Mumby mfl. 2014). Det er også verdt å merke seg at stor robusthet i seg selv ikke trenger å være gunstig, fordi sterkt forringede systemer kan være mer robuste enn intakte (uberørte) systemer, ved at de viser liten sensitivitet til ytterligere forstyrrelser (Standish mfl. 2014).

I prinsippet kan robusthet estimeres ved hjelp av tidsserie-data som inkluderer eksperimentelle manipuleringer, eller ved modellanalyser når økosystemfunksjonene og deres relasjoner til påvirkningsfaktorer er så godt kjent at de kan formuleres matematisk. Slik kunnskap mangler stort sett for norske økosystemer. Likevel går det an, på et generelt teoretisk

grunnlag, å gi visse kvalitative vurderinger av robusthet ut fra enkelte systemegenskaper (Levin & Lubchenco 2008). For eksempel kan det forventes at robusthet er relatert til egenskaper som funksjonell diversitet (antall funksjonelle grupper) og redundans (antall arter med overlappende funksjoner) (se kapittel 3.2). I tillegg er næringsnettets kompleksitet en viktig egenskap; f.eks. hvor mange og hvor mangfoldige forbindelser det er mellom artene. Reduksjoner i disse egenskapene, i forhold til intakt tilstand, indikerer at økosystemet har blitt mindre robust. Det er imidlertid notorisk vanskelig å bestemme grenseverdier for slike egenskaper/indikatorer fordi de som regel har ukjente, ikke-lineære relasjoner til systemets helhetlige tilstand (Standish mfl. 2014).

3.6 Grenseverdier for indikatorene ved god økologisk tilstand

God økologisk tilstand i norske økosystemer er i denne rapporten definert ved at økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra intakte økosystemer. God økologisk tilstand er videre beskrevet ved hjelp av sju egenskaper ved økosystemene, og kapittel 4 gir en nærmere omtale av hvordan disse egenskapene er uttrykt i hvert økosystem. Indikatorer som representerer de ulike egenskapene, er valgt for å kunne vurdere økologisk tilstand. En indikator vil da representere god økologisk tilstand dersom indikatorverdien ikke avviker vesentlig fra dens verdi i referansetilstanden (referanseverdien). Når man skal fastsette referanseverdier, tas det utgangspunkt i definisjonen av intakt natur i kapittel 3.4 og Ekspertrådets tilnærming til intakt natur som beskrevet i kapittel 3.3, samt i økosystemspesifikke beskrivelser i kapittel 4. I mange tilfeller vil det ikke finnes tilstrekkelig kunnskap til å sette empiriske verdier for referansetilstanden. Denne kunnskapen må utvikles over tid slik at referanseverdier kan settes. Gitt at referanseverdier kan settes for en indikator, er det en viktig del av arbeidet å vurdere hva man legger i «ikke vesentlig avvik». Dette kapitlet beskriver Ekspertrådets forslag til hvordan man kan fastsette verdier for god økologisk tilstand for enkeltindikatorer, og gir videre forslag til metodikk for skalering av indikatorene slik at grenseverdiene for god økologisk tilstand kan representeres med et tall som er sammenlignbart på tvers av indikatorer.

Fastsettelse av grenseverdi for enkeltindikatorer

I arbeidet med vannforskriften brukes dose-responsammenhenger for å sette grenseverdier mellom ulike tilstandsklasser (Vedlegg 3). I dose-responsmodeller har man en klar forståelse av sammenhengen mellom påvirkningens omfang og verdien til indikatoren, noe som vil være til god hjelp for å sette grenseverdier. En annet viktig forutsetning for å sette grenseverdier er at den funksjonelle sammenhengen mellom indikatoren og den egenskapen i økosystemet den reflekterer er kjent.

Grenseverdien for god økologisk tilstand for en indikator settes slik at den samsvarer med de normative beskrivelsene av god tilstand. I dette arbeidet har vi imidlertid manglende kunnskap om dose-responsammenhenger mellom påvirkninger og indikatorverdier for de fleste indikatorer, slik at en prosedyre på linje med vannforskriftens vanskelig lar seg gjennomføre (Vedlegg 3). Samtidig er det slik at mange av de indikatorene som er valgt i dette fagsystemet, responderer på flere påvirkninger samtidig. Dermed er fokuset på dose-responsammenhenger for disse indikatorene også mindre relevant for fastsetting av grenseverdier. Utvikling av referanseverdier og grenseverdier for indikatorer må gjennomføres i det videre arbeidet med fagsystemet og bygge på erfaringer og kunnskap fra annet arbeid.

Når datagrunnlag og kunnskap er mangelfullt, og man ikke kan anslå verdien ved god økologisk tilstand for en indikator, men kjenner referanseverdien, foreslår Ekspertrådet, som en første tilnærming, at den biologiske kunnskapen man har om systemet benyttes til å sette opp en antagelse av hva grenseverdien er. Antagelsen må ledsages av en begrunnelse, slik at vurderingen er transparent.

I tilfeller hvor det ikke er mulig å sette grenseverdier ut fra den kunnskapen man har i dag, må det rapporteres at grenseverdi er ukjent. Ytterligere datainnsamling og analyser vil dermed være påkrevd for å fastsette grenseverdi for disse indikatorene. Praktisk bruk av slike indikatorer vil da ligge noe fram i tid. Bruk av ekspertvurderinger diskuteres nærmere i **Boks 4**.

Forslag til metode for å skalere grenseverdi for enkeltindikatorer

Ekspertrådet ønsker å presentere en enkel og transparent metode for å fastsette økologisk tilstand. Vi bygger derfor vår tilnærming på vannforskriften (gjenkjennbar) og ved å

Boks 4. Vurdering av usikkerhet og bruk av ekspertvurderinger.

Ekspertrådet ser nødvendigheten av en kunnskapsbasert forvaltning av økosystemene våre, hvor resultater fra overvåking og forskning er sentralt i forvaltningen. Fagsystemet som etableres, skal gi best mulig grunnlag for å vurdere økologisk tilstand, effekter av menneskeskapt påvirkninger og trender over tid. Økosystemer er komplekse, og Ekspertrådet erkjenner at å etablere både grenseverdier og referanseverdier for indikatorer er forbundet med mye usikkerhet, både nå og på lengre sikt. Ekspertrådet ser samtidig at forvaltningen har behov for et operasjonelt system som kan ligge til grunn for forvaltningsmål og -beslutninger.

Ekspertrådet mener at operasjonalisering av fagsystemet må være en dynamisk prosess, med testing, evaluering og justering av valg av indikatorer og deres tilhørende referanse- og grenseverdier.

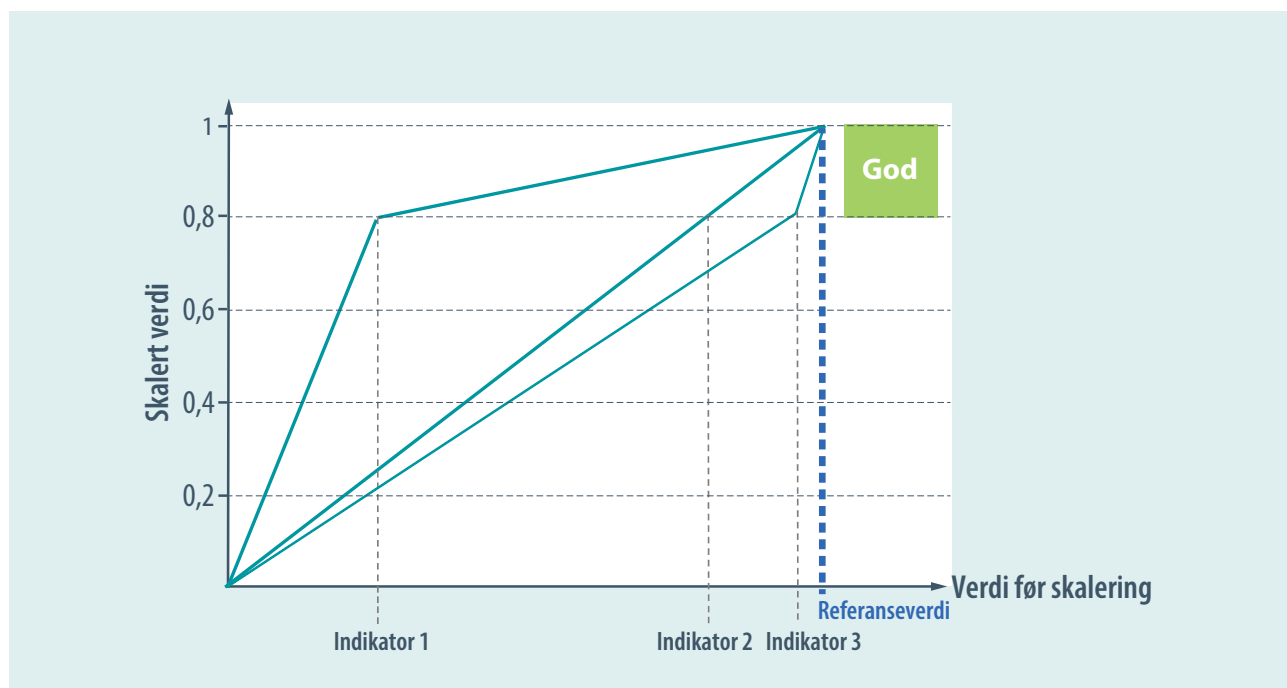
Bruk av eksperter i det videre arbeidet er derfor nødvendig. Ekspertvurderinger benyttes i vannforskriften, naturindeksen, arbeidet med rødliste for arter og naturtyper og i svartelistearbeidet, i vitenskapskomiteen for mattrygghets oppdrag for forvaltningen og i vurdering av fiskebestander under EUs havdirektiv. Ekspertvurderinger bygger på kjente data, f.eks. observasjoner, felldata, forskning og overvåking, men der «modelleringen» skjer i en eksperts hode og ikke gjennom strukturerte matematiske modeller. Det er derfor viktig at kvaliteten på ekspertene er god, og at gode omforente kriterier ligger til grunn for hvordan ekspertvurderingene skal gjennomføres.

fokusere på tallverdier for god økologisk tilstand. Ved å benytte tallverdier er det lettere å teste, raffinere og forbedre det foreslåtte fagsystemet enn hvis man kun tar utgangspunkt i en kvalitativ (tekstlig) beskrivelse av tilstand. Ekspertrådet ser det som nødvendig at systemet testes og forbedres over tid.

Skalering (standardisering) av verdiene til indikatorene som inngår i fagsystemet for økologisk tilstand, gjør det mulig å sammenligne tilstanden for ulike indikatorer på tvers av måleskalaer på samme måte som i vannforskriften, naturindeks og f.eks. internasjonalt arbeid som vurderer tilstanden i ulike havområder (Halpern mfl. 2012). Skalering av indikatorverdier er nødvendig dersom flere indikatorer skal sammenstilles til en indeks, enten én indeks for økologisk tilstand i et økosystem eller som egne indekser for hver av de sju egenskapene for god økologisk tilstand (se eksempel i 3.8). Skalering kan også bidra til å synliggjøre hvilken påvirkningsfaktor som gir størst avvik fra god økologisk tilstand ved å presentere skalerte verdier for indikatorer som er følsomme for gitte påvirkninger. En skalering forenkler dessuten formidlingen av innholdet i fagsystemet.

I vannforskriften brukes en femtrinnskala for å vurdere økologisk tilstand: svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig (kapittel 2.2.2 og **Vedlegg 3**), og som hovedregel forutsetter skaleringsfunksjonene fem parametere: grenseverdiene mellom tilstandsklassene svært dårlig/dårlig, dårlig/moderat, moderat/god og god/svært god, i tillegg til referanseverdien. Ekspertrådet foreslår en forenkling av vannforskriftens tilnærming, der to verdier for en indikator må oppgis: referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand. Indikatoren skaleres deretter slik at den skalerte referanseverdien er 1 og den skalerte verdien for god økologisk tilstand er 0,8. Når indikatoren er fraværende, er den skalerte verdien 0. En slik tilnærming sikrer at en indikatorverdi på 0,8 gjenspeiler god økologisk tilstand for alle indikatorer, for de indikatorene der grenseverdi for god økologisk tilstand er satt.

Skaleringsfunksjonen som Ekspertrådet foreslår, er illustrert i **Figur 5**. Skaleringsmodellen er lineær for intervallet mellom referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand, og for intervallet mellom grenseverdien og fravær av indikatoren. Som figuren viser, åpner skaleringsfunksjonen for at avviket mellom referanseverdien og grenseverdien for



Figur 5. God økologisk tilstand vurderes ut ifra kunnskap om indikatorens referanseverdi og grenseverdi (verdi ved god økologisk tilstand). Indikatoren skaleres slik at referanseverdi settes lik 1, grenseverdi settes til 0,8 og fravær av indikatoren til 0. I eksempelet er sammenheng mellom ikke-skalert og skalert indikatorverdi gitt for tre indikatorer med lik verdi i referansetilstand (stiplet blå linje), men ulik verdi ved god økologisk tilstand (stiplede grå linjer). Indikator 2 representerer en indikator med en kjent lineær dose-respons sammenheng.

god økologisk tilstand kan variere for ulike indikatorer. Den foreslåtte modellen innebærer at hvis man bare kjenner indikatorverdien ved god økologisk tilstand, og ikke den nøyaktige referanseverdien, kan likevel dette gi grunnlag for å vurdere om indikatoren er i god økologisk tilstand.

Ekspertrådets foreslåtte skaleringsfunksjon innebærer at den skalerte verdien 0,8 vil reflektere en indikator i god økologisk tilstand for alle indikatorer i fagsystemet der grenseverdi kan settes. Skaleringsfunksjonen kan videreutvikles til å inkludere grenseverdier mellom flere tilstandsklasser, jf. vannforskriften. Det kan imidlertid være en utfordring at sammenhengen mellom indikatorene og de egenskapene i økosystemet de skal reflektere (kapittel 3.4), enten er komplekse, slik at de ikke lar seg enkelt representere med slike enkle funksjoner (Barton mfl. 2015), eller er ukjente. Ekspertrådet erkjenner dette, og forslaget til skaleringsfunksjon er en forenkling av virkeligheten. Med økt kunnskap om sammenhengene mellom påvirkning, indikatorverdi og økologisk tilstand bør det vurderes om flere skaleringsfunksjoner bør utvikles. I senere versjoner av fagsystemet må det i så tilfelle angis for hver indikator hvilken skaleringsfunksjon som er best egnet.

Det presiseres at forslagene til grenseverdier og skalering må testes ut i praksis på et bredt spekter av indikatorer før endelig metode kan fastsettes. På samme måte som i vannforskriften, må uttestingen vurdere om grenseverdiene er i samsvar med den normative beskrivelsen av god tilstand (Vedlegg 3).

Videre må det utvikles en metode for å vurdere hver enkelt av de sju egenskapene i tilfeller hvor de skal baseres på flere indikatorer og til slutt en metode for å vurdere helhetlig økologisk tilstand basert på alle relevante egenskaper som skal gjelde for et økosystem. I kapittel 3.8 beskrives noen tilnærminger til dette, og det gis noen illustrasjoner på hvordan tilstanden i et økosystem kan visualiseres (kap. 3.9).

3.7 Håndtering av usikkerhet

Vitenskapelig usikkerhet kan karakteriseres langs en gradient fra sikker kunnskap, hvor alt er kjent, til total ignoranse, hvor ingenting er kjent og man ikke en gang vet hva man ikke vet (Walker mfl. 2003, Gillund & Myhr 2007). Man opererer gjerne med to kilder til vitenskapelig usikkerhet: begrenset kunnskap og naturlig variasjon i systemet som studeres. Usikkerhet som skyldes begrenset kunnskap, kan reduseres ved mer forskning; flere observasjoner, bedre prosedyrer for datainnsamling, gjennomføring av kontrollerte eksperimenter, bedre modeller osv. Usikkerhet som skyldes naturlig variabilitet og kompleksitet (bl.a. stokastisk variabilitet), kan gjerne forstås som en iboende egenskap ved systemene som studeres (Walker mfl. 2003). Stokastisk variabilitet i systemene kan vanskelig reduseres med mer forskning, men gjennom opparbeiding av tidsseriedata kan variabiliteten kvantifiseres. Usikkerheten knyttet til begrenset kunnskap kan håndteres med ulike strategier. Nedenfor beskriver vi de klassifiseringssystemene der håndtering av usikkerhet er godt gjennomarbeidet.

Naturindeksen integrerer usikkerhet i alle indikatorverdiene i den indeksen som presenteres; for detaljer se Pedersen & Nybø (2015). Forenklet er det slik at usikkerheten til hver enkelt indikator angis med kvartiler, dvs. det intervallet der det er 50 % sannsynlighet at indikatorverdien ligger innenfor. Denne informasjonen benyttes i sannsynlighetsfordelinger der fordelings spredning representerer usikkerheten og fordelings plassering på tallinja angir indikatorverdien som benyttes i videre beregninger av naturindeks. Usikkerheten til de enkelte indikatorene integreres ved bootstrapping.

I vannforskriften vurderes usikkerheten enkeltvis for indikatorer som avgjør klassegrensen for vannforekomsten. Usikkerheten i klassifiseringen tar utgangspunkt i hvor middelveidien til indikatoren ligger i forhold til klassegrensene, og hvor stort standardavviket rundt den enkelte indikators middelveid er. Dersom middelveidien er nær en klassegrense, er det like stor sannsynlighet for at vannforekomsten tilhører den beste som den dårligste av de to klassene. Dersom middelveidien ligger midt i en klasse og har lite standardavvik, er det svært sannsynlig at vannforekomsten er i den klassen. Dersom standardavviket er større, vil fordelingen lettere overlape en eller flere klassegrenser, og usikkerheten i klassifiseringen vil dermed øke.

Reduksjon av usikkerhet i klassifiseringen (etter vannforskriften) er særlig viktig dersom tilstanden er nær god/moderat-grensen, da moderat tilstand utløser tiltak. En generell anbefaling er at sannsynligheten for feilklassifisering ikke bør overstige 20 % dersom feilklassifisering har betydning for om tiltak skal utløses. Der man har gode måledata, vil man ofte også kunne angi usikkerheten i form av en fordelingskurve – hvor stor sannsynlighet er det for at tilstanden til en vannforekomst er svært god, god, moderat osv.

Påliteligheten ved klassifiseringen av hver vannforekomst skal angis som høy, middels eller lav.

- høy pålitelighet: klassifiseringen er basert på overvåkingsdata for minst ett biologisk kvalitetselement og noen støtteparametere, samt andre kriterier, som f.eks. bruk av interkalibrerte indekser og klassegrenser, mange prøver, lite standardavvik og middelværdi som ikke er i nærheten av en klassegrense
- middels pålitelighet: klassifiseringen er basert på solide overvåkingsdata for minst ett biologisk kvalitetselement, og alle unntatt ett av kriteriene som kreves for høy pålitelighet er innfridd
- lav pålitelighet: klassifiseringen er gjort uten overvåkingsdata, er basert på ekspertvurderinger, eller sparsomme data for ett kvalitetselement finnes, men ingen av kriteriene som kreves for høy pålitelighet er innfridd

Klassifiseringen av en vannforekomst må alltid vurderes ut fra hva som anses som rimelig ut fra de lokale forholdene. Mangelfulle data, forsinket biologisk respons, samt andre lokalitetsspesifikke forhold kan også forklare evt. misforhold mellom tilstand basert på ekspertvurdering og et klassifiseringsresultat som er beregnet ut fra tilgjengelige data. For eksempel vil vannforekomster på grensen mellom to eller flere vann typer antas å ha en mer usikker klassifisering enn vannforekomster langt fra typegrenser, og klassifisering basert på ett års måledata eller der tilstanden varierer mye mellom år, vil være mer usikker enn klassifisering basert på flere års måledata eller/og der tilstanden varierer lite mellom år.

Ekspertrådet har ikke konkludert med hvordan usikkerhet skal håndteres når det settes referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand, se også kapittel 3.6.

3.8 Helhetlig vurdering av økologisk tilstand basert på flere indikatorer

Ekspertrådet skal foreslå naturvitenskapelige indikatorer og kriterier for økologisk tilstand i norske økosystemer som minimum klargjør hva som er «god økologisk tilstand».

God økologisk tilstand vurderes ut ifra økosystemenes egenskaper og baseres på utvalgte indikatorer som gjenspeiler disse egenskapene (kapittel 3.5). Samtidig skal disse indikatorene være følsomme for viktige menneskeskapte påvirkninger på økosystemet. Forvaltningen vil da kunne målrette tiltak for å redusere negative påvirkninger. Lavere påvirkning vil på sikt bedre tilstanden til indikatoren.

I tillegg til å presentere tilstanden til hver enkelt indikator, må alle indikatorene vurderes samlet for en helhetlig vurdering av økosystemets tilstand. Fra andre klassifiseringssystemer kjenner vi til to ulike tilnærminger for å vurdere samlet økologisk tilstand basert på flere indikatorer. De to tilnærmingerne er:

- 1) Indikatoren med den laveste skalerte verdien angir økosystemets tilstand. Dette benevnes som «one out- all out prinsippet» eller «verste styrer-prinsippet» (vannforskriften og IUCNs rødlistesystem for økosystemer; Keith mfl. 2015).
- 2) Et veid gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier (naturindeks).

Tilnærming 1 fungerer slik at den dårligste indikatorverdien er bestemmende for hvor god den samlede økologiske tilstanden settes i hver vannforekomst. For forvaltningen av vann kan dette være en fordel, da man umiddelbart kan gjenkjenne at her må det settes inn tiltak og mot hvilken påvirkning. Dette er mulig fordi indikatorene som representerer de biologiske kvalitetselementene (samt fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere) i vannforskriften, er designet for å respondere på spesifikke påvirkninger. Verste styrer-prinsippet er sensitivt for antall indikatorer som er inkludert i fagsystemet; sannsynligheten for at en indikator faller under grenseverdien for god økologisk tilstand må antas å øke med økende antall indikatorer.

Tilnærming 2 benyttes i naturindeksen. Den inkluderer mange flere indikatorer enn vannforskriften, og den skal

være representativ for store geografiske enheter, ikke for små arealer som vannforekomster. Naturindeksen presenterer samlet naturindeksverdi som et veid gjennomsnitt av indikatorene, der verdien 1 viser at økosystemet er i referansetilstanden (intakt natur) og verdien 0 angir et ødelagt økosystem der naturlig forekommende arter er mer eller mindre forsvunnet. Et veid gjennomsnitt innebærer at funksjonelt viktige arter og viktige biofysiske elementer tillegges større vekt enn andre indikatorer (se egenskap 4, kapittel 3.4). Disse indikatorene bør baseres på gode datasett. Naturindeksens verdi følges av tekst som beskriver hvilke deler av det biologiske mangfoldet som bidrar til naturindeksverdien, og hva man vet om årsakene til tilstand og endringer i utviklingen. Støtteinformasjon om omfang av påvirkninger benyttes i denne prosessen. Et argument mot en samleindeks er at det kan være uhensiktsmessig å presentere økosystemtilstand – en genuint kompleks egenskap – med ett enkelt tall (Burgass mfl. 2017).

En tredje alternativ tilnærming innebærer at man framfor å fastsette økologisk tilstand ved hjelp av et stringent matematisk rammeverk som i naturindeksen, benytter seg av eksperter som i felleskap fastsetter økologisk tilstand. Ekspertene kan da ta hensyn at man har ulike grad av kunnskap og datatilfang om økosystemets egenskaper. For egenskaper der man har data om referanse- og grenseverdier bruker man det tallbaserte systemet for enkeltindikatorer og supplerer med kvalitative ekspertvurderinger for de indikatorene man har lite med data på, slik at dette omfatter en helhetlig samlet vurdering. En slik ekspertvurdering må gjøres etter stringente og fastsatte metoder som må utvikles. Til slutt gis en helhetlig vurdering av økosystemets tilstand som er tydelig begrunnet ut fra det varierende kunnskapsgrunnlaget og vektning basert på vurderingene for hver av de ulike egenskapenes betydning for det gjeldende økosystemet. Dette kan for eksempel gjøres ved å angi hvor mange egenskaper tilstanden er god for og hvor mange den ikke er god for.

Vurdering av utviklingen i økosystemet over tid er en viktig del av vurderingen av økologisk tilstand, uavhengig av valg av tilnærming for samlet vurdering.

Ekspertrådet har ikke konkludert med hvilken tilnærming som er best egnet for vurdering av god økologisk tilstand. Hvilken tilnærming som egner seg best til å vurdere betydningen av usikkerhet i datasettene, må vurderes i konkret uttesting av indikatorsettet for økologisk tilstand.

3.9 Hvordan visualisere økologisk tilstand?

Både vannforskrift og naturindeks visualiserer tilstand i økosystemene på en fargeskala fra blå (tilstand nær referansetilstanden) til rød (svært forringede økosystemer). Vannforskriften opererer med fem tilstandsklasser, hver representert med sin farge; blå (svært god tilstand), grønn (god tilstand), gul (moderat tilstand), oransje (dårlig tilstand) rød (svært dårlig tilstand), mens naturindeksen har en kontinuerlig fargeskala fra blå til rød. Nedenfor presenteres to alternative måter å framstille økologisk tilstand på (**Figur 6**). Begge alternativene visualiserer tilstanden for de sju egenskapene omtalt i kapittel 3.4. Dataene er fiktive.

3.10 Hvordan vurdere økologisk tilstand på et areal som endres fra en naturtype til en annen

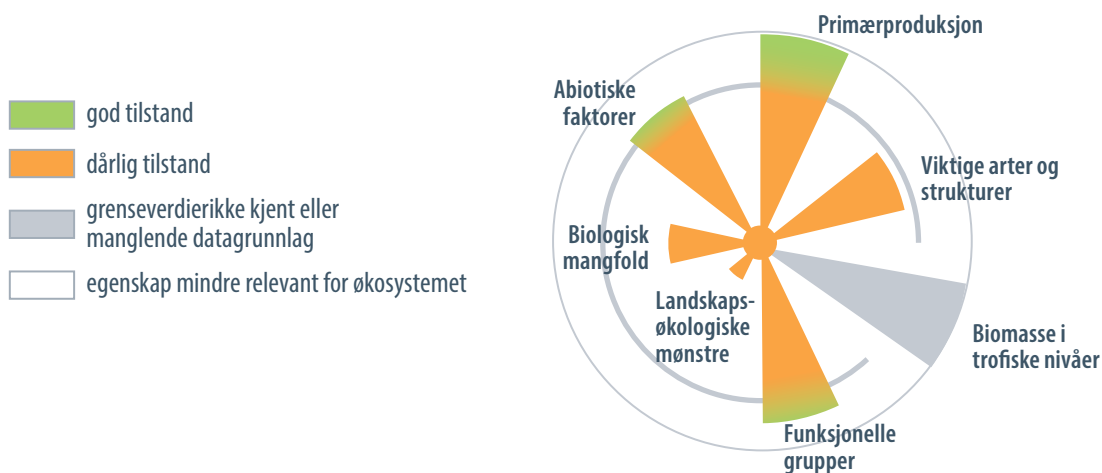
Et areal kan endre seg fra en naturtype til en annen. Dette kan skje raskt, for eksempel ved utbygging av ny motorvei i et skogsområde, eller sakte, for eksempel ved at en kystlynghei gror igjen. På ett eller annet tidspunkt vil kystlyngheia gå over til å være skog, eller skogen til motorvei. Motsatt kan enkelte sterkt endrede naturtyper endres til naturlige økosystemer, f.eks. fra steinbrudd til våtmark, eller akvatiske økosystemer kan omdannes til terrestriske økosystemer ved vannkraftutbygging. Fjellarealer kan bli omdannet til skog i framtida gitt klimaendringene, og havnivåstigning kan omdanne kystnære arealer til marine områder. I noen tilfeller kan det også tenkes at «nye økosystemer» (Hobbs mfl. 2014) kan oppstå under nivåer eller kombinasjoner av påvirkningsfaktorer som ikke har historiske eller geografiske analoger. Arealer kan derfor både endre hovedøkosystem (fra vann til land) og fra et nivå 2-økosystem til et annet.

Dette delkapitlet beskriver hvordan man tenker seg at den økologiske tilstanden bør vurderes på arealer som omdannes fra en naturtype til en annen. Vi illustrerer dette med et eksempel fra kystlynghei. En kystlynghei der hevdene opphører, vil gro igjen og bli til skog. Indikatorene som beskriver økologisk tilstand, vil vise at kystlyngheia over tid blir i stadig dårligere økologisk tilstand (**Figur 7**). Når tilstanden er så dårlig at den ikke lenger kan defineres som kystlynghei, vil tilstanden på

A

	Primærproduksjon	Viktige arter og strukturer	Biomasse i trofiske nivåer	Funksjonelle grupper	Landskaps-økologiske mønstre	Biologisk mangfold	Abiotiske faktorer
Økosystem 1	Grønn	Oransje	Grå	Grønn	Oransje	Oransje	Grønn
Økosystem 2	Hvitt	Oransje	Oransje	Grønn	Grønn	Oransje	Oransje
Økosystem 3	Hvitt	Hvitt	Oransje	Grønn	Grå	Oransje	Hvitt
Økosystem 4	Oransje	Hvitt	Grå	Grå	Grå	Grønn	Grå

B Økosystem 1



Figur 6. To eksempler på visualisering av tilstand for de sju egenskapene som karakteriserer god økologisk tilstand. **A.** Grønn: god tilstand, oransje: dårlig tilstand. Hvitt indikerer at egenskapen er mindre relevant å vurdere for økosystemet. Grå indikerer at det er foreslått indikatorer, men de er ikke operative pga. manglende datagrunnlag eller manglende grenseverdier. **B.** Tilstanden i økosystem 1 visualisert med et stjernediagram. Tykk sirkel representerer grenseverdi for god økologisk tilstand (0,8) der grønn viser hvilken egenskap som har god eller bedre tilstand, mens oransje angir en tilstand som er dårligere enn god. For egenskaper der man mangler kjente grenseverdier er dette markert med at den tykke sirkelen for god tilstand er fjernet. At man har data om egenskapen kan markeres med grått.

Unntak: Per Arneberg tar unntak for forslaget til bruk av stjernediagrammet som illustrasjon på økologisk tilstand for de ulike egenskapene for de tilfellene hvor vurderingen av hver egenskap skal gå ut på å anslå om tilstand er god eller ikke uten å angi en tallverdi.

arealet bli vurdert etter indikatorer for økologisk tilstand i skog. For arealer i rask endring, f.eks. fra skog til motorvei, vil man ikke se en gradvis endring. For sterkt endrede naturtyper som asfalterte områder, er det ikke utviklet prinsipper for god økologisk tilstand. Figur 7 avspeiler endringer på et areal med begrenset utstrekning, dvs. en lokal vurdering. Når økologisk tilstand skal vurderes på en grovere skala, f.eks. på fylkesnivå, må man også vurdere landskapsøkologiske forhold (Hobbs mfl. 2014). Fragmentering og arealtap kan påvirke populasjonsstørrelse og/eller overlevelse av arter (egenskap 5, kapittel 3.4). Hvis større arealer av kystlynghei forsvinner, vil vurderinger knyttet til egenskap 5 vise at den økologisk tilstanden til kystlynghei er dårlig.

3.11 Oppdateringsfrekvens

For terrestriske systemer anbefales det at arbeidet med å vurdere økologisk tilstand gjøres hvert 5. år.

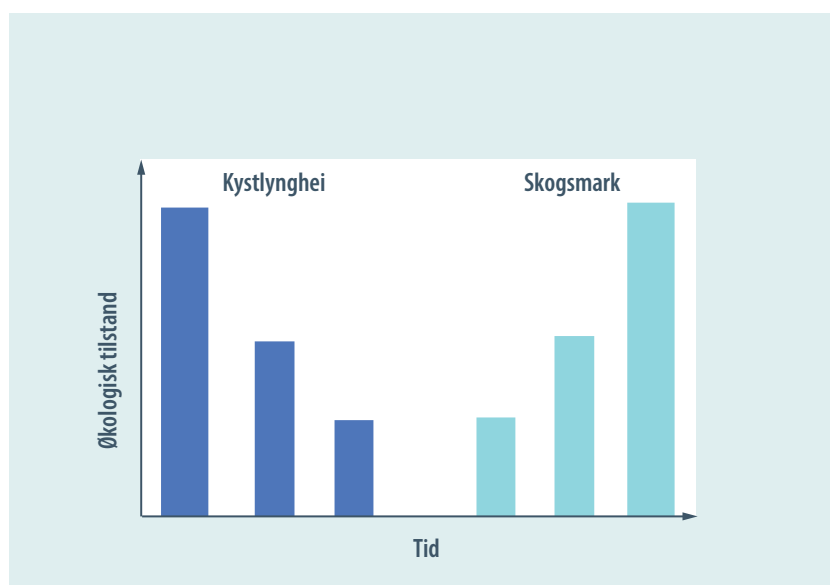
Det må arbeides med å framskaffe felles datagrunnlag for de indikatorer (inklusive arter og artssammensetning, og data fra andre sektorer) som vil bli vurdert. I dag gjennomføres det et omfattende arbeid i regi av naturindeks for å hente inn data om indikatorer fra ulike databaser, modellere utviklingen i indikatorene på mest mulig detaljert relevant geografisk skala. Denne kunnskapen vil kunne komme til nytte både for rødlistearbeidet og arbeidet med økologisk tilstand.

Naturindeks og rødlista for arter sammenstilles hvert 5. år. En oppdateringsfrekvens på fem år faller sammen med den opprinnelig planlagte frekvensen for omløpsfotografering med flybilder. Statens kartverk meddeler imidlertid at dette nå er økt til sju år per omdrev. Omløpsfotograferingen dekker fastlands-Norge. Andre typer fjernovervåkingsdata, som satellittopptak og LIDAR-data, oppdateres enten så ofte eller er ikke så dekkende at det per i dag bør være styrende for oppdateringsfrekvens for økologisk tilstand.

For indikatorer som ikke inngår i naturindeks eller andre programmer som oppdateres, må arbeidet med å framskaffe data starte så snart som mulig, slik at det er mulig å ta i bruk fagsystemet fra 2020.

For marine systemer anbefales det at arbeidet med å fastsette økologisk tilstand sammenfaller med arbeidet med oppdateringen av forvaltningsplanene. I den oppdaterte forvaltningsplanen for Norskehavet (Melding til Stortinget som skal behandles av Stortinget i juni 2017) er det foreslått at hver forvaltningsplan oppdateres hvert 4. år og revideres hvert 12. år.

Figur 7. Prinsippkisse for hvordan den økologiske tilstanden i kystlynghei avtar i takt med gjengroing, og der den på et gitt tidspunkt endrer naturtype til skog. Den økologiske tilstanden i kystlyngheia vurderes etter indikatorer valgt for dette økosystemet (oransje søyler), mens tilstanden i skog vurderes etter indikatorer valgt for skog (grønne søyler).



4 God økologisk tilstand i hvert økosystem

4.1 Inndeling i hovedøkosystemer

Fagsystemet for vurdering av økologisk tilstand skal utvikles for norske økosystemer, med unntak av områder som faller inn under oppfølging av vannforskriften.

Norske hovedøkosystemer, slik de er definert i Natur for livet – Norsk handlingsplan for naturmangfold (Meld. St. 14 (2015–2016)), er Hav og kyst, Elver og innsjøer, Våtmark, Skog, Fjell, Kulturlandskap og Åpent lavland og Polare økosystemer. Kyst, elver og innsjøer faller inn under oppfølging av vannforskriften og er dermed ikke vurdert i foreliggende rapport. EØS-avtalen som ligger til grunn for implementering av vannforskriften omfatter ikke Svalbard, og vannforskriften gjelder derfor ikke Svalbard. Ferskvann og kystvann på Svalbard er imidlertid ikke omtalt i denne rapporten (se også kapittel 5).

Fagsystemets inndeling i hovedøkosystemer følger i hovedsak handlingsplanen for naturmangfold:

- Skog
- Fjell
- Arktisk tundra
- Våtmark
- Semi-naturlig mark
- Naturlig åpne områder under skoggrensa
- Ferskvann på Svalbard (ikke omtalt her)

Marine økosystemer:

- Svalbards fjorder og kystområder (ikke omtalt her)
- Barentshavet
- Norskehavet
- Nordsjøen

En videre inndelingen av hovedøkosystemene viste seg nødvendig for å sikre at: 1) det er forvaltningsmessig relevant, 2) de samme påvirkningsfaktorene er dominerende og 3) et felles sett av indikatorer kan brukes.

Natur i Norge (NiN) skal ligge til grunn for kartlegging av norsk natur (jf. kapittel 2.2.1), og også for Ekspertrådet arbeid. Hovedøkosystemer er imidlertid ikke definert i NiN. Hovedtypegruppene, som samler natursystemer med fellestrekk, som fastmarkssystemer og våtmarkssystemer, forekommer som regel i en mosaikk i naturen (se kap. 4.3.4.1). I de fleste tilfeller er også det neste NiN-nivået, natursystemnivået, en for liten skala for fagsystemet for økologisk tilstand, som er ment å skulle operere på relativt grov skala, i første omgang på fylkes-/regionnivå. Den videre inndelingen ble derfor basert på NiN, men med tilpasninger der det var nødvendig for de enkelte hovedøkosystemene. Definisjon og avgrensning av hovedøkosystemene, og den videre inndelingen, drøftes nærmere i kapittel 4.2–4.11. Noen vesentlige prinsipper gjennomgås her.

Våtmarker danner ofte smale økotoner mellom land og vann, og de har vært klassifisert på ulike måter. De våteste delene har ofte vært ført til vann, og de tørreste til fastmark. Unntaket her er myr, som alltid har vært skilt fra vann og fastmark. Fordi det finnes så mange tolkinger av «Våtmark», er det utfordrende å bruke betegnelsen både i forskning og forvaltning. I kapittel 4.5.1 og **Vedlegg 4** drøftes dette grundigere. I NiN trekkes grensa mot saltvann- eller ferskvannssystemer der hvor marka er dekt av vann 50 % av tiden. I foreliggende rapport er det bl.a. besluttet å inkludere helofyttsummer i våtmark, selv om disse i NiN er definert som saltvann-/ferskvannssystemer. I praksis omfattes ikke helofyttsummer av vannforskriften, og

for å unngå at det er natur i overgangen mellom vann og land som ikke dekkes av verken vannforskriften eller Ekspertrådets arbeid, inkluderes helofyttsump som en nivå 2-økosystem innen våtmark. Dette bidrar blant annet til at marine delta og ferskvannsdelta dekkes på en bedre måte.

Det har lenge vært diskutert hvor grensa mellom skog og myr går, og hvor sumpskogen og den trebevokste myra egentlig hører til. I NiN 2, i motsetning til tidligere norske inndelinger, er sumpskog lagt under våtmarkssystemer (V2 Myr- og sumpskogsmark, V8 Strandsumpskogsmark), og sumpskog inkluderes som en nivå 2-økosystem innen våtmark. Indikatorer som er relevante for skog, vil også kunne være relevante for sumpskog.

Fjell og tundra er i Ekspertrådets arbeid knyttet til arealer henholdsvis over og nord for den klimatiske skoggrensa. Grensa mot skog trekkes i Natur i Norge (Halvorsen mfl. 2016b) ved 10 % kronedekning. I fjell og tundra inngår i dette arbeidet ikke våtmarkstyper med unntak av natursystemene V6 og V7 (se over), det vil f.eks. si at myr over skoggrensa i fagsystemet er inkludert i våtmark. Flere av de åpne naturtypene som forekommer under skoggrensa, kan også forekomme over eller nord for den klimatiske skoggrensa. Ekspertrådet har valgt å behandle slike naturtyper når de forekommer over eller nord for skoggrensa som del av henholdsvis fjell eller arktisk tundra av praktiske hensyn.

To våtmarkstyper er knyttet til fjell og tundra: V6 Våtsnøleie og snøleiekilde og V7 Arktisk permafrost-våtmark. Disse naturtypene inkluderes her under henholdsvis fjell og tundra, fordi indikatorer fra disse hovedøkosystemene bedømmes som viktigere enn indikatorer for våtmark for disse to NiN-enhetene, og fordi de forekommer på liten romlig skala i en mosaikk dominert av naturtyper i fjell og tundra.

Semi-naturlig mark inkluderer semi-naturlige naturtyper på fastmark. Naturlig åpne områder under skoggrensa holdes åpne av naturlige økologiske prosesser, mens semi-naturlige systemer holdes åpne ved skjøtsel og hevd. Avgrensning av naturlig åpne områder mot semi-naturlige systemer er likevel i noen tilfeller vanskelig, da flere av de engpregede hovedtypene, blant annet rasmareng, strandeng og åpen grunnlendt mark, utnyttes til ekstensivt beite. Avgrensning av semi-naturlige systemer mot skog kan også være vanskelig,

for eksempel i delvis tresatte slåtte- og beitemarker og der gjengroingen er kommet langt (se kapittel 3.10).

Inndelingen i hovedøkosystemer og finere økosysteminndeling er vist i **Tabell 3**.

4.1.1 Struktur på kapitlene

For hvert hovedøkosystem gis en avgrensning og beskrivelse av økosystemet. Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser presenteres, og de viktigste menneskelige påvirkningene drøftes. Videre vurderes tilgjengelige indikatorer av relevans for å vurdere økologisk tilstand i hovedøkosystemet og behov for inndeling i økosystemer på nivå 2.

For hvert økosystem på nivå 2 gis en kort beskrivelse av økosystemet, med naturlige forstyrrelser og menneskeskapt påvirkninger.

Hva som kjennetegner økosystemet i referansetilstanden beskrives. Definisjonen av referansetilstand (jf. kapittel 3.4) er lagt til grunn for disse beskrivelsene:

- Intakte semi-naturlige og naturlige økosystemer karakteriseres ved at økosystemets viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt. Intakte økosystemer karakteriseres videre ved at de har fullstendige næringskjeder og stoffsykluser. Naturlig forekommende arter utgjør hovedtyngden i hele næringskjeden og er dominerende innenfor alle trofiske nivåer og funksjonelle grupper. Artssammensetning, populasjonsstruktur og genetisk mangfold av naturlig forekommende arter er et produkt av naturlige endringsprosesser gjennom økosystemets økologiske og evolusjonære historie. Intakte økosystemer har egenskaper som ikke endres systematisk over tid, men som varierer innenfor grensene av systemets naturlige dynamikk.
- Menneskelig påvirkning kan forekomme, men skal ikke være gjennomgripende eller dominerende, eller være en faktor som endrer strukturer, funksjoner og produktivitet i økosystemet. Dette betyr at effekten av den menneskelige påvirkningen skal være på en skala og i et omfang som ikke overskrider effekten av naturlige påvirkningsfaktorer eller dominerende arter i økosystemet (forstyrrelser, toppredatorer m.m.). Videre skal den menneskelige påvirkningen ikke føre til endringer som er raskere eller mer

Tabell 3. Oversikt over hovedøkosystemer som inngår i foreliggende rapport, med finere enheter innenfor hovedøkosystemene.

Hovedøkosystem	Finere økosysteminndeling med kjerne av felles indikatorer (nivå 2-økosystemer)
Terrestriske økosystemer	
Skog	
Fjell	Lavalpin sone
	Mellomalpin sone
	Høyalpin sone
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra (Svalbard)
	Lavarktisk tundra (Finnmark)
Våtmark ¹	Myr og kilde
	Semi-naturlig myr og våteng
	Sumpskog
	Helofyttsump (grunne saltvanns- og ferskvannsområder)
Semi-naturlig mark	Semi-naturlig eng
	Semi-naturlig strandeng
	Boreal hei
	Kystlynghei
Naturlig åpne områder under skoggrensa	Naturlig åpne områder under skoggrensa
Marine økosystemer	
Svalbard	Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av atlantisk vann og med begrenset mengde havis
	Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av atlantisk vann og med betydelig mengde havis (det finnes få slike fjorder)
	Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av arktisk vann og med betydelig mengde havis
	Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av arktisk vann og begrenset mengde havis (uklart om det finnes slike fjorder)
Barentshavet	Vannmasser sør for polarfronten med tilhørende havbunn
	Vannmasser nord for polarfronten med tilhørende havbunn (omtalt som arktisk del av Barentshavet)
	Vannmasser over sokkelskråning og tilhørende havbunn
	Vannmasser i kyststrømmen utenfor grunnlinjen langs fastlandet, med tilhørende havbunn
Norskehavet	Pelagiske vannmasser sør for den arktiske fronten (i dype områder)
	Pelagiske vannmasser nord for den arktiske fronten (i dype områder)
	Mesopelagiske vannmasser
	Vannmasser i kystnære områder utenfor grunnlinjen, med tilhørende havbunn
	Vannmasser over sokkelskråning og tilhørende havbunn
	Dyphavssletter
	Kaldtvannskorallrev
	Kløfter
	Dyphavs fjell (minst 1000 m over havbunnen)
	Midtatlantisk rygg (ikke utstrømningsområder)
Utstrømningsområder	
Nordsjøen	Vannmasser i Skagerrak og grunne områder av Nordsjøen utenfor Norskerenna med tilhørende havbunn
	Vannmasser i kystnære områder utenfor grunnlinjen og innenfor Norskerenna, med tilhørende havbunn
	Norskerenna
	Kaldtvannskorallrev

¹ Både over og under skoggrensa

gjennomgripende enn naturlige påvirkningsfaktorer i økosystemet. I semi-naturlige økosystemer anses de menneskeskapte aktivitetene som definerer systemet (eks beite, slått), som en integrert del av økosystemet.

Beskrivelsen av intakt natur legger til grunn et klima som for normalperioden 1961–1990 og et artsinventar av stedegne arter tilpasset dette klimaet. Videre beskrives hva som kjennetegner økosystemet i god økologisk tilstand. Den felles normative definisjonen av god økologisk tilstand legges til grunn:

- God økologisk tilstand i norske økosystemer defineres ved at økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden, definert som intakte økosystemer.

Hva som kjennetegner økosystemet i god økologisk tilstand beskrives ved hjelp av de sju egenskapene definert i kapittel 3.4:

- 1. Primærproduksjon:** Økosystemets primærproduksjon avviker ikke vesentlig fra produksjonen i et intakt økosystem
- 2. Biomasse i trofiske nivåer:** Fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivåer avviker ikke vesentlig fra fordelingen i et intakt økosystem
- 3. Funksjonelle grupper:** Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer avviker ikke vesentlig fra sammensetningen i et intakt økosystem
- 4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer:** Funksjonen til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem
- 5. Landskapsøkologiske mønstre:** Landskapsøkologiske mønstre er forenlige med artenes overlevelse over tid og avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.
- 6. Biologisk mangfold:** Økosystemets genetiske mangfold, artssammensetning og artsutskiftning avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.
- 7. Abiotiske forhold:** Abiotiske forhold (fysiske og kjemiske forhold) avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

For hver av egenskapene beskrives god økologisk tilstand og hvordan ulike påvirkningsfaktorer kan forvente å påvirke den. Forslag til indikatorer gis for hvert nivå 2-økosystem, med informasjon om hvilken egenskap indikatoren representerer, hvilke(n) påvirkningsfaktor(er) den er forventet å respondere på og en vurdering av om indikatoren kan tas i bruk nå, eller om et utviklingsarbeid eller ny overvåking er nødvendig for å innhente data.

Til sist vurderes kunnskapsgrunnlaget for hovedøkosystemet, og det gis en kort beskrivelse av sammenhengen med andre systemer.





4.2 Skog

Erik Framstad¹, Anne Sverdrup-Thygeson^{1,2}

¹ Norsk institutt for naturforskning,

² Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

4.2.1 Definisjon og avgrensning

4.2.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved skog

Skogen dekker om lag 40 % av fastlands-Norge. Skogens strukturelle elementer og det assosierte artsmangfoldet er vesentlig for de økologiske funksjonene i skog. Det gjelder funksjoner som fotosyntese og primærproduksjon, nedbrytning og vedlikehold av biogeokjemiske kretsløp (karbon, nitrogen, fosfor osv.), vedlikehold av næringsnettenes dynamikk og systemets motstandskraft og resiliens.

Over halvparten av våre kjente norske arter er knyttet til skog. Skogens økosystemer og arter er i utgangspunktet tilpasset naturgitte endringsprosesser som virker på ulike skalaer i tid og rom, som forstyrrelser fra skogbrann, storm, flom og insektangrep, samt gradvise endringer (suksesjoner) etter slike forstyrrelser.

Skogen i Norge er et dynamisk system, med en lang historie med naturgitte klimaendringer og naturlig innvandring av arter etter siste istid. Parallelt er skogen endret av omfattende menneskelig påvirkning, av varierende intensitet og omfang i ulike deler av landet. Menneskelig påvirkning har økt kraftig gjennom de siste 200 årene, med særlig gjennomgripende effekter på skogøkosystemene ved bred innføring av bestandsskogbruket

Foto: Anne Sverdrup-Thygeson

etter 2. verdenskrig. Landsskogtakseringens data viser at 33 % av skogen var i den eldste hogstklassen (hkl 5) midt på 1990-tallet (Landsskogtakseringens 7. takst). Ca. 16 år senere (Landsskogtakseringens 10. takst) er bare tre fjerdedeler av denne skogen fortsatt i samme hogstklasse (utgjør nå 25 %), dvs. en reduksjon på ca. 5 % av produktiv skog pr tiår (Storaunet & Rolstad 2015). Avgangen kan være et resultat av flere faktorer, inkludert hogst (åpne eller lukkede hogster av et tilstrekkelig omfang til å sette ned hogstklassevurderingen), naturlig bestandsavgang eller arealendring. Denne resten av tidligere plukkhogd skog har i stor grad fått utvikle seg uten hogstinggrep eller skogskjøtsel de siste 50–100 årene, og har dermed endret seg i retning av større mengder død ved og flere eldre trær (Storaunet & Rolstad 2015).

Økologisk tilstand skal vurderes for naturtyper som følger typeinndelingen i NiN 2. I NiN defineres ikke skog, men skogsmark og tresatt areal. I motsetning til Landsskogtakseringen setter ikke NiN 2 eksplisitt krav til minsteareal for skogsmark (annet enn ved praktisk kartlegging). Dessuten er spesifikasjonen av krone- og/eller tretetthet litt ulik. Imidlertid vil det viktigste datagrunnlaget for skog i dette arbeidet komme fra Landsskogtakseringen og omfatte arealer som Landsskogtakseringen definerer som skog. Følgelig synes det hensiktsmessig å legge Landsskogtakseringens definisjon av skog til grunn her.

I NiN 2 omfatter skogsmark flere ulike hovedtyper. I vår sammenheng synes det mest hensiktsmessig å legge vekt på tresatt areal på fastmark. Dette omfatter typene T4 Fastmarksskogsmark og T30 Flomskogsmark. T38 Plantasjeskog anses ikke som skogsmark i NiN 2, siden slik skog ikke utgjør noe helhetlig økosystem, og kun 0,6 % av norsk skog og tresatt mark inngår i T38 Plantasjeskog (Granhus mfl. 2016b). Videre utelukker vi våtmarkstypene V2 Myr- og sumpskogsmark og V8 Strandsumpskogsmark; disse behandles under hovednaturtypen våtmark. NiN 2 definerer ikke tresatt kulturmark (hagemark, løveng) som skogsmark, og slik mark kan vi dermed også se bort fra her. Disse typene skal da i prinsippet behandles under semi-naturlige økosystemer, i det minste der dekningen i tresjiktet er lav nok til å definere disse som åpne naturtyper. Landsskogtakseringen inkluderer deler av hagemark i sin skogdefinisjon (der tresjiktetsdekningen er tilstrekkelig) og dermed i sine data for skog. Der slike tall inngår i våre indikatorer, vil også hagemark være inkludert,

men da betraktet som skog, ikke som semi-naturlig mark. Med naturskog forstår vi i denne gjennomgangen en skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale, der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad (Rolstad mfl. 2002). Gammel naturskog betegner den eldste aldersfasen i en slik skog. Med biologisk gammel skog forstår vi skog med en bestandsalder vesentlig over normal hogstmodenhetsalder, justert for treslag og bonitet, slik begrepet brukes i bakgrunnsarbeidene til Naturindeks for skog (Nilsen mfl. 2010) og i Søgaard mfl. (2012).

4.2.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Skog uten vesentlig menneskelig påvirkning vil formes av ulike naturgitte forstyrrelser og suksesjonsprosesser formet av klima, terreng, jordsmonn og stedegent artsmangfold. Disse naturgitte prosessene vil imidlertid ha ulik relativ betydning i ulike deler av Norge.

- Skogbrann: i hovedsak på Østlandet på tørrere skogtyper, på koller etc., dels også branner vinter/tidlig vår på kysten; mest mindre markbranner med begrenset omfang og intensitet, sjelden omfattende branner med full foryngelse av hele skogbestand.
- Stormfelling: alle skogtyper og regioner, men mest i områder med mye vind; mest lokale fellinger (enkeltrær, mindre bestand), noen ganger over større områder.
- Tørke: mest tørkeutsatte skogtyper på Østlandet
- Flom: mest flomutsatte områder langs større vassdrag på Østlandet og i Trøndelag. Flom i mindre vassdrag kan ha lokale effekter i alle regioner.
- Ras/skred: ofte hyppig, men lokalt i bratte områder på Vestlandet, i Nord-Norge eller fjellstrøk
- Insekt/soppangrep: mest omfattende i sentral skogstrøk eller i nordboreal bjørkeskog (bjørkemålere), koblet til tørkestress, endret klima eller stormfelling; ellers mest lokale effekter på enkeltrær, små bestander.
- Skader av hjortedyr, bever etc.: lokalt på enkeltrær, små bestander ved høye villtettheter

Generelt vil de viktigste naturgitte påvirkningsfaktorene (brann, storm, tørke, flom, insektangrep) variere med bioklimatiske forhold og terreng, i noen grad også med naturtypenes utsatthet for tørke eller flom. Hastighet på suksjon, produksjon og nedbryting vil også variere med bioklimatiske forhold, raskere i varmt og fuktig klima, langsommere i kaldt og tørt klima, og med jordas produktivitet.

4.2.1.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Mennesker har påvirket skogen siden de innvandret etter istiden, men påvirkningen økte sterkt med utviklingen av

trelastnæringen på 1500-tallet. Med utviklingen av en mer omfattende skogindustri på slutten av 1800-tallet og bred gjennomføring av flateskogbrukets driftsmodell fra ca. 1950 er skogbruket blitt den totalt dominerende menneskelige påvirkningen på skogen. I tillegg har aktiv forvaltning av store hjortedyr og rovdyr skapt helt andre bestandsnivåer og dynamikk for disse artene og deres påvirkning på resten av økosystemet. Utvikling av veier og annen infrastruktur har ført til nedbygging og oppdeling av skogarealene. Deler av skogarealene har også fått tilført langtransportert forurensing i form av svovel- og nitrogenforbindelse med forsurende og gjødselende effekter (**Tabell 4**).

Tabell 4. De viktigste menneskelige påvirkningsfaktorene og deres effekter i skog. Merk at kun effekter som kan sies å påvirke tilstand, ikke arealet av skog, er tatt med.

Påvirkningsfaktor	Økologiske effekter
Skogbruk, inkl. veibygging, sluttavvirkning, markberedning, grøfting, planting, tynning, gjødsling, kjemisk bekjempelse, treslagsskifte	Endret treslagssammensetning: mer gran, lokalt mer fremmede treslag Endret aldersstruktur, lavere andel veldig gamle trær Mindre grov død ved Mindre skogbrann Endret artssammensetning av sopp, lav, karplanter, virvelløse dyr, fugler Endret jordbunnsamfunn Endret jordkjemi, næringskapital, sirkulasjon av næringsstoffer Endret hydrologi Økt erosjon Endret primærproduksjon Endret landskapsstruktur, mer fragmentert gammelskog Endret bestandsklima
Utbygging av veier, energianlegg, hytter, andre inngrep	Endret landskapsstruktur, mer fragmentert skog Endret hydrologi, nærings sirkulasjon Endret bestandsklima Mer ferdseil og forstyrrelse på dyrelivet Potensielt økt spredning av fremmede arter
Forsuring	Endret næringskapital i jord; giftig Al, tap av basekationer
Eutrofiering	Endret næringskapital i jord; mulig N-avrenning Endret artssammensetning: økning for N-elskende, konkurransesterke arter
Forvaltning av rovvilt og hjortedyr	Endret artssammensetning, følgeeffekter for rogn, osp og selje og andre planter Økt beitepress
Klimaendringer	Økt primærproduksjon og nedbryting Endret artssammensetning: økning for varmekjære arter, fremmede arter, skadeorganismer (insekter, sopp) Endret fenologi for økosystemprosesser og arters livsprosesser Endret nærings sirkulasjon: C, N; økt utlekking av basekationer Endret hydrologi

Alle disse påvirkningsfaktorene på skogøkosystemene har enten vært viktige (forsuring), er viktige i dag (skogbruk, viltforvaltning) eller forventes å bli viktige i kommende år (klimaendringer).

Skogbruk etter bestandsskogbrukets modell gir en helt annen påvirkning av skogens struktur og økosystemprosesser enn naturgitte forstyrrelser med etterfølgende suksisjon. Bestandsskogbruket har medført en del endringer i påvirkninger som man ikke har ved plukkhogst. De viktigste effektene av bestandsskogbruk kan oppsummeres i følgende punkt:

- Fjerning av biomasse
- Kort omløpstid med mindre gamle trær og død ved
- Endret treslagsfordeling
- Endret genetisk sammensetning av trærne
- Endring av jordstruktur og hydrologi
- Endring av skogens biogeokjemiske kretsløp
- Brannbekjempelse
- Endret landskapsstruktur

Disse effektene av bestandsskogbruk påvirker i sin tur artsmangfoldet tilknyttet skogen. I følge Artsdatabanken finnes 48 % av norske truede arter i skog (Henriksen & Hilmo 2015). Mange av disse artene er knyttet til død ved, enten i soleksperte omgivelser (som i de ekstremt dødved-rike fasene etter en stormfelling eller skogbrann) eller i sluttet skog – især er mange av de rødlistede, spesialiserte artene tilknyttet den eldste og minst påvirkede skogen. Dette kan skyldes at gammel naturskog har spesielle levesteder (i form av strukturer og/eller mikroklimatiske forhold) som først oppstår når skogen blir biologisk gammel, eventuelt også at gammel naturskog finnes på andre arealer enn der bestandsskogbruket er. Dessuten er tid i seg selv en viktig faktor for at arter skal rekke å spre seg til egnede habitater i skogen.

Fordi eldre skog framkommet etter flatehogst er et nytt fenomen, har vi i liten grad systematiske artsstudier på død ved i slik skog. Avhengig av dødved-mengde og variasjon, tid før neste hogst og forekomst av kildepopulasjoner innen spredningsavstand, vil framtidige studier kunne vise hvor stor del av dette mangfoldet som også kan utnytte det

dødved-substratet som måtte finnes i eldre kulturskog. Et tilsvarende mønster med spesialiserte skogarter knyttet til gammel og lite påvirket skog gjenfinnes for øvrig over hele den fennoskandiske boreale skogregionen (Tikkanen mfl. 2006, Dahlberg 2011, Junninen & Komonen 2011, Larsson 2011).

Vi har ennå lite konkret kunnskap om hvilken effekt bestandskogbrukets endringer i strukturer og artsmangfold har på skogens økologiske funksjoner og dermed på skogens økologisk tilstand. Likevel peker en rekke nyere oversiktsartikler på en klar hovedtrend der høy/intakt biodiversitet gir økt robusthet og resiliens i økosystemfunksjoner (Hooper mfl. 2005, Balvanera mfl. 2006, Biggs mfl. 2012, Cardinale mfl. 2012, Byrnes mfl. 2014, Tilman mfl. 2014, Oliver mfl. 2015). Det er vist at akkurat hvordan økosystemfunksjonen endres når artsmangfoldet reduseres, vil variere fra system til system. Samtidig peker nyere artikler på at det er en overvekt av studier som har et slags s-formet mønster, der man ser liten endring i respons i starten, inntil artsreduksjonen når et visst nivå, hvorpå endringsraten akselerer, for så å flate ut igjen når kun en liten andel av artsmangfoldet er igjen.

Dersom det er vanlig at slike knekkpunkter eller terskelverdier eksisterer, vil det være svært verdifullt å kjenne disse. En rekke studier har undersøkt om det finnes slike terskelverdier, gjerne i form av et minimum areal eller volum av et økosystem eller et strukturelt element, som må til for å sikre langsiktig levedyktige bestand - og dermed også ivaretagelse av økologisk funksjon (Andrén mfl. 1997, Angelstam & Andersson 2001, Fahrig 2001, Angelstam mfl. 2003, Butler mfl. 2004, Ranius & Jonsson 2007).

For økosystemet skog har flere forskere undersøkt terskelverdier for død ved, og kommet med anbefalinger. Müller og Bütler har gått gjennom en rekke studier fra europeisk skog og mener å finne slike terskelverdier for dødved-mengder i ulike skogtyper. For boreal skog oppgir de terskelverdier fra ulike studier mellom 10 og 70 m³/ha, med flest verdier rundt 20–30 m³/ha (Müller & Bütler 2010). Dette er ganske tilsvarende konklusjonen i en finsk oversiktsartikkel om sopp-studier, der forskerne foreslår en slags 20/20/20 tommelfingerregel: Et 20 hektars bestand, med et gjennomsnitt på 20 m³/ha død ved, der en betydelig mengde er over 20 cm i diameter, kan være et slags minimum for å bevare diversitet av kjuker i boreal skog i Europa (Junninen & Komonen 2011).

Samtidig er mange forskere kritiske til terskelverdi-begrepet og bruken av det i anvendt sammenheng, og påpeker at få studier har benyttet formelle statistiske metoder for å identifisere terskler (Swift & Hannon 2010). Mangel på kunnskap om slike dose-responsforhold er en begrensning som må tas høyde for i en senere fastsetting av grenseverdier for god økologisk tilstand for enkeltindikatorene som er foreslått for skog.

Menneskelig påvirkning på skogen vil, som de naturgitte forstyrrelsesprosessene, i noen grad variere regionalt:

- Skogbruk drives på produktiv skogbruksmark over hele landet, men mest intensivt i sentrale skogbruksstrøk på Østlandet og i Trøndelag
- Fortetting av skog, som er et resultat både av bestandsskogbruket og av skogbrannbekjempelse som begunstiger gran på bekostning av furu, er mest uttalt i sentrale, grandominerte skogbruksstrøk på Østlandet og i Trøndelag og ved skogreising med gran på Vestlandet og i Nord-Norge
- Skogbrannbekjempelse bedrives i hele landet, men skogbrannhyppigheten i Norge er størst i Sørøst-Norge
- Tidligere grøfting i sumpskog (nygrøfting i skog er ikke lenger tillatt, men gamle grøfter kan vedlikeholdes)
- Inngrep fra infrastrukturbygging, samt slitasje/erosjon, i hovedsak nær tettbygde strøk, dels langs eksisterende hovedferdselsårer
- Beitebruk i fjellskog og skog nær husdyrregioner i lavlandet på Østlandet og i Trøndelag
- Forsuring og eutrofiering mest i sørvest, dels også langs hovedferdselsårer.
- Gjødsling mest vanlig i skog på Østlandet
- Fremmede arter lokalt, nær tettbygde strøk ved forvillede innførte arter, eller mer regionalt ved planting og spredning av fremmede treslag på kysten
- Trofisk ubalanse knyttet til store hjortedyrbestander, mindre småvilt (hare og hønsfugl) og fåtallige store rovdyr over det meste av landet
- Klimaendringer virker på alle økosystemer over hele landet, men med særlig store utslag i nord og mot fjellet

4.2.2 Datatilgang og valg av indikatorer

Det er i all hovedsak data fra henholdsvis Landsskogtakseringens ordinære registreringer, eksisterende overvåkingsprogrammer i regi av Rovdata og Hjorteviltovervåkingen, samt utnyttelse av artsregistreringer i Artskart som foreløpig er tilgjengelige som datakilder til indikatorene for skog.

4.2.3 Vurdering av finere inndeling av skog

Vi har ovenfor konkludert med at skog i denne sammenhengen omfattes av NiN 2-typene T4 Fastmarksskogsmark og T30 Flomskogsmark. NiN 2 deler T4 Fastmarksskogsmark i 20 grunntyper, der inndelingen i hovedsak er basert på markas uttørkingsfare og kalkinnhold, dels kildevannspåvirkning. T30 Flomskogsmark inneholder 7 grunntyper, basert på løsmaterialets kornstørrelse (grov, fin), vannpåvirkningsintensitet (beskyttet, eksponert) og dels kildevannspåvirkning og erosjonsutsatthet.

Viktige naturgitte og menneskeskapte påvirkninger av skog-økosystemene (jf. kapittel 4.2.1.2 og 4.2.1.3) vil sannsynligvis være nokså likeartet for de enkelte grunntypene innen hver hovedtype. Naturtyper med stor uttørkingsfare vil være mer utsatt for (men også tilpasset) tørke. Tilsvarende vil flomskogsmark være mer utsatt for flom (men også tilpasset flom). For øvrige påvirkninger synes bioklimatisk variasjon og terrengform å ha mest å si. I noen grad kan slik variasjon korrelere med grunntyper for skog i NiN, men i hovedsak vil alle definerte grunntyper kunne forekomme i ulike bioklimatiske regioner og terrengforhold.

Også treslagsdominans vil kunne ha stor betydning for skogens økologiske egenskaper, suksesjon og artsmangfold. En inndeling etter dominans av hhv. bartrær (gran, furu), boreale løvtrær og edelløvtrær synes mest relevant. Treslagsdominans vil kunne sammenfalle med bioklimatiske forhold eller terreng, f.eks. ved at edelløvtrær i hovedsak finnes i lavlandet Østafjells og rundt kysten til Trøndelag og fjellbjørk i høyereliggende og nordlig skog.

Viktige naturgitte og menneskeskapte påvirkninger av skog-økosystemene (jf. over) vil sannsynligvis være nokså likeartet for de enkelte grunntypene av skog innen hver hovedtype. Følgelig synes det ikke hensiktsmessig å dele opp hovedtypene av skog (T4 Fastmarksskogsmark, T30 Flomskogsmark) i NiNs grunntyper for å vurdere deres økologiske tilstand. Derimot

kan det være hensiktsmessig å differensiere mellom ulike bioklimatiske regioner, ev. også knyttet til dominerende terrengtyper, slik dette er spesifisert i hovedinndelingen for NiN Landskap (foreløpig ikke ferdig utviklet), samt til hovedgrupper av dominerende treslag. For eksempel vil skogbrann være en lite viktig økologisk faktor for de fleste typer edelløvskog og fjellbjørkeskog, mens større insektangrep vil være viktige for fjellbjørkeskog og barskog.

Trass i visse forskjeller mellom bioklimatiske regioner og skog med ulik treslagsdominans når det gjelder naturgitte forhold og menneskelig påvirkning, vil trolig økologisk tilstand for all skog kunne beskrives ved omtrent det samme indikatorsettet. Det som i hovedsak vil variere mellom enhetene ved en inndeling på nivå 2, er indikatorenes verdi for referansetilstanden og ved god økologisk tilstand.

Siden forskjellene mellom mulige inndelinger i nivå 2 synes å være av ganske marginal betydning for vurdering av økologisk tilstand, er alle videre vurderinger foreløpig gjort for nivå 1 (dvs. hovedtypene Fastmarksskogsmark og Flomskogsmark).

4.2.4 Karakterisering av skog i god økologisk tilstand

Skog i god økologisk tilstand beskrives her for skog generelt og vil i hovedsak gjelde også for skog med ulike dominerende treslag. Det er skilt mellom skog med ulike dominerende treslag bare der dette er av betydning.

Beskrivelse av referansetilstand

For skog legges til grunn en referansetilstand karakterisert ved naturlig skogdynamikk der naturgitte forstyrrelser og suksesjonsprosesser knyttet til voksestedets klima, terreng, jordsmønn og treslagenes økologi, former skogens struktur, produktivitet, forekomst av substrat og tilhørende økosystemprosesser. Det legges til grunn et klima som for normalperioden 1961–1990 og et artsinventar av stedegne arter tilpasset dette klimaet og naturlig innvandring etter siste istid. Eventuell menneskelig påvirkning er minimal, uten vesentlig påvirkning på skogøkosystemenes struktur eller funksjon. Denne referansetilstanden kan karakteriseres som urskog eller lite påvirket urskog.

Over tid vil naturgitte endringsprosesser variere og skape variasjon i skogstruktur og økosystemprosesser innenfor

visse grenser. Referansetilstanden må inkludere slik naturgitt variasjon. Slik variasjon i struktur og prosesser vil imidlertid øke jo lengre tidsrom systemet vurderes over. Sett over lang nok tid vil også de naturgitte endringsprosessene kunne føre til en rettet utvikling der gjennomsnittsverdier for tilstandsindikatorer blir signifikant endret. Det må avklares hva som er et hensiktsmessig tidsrom for vurdering og karakterisering av referansetilstanden, f.eks. i form av en eller flere skoggenerasjoner.

For et større areal som f.eks. et fylke eller en region vil referansetilstanden representere en variasjon av skog i ulike suksjonsstadier etter ulike naturgitte påvirkninger, gitt områdets klima, terreng, jordsmonn og stedege artsinventar. Vurderingen av økologisk tilstand for denne regionen må inkludere en slik fordeling av skog i ulike suksjonsstadier etter ulike typer forstyrrelser. Sett over et tilstrekkelig stort område vil en slik fordeling også kunne dekke det meste av variasjonen i tilstand over tid. Hvordan variasjonen i referansetilstanden i tid og rom skal representeres, vil avhenge av de aktuelle indikatorene som velges.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand for skogøkosystemer er gitt ved at deres struktur, funksjon og produktivitet ikke viser større avvik fra tilstanden i naturskog enn at denne kan gjenopprettes ved skogens egne økologiske prosesser i løpet av én tregenerasjon.

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen i skog er i hovedsak styrt av klima, voksestedets produksjonsevne (potensiell bonitet) og skogens suksjonsfase. Primærproduksjonen vil i hovedsak være knyttet til tresjiktet, der primærproduksjonen vil være størst (målt per år og areal) ved bestandsalder 30–50 år, på mark av høy bonitet i sør. I tidlig suksjonsfase vil også markvegetasjon og busker ha stor produksjon. I naturskog vil mye av skogen kunne ha høy bestandsalder og dermed gjennomsnittlig vesentlig lavere primærproduksjon enn maksimal produksjon for voksestedet.

Avvik fra god tilstand vil kunne gi seg utslag i vesentlig lavere primærproduksjon enn i naturskog ved nedbygging, forsuring eller overbeite. Intensiv skogproduksjon vil på den andre siden ofte gi vesentlig høyere primærproduksjon enn

i naturskog. Primærproduksjon er neppe en særlig presis indikator for økologisk tilstand i skog.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Biomassen i naturskog vil være dominert av biomassen i levende, i hovedsak eldre trær, med forholdsvis liten andel av biomassen i andre primærprodusenter. Blant primærkonsumenter vil det være mest biomasse av hjortedyr, smågnagere, insekter og andre invertebrater. Biomassen hos predatorer vil være vesentlig lavere. Biomassen av ulike nedbryterorganismer i jord og død ved (invertebrater, sopp, bakterier) vil være betydelig.

Avvik vil særlig kunne gi seg utslag for biomassen i tresjiktet som følge av skogbruk (volum og variasjon gjennom bestandsutviklingen), for biomassen av hjortevilt og rovvilt som følge av viltforvaltning, samt endringer i nedbryterkjedene og jordlevende organismer som følge av skogbruk og ev. forsuring og eutrofiering. Påvirkning kan medføre at trofiske kjeder blir forkortet.

3. Funksjonelle grupper

I naturskog vil gran, furu og boreale løvtrær, med innslag av edelløvtrær i sør, dominere blant primærprodusentene, med noe større innslag av ulike plantearter i felt- og busksjikt i tidlige suksjonsfaser. Det vil være et stort og variert samfunn av nedbrytere i jord og død ved. Regelmessige bestandssvingninger hos smågnagere i boreale skoger og moderate bestander av hjortedyr karakteriserer primærkonsumentene. Predatorsamfunnet av pattedyr vil ha en balanse mellom småpredatorer (røyskatt, snømus, spurvefugl), mellompredatorer (rev, mår, rovfugl) og toppredatorer (ulv, gaupe, bjørn). Konsumenter blant invertebrater vil ha en artsdiversitet som utøver sentrale roller innen pollinering, frøspredning og populasjonskontroll av øvrige arter. Invertebrat-predatorer vil reflektere et sammensatt sett av predasjon, parasittisme og hyperparasittisme.

Avvik vil særlig kunne vise seg ved endringer mellom funksjonelle grupper av vedboende og markboende sopp og invertebrater og ved endringer i treslagssammensetning og tilhørende mykorrhiza som følge av skogbruk, spesielt ved treslagsskifte. Viltforvaltning vil kunne endre predator-samfunnet av pattedyr.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene i skog vil være de dominerende treslagene. De skaper et omfattende tredimensjonalt habitat og stor biomasse som kan utnyttes av andre arter. En nøkkelfunksjon er trærnes mulighet til å gjennomføre et fullt livsløp som gir opphav til store/gamle trær og store mengder variert død ved som habitat og substrat for svært mange arter i skog. Mykorrhizasopp fungerer som funksjonelt viktige arter ved sin symbiose med trær og andre planter og sin rolle i karbonlagring. Nedbrytere av invertebrater, sopp og bakterier har en sentral rolle i omsetningen av dødt organisk materiale og i kretsløp av næringsstoffer. «Økosystemingeniører» som hakkespetter, bever og visse insekter er tilstede i nivå som sikrer at deres funksjoner ivaretas. Bever skaper nye våtmarks-habitater og endrer treslagssammensetningen lokalt. Ulike insektgrupper (barkbiller, bjørkemålere) vil ha en nøkkelrolle ved sporadiske omfattende angrep på trær som kan endre artssammensetningen i mark-, busk- og tresjikt. Også en rekke andre arter med store populasjoner (blåbær, hjortedyr) eller omfattende regelmessige populasjonsendringer (smågnagere) vil ha stor innflytelse på andre deler av skogøkosystemet.

Avvik vil kunne vise seg ved endringer i treslags- og alderssammensetning for dominerende skogstrær, i mykorrhizasamfunn og nedbrytersamfunn, og ved redusert mengde og kvalitet av gamle/store trær og død ved, i hovedsak som følge av skogbruk og skogbrannbekjempelse. Endring av hydrologi og viltforvaltning vil kunne påvirke rollen til bever i skogøkosystemet. Klimaendringer vil endre artssammensetningen til dominerende treslag, deres skadegjørere og mykorrhizasamfunnene.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Naturgitte forstyrrelser og suksesjon vil gi en sammensetning av skoglandskapet med stor andel gammel skog, unge suksjonsstadier preget av brann, ras, flom eller annen aktuell forstyrrelse, og et mønster av ulike suksjonsfaser tilpasset terreng, klima og jordsmonn. Naturgitte, tilfeldige hendelser vil gi stor variasjon i landskapsmønstre, både i tid og rom. Stedegne arter vil være godt tilpasset landskapet i naturskog og vil gjennomgående ha nok egnet habitat og gode spredningsmuligheter for å opprettholde livskraftige bestander.

Avvik vil særlig vise seg ved endring i landskapsfordelingen av ulike aldersklasser av trær, mer skjematisk landskapsmønstre

i tid og rom tilpasset bestandsskogbrukets arealenheter, og i noen grad fordeling av dominerende treslag som følge av skogbruk. Særlig vil gammel skog ha mye mindre og mer fragmentert areal. Også infrastrukturbygging vil bidra til fragmentering av skog generelt og gammel skog spesielt.

6. Biologisk mangfold

Artssammensetning og genetisk mangfold vil være tilpasset naturskogens forstyrrelser og suksjonsforløp. Mange arter vil være knyttet til nøkkelressurser som store/gamle trær og grov død ved i ulike nedbrytningsstadier. Artsmangfoldet av mykorrhizasopp og ulike nedbrytere vil reflektere naturskogens produksjon av nøkkelressurser og arealer med langvarig stabilitet i tresjiktet. Bestander av hjortedyr og store rovdyr vil være regulert av primærproduksjonen og dynamikken mellom dem. Endringer i artssammensetning vil dels skyldes naturgitte forstyrrelser og suksesjon, dels fortsatt naturlig innvandring etter istiden og dels tilfeldig lokal utdøing.

Avvik vil vise seg for et bredt spekter av arter, særlig for arter knyttet til nøkkelressurser som gamle/store trær og død ved, som følge av skogbruk og skogbrannbekjempelse. Skogplanting og treslagsskifte vil kunne føre til homogenisering av artssammensetning og genetisk mangfold hos skogstrærne. Viltforvaltning vil påvirke artssammensetning, aldersfordeling og genetisk mangfold hos hjortevilt og rowilt. Endringer i artssamfunn og bestandsnivå vil også følge av de fleste andre typer av påvirkninger. Dette vil endre forskjellen mellom artsdiversitet på ulike lokaliteter (betadiversitet) og kan gi en homogenisering av artsinventaret på tvers av tid og rom, der generalister overtar på bekostning av spesialister.

7. Abiotiske forhold

Naturgitte forstyrrelser og suksesjon vil gi lokale endringer i fysiske strukturer av trær og død ved, så vel som en viss naturlig forsuring og karbonakkumulering ettersom skogen blir eldre, en prosess som vil reverseres ved skogbrann.

Avvik vil særlig vise seg ved endringer i hydrologi som følge av grøfting og veibygging, samt ved endret jordkjemi som følge av forurensinger, skogbruk og skogbrannbekjempelse. Stort uttak av biomasse vil gi utarming av næringsstoffer i jorda, mens nitrogen gjødsling vil kunne føre til eutrofiering. Det er ikke opplagt hva som representerer «ikke vesentlig avvik» fra tilstanden i naturskog, ikke minst sett i lys av at

det også vil være betydelig variasjon i naturskog under referansetilstanden. Spørsmålet er om det lar seg gjøre å angi en generell kvantitativ grense for vesentlig avvik fra referansetilstanden.

4.2.4.1 Indikatorer for god økologisk tilstand

Indikatorsettet som skal karakterisere økologisk tilstand må samlet oppfylle en del generelle kriterier:

- Reflektere viktige elementer ved økosystemenes struktur og funksjon (jf. de sju egenskapene for god økologisk tilstand).
- Være følsomme for de antatt viktigste menneskelige påvirkningene og (helst) ha en rimelig godt forstått respons på slike påvirkninger (jf. over).
- Være målbart på en konsistent måte i tid og rom til akseptabel kostnad. Helst bør relevante data for indikatorene allerede foreligge i eksisterende overvåkingsprogrammer eller andre kilder.
- Gi resultater som er forståelige og enkle å kommunisere.

Indikatorer for å karakterisere økosystemtilstanden bør velges slik at de viktigste effektene av påvirkningsfaktorene fanges opp av indikatorsettet.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 5**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.2.5 Kunnskapsbehov knyttet til skog

Det er i utgangspunktet betydelig kunnskapsmangel om forholdet mellom struktur og funksjon i skogøkosystemer og dermed hvordan endringer i abiotiske og biotiske strukturer vil påvirke funksjonene. Det er også svært stor mangel på kunnskap om dose-responsrelasjoner mellom påvirkninger og effekter på økosystemene. Det er stort behov for både målrettet forskning for å avklare slike sammenhenger og bredere anlagt overvåking for å framskaffe representative data for mange av indikatorene.

4.2.6 Beskrivelse av sammenheng mellom eksisterende kunnskaps- og klassifiseringssystemer og foreslått løsning for skog

For skog er Landsskogtakseringen en viktig kilde til informasjon. Her gjennomføres en løpende taksering av prøveflater i et permanent nettverk, som gir informasjon særlig om parametere knyttet til skogproduksjon – som skogens vekst, produksjonsevne, tømmervolum og treslagsfordeling. Takseringen inneholder også enkelte parametere som kan brukes til å beskrive miljøtilstanden i skog, som registreringer av død ved.

I tillegg kan hjortevilt- og rovviltovervåkingen gi relevant datainput for indikatorene knyttet til disse spesifikke gruppenes utbredelse og omfang.

I den grad informasjon om andre arter samles inn, skjer det i hovedsak gjennom forskningsprosjekter og tilfeldige registreringer i Artskart/Artsobservasjoner. Slik informasjon vil ha en rekke kjente og ukjente skjevheter. Den bør derfor ikke brukes direkte til å indikere tilstand, men det er mulig å tenke seg metoder der man tar høyde for og korrigerer for ulike skjevheter, f.eks. i samplinginnsats.

Arealdekkende kartinformasjon (AR5, topografiske kart, fjernmålingsdata, etter hvert SR16) kan tilrettelegges for å gi informasjon om indikatorer som beskriver mønstre i landskapet.

Tabell 5. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i skog, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
INON-areal	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (fysiske inngrep)
Mengde/andel biologisk gammel skog	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Bestandsnivå av elg, hjort, rådyr	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Beskatning
Bestandsnivå av ulv, bjørn, gaupe	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Beskatning
Mengde av rogn, osp, selje	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk (skogbruk)
Mengde død ved >20 cm i diameter på areal i tidlig suksesjonsfase (m ³ /ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Mengde død ved totalt (m ³ /ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Mengde grov (>30 cm i diameter) død ved (liggende, stående) (m ³ /ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Mengde mye nedbrutt (liggende) død ved (m ³ /ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Andel areal uten grøfter	Abiotiske forhold	Arealbruk (skogbruk)
C/N-forholdet	Abiotiske forhold	Forurensning
Ca/Al-forholdet	Abiotiske forhold	Forurensning
Mengde/andel areal med rødlistede naturtyper	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Størrelse på skogpolygoner	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (fysiske inngrep)
Mengde/andel av gammel naturskog	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Trærnes aldersfordeling	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Konnektivitet av polygoner med biologisk gammel skog	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Mengde/andel stedegne vs. fremmede karplantearter	Biologisk mangfold	Fremmede arter
Mengde/andel kuldetolerante vs. varmekjære plantearter	Biologisk mangfold	Klimaendringer
Mengde/andel av nitrogenfølsomme arter vs. nitrofile arter	Biologisk mangfold, Funksjonelle grupper	Forurensning
Treslagsfordeling	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper	Arealbruk (skogbruk)
Mengde store/gamle/hule løvtrær (ant./ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Mengde/andel brent skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Mengde/andel skog drept av insektangrep (barkbiller, bjørkemålere)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Ny datainnsamling må på plass		
Forekomster av regionaliserte "forventningssamfunn" for lav, insekter, sopp	Biologisk mangfold	Arealbruk (skogbruk)
Biomasse av primærprodusenter i ulike sjikt (felt, busk, tre)	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper	Arealbruk (skogbruk)
Samfunnsdata for invertebrater med viktige økologiske funksjoner	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk (skogbruk)





4.3 Fjell

Per Arild Aarrestad¹, Rolf Ims², Vigdis Vandvik³

¹ Norsk institutt for naturforskning,

² Norges arktiske universitet, ³ Universitetet i Bergen

4.3.1 Definisjon og avgrensning

4.3.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved fjell

Hovedøkosystemet fjell er bioklimatisk definert til områdene over skoggrensa og mangler således et sammenhengende tresjikt. Store arealer mangler også buskvegetasjon. Den potensielle (klimatiske) skoggrensa er primært bestemt av temperaturen om sommeren og vekstsesongens lengde, men også vind og nedbør er sterkt medvirkende klimaparametere. Bjørk som tregrensetreslag trenger en tetraterm, det vil si en middeltemperatur for månedene juni–september, på 7,5 °C for både vekst og frømodning, mens gran trenger 8,4 °C for å vokse og 9,5 °C for å sette modne frø (Körner 2003, Hofgaard mfl. 2013). Manglende evne til å produsere modent frø ved lavere tetratermer begrenser treslagenes muligheter til å spre seg oppover mot fjellet.

Naturlige biotiske faktorer – særlig herbivorer og stølsdrift – kan medvirke til å skyve skoggrensa nedenfor den klimatiske skoggrensa. Hovedøkosystemet har en vid geografisk utbredelse i Norge – fra Setesdalsheiene i sør til kystområdene lengst nord i Finnmark (med tilhørende fjellområder) som tilhører arktisk sone. Fjellet utgjør ca. 119 000 km², eller omtrent 28 % av det totalt fastlandsarealet. Mye av dette arealet dekkes av grus, stein, blokkmark eller nakent fjell med svært sparsomt

Foto: Per Jordhøy

vegetasjonsdekke. Selv om vi har store sammenhengende fjellområder, som Hardangervidda og Finnmarksvidda, er mange av fjellområdene naturlig oppdelt (fragmentert) i større og mindre områder av fjorder og skogkledde daler. I NiN 2 (Halvorsen mfl. 2016b) havner fjell under fire hovedtypegrupper: Fastmarkssystemer (T), Våtmarkssystemer (V), Limnisk vannmasser (F) og Snø- og issystemer (I). Under fastmarkssystemer finnes hovedtypene T1 Nakent berg, T3 Fjellhei, leside og tundra, T7 Snøleie, T8 Fuglefjell-eng og fugletopp, T13 Rasmark, T14 Rabbe, T15 Fosse-eng, T16 Rasmarkhei og -eng, T17 Aktiv skredmark, T18 Åpen flomfastmark, T22 Fjellgrashei og grastundra, T26 Breforland og snøavsmeltingsområde og T27 Blokkmark. For våtmarkssystemer inngår V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr, V4 Kaldkilde og V6 Våtsnøleie og snøleiekilde.

Det er betydelige naturgitte forskjeller i hovedøkosystemets struktur og funksjon – i stor grad bestemt av abiotiske gradienter (klima, topografi og berggrunn), biotiske innflytelser fra tilgrensende økosystemer (særlig skog og semi-naturlige naturtyper) og tilhørighet til ulike biogeografisk regioner. Fellesnevnerne for hovedøkosystemet er (1) mangelen på trær (og de lokalklimatiske og strukturelle forhold som dette medfører), (2) den store betydningen snø og frost har for artenes livsbetingelser og (3) at et generelt kaldt klima gir både lav produksjon og sen nedbryting av biomasse sammenlignet med andre landøkosystemer. Snødekkets dybde og varighet er en av de viktigste abiotiske strukturerende faktorer for økosystemet, både for planter, vegetasjon og dyreliv. Fjell har også viktige funksjoner i klimasystemet ved at økosystemet lagrer karbon og reflekterer solstråling (albedoeffekt).

Til tross for disse fellesnevnerne er det såpass store naturgitte forskjeller innen hovedøkosystemet at vurderinger av økologisk tilstand bør baseres på en inndeling i tre klima- og høydegradientrelaterte økosystemtyper: 1) lavalpin sone, 2) mellomalpin sone og 3) høyalpin sone (etter Moen 1998). Forskjellig grad av ulike menneskelige påvirkningsfaktorer bidrar også til at slik oppdeling er hensiktsmessig.

4.3.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Naturlige forstyrrelser og suksesjoner innen fjell-økosystemer er for det meste knyttet til variasjon i klima. Planter og dyr er utsatt for mange til dels ekstreme påkjenninger med

stressfaktorer som lave temperaturer, uttørking, vind, kort vekstsesong, is- og snødekket mark om vinteren. Fjellet har også et ungt og lite utviklet jordsmonn, samt relativt liten tilførsel av næringsstoffer. Variasjon i klima gir betydelige effekter både på langtids- og korttidsskala. På en sesongskala vil snødekkets varighet påvirke artenes vekst og overlevelse, og fryse-tineprosesser i jordsmonnet (solifluksjon og cryo-turbasjon) er en forstyrrelsesfaktor som i stor grad påvirker karbonbalansen og vegetasjonsstruktur, særlig i områder med kontinuerlig permafrost og et tynt aktivt jordlag på sommeren. På en mellomårsskala gir de store variasjonene i temperatur og nedbør opphav til kraftige fluktuasjoner i hele økosystemet. Denne form for naturlig stokastisk variabilitet resulterer i en kompleks økosystemdynamikk, særlig når den er kombinert med interne interaksjonssyklus i næringsnettet. Omfanget av slike store naturlige svingninger i økosystemene gjør det vanskelig å identifisere signaler av menneskedrevne endringer basert på korte tidsserier.

4.3.1.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Mye av endringer i fjellet de siste hundre årene skyldes menneskelig påvirkning gjennom endring i arealbruk som redusert setring, utbygging av vei og jernbane, kraftutbygging, økt turisme, bygging av hytter og alpinanlegg. En reduksjon i seterbruket med tilhørende nedgang i beite, hogst og slått har ført til gjengroing av fjell-landskapet i skoggrensensona og bidratt til en heving av skoggrensa (Austrheim mfl. 2010, Setten & Austrheim 2012). Utbygging av vei og jernbane har ført til at tidligere sammenhengende fjellområder har blitt fragmentert og viktige beiteområder for migrerende dyrepopulasjoner redusert, særlig gjelder dette for villrein (Nellemann mfl. 2001, Andersen & Hustad 2004). Samtidig fører infrastruktur knyttet til vei, jernbane, kraftledninger og gjerder til en båndlegging av arealer og økt forstyrrelse av nærliggende fjellområder. Flere og flere områder har i de senere årene blitt tatt i bruk til øko-turisme, og kjente turistattraksjoner får et stadig økende besøkstall. I disse områdene har bl.a. tråkk, sykling, ridning og kjøring med lettere motorkjøretøy ført til økte slitaseskader på sluttet vegetasjon, noe som fører til økt erosjon av jordsmonnet (Hagen & Evju 2011, Hagen mfl. 2016). Samlet sett er de menneskeskapt forstyrrelsene trolig den viktigste årsaken til at leveområder for de europeiske ansvarsartene villrein og jerv er i fare (Pedersen & Aarrestad 2015).

Jakt og fangst rettet mot matnyttig vilt som villrein, fjellrype og lirype, er i dag regulert i form av jakttid og begrensninger i uttak tilpasset en bærekraftig forvaltning. Likevel har jakt og fangst et potensial til å påvirke bestandene for disse artene dersom uttaket ikke er tilpasset bestandssituasjonen (Pedersen mfl. 2015). I tillegg ser vi at de lovfestede beskatningene med uttak av rovdyr som brunbjørn, ulv, jerv og gaupe stadig endres, noe som kan påvirke bestander av beitende dyr og dermed vegetasjonens struktur og artssammensetning. Langtransportert forurensing i form av sur nedbør og nitrogen påvirker jordsmonnet og dermed næringstilgangen til planter, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Forsuringssituasjonen i Norge har gått betraktelig tilbake pga. utslippsreduksjoner av svovelholdige gasser som følge av internasjonale avtaler. Tilførsel av nitrogen har imidlertid vært relativt stabil. Fjell har den laveste tålegrensene for nitrogenavsetning (500 mg N/m² per år), der overskridelse av tålegrensen kan gi tilbakegang av lav, reduksjon av moser og økt innslag av graminider (Bobbink & Hettelingh 2011). Større deler av de sørligste fjellområdene i Norge har lenge ligget over denne tålegrensen, og det er her rapportert om økning av graminider (Aarrestad mfl. 2011). Samtidig er det forventet en økning av nitrogennedfall på 10–30 % de neste 100 år, særlig langs kysten av Norge pga. økte nedbørsmengder (Hole & Engardt 2008).

Et varmere klima med tidligere snøsmelting og lengre vekstsesonger (Hanssen-Bauer mfl. 2015) bidrar til heving av den klimatiske skoggrensa, noe som vil forsterkes de nærmeste hundre år (Körner 1994, Kullman 2000, 2008). De ulike klimastyrte sonene (Moen 1998) vil trolig forskyves oppover i fjellet, og særlig vil høg fjellsartene få redusert sine leveområder, med fare for at artspopulasjoner kan bli redusert eller arter kan bli utryddet (Gottfried mfl. 2012). Palsmyrer i lavalpin sone er allerede i ferd med å forsvinne fra norsk natur (Hofgaard & Myklebost 2016). Særlig lavdominerte naturtyper vil avta i omfang, og vegetasjonen i fjellet vil generelt bli mer frodig med mer dominans av urter og gras (Elmendorf mfl. 2012, Bjerke mfl. 2013). Dette har igjen store konsekvenser for vinterbeite til villrein og tamrein. Fjellhumlene opptre i dag mer enn 100 høydemeter lenger opp i fjellet enn bare for noen tiår siden (Ødegaard mfl. 2015). Hvis klimaendringene skjer raskere enn det vegetasjonen klarer å følge etter, kan det bli problematisk med hensyn til ressurstilgangen (bolplasser og planter som er aktuelle som pollen- og nektarkilde). I

fjellområder som ikke har høye fjelltopper, vil slike insekterarter fort kunne forsvinne når de har nådd toppen av fjellet og det ikke lenger er noe sted å flykte til.

Endret tidspunkt for snøsmelting og lengden på vekstsesongen vil kunne påvirke bestandsdynamikken for mange arter. Økte innslag av mildvær og isdannelse gir dårligere forhold for smågnagere under snøen, noe som igjen kan føre til mindre regulære smågnagersykluser med negative virkninger for predatorer i økosystemet, slike som rovfugl og fjellrev (Kausrud mfl. 2008). I løpet av de siste tiårene har bestandstettheten hos mange alpine fuglearter blitt redusert, noe som er satt i sammenheng med både direkte og indirekte effekter av klimaendringer (Lehikoinen mfl. 2014). Blant annet påvirker klimaet direkte artenes heksesuksess, mens klimadrevne endringer i vegetasjon og fjellfauna vil også kunne påvirke fuglenes bestandssituasjon og fuglesamfunnenes artssammensetning.

4.3.2 Datatilgang og valg av indikatorer

Det er i all hovedsak data fra satellitt-overvåking, overvåkingsprogrammet for fjellrev, eksisterende overvåkingsprogrammer i regi av Rovdata og hjorteviltovervåkingen, TOV, TOV-E og Hønsefuglportalen, samt utnyttelse av artsregistreringer i Artskart som foreløpig er tilgjengelige som datakilder til indikatorene for fjell.

4.3.3 Vurdering av finere økosysteminndeling av fjell

Fjellet tilhører den alpine sone (Moen 1998) der primærproducentene (vegetasjonen) responderer på en tydelig høydegradient som er styrt av klima og snødekkets varighet. Den alpine sone deles videre inn i lavalpin-, mellomalpin- og høyalpin sone etter vegetasjonens sammensetning. Også dyreliv som er avhengig av primærproduksjonen og gradienten i klima, er tilpasset disse sonene. En grunnleggende økologisk forskjell mellom sonene er utbredelse og vertikal sjikning av vedaktige planter (buskvegetasjon), karplanter moser og lav. Også de edafiske forholdene som, jordsmonnsdannelse, jordartens kornstørrelse og innhold av stein er ulik i de ulike sonene. Disse strukturelle aspektene har implikasjoner for rekke fysiske og biologiske funksjoner i fjelløkosystemet og naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser kan være ulike. Det er således anvendelig å dele fjell inn i tre underenheter med tanke på økologisk tilstand.

4.3.4 Lavalpin sone

4.3.4.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Lavalpin sone opptrer som et 300 til 400 meters høydebelte og strekker seg fra skoggrensa og oppover i fjellet så høyt som blåbær og blålyng eller krattvegetasjon finnes. Sonen dekker store arealer i Finnmark, langs fjellkjeden sørover i Nord- og Midt-Norge, og i de sentrale fjellstrøkene. Lengst sør i Norge, i Setesdalheiene, går lavalpin sone opp til ca. 1250 moh., i Jotunheimen opp til 1500 moh., i indre fjordstrøk på Vestlandet til ca. 1000 moh., mens den i nordlige deler av Finnmark ligger under 400 moh. Lengst i nord går lavalpin og sørarktisk sone over i hverandre.

Jordsmonnet er som oftest godt utviklet, hovedsakelig podsol, med et heldekkende vegetasjonsdekke bestående av et bunnsjikt av kryptogamer, urte- og grasdominerte enger, samt krattvegetasjon med risbjørk og vier. Sonen preges og karakteriseres av veksling mellom rabb og snøleier, påvirket av vind, snødekkets tykkelse og varighet. I lavtliggende oseaniske fjellstrøk kan det være liten differensiering mellom rabb og snøleie pga. lite eller manglende snødekke. Også i de mest kontinentale fjellene er rabb-snøleiegradienten svakere pga. lite snø. I disse områdene dominerer tørre fjellheier dominert av lyse lavarter. Myr dekker betydelige arealer og spesielt flatmyr er vanlig, men også bakkemyr og strengmyr inngår i nedre deler av sonen, der også palsmyrer finnes. Terrengdekkende myr finnes i nedre del av sonen i enkelte oseaniske fjellstrøk. Den nedre delen av lavalpin sone har vært nytt til husdyrbeite ved tidligere seterdrift. I våre dager utnyttes lavalpin sone som beitemark for tamrein, villrein og sau. Primærkonsumenter som insekter, rype, flere smågnagerarter og rein er vanlig innen dagens naturlige utbredelsesområde. Lavalpin sone huser også flere sekundærkonsumenter som fuglearter, samt tertiærkonsumenter (rovdyr) som rødrev, fjellrev, jerv, ravn, jaktfalk og kongeørn.

Innen NiNs hovedtypegruppe Fastmarkssystemer (T) finnes hovedtypene T1 Nakent berg, T3 Fjellhei, leside og tundra, T7 Snøleie, T8, Fuglefjell-eng og fugletopp, T13 Rasmark, T14 Rabbe, T15 Fosse-eng, T16 rasmarkhei og -eng, T17 Aktiv skredmark, T22 Fjellgrashei og grastundra (mindre utbredt), T26 Breforland og snøavsmeltingsområde.

Innen Våtmarkssystemer (V) finnes V1 Åpen jordvannsmyr, V4 Kaldkilde og V6 Våtsnøleie og snøleiekilde. Ellers også enheter fra Ferskvannsbunnsystemer (L), Limnisk vannmasser (F) og Snø og issystemer (I) representert i lavalpin sone.

4.3.4.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Naturlige forstyrrelser og suksesjoner innen lavalpin sone er for det meste knyttet til rasmark i bratt terreng og til variasjon i avsmelting av snø og is som endrer de topografiske og edafiske forholdene gjennom avsetninger av glasiflualt materiale, avdekking av morenemateriale og endring i hydrologi. Særlig gjelder dette rundt større isbreer. Her er også endring i mikro- og lokalklima knyttet til variasjon i snødekkets varighet viktig, da dette påvirker vegetasjonssoneringen fra rabb via lesider og til forsenkninger i landskapet. I et slikt system vil også endring i tilførsel av sigevann påvirke de edafiske forhold og dermed planteproduksjonen. Smågnagernes populasjonssyklus gir en betydelig naturlig dynamikk i hele næringsnettet fra vegetasjon til rovdyr og andre herbivorer (Olofsson mfl. 2013).

4.3.4.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Menneskeskapt forstyrrelser er høyest i lavalpin sone. Det er her de største arealinngrepene forekommer, som utbygging av vei og jernbane, gruvedrift og økt turisme og bygging av hytter og alpinanlegg. Redusert setring er også en påvirkningsfaktor i denne sonen. Effekter av klimaendringer i lavalpin sone er de samme som vist i kapittel 4.4.3. Særlig gjelder dette hevning av den klimatiske skoggrensa, påvirkninger på smågnagerdynamikken (Kausrud mfl. 2008) og endringer av lyng- og lavdominert vegetasjon mot mer urte- og gram-inidedominert vegetasjonstyper (Bjerke mfl. 2013).

4.3.4.4 Karakterisering av lavalpin sone i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Lavalpine økosystemer i referansetilstanden har et godt utviklet jordsmonn og et sammenhengende vegetasjonsdekke bestående av et bunnsjikt dominert av moser og/eller lav og et feltsjikt med urter, gras, lyng, med kratt av risbjørk og vier der det er særlig gunstige vekstforhold. Det er tydelige gradienter i vegetasjon og biomasse langs viktige biofysiske gradienter som rabbe-snøleiegradienter og etter

edafiske forhold. Myrer forekommer. Alle trofiske nivåer er til stede, inkludert primærprodusenter, planteetere, rovdyr og nedbrytere, med innbyrdes mengdeforhold overveiende regulert av naturlige økologiske prosesser. Beite fra husdyr om sommeren kan forekomme, men beitetrykket er lavt (hevdintensitet 2 i NiN) slik at det ikke er synlig beite-påvirkning eller -skader på vegetasjonen. Det er ikke påviselig påvirkning fra forurensing, og artenes arealbehov er oppfylt.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen (planteproduksjon) i lavalpin sone relativt høy. Primærproduksjonen skal ikke være nevneverdig påvirket av klimaendringer eller av eutrofiering av langtransportert nitrogen, ei heller påvirket av overbeite av rein eller husdyr. Primærproduksjonen skal ha en høyere rate enn nedbrytingen av organisk bundet karbon, slik at økosystemet fungerer som et sluk for klimagasser.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Det terrestriske næringsnett i lavalpin sone har fire trofiske nivåer 1) primærprodusenter (planter, vegetasjon), 2) primærkonsumenter (f.eks. insekter, smågnagere, lirype, rein), 3) sekundærkonsumenter (f.eks. flere fuglearter som lever av insekter) og 4) tertiærkonsumenter/rovdyrene (f.eks. fjellrev, jerv, kongeørn). Biomassefordeling mellom konsumentnivåene i næringsnett er til en viss grad regulert av predasjon, mens vegetasjonen i varierende grad kan være regulert av herbivorer. Biomasseproduksjonen er høyest for primærprodusentene og trolig høyest for de funksjonelle gruppene lav, urter, gras og forvedede arter. Høyest biomasseproduksjon har kalkrike, fuktige til våte naturtyper som lesider og tidlige snøleier.

3. Funksjonelle grupper

God tilstand er avhengig av at sammensetningen av funksjonelle grupper tilsvarer de gruppene som normalt definerer lavalpin sone, inkludert de naturtyper med deres karakteristiske arter, er intakt. Det skal f.eks. ikke skje en økning eller tilbakegang av naturtyper dominert av busker på bekostning av naturtyper dominert mer dominert av gras og eller urter. Videre skal de viktigste dyre- og fuglearter innen de ulike trofiske konsumentnivå være tilstede.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer skal være arter eller strukturer som har stor betydning for populasjonsstørrelse for en rekke andre arter. For planter i lavalpin sone gjelder dette først og fremst arter som blåbær, risbjørk og viere, samt større markboende lav som i fjellet har sin hovedutbredelse i denne sonen. Disse artene danner naturtyper som er særdeles viktig for fugler, både for beskyttelse, hekking og føde. Smågnagere som fjellmarkmus, gråsidemus og lemen, er en annen funksjonelt viktig gruppe, som påvirker artssammensetning av ulike plantesamfunn og er føde for arter høyere opp i næringskjeden som rødrev, fjellrev, jerv, fjellvåk og fjelljo.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Lavalpin sone består av mange naturtyper som veksler over korte avstander, hovedsakelig knyttet til stor variasjon i landskapsformer, samt variasjon i lokal- og mikroklima (vind, temperatur og snøforhold). Endring i klima kan føre til dårligere økologisk tilstand i de fleste eksisterende naturtyper. I et intakt økosystem må arealene også være store nok at de kan sikre artenes populasjonsstørrelse og struktur, og det bør således ikke forekomme nevneverdige arealendringer som vegbygging, jernbaneutbygging, industriutbygging, hyttebygging, skianlegg, tilrettelegging av stortilt økoturisme og infrastruktur knyttet til slik menneskelig påvirkning av landskapet. Hvis landskapet er sterkt fragmentert, må de gjenværende leveområder være store nok og nære nok hverandre til å sikre langsiktig overlevelse av artene.

6. Biologisk mangfold

Tap av biologisk mangfold kan gjøre økosystemet mindre robust for ytre påvirkninger, og innvirker dermed på økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Endrede rater for artsutskiftning, dvs. kolonisering og ekstinksjon, kan tyde på et påvirket økosystem. Et intakt økosystem i lavalpin sone skal ha en variasjon i de viktigste naturtypene for sonen, som er beskrevet i NiN 2 med deres diagnostiske plantearter i karakteristiske mengdeforhold for naturtypen. Særlig gjelder dette fjellarter som enten har sin hovedutbredelse i lavalpin sone eller er strikt knyttet til denne sonen, eller arter som er viktige for fysiognomien til naturtypen. Artsutskiftningen over tid bør være minimal. Det samme gjelder for alle artsgrupper opp gjennom næringskjeden fra insekter til rovdyr og rovfugl. Økosystemet skal ikke koloniseres av boreale arter fra skog (naturlig kolonisering)

eller eksotiske arter (innførsel med mennesker), og endemiske arter må fortsatt være til sted i de områdene de er kjent fra.

7. Abiotiske forhold

Lavalpin sone har til dels et langvarig snødekke, særlig i forsenkninger i landskapet. Snødekke påvirker biologiske jordbunnsprosesser og vegetasjonsmønstre på mange skalaer. Snødekkets egenskaper (dybde, morfologi og varighet) har stor naturlig mellomårsvariasjon og former mange arters populasjonsdynamikk og fenologi. Snøen gir også mye strålingsrefleksjon (albedoeffekt) særlig sent på våren.

Det knytter seg imidlertid stor usikkerhet om snødekkets utvikling etter hvert som klimaet blir betydelig varmere (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Generelt forventer man et mindre og mer kortvarig snødekke, men mer nedbør kan på kort sikt gi en lengre snøsesong til tross for høyere temperaturer gjennom vinteren. Mindre snødekke og høyere vintertemperaturer vil generelt gi mindre isdekke og bedre vinterbeitforholdene, men hyppigere episoder med vekslinger mellom mildvær og frost kan føre til nedising av marken og gi dårligere beiteforhold for dyr.

Betydelige endringer i fysiske/kjemiske strukturer som følge av menneskeskapte påvirkninger, f.eks. miljøgifter, endret hydrologi eller forsuring, kan føre til endringer i populasjonsstørrelser til naturlig forekommende arter. I et mest mulig intakt økosystem i lavalpin sone bør det ikke være påvirkninger fra langtransportet nitrogen som kan endre jordsmonnets egenskaper og bidra til økt næringstilførsel for planter (eutrofiering), noe som igjen kan påvirke mattilførselen for herbivorer hvis vegetasjonen endrer sterk karakter mot et mer grasdominert samfunn. Dvs. at økosystemet skal ligge under den empiriske tålegrensen for økosystemet (Bobbink & Hettelingh 2011). Det skal heller ikke være økende innhold av miljøgifter i planter, fugler og dyr, særlig ikke hos toppredatorene.

4.3.4.5 Indikatorer for god økologisk tilstand i lavalpin sone

Indikatorer som er klar for bruk, baserer seg i stor grad på tilstandsvariabler fra norske overvåkingsprogrammer (overvåking av enkeltarter i næringskjeden). Sammen med forslag til ny indikatorovervåking dekker de til sammen alle sju egenskaper for god økologisk tilstand.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 6**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.3.5 Mellomalpin sone

4.3.5.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Mellomalpin sone er avgrenset nedover mot lavalpin sone ved opphør av buskvegetasjon og lyngheier, men lyngvekster kan opptre sporadisk. Den avgrenses oppover mot høyalpin sone ved mangel på sammenhengende vegetasjon med tydelig feltsjikt. Lengst sør i landet i Setesdalheiene er sonen smal (fra 1250 – 1300 moh.), og her mangler høyalpin sone. I sentrale deler av Jotunheimen dekker mellomalpin sone høydebeltet mellom ca. 1500-1800 moh. og dekker store fjellområder, noe lavere i Trollheimen og Sylane. Videre nordover synker høydegrensen til ca. 1000 moh. ved Alta og ca. 400 moh. i Øst-Finmark. Mellomalpin sone består hovedsakelig av grasheier, lavheier og snøleier, ofte uten tydelig differensiering mellom rabb og snøleie. Lesidevegetasjon mangler og rabbene er ofte tørre og skrinne med mye stein og grus. Jordsmonnet er ustabil og solifluksjon og polygonmark er svært vanlig pga. varierende tine- og fryseprosesser. Karakteristisk er forekomster av oppfrysingsmark med polygoner. Myr er fraværende.

Innen NiN 2 hovedtypegruppe Fastmarkssystemer (T) finnes hovedtypene T1 Nakent berg, T3 Fjellhei, leside og tundra (kun lavheiene T3-C-3, T3-C-6, T3-C-9), T7 Snøleie, T13 Rasmark, T14 Rabbe, T16 Rasmarkhei og -eng, T17 Aktiv skredmark, T19 Oppfrysingsmark, T22 Fjellgrashei og grastundra, T26 Breforland og snøavsmeltingsområde og T27 Blokkmark. Våtmarkssystemet (V) mangler myr, men omfatter V4 Kaldkilde og V6 Våtsnøleie og snøleiekilde. Ellers finnes også enheter fra Limnisk vannmasser (F) og ikke minst Snø- og issystemer (I).

4.3.5.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Økosystemets dynamikk er for en stor del er drevet av klimaet. Naturlige forstyrrelser og suksesjoner innen mellomalpin sone er særlig knyttet til variasjon i avsmelting av snø og is, som endrer de topografiske og edafiske forholdene gjennom avsetninger av glasifluvialt materiale, avdekking av morenemateriale og endring i hydrologi. Særlig gjelder dette rundt større isbreer, der større områder blottlegges og kan bli utsatt for primærsuksesjonen. Snøens varighet kan variere betydelig

Tabell 6. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i lavalpin sone, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Rødrev	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Klimaendring
Fjellrev	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Klimaendring
Jerv	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Beskatning; Klimaendring
Villrein	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Beskatning; Klimaendring
Heilo	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Lappspurv	Biomasse i trofiske nivåer, Landskapsøkologiske mønstre, Biologisk mangfold	Klimaendring
Lirype	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Beskatning; Klimaendring
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
NDVI-indeks	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer	Arealbruk; Klimaendring
Dekning av busker og trær	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Klimaendring
Lavdekke	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beskatning; Forurensing; Klimaendring
Risbjørk	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Blåbær	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Ny datainnsamling må på plass		
Smågnagere	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Analysen av plante-artssammensetning	Biologisk mangfold	Beskatning; Forurensing; Klimaendring
Indikator for næringsomsetning: C/N-forhold	Abiotiske forhold	Forurensing
Indikator for forsuring, pH	Abiotiske forhold	Forurensing
Ellenberg's indikatorverdier	Abiotiske forhold	Forurensing; Klimaendring

mellom år, noe som fører til tilsvarende variasjoner i fenologi og vekstsesongens lengde. Smågnagernes bestandssyklus kan ha betydelige effekter i denne sonen, spesielt ved at lemenamplituden er høyere her enn lavere i fjellet (Ims mfl. 2011).

4.3.5.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

De menneskeskapte forstyrrelser er betraktelig lavere i mellomalpin sone enn i lavalpin sone. Arealinngrepene som er viktigst her, er oftest knyttet til vassdragsutbygginger og økt slitasje i populære fjellområder med sterk økning av turisme.

4.3.5.4 Karakterisering av mellomalpin sone i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Mellomalpine økosystemer i referansetilstanden har et tynt, ustabil og flekkvis dekkende jordsmonn og vegetasjonsdekke. Vegetasjonen består av et bunnsjikt med moser og/eller lav og et feltsjikt med urter og gras, med enkeltstående lyngplanter der det er særlig gunstige vekstforhold. Det er noen grad av gradienter i vegetasjon langs biofysiske gradienter som rabbe-snøleiegradienter og etter edafiske forhold. Myr forekommer ikke. Alle trofiske nivåer er til stede, inkludert primærprodusenter, planteetere, rovdyr og nedbrytere, men alle opptrer spredt. Innbyrdes mengdeforhold er overveiende regulert av naturlige økologiske prosesser og biofysiske begrensninger. Beite fra husdyr om sommeren kan forekomme, men beitetrykket er lavt (hevdintensitet 2 i NiN) slik at det ikke er synlig beite-påvirkning eller -skader på vegetasjonen. Det er ikke påviselig påvirkning fra forurensing, og artenes arealbehov er oppfylt.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen (planteproduksjon) i mellomalpin sone mye lavere enn i lavalpin sone. Primærproduksjonen skal ikke være nevneverdig påvirket av klimaendringer eller av eutrofiering av langttransportert nitrogen, ei heller påvirket av overbeite av rein. Primærproduksjonen skal ha en høyere rate enn nedbrytingen av organisk bundet karbon, slik at økosystemet fungerer som et sluk for klimagasser.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Det terrestriske næringsnett i mellomalpin sone har fire trofiske nivåer 1) primærprodusenter (planter, vegetasjon), 2) primærkonsumenter (f.eks. insekter, lemen, fjellrype, rein), 3) sekundærkonsumenter (f.eks. flere fuglearter som lever av insekter) og 4) tertiærkonsumenter/rovdirene (f.eks. fjellrev, jerv, ravn, jaktfalk og kongeørn). Biomassefordeling mellom konsumentnivåene i næringsnett er til en viss grad regulert av predasjon, mens vegetasjonen i varierende grad kan være regulert av herbivorer. Biomasseproduksjonen er høyest for primærprodusentene og trolig høyest for de funksjonelle gruppene moser, lav og gaminider. Høyest biomasseproduksjon har kalkrike, fuktige fjellheier og tidlige snøleier.

3. Funksjonelle grupper

God tilstand er avhengig av at sammensetningen av funksjonelle grupper tilsvarer de gruppene som normalt definerer mellomalpin sone, inkludert de naturtyper med deres karakteristiske arter, er intakt. Det skal f.eks. ikke skje en økning eller tilbakegang av naturtyper dominert av moser, lav og gras på bekostning av naturtyper dominert av vedvekster og urter. Videre skal de viktigste dyre- og fuglearter innen de ulike trofiske konsumentnivå være tilstede.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer skal være arter eller strukturer som har stor betydning for populasjonsstørrelse for en rekke andre arter. For planter i mellomalpin sone gjelder dette først og fremst arter som kuldeterolante moser, lav, graminider og urter som i fjellet har sin hovedutbredelse i denne sonen. Disse artene danner naturtyper som er viktige beiteområder for bla. rein. Lemensyklus er normalt sterk i mellomalpin sone og kan påvirke artssammensetning av ulike plantesamfunn og dermed beitegrunnet for herbivorer, samt som føde for arter rovdyr og rovfugl høyere opp i næringskjeden som fjellrev, jerv og jaktfalk, men ikke i så stor grad som i lavalpin sone.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Mellomalpin sone består av relativt få naturtyper som veksler over korte avstander, hovedsakelig knyttet til variasjon i landskapsformer og snødekkets varighet. Endring i klima kan føre til dårligere økologisk tilstand i de fleste eksisterende kuldeterolante naturtypene. I et intakt økosystem må arealene også

være store nok at de kan sikre artenes populasjonsstørrelse og struktur, og det bør således ikke forekomme nevneverdige arealendringer, som vassdragsutbygging og tilrettelegging av storstilt øko-turisme og annen infrastruktur knyttet til slik menneskelig påvirkning av landskapet.

6. Biologisk mangfold

Tap av biologisk mangfold kan gjøre økosystemet mindre robust for ytre påvirkninger, og innvirker dermed på økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Endrede rater for artsutskifting, dvs. kolonisering og ekstinksjon, kan tyde på et påvirket økosystem. Et intakt økosystem i mellomalpin sone skal ha en variasjon i de viktigste naturtypene for sonen, som er beskrevet i NiN 2, med deres diagnostiske plantearter i karakteristiske mengdeforhold for naturtypen. Særlig gjelder dette fjellarter som enten har sin hovedutbredelse i mellomalpin sone eller er strikt knyttet til denne sonen. Artsutskiftingen over tid bør være minimal. Det samme gjelder for alle artsgrupper opp gjennom næringskjeden fra insekter til rovdyr og rovfugl. Økosystemet skal ikke koloniseres av mer varmekrevende arter knyttet til lavalpin sone, og endemiske arter må fortsatt være til stede i de områdene de er kjent fra.

7. Abiotiske forhold

Mellomalpin sone har et langvarig snødekke, men avblåste områder kan også skape frost i bakken. Dette er viktige egenskaper for det terrestriske økosystemets funksjoner i klimasystemet, bl.a. karbonlagring, strålingsrefleksjon (albedo) og stabilitet av substrat/jord. Snødekke påvirker biologiske jordbunnsprosesser og vegetasjonsmønstre på mange skalaer. Snødekkets egenskaper (dybde, morfologi og varighet) har stor naturlig mellomårsvariasjon og former mange arters populasjonsdynamikk og fenologi. Det forventes i liten grad større endringer i snødekkets størrelse og varighet i mellomalpin sone, og sonen er fra før tilpasset mellomårsvariasjoner.

Betydelige endringer i fysiske/kjemiske strukturer som følge av menneskeskapte påvirkninger, f.eks. endret hydrologi, eutrofiering eller forsuring, kan føre til endringer i populasjonsstørrelser til naturlig forekommende arter. I et mest mulig intakt økosystem i mellomalpin sone bør det ikke være påvirkninger fra langtransportert nitrogen som kan endre jordsmonnets egenskaper og bidra til økt næringstilførsel for planter (eutrofiering), noe som igjen kan påvirke mattilførselen for herbivorer hvis vegetasjonen endrer sterk karakter

mot et mer nitrofilt plantesamfunn. Dvs. at økosystemet skal ligge under den empiriske tålegrensen for økosystemet (Bobbink & Hettelingh 2011). Det skal heller ikke være økende innhold av miljøgifter i planter, fugler og dyr, særlig ikke hos toppredatorene.

Indikatorer for god økologisk tilstand i mellomalpin sone
Indikatorer som er klar for bruk, baserer seg i stor grad på tilstandsvariablene fra norske overvåkingsprogrammer for vegetasjon og enkeltarter i næringskjeden. Sammen med forslag til ny indikatorovervåking dekker de til sammen alle sju egenskaper for god økologisk tilstand.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 7**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.3.6 Høyalpin sone

4.3.6.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Høyalpin sone dekker toppene av de høyeste fjellene i Norge, i Sør-Norge over ca. 1700 moh. og i Nord-Norge over 1200–1300 moh. Bare i få områder danner høyalpin sone større sammenhengende areal, først og fremst i Dovre, Jotunheimen og ved Saltfjellet. Blokkmark er vanlig, mens finere jord finnes spredt der forvitringen er stor. Sonen grenser nedad mot mellomalpin sone ved mangel på sammenhengende vegetasjon med tydelig feltsjikt. Som oftest vokser karplanter (i overkant av 30 arter) enkeltvis eller i små populasjoner, og disse er tilpasset kulde og våte forhold fra smeltende snøfonner. Moser og lav som vokser på stein, er ofte de eneste plantene i området, der substratet er grovt. Det er lite biomasse på konsumentnivå. Fjellrype og snøspurv kan hekke i denne sonen, og lemen opptrer også her i lemenårene.

Innen NiNs hovedtypegruppe Fastmarkssystemer (T) finnes stort sett bare hovedtypene T1 Nakent berg, T7 Snøleie (T7-C-9 Svakt kalkrik og intermediert ekstremsnøleie, T7-C-10 Kalkrikt ekstrem-snøleie og T7-C-11 Vegetasjonsfritt snøleie), T19 Oppfrysningsmark og T13 Rasmark. Innen Våtmarkssystemer (V) finnes trolig bare V6 Våtsnøleie og snøleiekilde. Ellers forekommer enheter fra Snø- og issystemer (I).

Tabell 7. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i mellomalpin sone, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Fjellrev	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Klimaendring
Jerv	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Beskatning; Klimaendring
Villrein	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk; Beskatning; Klimaendring
Boltit	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Fjellrype	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Beskatning; Klimaendring
Heilo	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Snøspurv	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Analysen av plante-artssammensetning	Biologisk mangfold	Beskatning; Forurensing; Klimaendring
Ellenbergers indikatorverdier	Abiotiske forhold	Forurensing; Klimaendring
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
NDVI-indeks	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer	Arealbruk; Klimaendring
Dekning av busker	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Klimaendring
Lavdekke	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Beskatning; Forurensing; Klimaendring
Risbjørk	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Blåbær	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Ny datainnsamling må på plass		
Smågnagere	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Indikator for næringsomsetning: C/N-forhold	Abiotiske forhold	Forurensing
Indikator for forsuring, pH	Abiotiske forhold	Forurensing

4.3.6.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Økosystemets dynamikk er for en stor del drevet av klimaet. Naturlige forstyrrelser og suksesjoner innen høyalpin sone er bare knyttet til fryse-/tineprosesser og variasjon i avsmelting av snø og is som kan endre de topografiske og edafiske forholdene innen små avgrensede areal, gjennom avsetninger av glasifluvialt materiale, avdekking av morenemateriale og endring i hydrologi. Her vil blottlagt mark kunne bli utsatt for primær suksesjoner. Snøens varighet kan variere betydelig mellom år, noe som fører til tilsvarende variasjoner i fenologi og vekstsesongens lengde.

4.3.6.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

I høyalpin sone er det knapt noen menneskeskapte forstyrrelser av betydning, bortsett fra klimaendring og forurensing.

4.3.6.4 Karakterisering av høyalpin sone i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Høyalpine økosystemer i referansetilstanden har et svært tynt og ustabil og overveiende uorganisk jordsmonn. Vegetasjonen består av et bunnsjikt med spredte moser og/eller lav, og kun spredte forekomster av høyere planter. Det er lite biomasse på konsumentnivå. Vertebrater forekommer, men typisk som vaganter, i deler av året eller i deler av livssyklusen. Arters mengdeforhold reguleres overveiende av biofysiske begrensninger. Beite fra husdyr forekommer ikke (hevdivintensitet 1 i NiN) Det er ikke påviselig påvirkning fra forurensing, og artenes arealbehov er oppfylt.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen (planteproduksjon) i høyalpin sone særdeles lav på grunn av et fraværende sluttet vegetasjonsdekke. Lav og moser er vanlige, men forekommer mest på stein, mens urter og graminider (omtrent 30 arter) vokser svært spredt som enkeltindivider og danner liten biomasse. Primærproduksjonen skal ikke være nevneverdig påvirket av klimaendringer eller av eutrofiering av langtransportert nitrogen.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Det terrestriske næringsnett i høyalpin sone har trolig bare to trofiske nivåer 1) primærprodusenter (planter) og 2) primærkonsumenter (f.eks. insekter).

3. Funksjonelle grupper

God tilstand er avhengig av at sammensetningen av funksjonelle grupper tilsvarer de gruppene som normalt definerer høyalpin sone. Det skal f.eks. ikke skje en økning eller tilbakegang av naturtyper dominert av moser og lav og enkeltforekomstene av graminider og urter er viktige komponenter i snøleiene. Forekomster av invertebrater bør være tilstede.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste og habitatbyggende artene i snøleiene skal være arter som er typiske høyalpine arter og som utgjør hoveddelen av snøleivevegetasjonen. Her finnes om lag et 30 talls karplanter, mange med en spesiell plantegeografisk utbredelse, derav flere rødlistede planter.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Høyalpin sone består av få naturtyper med liten biologisk produksjon og få arter. Det er ikke forventet at landskapsøkologiske mønstre skal endres over kort tid, men langtids-klimaendringer kan føre til dårligere økologisk tilstand i de fleste eksisterende naturtypene.

6. Biologisk mangfold

Tap av biologisk mangfold kan gjøre økosystemet mindre robust for ytre påvirkninger, og innvirker dermed på økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Endrede rater for artsutskiftning, dvs. kolonisering og ekstinksjon, kan tyde på et påvirket økosystem. Et intakt økosystem i høyalpin sone skal ha en variasjon i de viktigste naturtypene for sonen, som er beskrevet i NiN 2, med deres diagnostiske plantearter i karakteristiske mengdeforhold for naturtypene. Økosystemet skal ikke koloniseres av mer varmekrevende arter knyttet til mellomalpin og lavalpin sone, og endemiske arter, arter med et spesielt geografisk utbredelse (unisentrisk og bisentrisk arter) må fortsatt være til stede i de områdene de er kjent fra.

7. Abiotiske forhold

Høyalpin sone har et svært langvarig snødekke, med forekomst av permafrost. Dette er viktige egenskaper for det terrestriske økosystemets funksjoner i klimasystemet, bl.a.

strålingsrefleksjon (albedo) og stabilitet av substrat/jord. Snødekke påvirker biologiske jordbunnsprosesser og vegetasjonsmønstre på mange skalaer og former flere arters populasjonsdynamikk og fenologi. Det forventes i liten grad større endringer i snødekkets størrelse og varighet i mellomalpin sone, og sonen er fra før tilpasset mellomårsvariasjoner.

Høyalpin sone er ikke utsatt for betydelige endringer i fysiske/kjemiske strukturer som følge av menneskeskapte påvirkninger. I et mest mulig intakt økosystem i høyalpin sone bør det imidlertid ikke være påvirkninger fra langtransportert nitrogen som kan endre jordsmonnets egenskaper og bidra til økt næringstilførsel for planter (eutrofiering). Dvs. at økosystemet skal ligge under den empiriske tålegrensen for økosystemet (Bobbink & Hettelingh 2011).

4.3.6.5 Indikatorer for god økologisk tilstand i høyalpin sone

Det er i dag ingen indikatorer som er klar for bruk for høyalpin sone. De foreslåtte indikatorene må enten systemutvikles eller komme fra ny overvåking av biotiske eller abiotiske parametere.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 8**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.3.7 Kunnskapsbehov knyttet til fjell

For planter og vegetasjon har vi svært god kunnskap om både fjellartenes utbredelse og økologi basert bl.a. på plantesosiologiske studier fra 1900-tallet (f.eks. Nordhagen 1943, Dahl 1956, Gjærevoll 1956) og beskrivelser av vegetasjonstyper og naturtyper (Påhlsson 1984, 1994, Fremstad 1997, Moen 1998) og NIN 2 (Halvorsen mfl. 2016b).

Bortsett fra GLORIA-prosjektet (Holten mfl. 2009, Michelsen mfl. 2011, Gottfried mfl. 2012, Pauli mfl. 2012, Wehn mfl. 2016) og reanalyser av historiske data (f.eks. Klanderud & Birks 2003, Felde mfl. 2012, Grytnes mfl. 2014) er det imidlertid få overvåkingsprosjekter som ser på endringer av artssammensetning for primærprodusentene i fjell på fastlandet sør for lavarktisk tundra i Finnmark. Det finnes et stort antall tid- og romfestede datapunkter (ruteanalyser) av artssammensetning av høyere planter, moser og lav fra norske fjell gjennom de siste tiårene, etablert gjennom forskningsprosjekter og andre studier. Slike data gir mulighet til sammenstilling og

Tabell 8. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i høyalpin sone, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
NDVI-indeks	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer	Klimaendring
Ny datainnsamling må på plass		
Issoleie	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Klimaendring
Analyser av plante-artssammensetning	Biologisk mangfold	Beskatning; Forurensing; Klimaendring
Indikator for næringsomsetning: C/N-forhold	Abiotiske forhold	Forurensing
Indikator for forsuring, pH	Abiotiske forhold	Forurensing
Ellenberg's indikatorverdier	Abiotiske forhold	Forurensing; Klimaendring

analyse av mønstre og trender i tid og rom (se f.eks. Lenoir mfl. 2013, Wasof mfl. 2015), men disse er i begrenset grad sammenstilt og utnyttet i overvåkningsformål. Det er også en rekke mer fokuserte økologiske prosjekter og studier av forskjellige organismegrupper og økologiske prosesser fra norske fjell, men disse dataene eller resultatene er ikke systematisert eller sammenstilt på en måte som gjør at de kan brukes i overvåking. I forbindelse med utvikling av indikatormetodikk for overvåking av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen på fattig fjellvegetasjon ble det i 2011 etablert flere forsøksfelter i sørlige fjellområder (Aarrestad & Stabbetorp 2010, Aarrestad mfl. 2011). Disse var tenkt å knyttes til det arealrepresentative nettverket AR18X18 (Strand & Rekdal 2006) i hele landet. Datagrunnlaget for forekomster av sopp, lav, moser og planter i fjell er også mangelfullt og dekkes foreløpig ikke av arealrepresentativ overvåking.

Det foregår i dag en arealrepresentativ overvåking av fugl (overvåkningsprogrammet TOV-E, <http://tov-e.nina.no/Fugl/OmProsjektet.aspx>), foruten nasjonale overvåkningsprogrammer for store rovdyr <http://www.rovdata.no/> og hjortevilt <http://www.hjortevilt.no/>, samt jaktstatistikk. For noen arter av fugler og pattedyr som fjellrev, jerv, smågnagere, villrein, lirype, fjellrype, jaktfalk og kongeørn, finnes således gode data. Mye av det vi vet om økosystemets tilstand i dag er imidlertid basert på overvåking i utvalgte områder med til dels svært begrenset representativitet. Det benyttes i stor grad modellerte verdier og ekspertvurderinger basert på data fra forsknings- og overvåkningsprosjekter og bredere artskartlegging rapportert i Artskart. Det er imidlertid usikkerhet om hvor godt jaktstatistikk og forekomster i Artskart reflekterer bestandsutviklingen for enkelte arter, spesielt ved høye eller lave bestander (Pedersen & Aarrestad 2015). Videre mangler det helt informasjon om en viktig gruppe som virvelløse dyr.

Totalt sett er det således et stort behov for arealrepresentativ innsamling av data, prosessbaserte studier og sammenstilling av eksisterende data og resultater fra alle trofiske nivå som kan sees i sammenheng for å vurdere økosystemets tilstand.

4.3.8 Beskrivelse av sammenheng mellom eksisterende kunnskaps- og klassifiseringssystemer og foreslått løsning for fjell

Det er en god sammenheng mellom eksisterende kunnskaps- og eksisterende klassifiseringssystemer for fjell og de foreslåtte indikatorene for overvåking av økologisk tilstand. Inndelingen av vegetasjonssonene i fjellet (Moen 1998) med beskrivelse av vegetasjonssendingene fra lavalpin til høyalpin sone er allment akseptert. Den nye naturtypeinndelingen i NiN 2 følger også de samme økologiske gradientene som er beskrevet i Moen (1998). Et problem er at flere av indikatorene ikke er spesifikt knyttet til hver sone, men bare har sin hovedutbredelse i sonen. Dette gjelder særlig for dyre- og fuglearter.





4.4 Arktisk tundra

Rolf Ims¹, Virve Ravolainen², Åshild Pedersen², Eva Fuglei²

¹ Norges arktiske universitet, ² Norsk Polarinstitutt

4.4.1 Definisjon og avgrensning

4.4.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved arktisk tundra

Hovedøkosystemet er det nordligste av jordas ti terrestriske natursystemer (biomer). På kontinentene utgjør den arktiske tundraen et sammenhengende sirkumpolart belte mellom den boreale skogen og de arktiske kystene. Den vestligste utløperen av det eurasiske tundrabeltet finnes i Finnmark. Mer oppstykkede og isolerte arealer med arktisk tundra finnes på øyene i polhavet – deriblant Svalbard. Den arktiske skoggrensa er primært bestemt av sommertemperaturen. Naturlige biotiske faktorer – særlig herbivorer – kan medvirke til å skyve skoggrensa sør for den klimatiske skoggrensa. Den arktiske skoggrensa er mindre skarp enn alpine skoggrensener. Den utgjør en gradvis overgangssone (økoton) som kan være flere mil bred. Fordi denne økotonen er en mellomting mellom tundra og skog, kalles den skogtundra.

Nord for skogtundraen endres den treløse tundraens struktur gradvis etter hvert som klimaet blir kaldere mot nord. Langs denne klimatiske latitudegradienten blir tundraen i følge en sirkumpolart system klassifisert i to hovedsoner; henholdsvis høyarktisk og lavarktisk tundra (CAVM Team 2003). Disse hovedsonene deles videre i fem undersoner; der undersonene A–C tilhører Høy-Arktis og D–E tilhører Lav-Arktis. Denne bioklimatiske klassifikasjonen er basert på relasjonen mellom temperaturen i vekstsesongen og hvilke vekstformer som dominerer vegetasjonen. Den nordligste undersonen A er bare flekkvis vegetert av et enkelt vertikalt sjikt (vesentlig kryptogamer), mens den sørligste undersonen

Foto: L. A. Støvern

E har sammenhengende vegetasjon med et relativt stort mangfold av funksjonelle plantegrupper fordelt på flere vertikale sjikt. Denne vegetasjonsbaserte klassifikasjonen av tundraen samsvarer godt med hvordan høyere trofiske nivåer i næringsnettet er strukturert; dvs. forekomst og mengdefordeling av funksjonelle grupper av herbivorer og predatorer (Ims mfl. 2013a). Generelt består næringsnettet av tre trofiske nivåer i alle tundrasonene. Antallet funksjonelle grupper og artsrikheten avtar innen hvert trofisk nivå mot nord. Enkelte arter og funksjonelle grupper kan være såkalt «superdominante» ved at de utgjør det meste av biomassen innen de trofiske nivåene (Ims mfl. 2013a), og dermed har næringsnettet relativt liten redundans (dvs. mange funksjoner opprettholdes av enkeltarter). Superdominante arter kan ha en bred nisje og høy genetisk diversitet, særlig i Høy-Arktis (Callaghan mfl. 2004).

Økosystemene i de sirkumpolare tundrasonene A–E kan være strukturert noe forskjellige mellom ulike biogeografiske regioner på grunnlag av forskjeller i istidshistorikk, substrattypen (geologi), topografi og andre klimatiske parametere enn sommertemperaturen. Den norske delen av Arktis tilhører Barentsregionen (ACIA 2004). Klimatisk er denne regionen preget av et oseanisk klima med relativt mye nedbør, milde vintre og med stor mellomårsvariasjon i vinterklima. Barentsregionen er også topografisk kompleks med komprimerte klimagrader (Jansson mfl. 2015). Dette gjelder særlig den norske delen av regionen ved at både Finnmark og Svalbard har fjellområder. Disse arktiske fjellområdene gir klimatiske høydegrader og tilhørende høydesoner i vegetasjon og dyreliv som kvalitativt ligner de bioklimatiske sonene (A–E) av tundraen (Ims mfl. 2013a). Høydesoneringen gir opphav til en betydelig økologisk heterogenitet på landskapsnivå. Kompleks topografi gir opphav til småskala grader og mosaikker i mikroklima, hydrologi og jordas næringsinnhold. Dette skyldes særlig ulik akkumulering av snø langs rabbe-leside-grader (Ims mfl. 2013a). I det hele tatt er tidsmessige og romlige variasjoner i snødekket (dybde, morfologi/fysiske egenskapen og varighet) en av de viktigste abiotiske miljøvariablene som styrer tundraøkosystemets struktur og funksjon. En annen økologisk viktig abiotisk miljøvariabel er permafrost. Også permafrosten viser betydelig variasjon langs grader og økologiske soner på ulike romlige skalaer.

Når det gjelder økosystemets funksjoner, begrenser det kalde klimaet i Arktis fundamentale prosesser som primærproduksjon og nedbryting av biomasse. Primærproduksjonen øker med en faktor på omtrent hundre fra lengst nord til lengst sør på tundraen (Ims mfl. 2013a). Biomassefordelingen mellom trofiske nivåer kan også være sterkt regulert av trofiske interaksjoner (Legagneux mfl. 2014), mens andre biotiske interaksjoner kan være relativt svake – særlig konkurranse mellom arter. Styrken på biotiske interaksjoner er både avhengig av hvilken bioklimatiske sone og biogeografiske region økosystemet tilhører. Generelt synes plante-herbivorinteraksjoner å være sterkest i de nordligste og mest høyreliggende klimasonene (Legagneux mfl. 2014). Her kan de sykliske svingninger i lemenpopulasjonene ha stor effekt på vegetasjonsstruktur og dynamikk. Lemensyklene har også andre nøkkelfunksjoner gjennom direkte og indirekte «puls-effekter» i næringsnettet som både bidrar til å øke det biologiske mangfoldet og prosesseratene i økosystemet (Ims & Fuglei 2005). Andre herbivorer, spesielt gjess og reinsdyr, kan i noen biogeografiske regioner ha betydelige «press-effekter» på vegetasjonen. Herbivore insekter er derimot generelt mindre viktige i tundraøkosystemer enn herbivore pattedyr og fugl (Callaghan mfl. 2004). I skogtundrasonen kan imidlertid sykliske bestandsutbrudd av bladspisende insekter være en av de viktigste driverne av økosystemdynamikken (Ims mfl. 2013a). Næringsflukser mellom skog og tundra kan være viktig for undersone E. En annen viktig vertikal næringsfluks, som påvirker både lavarktiske og høyarktiske tundrasoner, stammer fra marine økosystemer. Dette skyldes at store deler av den sirkumpolare tundraen grenser direkte opp mot produktive arktiske havområder. En tredje fluks utgjøres av migrerende arter (f.eks. trekkfugl) som står for langdistansetransport av energi og næringsstoffer fra langt mer sørlige økosystemer. Lav nedbrytningstakt (mineralisering) av biomasse gjør at tundraens jordsmonn er næringsfattig. Dette bidrar til at primærproduksjonen blir lav. Den langsomme nedbrytingen gjør at tundraen har store karbonlagre i bakken. Disse karbonlagrene er særlig store og stabile i områder med kontinuerlig permafrost. Den arktiske tundraen har derfor en viktig funksjon i klimasystemet som et sluk for klimagasser (Ims mfl. 2013a). Det at vegetasjonen er snødekt store deler av året, bidrar også til at tundraen har en kjølingseffekt på klimaet (albedoeffekten).

4.4.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Naturlige forstyrrelser og suksessjon innen arktiske økosystemer er for det meste knyttet til variasjoner i vær og klima på flere tidsskalaer. På en sesongskala representerer fryse-tineprosesser i jordsmonnet (cryoturbasjon) en forstyrrelsesfaktor som i sterk grad påvirker karbonbalansen og vegetasjonsstruktur, særlig i områder med kontinuerlig permafrost og et tynt aktivt jordlag på sommeren. På mellomårsskala gir de store variasjonene i temperatur og nedbør som er typisk for Barentsregionen, opphav til kraftige fluktuasjoner i hele økosystemet. Denne form for naturlig variabilitet resulterer i en kompleks økosystemdynamikk, særlig når den er kombinert med interne interaksjonssyklus i næringsnettet. Omfanget av slike store naturlige svingninger i økosystemene gjør det vanskelig å identifisere signaler av menneskedrevne endringer basert på korte tidsserier.

4.4.1.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser.

Arktis er generelt mindre befolket enn mange andre deler av kloden. Barentsregionen er imidlertid mer befolket enn det øvrige Arktis. Økning i befolkningen kan forventes med økende skipstrafikk gjennom Nordøstpassasjen og ved ny næringsutvikling (turisme, fiskerier, petroleums- og mineralutvinning) (Jansson mfl. 2015). De økologiske effektene av økt befolkning og mer næringsutvikling kan være mer lokal forurensing og større bestander av arter som følger mennesker (f.eks. generalistpredatorer som rødrev og kråkefugl; Ims mfl. 2013a). Jakt og fangst har vært drevet i lange tider, og flere arter har i dag bestandsstørrelser eller trender som i stor grad er bestemt av tidligere eller nåværende høsting. Regionen har relativt lite jordbruk. Reindrift er imidlertid vanlig i det meste av Barentsregionen (Jansson mfl. 2015).

Arktis er den regionen på jordkloden hvor klimaoppvarmingen er størst. Økosystemeffektene er allerede tydelige, og prognosene for den videre utviklingen av klima fram mot år 2100 er dramatiske (Ims mfl. 2013a). Arktis forventes å bli såpass mye varmere at økosystemene vil befinne seg i en helt annen bioklimatisk sone enn i dag (Xu mfl. 2013). Mulighetene er også store for at regionen vil få et helt «nytt klima» (Williams mfl. 2007); dvs. kombinasjoner av temperatur, nedbørs- og vindmønstre som ikke har nåværende eller historiske analoger. Med slike prognoser er det svært

vanskelig å gjøre forutsigelser om hva slags tilstand økosystemet vil ha om noen få tiår. Noen tilstandsendringer kan komme som overraskelser, f.eks. gjennom utbrudd av pestorganismer som på kort tid kan slå ut arktiske arter med nøkkelfunksjoner i økosystemet. På sikt er fundamentale tilstandsendringer i tundraøkosystemene uunngåelig, og klimaendringene kan forventes å overskygge effektene av alle andre menneskeskapt forstyrrelser (CAFF 2013). I tillegg kan klimaendringene gjennom synergier forsterke effektene av andre regionale forstyrrelsesfaktorer (høsting, forurensing, befolkningsvekst, infrastruktur- og industriutvikling).

4.4.2 Datatilgang og valg av indikatorer

Det er nylig gjort et betydelig utviklingsarbeid i å identifisere tilstandsvariabler og metodikk som kan karakterisere utviklingen i den norske delen av det terrestriske Arktis gjennom planleggingen av Klimaøkologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra (COAT; Ims mfl. 2013b). COAT er et fullstendig økosystembasert overvåkingsprogram som inkluderer lokaliteter på Svalbard og i Finnmark, og som spesielt fokuserer på effekter av klimaendringene og lokal forvaltning av biologisk mangfold og økosystemtjenester. Fra og med 2016 investeres det i forskningsinfrastruktur i form av målesystemer i felt og en digital infrastruktur for å håndtere og tilgjengeliggjøre overvåkingsdata. Fullt utbygd i 2021 vil COAT danne et godt grunnlag for å kunne gjøre vurderinger av de fleste av de sju kriteriene for god økologisk tilstand. Vegetasjonsovervåking på Svalbard (TOV; Bakkestuen mfl. 2015) gir også data for relevante indikatorer.

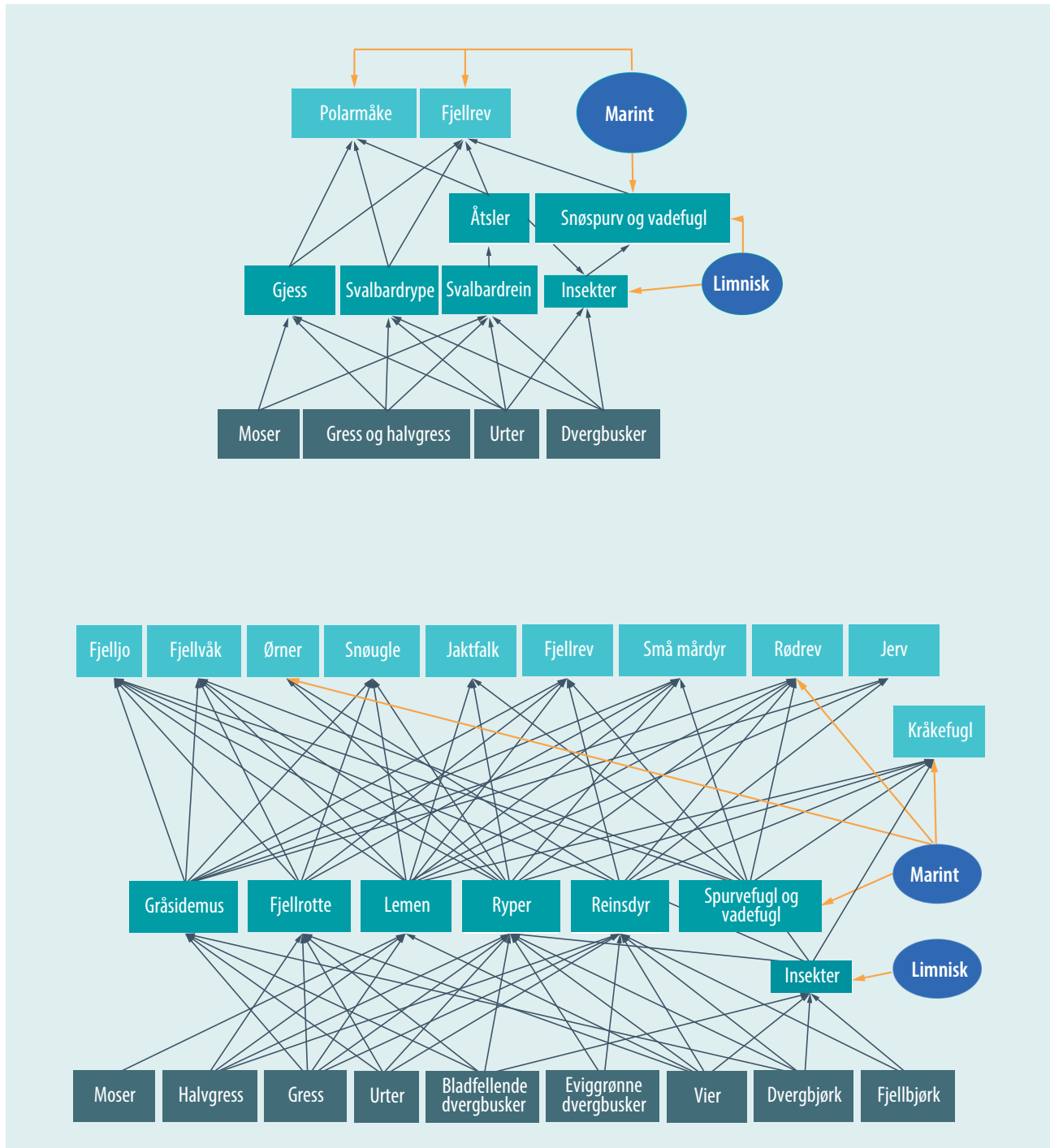
4.4.3 Vurdering av finere økosysteminndeling av arktisk tundra

Den videre inndelingen av hovedøkosystemet følger Arktisk råds groveste bioklimatiske soneinndeling; henholdsvis høyarktisk tundra på Svalbard og lavarktisk tundra i Finnmark. Klimatisk defineres grensen mellom disse to sonene ved gjennomsnittstemperaturen i juli ($< 7\text{ }^{\circ}\text{C}$ er Høy-Arktis; Ims mfl. 2013a). En grunnleggende økologisk distinksjon mellom sonene er utbredelse og vertikal sjiktning av vedaktige planter (buskvegetasjon). I Høy-Arktis finnes buskvegetasjonen kun i ett lavvokst (krypende) sjikt som kun har en flekkvis utbredelse i landskapet. I Lav-Arktis derimot danner buskvegetasjonen sammenhengende vegetasjon over store arealer. Den lavarktiske vegetasjonen har flere vertikale sjikt med opptil 2–3 meter høye busker i de varmeste og mest næringsrike

landskapselementene. Denne høyreste buskvegetasjon har implikasjoner for en rekke fysiske og biologiske funksjoner i tundraøkosystemet.

Den todelte inndelingen av hovedøkosystemet mellom Høy-Arktis og Lav-Arktis samsvarer godt med geografien

av den norske delen av det terrestriske Arktis. Svalbard tilhører Høy-Arktis, mens deler av Finnmark tilhører Lav-Arktis. Økosystemets næringsnett, med struktur i form av nøkkelarter, mengdemessig dominerende arter og funksjonelle grupper, har en tydelige kontrast mellom høyarktisk og lavarktisk tundra (**Figur 8**).



Figur 8. Biotrofiske næringsnett for høyarktisk tundra på Svalbard (øverst) og lavarktisk tundra i Øst-Finnmark (nederst). Alle plantene, samt noen herbivorer og predatorer er gruppert med hensyn på deres trofiske funksjon (modifisert fra lms mfl. 2013b).

4.4.4 Høyarktisk tundra (Svalbard)

4.4.4.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Tundraen på Svalbard tilhører de høyarktiske undersonene A–C i CAVMs klassifiseringssystem (CAVM Team 2003). Denne soneringen følger klimagrader vest-øst og sør-nord på øygruppa, samt mer klimatiske forhold bestemt av Svalbards topografi med store fjellkjeder, breer og dalfører. Det sør-vestlige Svalbard er mildere og mer nedbørsrikt enn øst og nord på øygruppen. Topografien gir landskapsskala gradienter i abiotiske parametere med tilhørende mosaikker av naturtyper. Tundraen har kontinuerlig permafrost som gir grunnlag for naturtyper som ikke har ekvivalenter på det norske fastlandet, f. eks. mosetundra. De mest nedbørfattige områdene kan ha en særegen arktisk steppevegetasjon. I nord, øst og på høytliggende platåer er det store partier med svært sparsom vegetasjon av kryptogamer (undersone A). Områder nær breer og elver er for det meste vegetasjonsløs pionermark.

Artsmangfoldet på tundraen er generelt lavt. Svalbard har likevel en rekke høyarktiske arter og underarter som ikke finnes på fastlandet. På den annen side mangler arter som normalt har nøkkelfunksjoner i tilsvarende klimasoner i Arktis, og næringsnettene er blant jordklodens enkleste. Av særlig betydning er det at Svalbard mangler lemen og de interaksjoner og arter som er knyttet til lemestykker. Svalbard har imidlertid store og livskraftige bestander av andre arktiske herbivorer – særlig kortnebbgås, hvitkinngås og Svalbardrein – som har betydelig innflytelse på vegetasjonens sammensetning og stoffomsættningen i jordsmonnet (Ims mfl. 2013a, Ims mfl. 2014). Fjellreven som er den eneste stedegne terrestriske predatoren, har en populasjonsdynamikk som delvis er styrt av dynamikken til disse herbivorene. Fjellrevbestanden subsidieres også mye av næring fra det marine økosystemet. Svalbard er omgitt av produktive marine økosystemer og en strøm av næringsstoffer fra disse (f.eks. via sjøfugl). Denne næringsstrømmen øver en stor innflytelse på den kystnære tundraen og gir særegne naturtyper i form av en relativt artsrik og produktiv fuglefjellvegetasjon.

4.4.4.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Økosystemets dynamikk er for en stor del drevet av klimaet. Vinterklimaet, som særlig på vestkysten er utpreget maritimt, har relativt hyppige episoder med mildvær og regn. Varighet og hyppighet av disse episodene varierer mellom år og gir i de

mest ekstreme vintrene tykke islag på tundraen som påvirker hele økosystemet – fra organismesamfunnene i jordsmonnet til alle trofiske nivåer i det plantebaserte næringsnettene (Ims mfl. 2014). Snøens varighet varierer også betydelig mellom år, noe som fører til tilsvarende variasjoner i start og lengde på vekstsesongen (fenologi). Selv om sommerklimaet er vesentlig mindre variabelt enn vinterklimaet (Ims mfl. 2014), gir også dette opphav til betydelige mellomårsvariasjoner i Svalbardtundraens primærproduksjon (van der Wal & Stien 2014).

4.4.4.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Den relative betydningen av menneskeskapt drivere for tundraøkosystemets nåværende tilstand er nylig vurdert av Ims mfl. (2014) og von Quillfeldt & Øseth (2016). Konklusjonen er at flere av de potensielle driverne har et såpass lavt nivå (forurensinger), bare lokale effekter (ferdselsslitasje og innførte arter) eller er såpass godt forvaltet (jakt) at de ikke har nevneverdige effekter på økosystemets struktur og funksjon.

Klimaoppvarmingen er derimot allerede betydelig på Svalbard. Mer ekstremvær, særlig på vinteren, gir stadig større forstyrrelseseffekter i form av skader på vegetasjonen (Phoenix & Bjerke 2016) og synkrone krasj i dyrepopulasjoner (Hansen mfl. 2013). Økt gjennomsnittstemperatur og mer nedbør har ført til tining av permafrost, erosjon og jordras. Økende bestander av kortnebbgjess, delvis på grunn av et varmere klima, gir lokale beiteskader på vegetasjonen (Ims mfl. 2014). Til tross for disse effektene er det terrestriske økosystemet på Svalbard foreløpig relativt intakt. Dette skyldes delvis at økosystemets responser på klimaendringene i stor grad er tidsforsinket. Klimaprognoser indikerer at gjennomsnittstemperaturen i Høy-Arktis innen 2100 kan bli over 10 grader varmere enn klimanormalen (Ims mfl. 2013b, SWIPA 2017). Dette vil medføre gjennomgripende tilstandsendringer i økosystemet av ukjent omfang.

4.4.4.4 Karakterisering av høyarktisk tundra i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Det terrestriske økosystemet på Svalbard skal ha struktur og funksjoner som i stor grad bestemmes av et høyarktisk klima. Dette betyr at primærproduksjonen er høyere enn nedbrytingen av organisk materiale slik at økosystemet lagrer karbon. Mesteparten av karbonet i økosystemet skal

være stabilt bundet i permafrost. Næringsnett domineres av funksjonelle grupper som definerer høyarktiske økosystemer, inkludert levedyktige populasjoner av rent høyarktiske arter og underarter som er endemiske (stedegne) for Svalbard. Viktige næringsstrømmer til tundraen fra marine økosystemer skal være opprettholdt gjennom store sjøfuglkolonier og ved at hav- og fjordis gir funksjonelt viktige pattedyrarter en naturlig mobilitet mellom ulike geografiske områder. Artssamfunnet har ikke økende etablering av lavarktiske og/eller fremmede arter, og bærer ikke preg av økende hyppighet eller intensivitet av ekstreme værhendelser eller økende turisme.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen hos karplanter ligger innenfor grenseverdiene estimert for tundrasone B–C for Svalbard (van der Wal & Stien 2014). Primærproduksjonen er høyere enn dekomposisjon (mineralisering) av død plantebiomasse.

Primærproduksjonen forventes å øke med klimaoppvarmingen. Det kan imidlertid oppstå episoder hvor ekstreme temperatur- og nedbørforhold gir skader på vegetasjonen og dermed temporært redusert primærproduksjon. Likeledes kan det som en følge av et nytt klima inntre utbrudd av plantepatogener med negative effekter på dominerende plantearter. Økende tetthet av herbivorer (f.eks. gjess) kan føre til erosjon på mosetundra og redusert primærproduksjon i denne naturtypen.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Biomassen av herbivorer er i liten grad regulert av predasjon (Legagneux mfl. 2014), mens plantebiomassen i varierende grad (avhengig av naturtype) kan være regulert av herbivorer (gjess og rein) (Ims mfl. 2014). En stor del av karbonet i økosystemet er lagret i bakken i form av dødt organisk materiale. Næringsnett er forholdsvis «bunntungt» - særlig på grunn av lav biomasse av terrestriske predatorer.

Det er stor usikkerhet om hvordan økosystemets trofiske struktur vil utvikle seg gitt de ekstreme klimaprognosene for Svalbard.

3. Funksjonelle grupper

Sammensetningen av funksjonelle grupper tilsvare definisjonen av de høyarktiske bioklimatiske undersonene A–C

(Ims mfl. 2013a), samt de naturtyper som finnes innen disse. Det knytter seg stor usikkerhet til utviklingen i denne egenskapen som følge av de radikale klimaendringene som er forventet på Svalbard. Dette betinger at et bredt sett med indikatorer legges til grunn for tilstandsvurderingen. Økosystemet kan på sikt konvergere mot en fordeling av funksjonelle grupper som karakteriserer boreale eller tempererte økosystem. På den annen side kan det oppstå nye midlertidige (transiente) eller mer permanente tilstander som mangler historiske eller nåtidige sidestykker. Denne usikkerheten betinger at et bredt sett med indikatorer legges til grunn for tilstandsvurderingen.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Termofile lavarktiske arter, spesielt buskvegetasjon som kan være habitatbyggende og endre økosystemet biofysiske funksjoner, har en svært begrenset utbredelse. Populasjonsnivå hos Svalbardrein og kortnebbgjess påvirker ikke andre dyrearter nevneverdig negativt gjennom effekter på vegetasjonen (direkte ressurskonkurranse) eller økt predasjonstrykk fra fjellrev (indirekte konkurranse). Fjellrev har nøkkelfunksjon som eneste terrestriske toppredator og vektor for zoonoser (rabies og dvergbendelmark). Viktige beiteplanters tidsmessig utvikling (fenologi) matcher herbivorens livssyklus, spesielt knyttet til reproduksjon.

I et betydelig varmere klima forventes endringer i sammensetning og funksjon av typiske høyarktiske naturtyper og vegetasjon (f.eks. mosetundra). Gras og urteplanter kan øke på bekostning av arter med lavere vekstrater (dvergbusker, lav, moser). Termofile arter (spesielt stedegne lavarktiske arter som nå har en begrenset utbredelse, eller innvandrende boreale/tempererte arter) kan få funksjoner som habitatbyggere, konkurrenter, predatorer og sykdomsagenser i økosystemet. Også høyarktiske arter (f.eks. fjellrev, rein og gjess) kan få endrede funksjoner i økosystemet. Det er muligheter for fenologisk mismatch mellom beiteplanter og herbivorer med negative konsekvenser for de sistnevnte.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Fordelingen av ulike bioklimatiske definerte tundrasoner (A–C) og naturtyper innen disse avviker ikke vesentlig fra referansetilstanden. Høyarktiske naturtyper og vegetasjon karakteriserer økosystemet (f.eks. mosetundra, fugle fjell). Sone A som er spesielt sårbar for klimaoppvarming (Ims mfl. 2014), har stor utbredelse på Svalbard. Enkelte naturtyper

på Svalbard (f.eks. arktisk steppevegetasjon, mosetundra og annen fuglefjellvegetasjon) har en naturlig flekkvis utbredelse som er betinget av særegent lokalklima og/eller gode næringsforhold. Disse kan ha funksjoner som «hotspots» for et høyt biologisk mangfold. Disse naturtypene er sårbare både på grunn av sine spesielle miljøkrav og sin høye grad av naturlig fragmentering.

Naturtyper som utgjør ytterpunktene i referansetilstandens klima- og næringsgradienter, forventes å være mest sensitive for miljøendringer. Dette gjelder særlig tundrasoner og naturtyper som er betinget av et kaldt og/eller tørt høyarktisk klima. Naturtyper som er betinget av spesielle kombinasjoner av lokale miljøforhold, har allerede en begrenset utbredelse i landskapet. Disse er særlig sårbare ved at de raskt kan bli mer fragmentert og etter hvert forsvinne helt på Svalbard. Økende turisttrafikk og ferdselsstiasje kan bli en ytterligere belastning for noen naturtyper. Nedgang i bestandene av sjøfugl vil på sikt få konsekvenser for fuglefjellvegetasjon. Endringer i beitedyrsbestander kan også få konsekvenser for utbredelsen av sjeldne naturtyper.

6. Biologisk mangfold

Artssamfunn av terrestriske dyr og planter er generelt godt kartlagt på Svalbard og har ikke vist nevneverdige endringer i nyere tid (Ims mfl. 2014). Enkelte arters genetikk (f.eks. fjellrev og Svalbardrein) er også godt kartlagt.

Klimaendringens virkning på egenskapene 1–5 (se ovenfor) har et stort potensial for å endre artssammensetning og artsutskiftingsrater på Svalbard. Særlig høyarktiske arter kan forventes å vike til fordel for lavarktiske og boreale arter. I tillegg er Svalbard utsatt for et konstant naturlig og et økende menneskeskapt innvandringstrykk av fremmede arter; særlig planter (frø) og invertebrater. På grunn av et høyarktisk klima har de aller fleste av disse artene ikke klart å etablere seg i naturen ennå. Det kan forventes at flere av disse artene kan få fotfeste på øygruppa etter hvert som klimaet blir betydelig varmere. Slike etableringer vil sannsynligvis få negative konsekvenser for stedegne, konkurransesvake arktiske arter.

7. Abiotiske forhold

Svalbard har kontinuerlig permafrost og et langvarig snødekke. Dette er viktige egenskaper for det terrestriske økosystemets funksjoner i klimasystemet, bl.a. karbonlagring, strålingsrefleksjon (albedo) og stabilitet av substrat/jord. Permafrost og snødekke påvirker biologiske jordbunnsprosesser og vegetasjonsmønstre på mange skalaer. Snødekkets egenskaper (dybde, morfologi og varighet) har stor naturlig mellomårsvariasjon og former mange arters populasjonsdynamikk og fenologi.

Klimaoppvarmingen på Svalbard medfører smeltende permafrost, et dypere aktivt jordlag, endret hydrologi, erosjonsfenomener med potensielt store konsekvenser for økosystemets grunnleggende funksjoner. Det knytter seg stor usikkerhet om snødekkets utvikling etter hvert som klimaet blir betydelig varmere. Mer nedbør kan på kort sikt gi en lengre snøsesong til tross for høyere temperaturer gjennom vinteren. Det kan bli hyppigere episoder med nedising av tundraen på grunn av mildvær. På den annen side kan mindre permafrost og generelt høyere temperaturer gi mindre isdekke på tundraen og bedre vinterbeiteforholdene.

4.4.4.5 Indikatorer for god økologisk tilstand i høyarktisk tundra

Indikatorene baserer seg i stor grad på tilstandsvariabler fra COAT Svalbard (Ims mfl. 2013b) som fokuserer på hvordan økosystemet forventes å respondere på klimaendringer og lokal økosystemforvaltning (arealbruk og beskatning). Disse indikatorene dekker alle de sju egenskapene ved god økologisk tilstand.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 9**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 9. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i høyarktisk tundra, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Fjellrev	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Arealbruk; Beskatning
Herbivore vertebrater	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper	Klima; Beskatning
Kortnebbgås	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Beskatning
Svalbardrein	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Beskatning
Plantesamfunn rabbe, kantlynghei	Biologisk mangfold	Klima; Forurensing
Svalbardrype	Biologisk mangfold	Klima; Beskatning
Albedo	Abiotiske forhold	Klima
Permafost	Abiotiske forhold	Klima
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Karplantesamfunn	Primærproduksjon	Klima
Plantesamfunn i mosetundra, fjellrosehei, rabbe og fuglfjellvegetasjon	Biomasse i trofiske nivåer	Klima
Plantevekstformer i mosetundra, reinrosehei, rabbe, fuglefjellenger	Funksjonelle grupper	Klima
Moser	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Arealbruk
Arealbegrensede naturtype	Landskapsøkologiske mønstre	Klima; Arealbruk; Forurensning
Bioklimatiske undersoner A-C	Landskapsøkologiske mønstre	Klima
Genetikk fjellrev	Biologisk mangfold	Klima; Beskatning
Genetikk svalbardrein	Biologisk mangfold	Klima; Beskatning
Areal bar jord	Abiotiske forhold	Klima; Arealbruk
Snødekke	Abiotiske forhold	Klima
Ny datainnsamling må på plass		
Beiteplanters fenologi	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Beskatning
Dvergbjørk	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima
Fuglefjellenger	Landskapsøkologiske mønstre	Klima; Fremmede arter
Fuglefjellvegetasjon	Biologisk mangfold	Klima; Arealbruk; Fremmede arter

4.4.5 Lavarktisk tundra (Finnmark)

4.4.5.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Globalt utgjør den lavarktiske sonen den største andel av tundrabiomet. I Norge er imidlertid denne tundrasonen begrenset til det nord-østlige Finnmark der den grenser direkte opp mot Barentshavet. Mot sør og vest går tundraen i lavlandet gradvis over i nordboreal bjørkeskog, og skogtundra-økotonen er enkelte steder mange kilometer bred (Ims mfl. 2013b). I høyreliggende områder går den lavarktiske tundraen mot sør og vest gradvis over i subarktiske fjell. Næringsstrømmer fra marine økosystem og den boreale skogen kan ha betydelige innflytelser på tundrasystemets funksjon og struktur (Killengreen mfl. 2012). Næringsnettet har et betydelig innslag av boreale arter (Ims mfl. 2013a). Høyreliggende områder (> 350–400 moh.) har sporadisk permafrost og svært sparsom vegetasjon. Disse områdene har økologiske samfunn som består av arter som ellers har hovedutbredelse i høyalpine eller høyarktiske klimasoner. De lavereliggende delene av landskapet tilhører undersone E (Ims mfl. 2013b). Store deler av tundraen består av lynghei ispedd andre naturtyper bestemt av topografiske, hydrologiske og næringsmessige gradienter og mosaikker på landskapskala. Stort sett utgjøres disse landskapskompleksene av naturtyper som i stor grad er dekket av NiNs typeinndeling. Dog kan mengdeforholdet mellom funksjonelle grupper innen naturtypene være annerledes (Virtanen mfl. 2016). Et særegent trekk for denne regionen er en produktiv naturtype på sedimentflater i elvedalene. Her danner 2–3 meter høye vierkratt mosaikker med engvegetasjon (Ims mfl. 2013b). Mosaikkene i disse «krattengene» har en funksjon som «hotspots» for biologisk mangfold og bioproduksjon, som for enkelte funksjonelle grupper kan ha en betydelig naboeffekt på landskapsnivå (Ims & Henden 2012). På landskapsnivå har den lavarktiske regionen av Finnmark et relativt stort innslag av myr.

Tundraen i Øst-Finnmark har innslag av arter som ellers tilhører mer østlige (f.eks. sibirske) regioner (Karlsen 2005, Strann & Ims 2014). Funksjonelt viktige herbivorer som rein og smågnagere, er med på å forme plantesamfunnene i de fleste naturtypene på tundraen, mens bladspisende insekter kan ha betydelig innflytelse på skogtundraen (Ims mfl. 2013b). Predatorsamfunnet er artsrikt, bestående av arktiske, boreale og mer vidt utbredte arter som kan deles i tre funksjonelle grupper (smågnagerspesialister, rypespesialister og generalister; Henden mfl. 2017).

4.4.5.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Trofiske interaksjonssyklus gir betydelige bidrag til økosystemets dynamikk (Ims & Fuglei 2005). Smågnagerårene har sykliske pulseffekter på økosystemet både direkte gjennom beiting på vegetasjonen og byttedyrtilgang for predatorer, og gjennom en rekke indirekte kaskadeeffekter på mange arter i næringsnettet. Selv om det er flere arter av smågnagere som bidrar til disse effektene, viser nyere studier at lemen har en nøkkelfunksjon (Ims mfl. 2017).

Vierkrattene i de funksjonelt viktige krattengene er betydelig oppsplittet og dynamisk påvirket av herbivori – særlig av reinsdyr og smågnagere (Ravolainen mfl. 2014). Et romlig og tidsmessig variabelt beitepress former vegetasjonen også i snøleier, enger og heier, ofte med dominans av karplanter som er beitetolerante (silikatrike grasarter; Ravolainen mfl. 2011) eller usmakelige for herbivorer (f.eks. fjellkrekling; Ravolainen mfl. 2010).

Innen skogtundraen skaper populasjonssyklus hos bjørkemålere betydelige dynamiske ringvirkninger i denne økotonen (Jepsen mfl. 2013), og sammen med andre herbivorer (smågnagere og rein) er disse herbivore insektene med på å bestemme posisjonen av den arktiske skoggrensa.

4.4.5.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Økosystemet i Finnmark har over lang tid vært preget av jakt og fangst. For noen arter er jakttrykket betydelig mindre nå enn tidligere. Dette har i moderne tid gitt økende populasjoner av særlig elg og rødrev. Ulven er utryddet, mens bestanden av jerv er forfalt på et lavt nivå. Populasjoner av småvilt, særlig lirype og hare, har hatt en nedadgående trend, og disse artene har nå et betydelig lavere nivå enn i andre lavarktiske regioner (Henden mfl. 2011). Dette skyldes sannsynligvis økt predasjonstrykk – særlig fra generalistpredatorer som kråkefugl og rødrev (Henden mfl. 2017). Den store rødrevbestanden er også en viktig årsak til at fjellreven er på utryddelsens rand i Finnmark (Ims mfl. 2017).

Villreinen ble utryddet i Finnmark i løpet av 1600-tallet og erstattet med tamrein. Reindrifta har stort sett vedlikeholdt villreinens migrasjons- og beitemønster og dermed det viktige beitedyrets naturlige funksjon i det lavarktiske

økosystemet. Tamreinen bør derfor betraktes som en del av et intakt økosystem. Reindrift kan imidlertid også føre til gjennomgripende endringer i økosystemet når reintallet blir for høyt. Dette skjer ved at mengden av planter som har stor beiteverdi for herbivorer (f. eks. smakelige gras eller urter) eller er habitatbyggende (vier), blir redusert (Bråthen mfl. 2007) og ved at økt vinterdødelighet på grunn av dyr i dårlig kondisjon fører til økte bestander av generalistpredatorer som kråkefugl og rødrev (Henden mfl. 2014). Det lavarktiske økosystemet i Finnmark har nå mindre vierkratt, mer beitetolerante og beiteresistente planter, og større bestander av generalistpredatorer enn hva som kjenner et intakt lavarktisk økosystem.

Klimaendringer som gir et dypere og mer isete snødekke, bidrar til økt vinterdødelighet av tamrein og endringer i reinens migrasjonsmønstre. Begge deler gir ringvirkninger i næringsnett (Henden mfl. 2014, Henden mfl. 2017). Et varmere vinterklima gjør at lemensyklene nå er svakere og mer uregelmessige enn før i Finnmark. Dette er en årsak til at lemenavhengige predatorer som fjellrev og snøugle har gått kraftig tilbake (Ims mfl. 2017). Den største effekten av klimaendringene så langt er ekspansjonen av liten høstmåler (*Operopthera brumata*) inn i Øst-Finnmark (Jepsen mfl. 2013). Dette har ført til mer geografisk ekstensive, intense og langvarige målerpopulasjonsutbrudd med massiv dødelighet av alle vedaktige vekstformer (trær, busker og lyng) og et skifte til dominans av gras i skogtundraen og et stykke inn på den treløse tundraen (Jepsen mfl. 2013). Effekten av herbivori (særlig reinsdyr og målere) gjør at den lavarktiske delen av Finnmark ikke foreløpig er preget av gjengroing, til tross for at vekstsesongen har blitt lengre og varmere (Ims mfl. 2013b). Klimaprognoser indikerer at gjennomsnittstemperaturen i Øst-Finnmark innen 2100 kan bli 5–7 °C varmere enn klimanormalen (Norsk klimaservicesenter 2016). Dette vil medføre gjennomgripende tilstandsendringer i økosystemet av ukjent omfang.

4.4.5.4 Karakterisering av lavarktisk tundra i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Det lavarktiske økosystemet i Finnmark skal ha struktur og funksjoner som i stor grad bestemmes av et lavarktisk klima. Dette betyr at primærproduksjonen er høyere enn nedbrytingen av organisk materiale slik at økosystemet lagrer karbon. Næringsnett skal domineres av funksjonelle grupper som definerer lavarktiske økosystemer. Biotiske interaksjoner i næringsnett knyttet til regelmessige smågnagerår, med en betydelig biomasse av lemen, vedlikeholder naturlig beitepregede vegetasjonstyper, levedyktige populasjoner av lemenpredatorer og arter følsomme for predasjon. Artssamfunnet har ikke økende antall eller mengde av arter fra mer tempererte klimasoner (f.eks. trær eller herbivore insekter) eller arter som er begunstiget av økende hjortedyrbestander eller befolkning i Barentsregionen. Snødekket skal ha en dybde, morfologi og varighet som gir gode livsbetingelser for funksjonelt viktige lavarktiske arter og naturtyper, samt vedlikeholde energiflukser mellom økosystem og atmosfære som ikke medvirker til klimaoppvarming.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen hos karplanter ligger innen grenseverdiene estimert for den lavarktiske tundraen E (Ims mfl. 2013a). Primærproduksjonen er høyere enn nedbrytingen av organisk bundet karbon, slik at økosystemet har en netto absorpsjon av klimagasser.

Primærproduksjonen forventes å øke med klimaendringer. Det kan imidlertid oppstå episoder hvor ekstreme temperatur- og nedbørforhold gir skader på vegetasjonen og dermed temporært redusert primærproduksjon. Likeledes kan et nytt klima gi utbrudd av plantepatogener og herbivore insekter som kan ha store negative effekter på dominerende plantearter.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Næringsnett har en biomassefordeling som i stor grad er bestemt et lavarktisk klima og sterke trofiske interaksjoner styrt av syklisk populasjonsdynamikk hos smågnagere. Plantebiomassen skal være på nivå med estimater som karakteriserer lavarktisk vegetasjon (Ims mfl. 2013a). En stor

del av karbonet i økosystemet er i form av dødt organisk materiale som er lagret i bakken. Biomassefordelingen har store naturlige fluktuasjoner, særlig på herbivor- og predatornivå i næringsnettet.

Hvordan økosystemets trofiske struktur vil utvikle seg gitt de ekstreme klimaprognosene for Øst-Finnmark, er svært vanskelig å forutsi. Det er imidlertid sannsynlig at fluktuasjonene i biomassefordeling i næringsnettet vil avta vesentlig hvis smågnagernes bestandssyklus blir dempet eller forsvinner.

3. Funksjonelle grupper

Sammensetningen av funksjonelle grupper inne de ulike trofiske nivåene tilsvarer den bioklimatiske referansetilstanden for lavarktiske økosystem (Callaghan mfl. 2004, Ims mfl. 2013a). Store deler av den lavarktiske tundraen består av hei hvor andelen av ulike funksjonelle grupper av dvergbusker (hvor særlig fjellkrekling kan være dominerende) er svært bestemmende for denne naturtypens funksjon i økosystemet. Predatorsamfunnet har et betydelig innslag av arktiske arter som er spesialisert på smågnagere (fjelljo, fjellvåk, fjellrev og snøugle) og rype (jaktfalk), og domineres ikke av generalister (f.eks. kråkefugl og rødrev). Herbivorsamfunnet har en betydelig andel av lavarktiske og alpine arter som rein, lemen og ryper, mens herbivore insekter har mindre betydning.

Med et varmere klima vil man kunne forvente at boreale vekstformer (særlig trær og store busker) vil spre seg inn på tundraen, dvs. skogtundra-økotonen vil endre sin posisjon. Dette vil kunne avhenge av utviklingen i herbivorpopulasjoner (f.eks. hjortedyr og insekter) som potensielt kan motvirke en slik utvikling. Silikatrike gras (f.eks. sølvbunke) er sensitive både for endringer i klima og beitetrykk. Smågnagere vil kunne få lavere og mindre fluktuerende populasjonstettheter med kaskadeeffekter på sammensetningen av predatorsamfunnet (andelen spesialister vs. generalister) og alternative byttedyr (f. eks. ryper). Generalistpredatorer og insekter herbivorer kan øke. Generelt er det stor usikkerhet om utviklingen av næringsnettets struktur gitt de radikale klimaendringene som forventes i Finnmark. Dette betinger at et bredt sett med indikatorer legges til grunn for tilstandsvurderingen.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Høyvokst buskvegetasjon av vier som er habitatbyggende for en rekke arter og som har viktige biofysiske funksjoner

i økosystemet, finnes i mosaikker med engvegetasjon på sedimentflater i elvedalene. Smågnagernes bestandssyklus er såpass regelmessige/sterke og har en andel med lemen som er stor nok til å gi grunnlag for levedyktige populasjoner av lemenavhengige predatorarter, beiteeffekter på snøleievegetasjon og periodisk lavt predasjonstrykk på bakkehekende fugl. Reinen har en nøkkelfunksjon som beitedyr og næringsressurs for predatorer og åtseletere.

Minkende mengde av vierkratt indikerer stort beitetrykk av rein og elg, mens økende mengde vierkratt indikerer avtagende beitetrykk og/eller et varmere klima. Klimaendringene påvirker reinens migrasjonsmønster og dødelighetsrater med videre konsekvenser for beitetrykk og predatorer og åtseletere. Smågnagernes bestandssyklus, og særlig andelen av lemen i denne, forventes å avta i et varmere klima. Effekten av bjørkemålerutbrudd kan bli sterkere. Nye invaderende arter vil raskt kunne få nøkkelfunksjoner i økosystemet. Dette betinger at nye indikatorer bør fases inn etter behov (jf. prinsippet om adaptiv overvåking; Lindenmayer & Likens 2009). Rødrev er en art som har hatt en sterk økning i lavarktisk tundra, og som antas å få en stadig viktigere funksjon som konkurrent og generalistpredator i økosystemet (Elmhagen mfl. 2017).

5. Landskapsøkologiske mønstre

Enkelte naturtyper har en naturlig begrenset utbredelse og flekkvis fordeling i landskapet. Krattenger og snøleier er eksempler på dette. De huser særegne artssamfunn som kan være sårbare for ytterligere reduksjoner i areal og utbredelse. Både krattenger og snøleier, og det biologiske mangfoldet som er knyttet til disse naturtypene, forventes å være svært sensitive til endringer i klima og beitetrykk fra ulike herbivorer.

6. Biologisk mangfold

Lavarktisk tundra i god økologisk tilstand har artssamfunn med betydelige andeler av arktiske og alpine arter. Klimaprognosene tilsier at andelen arktiske og alpine arter kan bli raskt redusert. Noen arktiske arter er allerede kritisk truet (f.eks. fjellrev og dverggås). Arter fra sørligere klimasoner vil invadere.

7. Abiotiske forhold

Lavarktisk permafrost opptrer kun sporadisk i høyereliggende områder (Isaksen 2014) og har i referansetilstanden sannsynligvis liten økologisk betydning i terrestriske naturtyper.

Snøen dekker tundraen normalt 6–9 måneder i året og gir mye strålingsrefleksjon (albedoeffekt) særlig sent på våren. På grunn av et maritimt vinterklima varierer snødekkets morfologi (hardhet, islag, subnivalrom) mye fra år til år.

Klimaendringene forventes å medføre store endringer i snødekkets varighet og morfologi. Dette forventes å gi gjennomgripende effekter på det lavarktiske økosystemets struktur og funksjon. Indikatorene som beskriver utviklingen i snøforholdene, vil være en svært viktig komponent i tilstandsvurderingene av dette økosystemet.

4.4.5.5 Indikatorene for god økologisk tilstand i lavarktisk tundra

Indikatorene baserer seg i stor grad på tilstandsvariablene fra COAT Varanger (Ims mfl. 2013b) som fokuserer på hvordan økosystemet forventes å respondere på klimaendringer og lokal økosystemforvaltning (arealbruk og beskatning). Disse indikatorene dekker alle de sju egenskapene ved god økologisk tilstand.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorene vises i **Tabell 10**, for mer detaljer, se Vedlegg 5. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 10. Foreslåtte indikatorene for økologisk tilstand i lavarktisk tundra, sortert på 1) indikatorene hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorene hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorene uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Alle herbivore vertebrater	Biomasse i trofiske nivåer	Klima; Arealbruk; Beskatning
Alle karnivore vertebrater	Biomasse i trofiske nivåer	Klima; Arealbruk; Beskatning
Plantevekstformer i snøleier, krattenger, hei og skogtundra	Biomasse i trofiske nivåer	Klima; Arealbruk
Lemen, gråsidemus og fjellmarkmus	Funksjonelle grupper	Klima
Plantevekstformer	Funksjonelle grupper	Klima; Arealbruk
Predatorlaug	Funksjonelle grupper	Klima; Arealbruk; Beskatning
Små, mellomstore og store herbivore vertebrater	Funksjonelle grupper	Klima; Arealbruk; Beskatning
Krattdannende busker	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Arealbruk
Lemen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima
Reinsdyr	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Arealbruk
Rødrev	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Arealbruk; Beskatning
Artssamfunn dødved insekter i skogtundra	Biologisk mangfold	Klima; Arealbruk
Artssamfunn fugl i krattenger, hei og skogtundra	Biologisk mangfold	Klima; Arealbruk
Fjellrev	Biologisk mangfold	Klima; Arealbruk
Albedo	Abiotiske forhold	Klima
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Karplantsamfunn i krattenger, dvergbuskhei, snøleier og skogtundra	Primærproduksjon	Klima
Bjørkemålere	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima
Fjellbjørk	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klima; Arealbruk
Krattenger	Landskapsøkologiske mønstre	Klima; Arealbruk
Snødekke	Abiotiske forhold	Klima
Ny datainnsamling må på plass		
Snøleier	Landskapsøkologiske mønstre	Klima

4.4.6 Kunnskapsbehov knyttet til arktisk tundra

Økosystemforskning på arktisk tundra er basert på et utstrakt internasjonalt samarbeid med lange tradisjoner. Dette har gitt en omfattende kunnskap om tundraøkosystemenes struktur og dynamikk, og hva som er de viktigste påvirkningsfaktorene (Ims mfl. 2013a). Norge har bidratt betydelig til dette kunnskapsgrunnlaget, både gjennom forskning på Svalbard og i Finnmark. Det mest presserende kunnskapsbehovet er knyttet til de forventede klimaendringene i Arktis. Disse vil føre til fundamentale transformasjoner av økosystemene. Til tross for god grunnleggende økologisk kunnskap finnes det ikke modeller som kan gi robuste prediksjoner om hva slags tilstandsendringer som vil kunne skje. Det er derfor konsensus blant tundraøkologene (CAFF 2013) at innsats og ressurser bør rettes mot utvikling av (1) overvåkingssystemer som gjør integrerte målinger av mange tilstandsvariabler med god oppløsning i rom og tid, og (2) analysemodeller som gir grunnlag for robuste estimater av endringsrater og etablering av årsakssammenhenger.

Regelmessige tilstandsvurderinger av arktiske økosystemer gjøres i regi av Arktisk råds arbeidsgrupper CAFF (Conservation of Fauna and Flora) og AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Program). Norske myndigheter ønsker at Norge skal være en sentral aktør i disse arbeidsgruppene både ved at norske fagfolk deltar i vurderingsarbeidet (f.eks. Ims mfl. 2013a) og ved at det gjøres økosystembasert overvåking i landsdeler som kommer inn under Arktisk råds bioklimatiske avgrensning av Arktis – dvs. på Svalbard og i det nord-østlige Finnmark. I tråd med disse ambisjonene er Klimaøkologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra (COAT; se Ims mfl. 2013b) for tiden under oppbygging. Fullt utbygd i 2021 vil COAT danne et godt grunnlag for vurderinger av de fleste av de sju kriteriene for god økologisk tilstand. Overvåkingen bør imidlertid styrkes på aspekter som klimasensitive funksjoner som angår karboncyklus (spesielt mineralisering av bakkebundet karbon), og næringsstrømmer mellom de marine og de terrestriske økosystemene i Arktis.

4.4.4 Beskrivelse av sammenheng mellom eksisterende kunnskaps- og klassifiseringssystemer og foreslått løsning for arktisk tundra

CAFF har utviklet egne kriterier for klassifisering av arktiske tundraøkosystemer basert på bioklimatiske parametere og med tilhørende tilstandsvariabler (indikatorer) og overvåkingssystemer (Christensen mfl. 2013). Norske forskere og forvaltningsmyndigheter har bidratt mye i dette internasjonale samarbeidet (f.eks. Ims mfl. 2013a). Norges ambisjon om å være en sentral aktør i Arktisk råds arbeidsgrupper og deres regelmessige statusvurderinger av arktiske økosystemer gjør det viktig å velge indikatorer som gir en god basis for internasjonale (sirkumpolare) sammenligninger (jf. OECD 2003).





4.5 Våtmark

Anders Lyngstad¹, Jarle Werner Bjerke², Tor Erik Brandrud²,
Dag-Inge Øien¹

¹ NTNU Vitenskapsmuseet, ² Norsk institutt for naturforskning

4.5.1 Definisjon og avgrensning

4.5.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved økosystemet

Våtmark er et begrep som har blitt definert ulikt i ulike sammenhenger, og ofte med ulikt innhold. Fordi det finnes så mange tolkninger av «Våtmark», er det utfordrende å bruke betegnelsen både i forskning og forvaltning, og en klargjøring av hva som her legges i begrepet er nødvendig.

Våtmark defineres i NiN 2 som «mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller med så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil vanntilgang forekommer rikelig» (Halvorsen mfl. 2016b, s. 140). To andre definisjoner (se Vedlegg 4) som innholdsmessig er ganske like den i NiN 2, kan finnes i den europeiske myrboka (Joosten mfl. 2017) og i «The Biology of Peatlands» (Rydin & Jeglum 2013, s. 320). Disse tre definisjonene legges til grunn i arbeidet med økologisk tilstand, men med tilpasninger for å få en praktisk avgrensning mellom hovedøkosystemer (se kapittel 4.5.3), slik at også helofyttsumper inngår. Helofyttsump er tilnærmet permanent oversvømte områder i overgangen mot åpent ferskvann og brakkevann, og er derfor ikke definert inn under våtmark i NiN. Avgrensningen av våtmark er lik den som er brukt i den kommende i økosystemtjenesteutredningen om våtmark med noen unntak (Magnussen mfl. in prep). I økosystemtjenesteutredningen om våtmark inngår også undervannsenseng (som omfattes av vannforskriften), fukthei og våtmarkstyper over skoggrensa.

Foto: Anders Lyngstad

I **Vedlegg 4** presenteres og diskuteres definisjoner og avgrensinger av våtmark i Ramsarkonvensjonen og IPCC, i internasjonal litteratur, og i norsk naturforvaltning. Våtmark i NiN-systemet diskuteres også mer utførlig der.

Avgrensningen av våtmark, slik den er gjort her, skiller seg fra tradisjonelle vegetasjonsøkologiske og forvaltningsorienterte inndelinger i Norge, som gjerne ikke har hatt våtmark som en egen hovedtype. Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv (Halvorsen mfl. 2009), og det er et grunnleggende skille mellom myr og andre naturtyper i våtmark uten torvdannelse. Myr, eller myr og kilde, har vanligvis vært skilt ut som en egen hovedenhet, helofyttsump har gjerne vært plassert som en del av vann- og vannkantvegetasjon, og sumpskog har gjennomgående vært behandlet som en del av hovedtype skog (f.eks. Fremstad 1997, Moen 1998, Direktoratet for naturforvaltning 2006). Disse ulike inndelingene reflekterer de store biotiske forskjellene det er innenfor våtmark, og de praktiske problemene med å avgrense dette enhetlig.

Våtmark kan deles inn og klassifiseres etter f.eks. hydrologi, geomorfologi og topografi, vannkjemi, biokjemiske forhold i jordsmonnet, og vegetasjon. De økologiske forholdene varierer mye innen hovedøkosystemet (Gopal 2009, Rydin & Jeglum 2013, Mitsch & Gosselink 2015). Det er derfor store forskjeller i flora og fauna mellom ulike typer våtmarker. Dyreliv i våtmark kan grupperes etter om artene lever bare i våtmark, bruker våtmark ved regelmessige trekk (typisk trekkfugler), eller bruker våtmark mer tilfeldig. Vegetasjon i våtmark har noen fellestrekk. Artene må tåle oversvømmelse og vannmetning, og mangel på oksygen i jordsmonnet som en følge av det. Hydrofytter er en betegnelse som brukes om karplanter med slike egenskaper. Viktige økologiske faktorer som bl.a. pH og næringstilgang (nitrogen, fosfor, kalium), varierer mellom ulike naturtyper i våtmark, og artsmangfoldet vil variere på grunn av det. Torvmosene (*Sphagnum* spp.) er den viktigste planteslekta i myr, gras og starr (Poaceae, Cyperaceae) er vanlige og dominerende i feltsjiktet i mange typer våtmark, f.eks. i myr og helofyttsump, og spesialister som soldogg og tettegras (*Drosera* spp., *Pinguicula* spp.) henter næring fra insekter og smådyr for å klare seg i næringsfattige miljø.

4.5.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Tre faktorer og samspillet mellom dem er spesielt viktige i våtmark: Hydrologi, vegetasjon og substrat (fysisk og kjemisk miljø) (Whigham 2009, Mitsch & Gosselink 2015).

I myr er hydrologi (vannhusholdning) og høy vannstand helt dominerende viktig (Joosten & Clarke 2002, Flatberg 2013, Rydin & Jeglum 2013). Høy vannstand hindrer fullstendig nedbryting og gir akkumulering av organisk materiale gjennom lite tilgjengelig oksygen, samt lavere temperatur enn i omgivelsene på grunn av vannets høye varmekapasitet (Rydin & Jeglum 2013, Joosten 2016). Nedbrytingshastighet varierer med plantemateriale. Det betyr at noen artsgrupper, arter eller plantedeler er viktigere i samband med torvdannelse (Joosten & Clarke 2002). I NiN 2 defineres torv som «stedegent akkumulert materiale, avsatt i fuktig/vannmettet miljø, hvis tørrvekt utgjøres av mer enn 30 % dødt organisk materiale» (Halvorsen mfl. 2016b, s. 140). De mest fundamentale økologiske faktorene på myr er den eller de som er avgjørende for om torv akkumuleres. Torvmoser er uten sammenligning den viktigste slekta på myr i boreale områder, og dette gjelder både dekning, bidrag til torvakkumulering, og utvikling av myrene over tid (Flatberg 2013, Rydin & Jeglum 2013).

På et overordnet nivå er det klima, topografi og mineraljordas beskaffenhet som avgjør hvor det dannes myr (Moen 1998, Bonn mfl. 2016). Klima, mineraljord og topografi kontrollerer i stor grad hydrologien i et område gjennom å påvirke mønstre i nedbør, temperatur og avrenning av vann. Klimautviklingen etter siste istid, med vekslende temperatur- og nedbørregimer, gjenspeiles i perioder med omfattende myrdannelse og myrvekst i vekslende med perioder med klimabetinget nedbryting og tilbakegang hos myr. Det gjennomgående bildet fram mot vår tid er at myrene har vokst, både i areal og med tykkere torvlag. Tykkere torvlag fører til at vegetasjonen på myrene får mindre kontakt med grunnvannet, og de kan med tiden ende opp som nedbørsmyr (se kapittel 4.5.4). I Norge er det svært stor regional variasjon på grunn av variasjon i klima og topografi. Dette vises også i myrnaturen, med mange typer myrmasse (se kapittel 4.5.4) som har klar regional utbredelse (Moen mfl. 2001, Joosten mfl. 2017). Palsmyr, atlantisk høgmyr og typisk høgmyr er noen eksempler på dette. Myrmasse typene er resultatet av de økologiske forholdene som har påvirket myrdannelse og myrvekst over tid.

Nedbryting av torv kan skje i form av erosjon. Dette er vanlig langs vassdrag i myrlandskap, men er også en naturlig del av dynamikken på overflata av myrer. Det er ofte avgrensede områder på myrflater med overveiende nedbryting eller oppbygging av torv, og de betegnes som henholdsvis erosjonskompleks og regenerasjonskompleks (Moen mfl. 2011a). Hvilke arealer som har oppbygging og nedbryting av torv endrer seg over tid, noe som også vises gjennom endringer av myrstrukturer (tuer, strenger, høljer, gjøler) og vegetasjon (tue, fastmatte, mykmatte, løsbunn). Slik naturlig dynamikk endrer myrer over en tidsskala på årtier til århundrer. I kyststrøk er erosjon og erosjonskompleks særlig vanlig, f.eks. i atlantisk høgmyr, kanthøgmyr og terrengdekkende myr.

Det kjemiske regimet i myr kan deles i to grupper med faktorer (Rydin & Jeglum 2013). Den ene gruppa er relatert til pH, konduktivitet, innhold av kalsium og baserikhet. Den andre gruppa er tilgjengelighet av plantenæringsstoffene nitrogen, fosfor og kalium. Disse to gruppene faktorer avgjør, sammen med hydrologiske forhold og eventuell hevd, hvilken vegetasjon ei myr vil ha. Begge gruppene med faktorer vil påvirkes gjennom naturlig torvvekst (se over).

Naturvariasjonen i helofyttsummer avhenger særlig av klima, naturlig næringsinnhold, saltinnhold, eksponering mot vind, og vanddybde. Langs stilleflytende elver, f.eks. på elvesletter, er naturlige forstyrrelser og dynamikk betydelig, med oppbygging av helofyttbelter langs sedimentasjonsstrender og nedbryting langs erosjonsstrender. Disse forstyrrelsene endres over tid med skiftende elveløp, og gir for eksempel ulike gjengroingsstadier av avsnørte, grunne kroksjøer.

Sumpskoger er gjenstand for de samme forstyrrelsesregimene som åpne våtmarker, naturlige forstyrrelser er vanlig, og gjør seg ofte gjeldende på mikroskala. Erosjon og sedimentasjon langs bekker og elver, samt mindre dynamikk i større avstand fra vann i bevegelse er eksempler på dette. I leirraviner har forstyrrelsene gjerne større omfang, med utrasinger eller leirskred knyttet til kvikkleire og med elveerosjon. I tillegg er dynamikk i tresjiktet viktig i sumpskog, og vindfall er et eksempel på en forstyrrelse som forekommer hyppig i bl.a. gransumpskog. Som en tilpasning til høyt nivå på grunnvannet har trærne særlig grunt rotsystem, og på grunn av det går gamle trær lett over ende. Dette skaper åpninger i vegetasjon og humussjikt, og det er svært viktig for en

del minereleskende arter som etablerer seg dårlig i lukket vegetasjon og på organisk jord.

4.5.1.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Hydrologi er den mest avgjørende økologiske faktoren for alle typer våtmark, og hydrologien kan påvirkes gjennom grøfting, torvtekt, nedbygging, oppdyrking, vannkraftregulering og klimaendringer. Skogplanting vil påvirke hydrologi gjennom økt evapotranspirasjon, men denne effekten inkluderes her som en del av effekten av grøfting. Hogst vil kunne føre til heving av vannstanden på grunn av mindre evapotranspirasjon. Skogplanting og hogst er aktuelle påvirkninger i myr og sumpskog. I helofyttsump er påvirkning fra utbygging (vannkraft, transport, urbanisering) og landbruk viktig, og dette påvirker både hydrologi og morfologi. For myr bedømmes hydrologi på myrmassivnivå (se kapittel 4.5.4). Drenering av myr fører til senking av vannstanden og tilgang på luft (oksygen), som igjen fører til nedbryting av torv. Dette gir mer kompakt torv, synking av torva, frigjøring av næringsstoffer, og kanskje også økt pH.

Det er noen regionale trekk i påvirkning av våtmark. Langs kysten var trevirke mange steder mangelvare, og torv ble da brukt som brensel. Tradisjonell torvtekt var derfor en sterkere påvirkning i kystområdene enn ellers i landet. I nyere tid (de siste ca. 150 årene) har myrene blitt drenert med tanke på oppdyrking og skogplanting, og særlig etter andre verdenskrig har også nedbygging ført til at mye myr har forsvunnet. Oppdyrking og nedbygging har gjerne vært konsentrert til lavereliggende strøk, ofte i viktige jord- og skogbruksdistrikter, og ved byer og tettsteder. Industriell torvtekt er også konsentrert i lavlandet, og mange av de største nedbørsmyrkompleksene har blitt omdisponert for dette formålet. Det er grunn til å tro at industriell torvtekt har størst omfang på Østlandet, men myrer i alle landsdeler er berørt. Status og trusselbilde for myrer i lavlandet er annerledes enn for myrer i nordboreal og lavalpin bioklimatisk sone. Åpen sumpmark og sumpskog i leirraviner er sterkt påvirket av bakkeplanering og nydyrking. Dette har både ført til arealtap og et endret forstyrrelsesregime, med økning av leirras. Dette gjelder særlig gode jordbruksområder under marin grense. Påvirkning fra eutrofiering og inngrep er også i helofyttsump størst i lavlandet.

Påvirkninger av pH og baserikhet kan skje gjennom langtransportert forurensing (f.eks. sur nedbør), spredning av kalkstøv og annen lokal forurensing. Sumpskog er fra naturens side ofte næringsrik, og vil antakelig påvirkes mindre av slike forurensinger enn myr og helofyttsump. I helofyttsump regnes eutrofiering, forsuring, organisk belastning og miljøgiftpåvirkning som viktig, og dette er faktorer som er viktige i de tilgrensende økosystemene i vann (Iversen & Sandøy 2013). En kilde til nitrogen på myr er nedbryting (mineralisering) av torv som en følge av drenering, og påvirkning av nærings-tilgang kan også skje gjennom avrenning (eutrofiering) og sur nedbør. Avtakende pH (under 6,5) innebærer at kalsium i mindre grad binder fosfat, og det gir økt næringstilgang (Koerselman & Verhoeven 1995). Et surere miljø fører også til at nitrogen i større grad er tilgjengelig som ammonium, noe som har en toksisk virkning på en del mosearter (Paul & Clark 1989, Paulissen mfl. 2004). Mye tyder også på at myrer med høy baserikhet har en sterkere bufringsevne, og at de derfor er mindre utsatt for negative virkninger av forsuring og eutrofiering (Sjörs 1985, Hedenäs & Kooijman 1996, Gunnarsson mfl. 2000, Gunnarsson mfl. 2002). I nedbørsmyr ligger grensa for hvor mye nitrogen som kan tilføres uten at torvmosene går tilbake rundt 1000 mg N/m² per år (Rydin & Jeglum 2013, s. 181). I Norge har denne grensa i periodene 1978–82 og 1988–2001 vært overskredet på Vestlandet (stort sett) sør for Sognefjorden, på Sørlandet, og langs kysten øst til Vestfold, men med noe reduksjon mot slutten av perioden (Hole & Tørseth 2002). Samme mønster er det i perioden 2002–11 (Aas mfl. 2012). De mest påvirkede områdene er Rogaland og Agder-fylkene.

Klimaendringer vil påvirke næringstilgang i våtmark, men effekten avhenger av balansen mellom temperatur og nedbør, og hvilke årstider som er mest påvirket av klimaendringer. Høyere temperatur påvirker tilgang på nitrogen gjennom økt mineralisering (Bayley mfl. 2005, Mettrop mfl. 2014), mens mer nedbør vil føre til tap av nitrogen fra systemet (Limpens mfl. 2006). Mer nedbør vil også kunne gi økt tilgang på fosfor fordi redusert oksygentilførsel gjør at fosfor i mindre grad binder seg til metall-ioner i myrvannet. Dette er igjen avhengig av pH, og har betydning på rikmyr (Wilson & Fitter 1984, Verhoeven mfl. 1988, Walbridge & Navaratnam 2006). Et varmere klima med bedre vekstvilkår for karplanter kan føre til økt biomasse i busk- og feltsjiktet, samt økt mengde røtter i det øverste torvlaget (Pellerin & Lavoie 2003, Limpens

mfl. 2008, Hartley mfl. 2012, Scheffer mfl. 2012, Limpens mfl. 2014). Økt rotaktivitet vil kunne gi økt nedbryting av torv. Et fuktigere klima vil kunne motvirke effektene av et varmere klima gjennom økt produksjon i bunnsjiktet, noe som kan forhindre etablering og vekst av karplanter. Vannets høye varmekapasitet vil gi saktere oppvarming av myr enn omkringliggende naturtyper, og kan i noe monn motvirke effektene av et varmere klima på lokal skala. I atlantisk tidsepoke (ca. 8000–5000 før nåtid) var klimaet varmere og våtere enn i dag, og det kan hende vi er på veg mot et slikt klima igjen (Dahl & Nesje 1996). Det er svært usikkert hva den samlede effekten av klimaendringene blir på våtmark. Relativt tørre jordvannmyrer med tynt torvdekke kan f.eks. endres i retning skog, mens fuktige nedbørsmyer med tykt torvdekke kan endres i retning høgmyr. Det er sannsynlig at myrmasstypene over tid vil endre sin regionale utbredelse når biogeografiske soner og seksjoner forandres.

4.5.2 Datatilgang og valg av indikatorer

Det er svært begrenset tilfang av overvåkingsdata for våtmark. Landsskogtakseringen (Storaunet & Rolstad 2015, Granhus mfl. 2016a) omfatter sumpskog, og dette er den beste, relevante datakilden innen hele hovedøkosystemet. Overvåking etter vannforskriften (Iversen & Sandøy 2013) vil være relevant for helofyttsump, men krever antakelig en viss tilpasning eller utvidelse for å kunne anvendes.

Arealrepresentative overvåkingsdata for myr og kilde eksisterer ikke bortsett fra førstegangsregistrering av inngrep (grøfting m.m.) i myrreservater (Strand & Bentzen 2017), og det er bare noen få eksempler på langsiktig overvåking av myrnatur. Viktigst er langtidsseriene med 30–40 års overvåking av populasjoner av en rekke arter i rik slåttemyr på Sølendet (Røros) og Nordmarka (Rindal og Surnadal) (Moen 1990, Moen & Øien 2012). Overvåking er også i gang på Slåtmyra i Nittedal (Moen & Olsen 1997). Undersøkelser fra noen andre områder (f.eks. Garbergmyra naturreservat, Øvre Forra naturreservat, Vidmyr naturreservat) med blant annet rike slåttemyer kan være relevante som grunnlag for overvåking. Palsmyr er den eneste myrmasstypen med et dedikert overvåkingsprogram (Hofgaard 2004). Overvåking er nylig satt i gang på tre høgmyrer i forbindelse med restaurering (Hagen mfl. 2015b) og kan med tida kanskje gi data relevante for å vurdere god økologisk tilstand. Et opplegg for overvåking av høgmyra Rønnåmyra er etablert (Nordbakken

& Økland 2004), men har ikke blitt fulgt opp. Kartlegging av typisk høgmyr gjennom flybildetolkning har pågått siden 2012, og per 2017 er Østlandet og Sørlandet ferdig kartlagt (Lyngstad mfl. 2012, Lyngstad & Vold 2015, Lyngstad 2016, Lyngstad & Fandrem 2017). Dette datamaterialet er relevant med tanke på tilstand for de kartlagte myrene, men bør i første rekke betraktes som et godt grunnlag for å utarbeide et overvåkingsprogram for typisk høgmyr. Noe tidsseriedata (over kort tid) over myr og sumpskog finnes også i effektstudier av terrengkalking (Aarrestad mfl. 2012). Her er også tidsseriedata fra ikke-kalkede referansefelt.

Informasjon om forekomst og utbredelse av arter er tilgjengelig via Artskart, og med Universitetsmuseenes samlinger som viktigste kilde for innsamlet materiale. Det er ikke sannsynlig at slike data vil være direkte relevante for å skille god fra ikke-god økologisk tilstand, men de kan brukes for å identifisere gode områder for overvåking. Vurderinger av god versus ikke-god økologisk tilstand finnes forøvrig i kriteriedokumentasjonen i Rødlista for naturtyper (<http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/RodlisteNaturtyper/Vurderinger/>), samt i diverse rapporter om forvaltningsviktige naturtyper (se f.eks. Evju mfl. 2017). For ulike typer sumpskog finnes det omfattende grunnlagsdata og vurderinger av tilstand og påvirkning, samt forslag til referanseområder i utredning om boreal lauvskog (Bendiksen mfl. 2008).

I naturindeks er det per i dag 33 indikatorer som er helt eller delvis knyttet til våtmark. Av disse er det 30 artsindikatorer (16 virveldyr, 2 invertebrater, 12 planter), samt atlantisk høgmyr, lavhei og palsmyr som er på nivå samfunn eller myrmasstypetype. Tre av disse er inkludert som indikator for god økologisk tilstand: rundsoldogg, kvitmyrak og brunmyrak (*Drosera anglica*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*). Alle disse er i naturindeks modellert basert på observasjoner av arter. De resterende planteindikatorer har enten nokså begrenset utbredelse, er sjeldne, har uklar eller svak respons på påvirkninger, eller det er andre indikatorer som er bedre egnet til å skille god fra ikke-god økologisk tilstand. Det er lagt vekt på å velge indikatorer som er utvetydig knyttet til våtmark, er lette å observere, har vid utbredelse, godt reflekterer struktur og funksjon, og er følsomme for de viktigste påvirkningene (se også kapittel 3.5). I våtmark er det fastsittende organismer som enklest oppfyller disse kravene, og det er bakgrunnen for at virveldyr og invertebrater ikke er inkludert. Tilstand i

lavhei vurderes ikke som sentral i denne sammenheng, og atlantisk høgmyr og palsmyr er basert på endring i areal, ikke endring i tilstand på et areal. For sumpskog kan myrtelg (*Thelypteris palustris*) brukes som indikator på intakt hydrologi, men arten er sjelden og med begrenset, sørøstlig utbredelse. Sennegrass (*Carex vesicaria*) inngår vanlig i helofyttsump, men andre indikatorer bedømmes som viktigere.

Fjernmåling kan være et alternativ eller supplement til feltbaserte undersøkelser i arbeidet med å vurdere økologisk tilstand. Statens kartverk administrerer gamle og nye flybilder, og dette er gode kilder til å se utvikling over tid. Infrarøde bilder og bilder i farge gir ulik informasjon. Satellittmålinger har så langt vist seg å være for grove til å være særlig mye til hjelp for klassifisering av myr, men kvaliteten blir stadig bedre, og det kan være at satellittdata kan være en nyttig datakilde. LIDAR tas stadig mer i bruk, og måler relevante parametere med en oppløsning som er god nok til at det kan brukes direkte til å måle enkelte indikatorer. Nettstedet <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/> gir en oversikt over dekning for LIDAR-målinger.

4.5.3 Vurdering av finere inndeling av våtmark

Våtmark er et vidt begrep (se kapittel 4.5.1 og Vedlegg 4), og ved en inndeling av enheter på nivå 2 er det lagt vekt på om det er sentrale økologiske faktorer og prosesser som logisk skiller enheter.

Helofyttsump avviker fra annen våtmark blant annet gjennom mangel på torv og torvdannelse, og ved at vegetasjonen vokser under median vannstand, og konstant står med «beina i vann». Enheten utgjør en viktig overgangssone mellom det typisk limnisk eller marine miljøet og det typisk terrestriske miljøet, men faller utenfor eksisterende limnologiske og terrestriske overvåkingsprogrammer. Helofyttsump er derfor skilt ut som en egen enhet på nivå 2.

Det kan skilles prinsipielt mellom menneskelig påvirkning av eksisterende parametere i økosystemet, som hydrologi og vannkjemi, og påvirkning gjennom introduksjon av nye parametere som hevd (Tallis 1983). For våtmark er dette brukt som en begrunnelse for å skille semi-naturlig myr og våteng fra enheter uten hevd.

Det er et mål å komme fram til et begrenset antall indikatorer for å måle god økologisk tilstand, og noen indikatorer er relevante å inkludere i flere hovedøkosystemer. Dette gjelder for våtmark både mot skog og semi-naturlig mark, og er noe av bakgrunnen for at sumpskog og semi-naturlig myr og våteng er skilt ut som egne enheter på nivå 2. Sumpskog skiller seg i tillegg fra annen våtmark ved at økologiske prosesser i tresjiktet er viktige.

Myr og kilde omfatter våtmark som ikke kategoriseres som semi-naturlig myr og våteng, sumpskog eller helofyttsump. Kilder skiller seg klart fra myr gjennom blant annet graden av kildevannspåvirkning og artsmangfold, og kan være relevant å skille ut som en egen enhet. Det er ikke gjort her fordi kilder dekker små areal som ofte inngår naturlig i myrlandskapet, samtidig som det er begrenset kunnskap om kildenes økologi, og ingen eksisterende overvåking. **Tabell 11** gir en oversikt over hvilke enheter på nivå 2 innenfor våtmark vi definerer for vårt formål, og med jamføring mot hovedtyper i NiN 2.

4.5.4 Myr og kilde

4.5.4.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevende vegetasjon som danner torv (Halvorsen mfl. 2009), og myrene kan deles i to hovedkategorier etter tilgangen på mineralnæring. Jordvannsmyr (minerotrof myr) er myr som får tilført mineraler fra vann som har vært i kontakt med mineraljord eller berggrunn. Nedbørsmyr (ombrotrof myr) får bare tilført næring fra nedbøren. Dette skillet er grunnleggende i begge de to vanligste måtene å karakterisere variasjon i myrnatur på; inndeling etter hydromorfologi (geografi og dannelse), og inndeling etter vegetasjon. I NiN ligger den hydromorfologiske inndelingen til grunn for inndeling i torvmarksformer (Halvorsen mfl. 2016b, s. 74, 438), mens vegetasjon ligger til grunn for inndeling i natursystem. Ulike typer nedbørsmyr og jordvannsmyr opptrer ofte i mosaikk.

Tabell 11. Fire nivå 2-økosystemer i våtmark, sammenheng med hovedtyper i NiN 2, og begrunnelse for inndeling.

Nivå 2-enhet	NiN 2.1 hovedtyper	Begrunnelse
Myr og kilde	V1 Åpen jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr V4 Kaldkilde V5 Varm kilde V11 Torvtak V12 Grøftet torvmark V13 Ny våtmark	Enheden dekker myr og kilde der hydrologi anses som den viktigste økologiske faktoren, mens tresjiktet har liten betydning, og det mangler klart preg av ekstensiv hevd. Indikatorer på hydrologi er viktigst. V11–V13 inkluderes her, men vil per definisjon være i en tilstand som er dårligere enn «god økologisk tilstand»
Semi-naturlig myr og våteng	V9 Semi-naturlig myr V10 Semi-naturlig våteng	Enheden dekker myr og våteng der hydrologi og hevd anses som de viktigste økologiske faktorene. Det er klart preg av ekstensiv hevd, og indikatorer både på hydrologi og hevd er viktige.
Sumpskog	V2 Myr- og sumpskogsmark V8 Strandsumpskogsmark	Enheden dekker myr- og sumpskog der hydrologi og tresjikt anses som de viktigste økologiske faktorene. Det mangler klart preg av ekstensiv hevd. Indikatorer både på hydrologi og for tresjikt er viktige.
Helofyttsump	M8 Helofytt-saltvannssump L4 Helofytt-ferskvannssump	Enheden ligger i overgangen mellom salt- og ferskvannssystemer, fastmarkssystemer og våtmarkssystemer. Den inkluderes her for at vi bedre skal få dekt opp natur som verken inngår i våtmarkssystemer eller i vannforskriften. Det er ikke torvdannelse.

I hydromorfologisk sammenheng brukes myrkompleks om hele myra, avgrenset mot fastmark eller vann. Under nivået myrkompleks er det vanlig å operere med ytterligere fire nivåer fra grov til fin skala, slik det også er gjort i NiN: Myrmasiv – myrelement – myrstruktur – myrstrukturdel. Myrkompleks og myrmasiv er nivåer som er praktiske å bruke ved kartlegging av myr (f.eks. verneplanarbeid og naturtypekartlegging). Et myrmasiv er en hydrologisk enhet, det vil si at et inngrep potensielt kan påvirke hele myrmasivet selv om det bare berører en mindre del av arealet direkte.

Den lokale variasjonen i vegetasjon fanges opp gjennom en inndeling etter de tre hovedgradientene på myr: (ombrotrof)-fattig-rik, myrkant-myrflete, samt tue-løsbunn som er en tørr-fuktig-gradient på myrflete. Dette ligger til grunn for vegetasjonsenhetene på myr som ble brukt i arbeidet med den norske myrreservatplanen, i «Vegetasjonstyper i Norge» (Fremstad 1997), og på natursystemnivå i NiN. Innenfor jordvannsmyr er enhetene langs gradienten fattig-rik mye brukt, og dette er opphavet til begrepene fattigmyr, intermediær myr og rikmyr (middelsrik og ekstremrik myr).

Kilder er konsentrerte framspring av vann fra mineraljord eller berggrunn som karakteriseres av jevn vannføring (aldri uttørring), jevn vanntemperatur gjennom hele året og høyere kalkinnhold enn omkringliggende naturtyper (Moen 2001). Selve kilden og kildekanten er karakterisert av en spesiell mosevegetasjon dominert av bl.a. kildemoser og tuffmoser. Ofte omfatter kildebegrepet også mer diffuse framspring og sig langs bekker, i myrkanter, og i fuktige skogtyper, men her er det de moderate til sterke kildene (tydelig preg av kildevannspåvirkning) som inngår, i tråd med definisjonen av kilde i NiN. De mer diffuse framspringene inngår som en del av de naturtypene som omgir dem.

4.5.4.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

De mest fundamentale økologiske faktorene på myr er den eller de som er avgjørende for om torv akkumuleres. Her er hydrologi (vannhusholdning) og høy vannstand viktigst, men også vannkemi er viktig. Innen vannkemi er det to grupper med faktorer som skiller seg ut: 1) pH, konduktivitet, kalsiuminnhold og baserikhet; og 2) plantenæringsstoffene nitrogen, fosfor og kalium. Også for kilder er hydrologi den avgjørende faktoren.

4.5.4.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Drenering med senking av vannstanden gir tilgang på luft og nedbryting av torv. Dette gir mer kompakt torv, synking og økt næringstilgang. Påvirkninger av hydrologi kan skje gjennom grøfting, torvtekt, nedbygging, oppdyrking og klimaendringer. Kildene utsettes for de samme påvirkningene som myrene rundt.

Påvirkninger av pH og baserikhet kan skje gjennom langtransportert forurensing (f.eks. sur nedbør), spredning av kalkstøv og annen lokal forurensing. Påvirkninger av næringstilgang kan skje gjennom eutrofiering og drenering, men også gjennom sur nedbør. Avtakende pH (under 6,5) gir økt tilgang på fosfor, og nitrogen blir i større grad tilgjengelig som ammonium. Klimaendringer vil påvirke næringstilgang i myr, men effekten avhenger av balansen mellom temperatur og nedbør.

4.5.4.4 Karakterisering av myr og kilde i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Referansetilstanden for myr og kilde er karakterisert ved naturlig dynamikk der naturgitte forstyrrelser og suksjonsprosesser knyttet til klima, topografi og jordsmonn former struktur, produktivitet, forekomst av torv og tilhørende økosystemprosesser i myrene. På regionalt nivå vil referansetilstanden representere en variasjon av myr i ulike utviklingsstadier, gitt regionens klima, terreng, jordsmonn og stedege artsinventar.

For myr og kilde er referansetilstanden i første rekke karakterisert ved intakt hydrologi. Fravær av langtransportert og lokal forurensing er også viktig.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand for myr og kilde er betinget av intakt hydrologi, og dette måles på myrmasivnivå. Ved god økologisk tilstand er det ingen avvik fra helt upåvirket hydrologi.

For langtransportert forurensing er det mengden nitrogen som er viktigst, og nedbørsmyrene er mest utsatt. I nedbørsmyr ligger grensa for hvor mye nitrogen som kan tilføres uten at torvmosene går tilbake rundt 1000 mg N/m² per år (Rydin & Jeglum 2013), og dette settes som en øvre grense for hva som aksepteres for god økologisk tilstand. Her godtas altså en viss

menneskelig påvirkning. Det er vanskelig å trekke et skarpt skille mellom god og mindre god økologisk tilstand på myr relatert til vannkjemiske faktorer. Dette avhenger av kategorien myr, og både myrmasstypen, vegetasjonstypen, artsinventar, torvas beskaffenhet og regionalitet må vurderes. Det er imidlertid grunn til å tro at all jordvannsmyr tåler mer tilførsel av nitrogen enn nedbørsmyr, og høyeste akseptable nivå defineres ut fra enheten med minst toleranse for påvirkningen.

Punktutslipp kan ha stor betydning lokalt, men er vanskelige å vurdere i regional sammenheng. God økologisk tilstand defineres som uten påvirkning av lokale utslipp.

Blant de sju egenskapene ved et økosystem i god økologisk tilstand (se kapittel 3.4) anser vi kriteriene 1, 3, 4 og 7 som viktigst for å beskrive god økologisk tilstand på myr.

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen i myr avhenger i hovedsak av hydrologi, klima, vær, forstyrrelsesregime og næringstilgang for plantene og varierer betydelig i myr i god økologisk tilstand. Klima er grunnlag for regional inndeling i soner og seksjoner, og produksjonen avtar mot nord, og med høyde over havet. Værforhold varierer mellom år, og på et gitt areal vil varmt og passe fuktig vær gi høyere produksjon enn kaldt og for tørt eller for bløtt vær. Primærproduksjonen i bunn- og feltsjiktet er viktigst, og i Norge er dette grunnlaget for oppbygging av torv. I god økologisk tilstand er næringstilgangen i myr relativt begrenset, men dette varierer mellom natursystem-hovedtyper (vegetasjonstyper).

Ved direkte tilførsel av nitrogen og fosfor gjennom langtransportert og lokal forurensing vil primærproduksjonen øke. Ved drenering vil torv mineraliseres, mer nitrogen og fosfor vil bli tilgjengelig for plantene, og det gir økt produksjon. Vekst og sammensetning av torv som akkumuleres vil påvirkes, f.eks. gjennom økt produksjon i feltsjiktet (karplanter) på bekostning av bunnsjiktet (moser). Dette kan gi avtagende torvakkumulering tross høyere primærproduksjon. Dette henger sammen med punkt 4 (se under). Et varmere og våtere klima vil sannsynligvis gi økt primærproduksjon på myr i Norge. Forstyrrelser som tråkk og kjøring gir skader på vegetasjonsdekket og de øverste torvlagene, og gir oftest lavere produksjon i tiden etterpå, men omfanget av påvirkningen er helt avgjørende for effekten.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Ulike organismegrupper blir gitt ulik vekt i natursystemene i NiN 2, og for våtmarkssystemer er vektleggingen slik: primærprodusenter 70 %, storsopp 10 %, og substrattilknyttet fauna 20 % (Halvorsen mfl. 2016b, s. 60). Primærprodusentene er altså dominerende viktig i myr i god økologisk tilstand, og det har å gjøre med at det er disse som bygger torv og skaper naturtypen myr. Smågnagere kan konsumere store mengder plantemateriale, og disse herbivorene utgjør i smågnagerår en større andel av biomassen enn ellers.

Nedbrytere vil antakelig ha større andel biomasse i myr der torv brytes ned enn i myr i god økologisk tilstand der torv akkumuleres, men egenskapen er ikke sentral for å vurdere god økologisk tilstand i myr.

3. Funksjonelle grupper

I god økologisk tilstand vil moser i bunnsjiktet og karplanter i feltsjiktet dominere blant primærprodusentene. I nedbørsmyr er bunnsjiktet viktigst, mens feltsjiktet kan ha vel så stor betydning i jordvannsmyr, særlig i intermedier og rik myr. Et relativt sparsomt busk- og tresjikt med vedvekster forekommer vanlig i myrkantvegetasjon.

Både drenering og forurensing vil påvirke fordeling av biomasseandel og dominansforhold mellom bunn- og feltsjikt, som går tilbake, og busk- og tresjikt, som går fram.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene i myr er de torvproduserende mosene, og i første rekke torvmosene. Torva er den biofysiske strukturen som definerer naturtypen myr. I god økologisk tilstand er hydrologien intakt slik at torv kan akkumuleres hvis de naturgitte betingelsene ellers er til stede.

Både drenering og forurensing vil påvirke mengde og forekomst av torvbyggende arter, og torvakkumuleringen reduseres eller stopper. Dette henger sammen med punkt 1 (se over).

5. Landskapsøkologiske mønstre

Forekomst og utbredelse hos myrmasstyper har sammenheng med klima, topografi og egenskaper hos mineraljorda under torva. Myrmasstiv og myrkompleks har klare regionale trekk, og de landskapsøkologiske mønstrene varierer derfor

regionalt. Arters forekomst og fordeling vil (med unntak av enheter som krever hevd) automatisk være ivaretatt hvis myrmasstypene er i god økologisk tilstand i alle regioner. I lavereliggende deler av landet er presset mot myrene stort, og hele myrtyper har blitt sjeldne å finne i intakt tilstand. Dette gjelder særlig i Rogaland og rundt Oslofjorden. Lavlandsarter med sørøstlig eller sørvestlig utbredelse er særlig utsatt, og relativt mange av de rødlistede artene på myr har slik utbredelse. Klimaendringer påvirker myrene, og utbredelsesmønsteret for de fleste myrmasstypene vil med tiden forskyves mot nord og oppover i høyden. Det er begrenset med areal der palsmyr kan nydannes, men typen vil kanskje kunne oppstå på Svalbard.

6. Biologisk mangfold

Artsmangfoldet i god økologisk tilstand bestemmes i hovedsak av naturgitte forstyrrelser og suksesjon, og dette gir gjenkjennbare vegetasjonseenheter langs de tre viktigste gradientene på myr: (ombrotrof)-fattig-rik, myrkant-myrflete, samt tue-løsbunn som er en tørr-fuktig-gradient på myrflate. Innholdet av arter i vegetasjonseenheter er regionalt betinget. Mangfoldet av våtmarksspesifikke vertebrater og invertebrater følger i stor grad vegetasjonen.

Drenering, forurensing og klimaendringer vil påvirke mengde og forekomst av arter på myr. Størst effekt vil dette ha gjennom påvirkning av torvproduksjon og endringer langs de tre viktigste gradientene i myrvegetasjon.

7. Abiotiske forhold

De abiotiske faktorene hydrologi og vannkjemi er helt avgjørende for torvakkumulering. Vegetasjonens sammensetning avhenger også av (blant annet) hydrologi og vannkjemi. I god økologisk tilstand er hydrologien intakt, mens noe påvirkning kan aksepteres for vannkemiske parametere.

Drenering og forurensing påvirker for en stor del økosystemet myr via endring i hydrologi og vannkjemi.

4.5.4.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

En grunnleggende utfordring for å finne gode indikatorer er at samme påvirkning ofte påvirker samme art ulikt avhengig av f.eks. vegetasjon og regionalitet. Her deles myr inn for å definere større enheter som har så lik økologisk struktur og funksjon at de samme indikatorene kan brukes for hele

enheten. For påvirkningsfaktorene hydrologi og vannkjemi er særlig inndeling etter vegetasjon viktig, og skillet mellom nedbørsmyr og jordvannsmyr er sentralt. Blant de tre hovedgradientene i vegetasjon på myr er fattig-rik samt tue-løsbunn viktige. Halvorsen et al. (2016b) angir fordeling av arter langs fire lokale komplekse miljøgradienter (kalkinnhold, tørleggingsvarighet, myrflatepreg, kildevannspåvirkning) i NiN 2.1, inkludert skillearter og optimum for arter. Tidligere har fordeling av plantearter langs viktige gradienter i myrvegetasjon i Norge blitt behandlet hos Moen (1990), Moen & Singsaas (1994) og Fremstad (1997), men dette bygger på bl.a. Sjörs (1948, 1983) og Malmer (1973). I disse arbeidene er det artslistet som kan brukes til å finne indikatorer for ulike kategorier myr.

Arter som er knyttet til løsbunn- eller mykmattevegetasjon er følsomme for drenering, og gode kandidater som indikatorer i så måte. Eksempler er dystarr, strengstarr, rundsoldogg, kvitmyrak, brunmyrak og sivblom (*Carex limosa*, *C. chondrorhiza*, *Drosera anglica*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*, *Scheuchzeria palustris*). Disse kan kanskje slå sammen til en indeks, men dette er ikke gjort i denne omgang fordi de har dels ulik regional forekomst og utbredelse, og fordi tre av artene inngår i naturindeksen.

Ombrotrof myr har lav pH og lite tilgjengelig mineralnæring, og dette gir dårlige livsbetingelser for de fleste planter. I Norge opptrer i overkant av 30 karplantearter på nedbørsmyr, og alle disse finnes også på minerotrof myr (se Tabell 7 hos Moen mfl. 2011b). Arter som normalt ikke vokser på nedbørsmyr, er gode indikatorer for tilførsel av næringsstoffer og endret vannkjemi. Eksempler er duskull og blåtopp (*Eriophorum angustifolium*, *Molinia caerulea*), og av disse er blåtopp den sikreste indikatoren. Duskull kan forekomme på erodert nedbørsmyr, der tilgangen på næring blir høy nok på grunn av nedbryting av torva. I slike tilfeller kan arten ikke nyttes som indikator for forurensing. I nedbørsmyr ligger grensa for hvor mye nitrogen som kan tilføres uten at torvmosene går tilbake rundt 1000 mg N/m² per år (Rydin & Jeglum 2013), og tilbakegang for torvmosene samtidig som karplantene øker kan brukes som en indikator på endring i vannkjemi.

Drenering av myr gir økt vekst hos busker og trær, og dette kan påvises og analyseres ved hjelp av LIDAR-data (Luscombe mfl. 2015, Paal mfl. 2016). Dette anbefales for å dokumentere

negative effekter av endringer i hydrologi. Metoden er ikke artsavhengig, men det må gjøres et forarbeid i aktuelle overvåkingsområder for å skille gjenvoksing som skyldes inngrep, fra gjenvoksing som skyldes opphør av hevd. Semi-naturlig myr i gjengroing vil kunne gi samme type utslag. Bruk av LIDAR-data og andre metoder for fjernovervåking av myr er omtalt av Joosten mfl. (2015).

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 12**, for mer detaljer se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for flertallet av indikatorene er ikke utarbeidet, men det er i stor grad relative endringer over tid som er relevant mål. For blåtopp som indikator på langtransportert forurensning på nedbørsmyr er det forekomst og mangel på forekomst som er avgjørende. Referanseverdien er 0 (fravær), og grenseverdien er > 0 (tilstedeværelse).

Tabell 12. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i myr og kilde, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Busk- og tresjikt	Primærproduksjon, Funksjonelle grupper, Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Abiotiske forhold
Palser	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Klimaendringer
Brunmyrak	Abiotiske forhold	Arealbruk (grøfting)
Kvitmyrak	Abiotiske forhold	Arealbruk (grøfting)
Smalsoldogg	Abiotiske forhold	Arealbruk (grøfting)
Ny datainnsamling må på plass		
Blåtopp	Primærproduksjon	Forurensning
Duskull	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold;	Forurensning
Torvmoser	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold; Abiotiske forhold	Forurensning
Blåtopp	Funksjonelle grupper	Forurensning
Dystarr	Abiotiske forhold	Arealbruk (grøfting)
Sivblom	Abiotiske forhold	Arealbruk (grøfting)
Strengstarr	Abiotiske forhold	Forurensning; Arealbruk (grøfting)

4.5.5 Semi-naturlig myr og våteng

4.5.5.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Det er store likheter i økologiske forhold og menneskelig påvirkning mellom «myr og kilde» og «semi-naturlig myr». Den viktigste forskjellen kan relateres til effekten av hevd. Semi-naturlig myr er områder med fuktighetskrevede vegetasjon som danner eller har dannet torv, og som er preget av langvarig høsting gjennom slått eller beite. Etter opphør av bruk vil arealet fortsatt regnes som semi-naturlig myr så lenge myra er preget av de økologiske prosessene som skyldes tidligere bruk (omarbeidet etter Lyngstad mfl. (2016)). Ei semi-naturlig myr i gjengroing vil da regnes som semi-naturlig myr så lenge gjengroingen skyldes opphør av bruk og ikke andre naturlige prosesser (f.eks. forsumping, torvakkumulasjon).

Slåttemyrene er dominert av graminider (gras og starr) i feltsjiktet, men rike slåttemyrer kan ha mye urter, inkludert en rekke orkidéer. Vedvekster utenom lavvokste lyngvekster mangler, men myrer i gjengroing har ofte busker og kratt mot kantene. Bunnsjiktet er velutviklet med overvekt av teppedannende moser, torvmoser på de fattigste myrene, og brunmoser på de rikeste. Artsmangfoldet på slåttemyrer varierer med størrelsen, og med variasjon langs økologiske gradienter, særlig er fattig-rik-gradienten viktig. Slåtten jevner ut overflaten, og busker og kratt langs kanten blir ryddet. Dette gjør variasjonen langs tue-løsbunn-gradienten og myrkant-myrflate-gradienten mindre, og fastmatte blir dominerende. Halvorsen mfl. (2015) lister opp en rekke diagnostiske arter for slåttemyr i NiN.

Semi-naturlig våteng er områder med fuktighetskrevende vegetasjon som er preget av langvarig høsting gjennom slått eller beite, men som ikke danner eller har dannet torv. Semi-naturlig våteng er altså preget av tilsvarende bruk (hevdregime) som semi-naturlig myr, og defineres på samme måte i forhold til økologiske prosesser som skyldes tidligere bruk kontra naturlige økologiske prosesser. Den videre beskrivelsen av semi-naturlig våteng er i hovedsak hentet fra beskrivelsen i NiN 2 (<http://artsdatabanken.no/Pages/171972>).

Semi-naturlige våtenger er ofte knyttet til flomsonen langs bekker, elver og sjøer, og er areal som kan ha vært T30 Flomskogsmark, V2 Myrskogsmark eller V8 Strandsumpskogsmark før hevden tok til. Feltsjiktet er relativt tett og er dominert av urter og graminider. Bunnsjikt mangler eller er sparsomt utviklet, og dette er et skille mot semi-naturlig myr. Typisk semi-naturlig våteng er dominert av soleihov (*Caltha palustris*), og vanlige arter er f.eks. krypkvein, slåttestarr, sølvbunke og trådsiv (*Agrostis stolonifera*, *Carex nigra*, *Deschampsia cespitosa*, *Juncus filiformis*). Mjørdurt (*Filipendula ulmaria*) er den viktigste gjengroingsarten, særlig i sørlige deler av landet. Soleihov er vanligere i beitevåteng enn i slåttevåteng, mens hanekam (*Lychnis flos-cuculi*) har motsatt preferanse.

4.5.5.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Det er de samme grunnleggende økologiske faktorene som er viktige på semi-naturlig myr som i annen myr: hydrologi og vannkjemi. Det er bare jordvannsmyr som ble slått, og de beste

slåttemyrene har middelsrik og ekstremrik myrvegetasjon. Semi-naturlige våtenger er ofte knyttet til flomsonen langs vassdrag, og erosjons- og sedimenteringsprosesser kan spille en viktig rolle. Til forskjell fra slåttevåteng er beitevåteng ofte mer preget av nitrofile arter og arter som vanligvis ikke beites.

4.5.5.3 Menneskeskapt forstyrrelse og endringsprosesser

På samme måte som for myr og kilde er endringer i hydrologi og vannkjemi viktige faktorer som påvirker de semi-naturlige våtmarkene. I tillegg vil hevd og opphør av hevd føre til store endringer i semi-naturlig myr og våteng.

På semi-naturlig myr går gjengroingsprosessen sakte på myrflatene, men over tid vil likevel myrflata bli mer tuete. I myrkantvegetasjon skjer endringene raskere, og busker og kratt brer seg utover. Mengden av myrkantarter og høye grasvekster øker på bekostning av mer lavvokste arter. I bunnsjiktet øker forekomsten av oppreiste og tuedannede moser på bekostning av nedliggende, teppedannende moser. Disse prosessene er grundig gjort rede for (se f.eks. Moen & Øien 1998, Moen mfl. 2001, Moen & Øien 2012). I semi-naturlig våteng går gjengroingen raskt, og de fleste areal med typen er i dag svært gjengrodde. Semi-naturlig våteng i bruk finnes i dag først og fremst i form av beitemark.

4.5.5.4 Karakterisering av økosystemet når det er i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Referansetilstanden for semi-naturlig myr og våteng er karakterisert ved intakt hydrologi, og fravær av langtransportert og lokal forurensing. I tillegg er god hevd et viktig kriterium. Semi-naturlig myr og våteng i god hevd har et kortvokst, lysåpent feltsjikt, og et godt utviklet bunnsjikt. Det er en finskala mosaikk med relativt jevn fordeling av arter. Slåtteutforminger har jevn overflate, beiteutforminger er mer tuete.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand for semi-naturlig myr og våteng er betinget av intakt hydrologi. Ved god økologisk tilstand er det ingen avvik fra helt upåvirket hydrologi.

For langtransportert forurensing aksepteres tilførsel av inntil 1000 mg N/m² per år innenfor god økologisk tilstand. Det er grunn til å tro at jordvannsmyr (og våteng) tåler mer tilførsel

av nitrogen enn nedbørsmyr, men nivået defineres ut fra enheten med minst toleranse for påvirkningen. Punktutslipp kan ha stor betydning lokalt, men er vanskelige å vurdere i regional sammenheng. God økologisk tilstand defineres som uten påvirkning av lokale utslipp.

God hevd for semi-naturlig myr og våteng innebærer at slåtteutforminger slås og beiteutforminger beites. Slåtteredskapen som brukes skjærer graset, og har samme virkning som ljaen. Slåtten gjøres fra slutten av juli og utover i august, og det slås ikke oftere enn hvert annet år, og ikke sjeldnere enn hvert tiende år. Graset samles opp og fjernes. Beiting skjer med lette raser som ikke trækker opp mye, og med dyretall tilpasset arealet som skal beites.

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen i myr avhenger i hovedsak av hydrologi, klima, vær, forstyrrelsesregime og næringstilgang for plantene og varierer betydelig i myr i god økologisk tilstand. Klima er grunnlag for regional inndeling i soner og seksjoner, og produksjonen avtar mot nord, og med høyde over havet. Værforhold varierer mellom år, og på et gitt areal vil varmt og passe fuktig vær gi høyere produksjon enn kaldt og for tørt eller for bløtt vær. Slåttemyrene ble lagt til arealer med så høy produksjon i feltsjiktet som mulig (ofte rikmyr), men også i slåttemyr er næringstilgangen i god økologisk tilstand begrenset. Tradisjonelt ble slåttemyrene slått hvert annet år. Slått hvert år er en så sterk forstyrrelse at produksjonen i feltsjiktet nesten halveres.

Ved direkte tilførsel av nitrogen og fosfor gjennom langttransportert og lokal forurensing vil primærproduksjonen øke. Ved drenering vil torv mineraliseres, mer nitrogen og fosfor vil bli tilgjengelig for plantene og gi økt produksjon. Det er grunn til å tro at jordvannsmyr, der all semi-naturlig myr hører hjemme, og semi-naturlig våteng tåler mer tilførsel av nitrogen enn f.eks. nedbørsmyr. Ved mangel på hevd vil produksjonen i feltsjikt og etter hvert busk- og tresjikt være større enn i områder med hevd. Et varmere og våtere klima vil sannsynligvis gi økt primærproduksjon på semi-naturlig myr og våteng i Norge. Forstyrrelser som trakk og kjøring, gir skader på vegetasjonsdekket og de øverste torvlagene, og gir oftest lavere produksjon i tiden etterpå, men omfanget av påvirkningen er helt avgjørende for effekten.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Ulike organismegrupper blir gitt ulik vekt i natursystemene i NiN 2, og for våtmarkssystemer er vektleggingen slik: primærprodusenter 70 %, storsopp 10 %, og substrattilknyttet fauna 20 % (Halvorsen mfl. 2016b, s. 60). Primærprodusentene er altså dominerende viktig i spesielt i semi-naturlig myr i god økologisk tilstand, og det har å gjøre med at det er disse som bygger torv og skaper naturtypen myr. Smågnagere kan konsumere store mengder plantemateriale, og disse herbivorene utgjør i smågnagerår en større andel av biomassen enn ellers.

Nedbrytere vil antakelig ha større andel biomasse i torv som brytes ned på grunn av drenering enn i intakt myr der torv akkumuleres, men egenskapen anses som mindre viktig for å vurdere god økologisk tilstand i semi-naturlig myr og våteng.

3. Funksjonelle grupper

I god økologisk tilstand vil moser i bunnsjiktet og karplanter i feltsjiktet dominere blant primærprodusentene. I jordvannsmyr, der all slåttemyr hører hjemme, er feltsjiktet vel så viktig som bunnsjiktet. Et sparsomt busk- og tresjikt med vedvekster forekommer vanlig i myrkantvegetasjon.

Manglende hevd, drenering og forurensing vil påvirke fordeling av biomasseandel og dominansforhold mellom bunn- og feltsjikt, som går tilbake, og busk- og tresjikt, som går fram.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene i myr er de torvproduserende artene, i semi-naturlig myr er dette brunmosene og grammidene. Torva er den biofysiske strukturen som definerer naturtypen myr.

Drenering og forurensing vil påvirke mengde og forekomst av torvbyggende arter, og torvakkumuleringen reduseres eller stopper. Manglende hevd vil føre til at torvveksten øker, ofte som en følge av at tuedannende moser som torvmoser øker sin forekomst. Over tid vil det gi en utvikling fra f.eks. ekstremrik myr mot fattigere typer jordvannsmyr.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Arters forekomst og fordeling i semi-naturlig myr og våteng har sammenheng med hevd, klima, topografi og egenskaper hos torv og mineraljord.

I lavereliggende deler av landet er presset mot myrene stort, og hele myrtyper har blitt sjeldne å finne i intakt tilstand. Manglende hevd gir i tillegg raskere gjengroing i lavereliggende strøk, og semi-naturlige typer med god tilstand er sjeldne i lavlandet. Lavlandsarter som begunstiges ved hevd og har sørøstlig eller sørvestlig utbredelse, er særlig utsatt.

6. Biologisk mangfold

Artsmangfoldet i semi-naturlig myr og våteng i god økologisk tilstand bestemmes i hovedsak av naturgitte forstyrrelser og suksesjon, men hevd kan opprettholde populasjoner av arter i områder der de ellers ikke vil kunne klare seg i lengden.

Drenering, forurensing og klimaendringer vil påvirke mengde og forekomst av arter på semi-naturlig myr og våtmark. Størst effekt vil dette ha gjennom påvirkning av torvproduksjon og endringer langs de tre viktigste gradientene i myrvegetasjon. Opphør av hevd vil føre til at arter forsvinner på regional skala.

7. Abiotiske forhold

De abiotiske faktorene hydrologi og vannkjemi er helt avgjørende for torvakkumulering. Vegetasjonens sammensetning avhenger også av (blant annet) hydrologi og vannkjemi, og

semi-naturlig myr og våteng i god økologisk tilstand har intakt hydrologi.

Drenering og forurensing påvirker for en stor del økosystemer via endring i hydrologi og vannkjemi. Hevd kan til en viss grad forsinke eller forhindre suksesjon som en følge av endrede abiotiske forhold, mens opphør av hevd kan tenkes å gi rask endring av økosystemet der det er underliggende endringer av de abiotiske forholdene.

4.5.5.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

Listen over indikatorer nedenfor gjelder i hovedsak semi-naturlig myr. I forhold til myr og kilde har vi forenklet litt når det gjelder gruppering (stratifisering) av indikatorer. Siden semi-naturlig myr bare forekommer på minerotrof myr og er dominert av fastmattevegetasjon, har vi kun gruppert indikatorene i forhold til vegetasjonsgeografiske regioner. De fleste indikatorene er indekser av (sett med) arter med samme respons (positiv eller negativ) på henholdsvis hevd og opphør av hevd.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 13**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 13. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i semi-naturlig myr og våteng, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Busk- og tresjikt	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (opphør av hevd)
Ellenberg L	Primærproduksjon	Arealbruk (opphør av hevd)
Jevn overflate	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (opphør av hevd)
Ny datainnsamling må på plass		
Konkurransesterke urter og graminider	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (opphør av hevd)
Torvmoser og gullmose (tuer)	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (opphør av hevd)
Bunnsjikt	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (opphør av hevd)
Konkurransesvake urter og graminider	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (opphør av hevd)

4.5.6 Sumpskog

4.5.6.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Sumpskog skiller seg fra annen våtmark på tresjikt, som utgjør en viktig økologisk faktor for naturtypen og dens mangfold. Sumpskog kan ha artsrike samfunn av epifytter og vedboende arter, og vegetasjonen på bakken skiller seg fra ikke tresatt myr og sump gjennom skygge-effekt, betydelig humusdannelse ved bladstrø og dødved, samt ulike forstyrrelsesregimer på grunn av vindfall. Store gamle trær, særlig svartor (*Alnus glutinosa*) med stylveterter, skaper stor mikrovariasjon i skogbunnen, f.eks. med små «lomme-lokaliteter» for konkurransesvake karplanter og moser, samt hule trær for insekter, flaggermus og hulerugere. Oresumpskog er en av de naturtypene som har høyest hekketthet for spurvefugl (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Videre har mange sumpskoger næringsrike forhold, god omsetning av plantemateriale, og mangel på torv og torvdannelse.

Rike sumpskoger er sumpskoger uten eller med svært liten torvdannelse, gjerne med vann i god bevegelse, og omfatter elementer av kildegrog. Rik sumpskog inkluderer boreale utforminger som rik gransumpskog, gråorsumpskog og viersumpskog bl.a. med gråselje (*Salix cinerea*), samt mer varmekjære edellauvskogutforminger dominert av ask (*Fraxinus excelsior*) eller svartor. De stabile, langlivete gråor-heggeskogene vil i NiN 2 sortere dels under sumpskogsmark, dels under flomskogsmark i hovedtype skog (se kapittel 4.2), og tilstandsvurderingene av disse vil være nokså like.

Fattig sumpskog er karakterisert av stagnerende eller stillestående vann og har ofte torvdannelse. De fattige sumpskogene er dominert av gran og bjørk (boreale utforminger) og svartor (boreonemorale utforminger). I tillegg inkluderes også de rike svartorstrandskogene på beskyttet havstrand i våtmark (fjæresone-skogsmark). I Nord-Norge forekommer tilsvarende (hav)strandskoger dominert av gråor (*Alnus incana*).

4.5.6.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Naturlige forstyrrelser i sumpskog er særlig knyttet til erosjonsdynamikk i vegetasjon og andre biosamfunn på bakken, særlig langs bekker og elver, og dynamikk i tresjiktet f.eks. etter stormfelling (Bendixen mfl. 2008, Jansson mfl. 2013). Sumpskog utgjør også trinn i suksesjonsprosessen ved tilgroing

av grunne innsjøer, gamle flomløp, kroksjøer, dammer og grunne havbukter. Disse suksesjonene er særlig påtakelige i sterkt dynamiske systemer på elvesletter og deltaer der sedimentasjonen kan være stor og vannets veger stadig endres. Det siste gjelder særlig flommarkskog. Bortfall av sumpskog og ny suksesjonsutvikling opptrer ved anlegg av beverdammer.

4.5.6.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Grøfting, kanalisering og kjørespor senker grunnvannstanden og påvirker hydrologi på samme måte som i andre våtmarksenheter. Regulerings tiltak i vassdrag kan påvirke hydrologien i sumpskogene når vannstanden i innsjøer og elver senkes eller heves, og når flomtopper fjernes og det naturlige forstyrrelsesregimet dermed endres.

Senking av grunnvannstanden fører til uttørking og bortfall av mange fuktighetskrevede arter. Senkingen fører også til lavere pH ved at kontakten med kalkrikt grunnvann blir redusert eller faller bort. Det er f.eks. mange fattige sumpskoger langs senkede kalksjøer.

Betydelig endring i hydrologi kan på sikt føre til arealtap av sumpskog, da disse typene kan gå over i tørrere skogtyper. Også inngrep i form av oppdyrking og annen omdisponering har ført til betydelig arealtap av sumpskog. Mange sumpskogstyper ligger i pressområder (f.eks. leirterreng) og har vært gjenstand for utbygging, ofte ledsaget av drenering og utfylling.

Påvirkning av pH og baserikhet kan skje gjennom sur nedbør, spredning av kalkstøv og annen forurensing. Påvirkning av næringstilgang kan skje gjennom eutrofiering, og kilder kan være langtransportert forurensing, lokal forurensing fra veier og landbruk, samt skoggjødsling. Disse faktorene er antakelig av begrenset betydning fordi de fleste norske sumpskogene er relativt kalk- og elektrolyttrike og har god bufferkapasitet mot forsuring fra sur nedbør eller lokal forurensing. I de sjeldne og artsrike sumpskogtypene som har høyest kalkinnhold, vil litt kalkstøv fra kalkbrudd antakeligvis ha en viss gunstig effekt. Kalkbrudd vil samtidig ha en større, negativ påvirkning ved å senke grunnvannstanden i tiliggende sumpskog. Sumpskoger langs vassdrag kan være forurenset med metaller fra gammel gruvevirksomhet.

Eutrofiering kan ha negative effekter på mangfoldet i sumpskogene, bl.a. er mykorrhizasoppene svært sårbare for høye nitrogenverdier. Imidlertid har mange typer sumpskog naturlig høye nitrogenverdier i jordsmonnet, dels på grunn av dominans av arter med nitrogenfikserende røtter som gråor og svartor, dels følger nitrogen med sigevann og kildevann (Dahl mfl. 1967). Eutrofiering kan likevel være et lokalt problem langs forurensede innsjøer og bekker, og langs skogkanter mot gjødslet åker. Noen kravfulle arter typiske for rike sumpskoger vil kunne begunstiges av noe eutrofiering, dette gjelder f.eks. klourt (*Lycopus europaeus*) som har vært brukt som indikator på rike svartor(strand)skoger. Ved sterk eutrofiering vil som regel vegetasjonen «trivialiseres» og domineres av et fåtall arter.

Klimaendringer vil kunne påvirke både hydrologiske og kjemiske prosesser. Økt nedbør i form av regn i perioder som tidligere hadde snø og tele, kan bidra til en forsumpingseffekt og antakelig på sikt øke arealet av sumpskog. På sikt vil det også kunne skje en forskyving av boreonemorale typer i forhold til de boreale. En relativt rask temperaturøkning er også vist å kunne føre til økt mineralisering av torv, noe som kan føre til økte nivåer med nitrogen. Våtere klima kan imidlertid også føre til redusert oksygentilgang, og dermed redusert mineralisering.

Tidligere ble mange sumpskoger hevdet som beiteskog. Tråkk fra beitedyra gir en forstyrrelse som minner mye om forstyrrelsesregimet i lite påvirkede sumpskoger med naturlige erosjonssår langs bekker, i forbindelse med vindfall osv. Mange sjeldne habitatspesialister i sumpskog er avhengig av slike små, fluktuierende åpninger i skogbunnen. Opphørt hevd som beiteskog har også ført til en fortetning av mange sumpskoger, med tilhørende tilbakegang av arter som krever noe mer lystilgang.

Mange sumpskoger i dag er første generasjon skog som følge av gjengroing av semi-naturlig våteng og fukteng. Disse kan ha rester av en frodig, mer eller mindre artsrik engvegetasjon, og er ofte dominert av enkelte planter som reflekterer seine gjengroingsstadier av fuktenger, særlig mjørdurt.

Påvirkningen av sumpskog fra skogbruk er tilsvarende som påvirkningen av andre skogtyper (jf. kap. 4.2.1.3): Et langvarig og gjennomgripende skogbruk i Norge har ført til at sumpskogen nesten alltid er langt unna naturtilstanden, preget av 1) relativt små tredimensjoner (f.eks. mangel på grove svartorer med vide rotsokler), 2) ganske ensaldrede

bestand, 3) ofte lite dødved (dog økende), og 4) særlig lite av dødved i langt framskredne nedbrytningsfaser, samt lite kontinuitet i dødvedtilgang. Særlig har oresumpskogene vært hardt hogd. Det var svært få bestand, særlig av gråor, som ikke var mer eller mindre snauhogd under krigen på grunn av bruk av orevirke til knott (drivstoff). På den andre siden er omløpstiden på (de rike) sumpskogene relativt kort, og mange oreskoger er i dag preget av eldre skog med økende generering av dødved etter at disse har vært lite påvirket de siste 40–50 år. Videre har mange av de rike gransumpskogene vært omfattende hogd på grunn av høyproduktiv mark og store tømmerverdier. De siste 15 årene har det vært gjen-satt kantsoner med sumpskog langs vassdrag, som en del av skogsertifiseringsordningen. Dette har antakelig ført til bedret økologisk tilstand i mange sumpskoger, uten at dette er omfattende dokumentert (men se Bendiksen mfl. 2014).

4.5.6.4 Karakterisering av økosystemet når det er i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Referansetilstanden for sumpskog er karakterisert ved gammel skog under naturlig dynamikk, samt naturlig variasjon i hydrologiske regimer. Fravær av forurensing er også et viktig kriterium.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand i sumpskog vil være preget av «naturskogsegenskaper», med gammelskogstrukturer som 1) grove, hule gamle trær med sprekkebark, herunder svartor med stylderøtter, 2) variert tilfang av dødved i ulike nedbrytning og dimensjonsklasser, herunder periodevis neddykket dødved, 3) glenneforyngelse og «gap-dynamikk» med åpninger i vegetasjon og humussjikt på grunn av vindfall av grove trær. Når det gjelder biosamfunn og økologi på bakken, vil god økologisk tilstand være uten grøfting eller annen drenering. Mangfoldet av naturtyper og organismesamfunn vil være tilpasset høyere grunnvannstand enn i påvirkede utforminger. Videre vil det være utstrakt «gap-dynamikk» med vegetasjonsåpninger på grunn av erosjon og sedimentasjon langs bekker og elver.

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen i sumpskog i god økologisk tilstand vil i hovedsak være knyttet til tresjiktet. I naturskog vil mye av skogen kunne ha høy bestandsalder og dermed gjennomsnittlig

vesentlig lavere primærproduksjon enn maksimal produksjon for voksestedet.

Intensiv skogproduksjon vil ofte gi vesentlig høyere primærproduksjon enn i naturskog. Sumpskog har naturlig høy næringstilgang, og tilførsel av begrensede mengder nitrogen og fosfor har antakelig liten effekt på primærproduksjonen. Primærproduksjon er neppe en særlig presis indikator for økologisk tilstand i sumpskog, som i andre skogtyper.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Biomassen i sumpskog i god økologisk tilstand vil være dominert av biomassen i levende, i hovedsak eldre trær, med forholdsvis liten andel av biomassen i andre primærprodusenter. Blant primærkonsumenter vil det være mest biomasse av hjortedyr, smågnagere, insekter og andre invertebrater. Biomassen hos predatorer vil være vesentlig lavere. Biomassen av ulike nedbryterorganismer i jord og død ved (invertebrater, sopp, bakterier) vil være betydelig.

Avvik vil særlig kunne gi seg utslag for biomassen i tresjiktet som følge av skogbruk (volum og variasjon gjennom bestandsutviklingen), for biomassen av hjortevilt og rovvilt som følge av viltforvaltning, samt endringer i nedbryterkjedene og jordlevende organismer som følge av skogbruk og ev. forsuring og eutrofiering. Påvirkning kan medføre at trofiske kjeder blir forkortet.

3. Funksjonelle grupper

I sumpskog i god økologisk tilstand vil tresjiktet dominere blant primærprodusentene, med et stort og variert samfunn av nedbrytere, ved- og markboende sopp.

Drenering og hogst vil kunne endre sammensetningen av ulike sjikt i vegetasjonen. Hogst vil særlig påvirke funksjonelle grupper av vedboende og markboende sopp og invertebrater og samfunn av mykorrhizasopp ved endringer i treslagssammensetning. Viltforvaltning vil kunne endre predatorsamfunnet av pattedyr.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene i sumpskog i god økologisk tilstand er de dominerende treslagene. De skaper et omfattende tredimensjonalt habitat og stor biomasse som kan utnyttes av andre arter. En nøkkelfunksjon er trærnes mulighet til å gjennomføre et

fullt livsløp, som gir opphav til store/gamle trær og store mengder variert død ved som habitat og substrat for svært mange arter i skog. En god økologisk tilstand i sumpskog vil således være preget av «naturskogsegenskaper», med gammelskogstrukturer som grove, hule gamle trær, variert tilfang av dødved i ulike nedbrytning og dimensjonsklasser, glenneforyngelse og «gap-dynamikk» med åpninger i vegetasjon og humussjikt på grunn av vindfall av grove trær, samt mykorrhizasopp-samfunn knyttet til naturlig treslagssammensetning.

Avvik vil kunne vise seg ved endringer i treslags- og alderssammensetning for dominerende skogstrær, i mykorrhizasamfunn og nedbrytersamfunn, og ved redusert mengde og kvalitet av gamle/store trær og død ved, i hovedsak som følge av skogbruk og endring av hydrologi. Klimaendringer vil endre artssammensetningen til dominerende treslag, deres skadegjørere og mykorrhizasamfunnene.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Naturgitte forstyrrelser og suksisjon vil gi en sammensetning av sumpskog med stor andel gammel skog og unge suksjonsstadier preget av flom eller andre aktuelle forstyrrelser. Stedegne arter vil være godt tilpasset de landskapsøkologiske mønstrene og vil gjennomgående ha noe egnet habitat og gode spredningsmuligheter for å opprettholde livskraftige bestander.

Arealendring, hogst og drenering påvirker landskapsøkologiske mønstre i sumpskog, og særlig er lavlandet utsatt. Fragmentering av gammelskog, med reduserte populasjoner og sprednings- eller etableringshindre vil være en utfordring for de mange spesialiserte arter knyttet til nisjer i slik skog. Flere sjeldne typer av sumpskog er allerede i dag naturlig fragmentert, og en ytterligere fragmentering av gammelskogsstrukturer kan føre til tap av mangfold (se også punkt 6).

6. Biologisk mangfold

Artssammensetning og genetisk mangfold ved god økologisk tilstand vil være tilpasset sumpskogens forstyrrelser og suksjonsforløp. Mange arter vil være knyttet til nøkkelressurser som store/gamle trær og grov død ved i ulike nedbrytningsstadier. Artsmangfoldet av mykorrhizasopp og ulike nedbrytere vil reflektere sumpskogens produksjon av nøkkelressurser og arealer med langvarig stabilitet i tresjiktet. Bestander av hjortedyr og store rovdyr vil være regulert av primærproduksjonen og dynamikken mellom dem. Endringer i artssammennene vil

dels skyldes naturgitte forstyrrelser og suksessjon, dels fortsatt naturlig innvandring etter istiden og dels tilfeldig lokal utdøing.

Arealendring og fragmentering kan gi høyere rater for artsutskifting, og hogst og drenering endrer artssammensetningen vekk fra arter som tåler eller krever fuktige forhold. Spesialiserte arter og artsgrupper, herunder rødlistearter knyttet til gammelskogsstrukturer, er sårbare overfor redusert tilfang av substrat eller habitat, redusert habitatkvalitet, samt fragmentering av slike kvaliteter.

7. Abiotiske forhold

Sumpskog i god økologisk tilstand er uten grøfting og annen drenering, dvs. med naturtyper og organismesamfunn som er tilpasset høyere grunnvannstand («mer forsumpet miljø») enn i påvirkede utforminger.

Avvik vil særlig vise seg ved endringer i hydrologi som følge av grøfting.

4.5.6.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

Indikatorer på god økologisk tilstand vil være arter som indikerer god hydrologisk tilstand, samt arter og gammel-skogsstrukturer som indikerer naturskogstilstand.

Arter som er knyttet til fuktige partier, er særlig følsomme for drenering og er gode kandidater som indikatorer for god hydrologisk tilstand. Eksempler på dette kan være bekkeblom og skogsivaks (*Caltha palustris*, *Scirpus sylvaticus*). En egnet indikator for naturlig dynamikk kan være nubbestarr (*Carex loliacea*). Dette er en konkurransesvak art knyttet til kanter av åpne vannspeil eller åpninger skapt av naturlige forstyrrelser («gap-dynamikk»). Nubbestarr er sjelden, og det kan vurderes om det er vanligere arter som kan ha samme funksjon. To mulige alternativer er veikstarr eller skogsøtgras (*Carex disperma*, *Glyceria lithuanica*), men de er også relativt sjeldne, og har mer begrenset utbredelse enn nubbestarr. Det finnes også moser med tilsvarende økologi, men sikker bestemmelse krever spesialisert artskunnskap, og vi foreslår i utgangspunktet å holde oss til karplanter.

Mengde grov død ved, og mengde store/gamle/hule lauvtrær er indikatorer for god økologisk tilstand i sumpskog som er felles med hovedøkosystemet skog. Dette er indikatorer som sier noe om påvirkning fra hogst på skogstruktur. Mengde åpninger etter vindfall med stort rotvelt er også en mulig indikator på dette.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 14**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 14. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i sumpskog, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Mengde grov (>30 cm i diameter) død ved (liggende, stående) (m ³ /ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Mengde/andel biologisk gammel skog	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Bestandsnivå av elg, hjort, rådyr	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Beskatning og hogst (viltrovaltning)
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Mengde store/gamle/hule løvtrær (ant./ha)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Konnektivitet av polygoner med biologisk gammel skog	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Mengde/andel av gammel naturskog	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (skogbruk)
Ny datainnsamling må på plass		
Bekkeblom	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk (opphør av hevd)
Nubbestarr	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk (skogbruk)
Gaps av vindfall med stort rotvelt	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (skogbruk)
Skogsivaks	Abiotiske forhold	Arealbruk (grøfting)

4.5.7 Helofyttsump

4.5.7.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Helofyttsump er sumpig våtmark i overgangen mot åpent ferskvann og brakkvann og kalles i NiN helofytt-ferskvannssump og helofytt-saltvannssump (Halvorsen mfl. 2016b). Grensa mellom vann (salt- og ferskvannssystemer) og landsystemer («mark») trekkes i NiN der det er dekning av vann mindre enn halvparten av tiden (Halvorsen mfl. 2016a, s. 248). Helofyttsump opptrer på steder der overflaten er tilnærmet permanent oversvømt. I NiN kategoriseres dette derfor som salt- og ferskvannssystemer og ikke som våtmark. Kategorien har alle øvrige våtmarksegenskaper, dvs. at den karakteriseres av organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil tilgang på vann. Det er for øvrig vanlig i internasjonal litteratur å inkludere helofyttsump under våtmark (**Vedlegg 4**).

Helofyttsump er et vegetasjonsbelte med høyvokste gras og starr i overgangen mellom åpent vann og sumpskog, annen våtmark eller fastmark. De fleste innsjøer med mudderrike grunne viker opp til lavalpin sone har partier med helofyttsump. Naturtypen finnes også i bukter og evjer langs sakteflytende elver og på beskyttede brakkvannslokalteter. På flate lokaliteter ved innsjøer kan det være utfordrende å trekke en klar grense for hvor myr eller våteng slutter og hvor helofyttsump starter. Disse kategoriene kan ha ganske lik artssammensetning, og vannstanden kan variere betydelig i løpet av sesongen. Halvorsen mfl. (2016b) presiserer at den definisjonsmessige grensa (dekket av vann 50 % av tiden) ikke bør følges strengt; makrohelofytt-dominerte bestander kan gå noe lenger inn mot land. Dette støtter tolkingen av helofyttsump som en overgangssone mellom vann og land. En helofytt er en plante som er tilpasset et liv i eller i nær tilknytning til vann gjennom forekomst av luftkanaler i rot, stengel og/eller blad; roten eller rotstokken kan mer eller mindre permanent stå i vann mens blader og blomster rager opp (Halvorsen mfl. 2016b, s. 256). Vi behandler her ferskvannssump og saltvannssump sammen.

Helofyttsump er dominert av graminider, dvs. arter fra siv-, gras- og starrfamiliene (Juncaceae, Poaceae, Cyperaceae), og er uten forvedede planter i Norge. I tillegg er elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) ofte dominerende utenfor beltet av starr og gras (Fremstad 1997). Artene danner oftest rene

bestander eller blandingsbestander av to arter, og fyller i stor grad samme del av det økologiske rommet.

Helofyttene skaper et spesielt livsmiljø både for påvekstororganismer og bunndyr, slik at helofyttbeltet totalt sett har en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra samfunn uten karplanter eller med mer spredte karplanter, eller karplanter tilhørende andre livs- og vekstformer (Halvorsen mfl. 2016b). Det er derfor ofte et artsrikt miljø, og de store mengdene med insekter tiltrekker seg en rekke fuglearter (Shimmings & Øien 2015).

Selv om helofyttsump er en del av kystvann- og ferskvannshabitatene, så er typen i praksis ikke direkte omfattet av overvåkingen som er satt i gang som en oppfølging av vannforskriften. Det kan være at elementer av overvåkingen involverer datainnsamling i helofyttsump, f.eks. av planteplankton og virvelløse dyr, men ut fra veilederen ser det ut til at innsamling primært foretas i åpent vann utenfor helofyttbeltet (Iversen & Sandøy 2013). Vi kjenner ikke til andre overvåkingsprogrammer som involverer helofyttsump som helhet eller noen av dens elementer, bortsett fra en del fuglearter (Shimmings & Øien 2015). Noen arter på den norske rødlista er knyttet til helofyttsump, f.eks. kjempesivmott (*Schoenobius gigantella*) som lever på søtgras og takrør (*Glyceria* spp., *Phragmites australis*), og spiss-siv (*Juncus acutiflorus*) som i dag kun er kjent fra én takrørsumplokalitet i Norge (Henriksen & Hilmo 2015). Ekspertene har foretatt tilstandsvurderinger av disse truede artene, men disse vurderingene er etter det vi kjenner til ikke basert på overvåkingsdata.

4.5.7.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Helofyttsump responderer på mange av de samme grunnleggende økologiske faktorene som myr (eks. klima, nærings-tilgang), se kapittel 4.5.1.2. Spesielt for helofyttsump kan trekkes fram variasjon i naturlig næringsinnhold, saltinnhold, og eksponering mot vind og vanddybde. Naturlige forstyrrelser og dynamikk gjennom sedimentering og erosjon er viktig, og kan over noe tid endre hvilke arealer som har slik vegetasjon. Storflom kan raskt fjerne områder med helofyttsump og gi grunnlag for oppbygging andre steder. Dette er kanskje særlig viktig langs store vassdrag med (vanligvis) stilleflytende partier.

4.5.7.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Helofyttsump er påvirket av de samme faktorene som de tilstøtende delene av åpent fersk- og kystvann. Rapporten for klassifisering av miljøtilstand i vann (Iversen & Sandøy 2013) oppsummerer disse påvirkningene som følger: eutrofiering, forsuring, organisk belastning, miljøgiftpåvirkning, hydrologisk påvirkning (vannkraft) og morfologisk påvirkning (vannkraft, transport, landbruk, urbanisering). Spesielt sistnevnte kan ha sterkere påvirkningskraft på helofyttbeltet enn i åpent vann lenger ute, ettersom mange menneskelige inngrep begrenser seg til overgangen mellom fastmark og åpent vann. Eksempler er utfylling av bukter for å konstruere veger uten krappe svinger. Utretting av elveløp har utvilsomt redusert mengden av helofytter langs flere vassdrag.

Tilgroing med helofytter er i seg selv en mulig konsekvens av eutrofiering, noe som kan være negativt for sårbare miljøer, f.eks. kransalger i kalksjøer (Direktoratet for naturforvaltning 2011).

Mange langgrunne strender har tidligere vært beitet og slått, og opphør av disse aktivitetene fører gjerne til at lokaliteter med grunt vann får økte forekomster av helofytter. Dette kan være på bekostning av andre arter, dels kortvokste, ettårige, semi-akvatisk «pusleplanter», og dels ekte vannvegetasjon som sårbare kransalger (Brandrud & Mjelde 1992, Fremstad 1997).

I nordboreal og lavalpin sone vil et mildere klima over tid kunne føre til økt etablering av helofytter, mens i varmere deler av landet vil et mildere klima kunne føre til endringer i vegetasjonssammensetning med økte forekomster av varmekjære arter. Ekspansjon av vasspest (*Elodea canadensis*) kan trolig forårsake en midlertidig nedgang av helofyttsump på enkelte lokaliteter, men denne arten er nok en større trussel for vegetasjon på litt dypere vann (Mjelde mfl. 2012).

4.5.7.4 Karakterisering av helofyttsump i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Referansetilstanden for helofyttsump er kjennetegnet av fravær eller minimal menneskeskapt hydrologisk og morfologisk påvirkning, i samsvar med tilstandsklassen «svært god» i vannforskriftens klassifisering av vannforekomster. Den

normative definisjonen for denne tilstandsklassen er: «Det er ingen, eller bare ubetydelige, menneskeskapte endringer i verdiene for fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitets-elementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst i forhold til dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold. Verdiene for biologiske kvalitetselementer for overflatevannforekomsten tilsvarer dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold, og viser ingen, eller ubetydelige, tegn på endring. Det dreier seg om typespesifikke forhold og samfunn.» (Iversen & Sandøy 2013). Eutrofiering, forsuring, organisk belastning og miljøgiftpåvirkning er også fraværende eller minimal.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand
God økologisk tilstand for helofyttsump er betinget av naturlig dynamikk og variasjon i hydrologiske regimer. I god økologisk tilstand er det ingen avvik fra helt upåvirket hydrologi, og det er heller ingen direkte inngrep.

Noe påvirkning fra forurensing (eutrofiering, forsuring, organisk belastning, miljøgiftpåvirkning) kan forekomme innenfor rammen av god økologisk tilstand. Her bør grenseverdier for de ulike påvirkningsfaktorene som brukes ved overvåking etter vannforskriften, følges.

1. Primærproduksjon

Som for annen våtmark avhenger primærproduksjonen i helofyttsump i hovedsak av hydrologi, klima, vær, forstyrrelsesregime og næringstilgang for plantene. Vegetasjonssammensetning og biomasseproduksjon endres betydelig fra varme og næringsrike lokaliteter i de boreonemorale og sørboreale vegetasjonssoner til kaldere og ofte mer næringsfattige lokaliteter i de nordboreale og lavalpine vegetasjonssonene. Dette gjenspeiles i bredde, tetthet og høyde på helofyttbeltene, som kan variere betydelig i helofyttsummer i god økologisk tilstand.

Ved redusert tilstand kan primærproduksjonen endres i begge retninger. Direkte næringstilførsel kan føre til økt primærproduksjon, og en utvidelse av helofyttbeltet på bekostning av andre natursystemer. Forstyrrelser kan føre til redusert primærproduksjon og i enkelte tilfeller til ødeleggelse av helofyttsumpbestander, da spesielt ved utretting av elveløp eller utfylling av bukter og evjer.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Helofyttsump i god økologisk tilstand er ofte dominert av store bestander av én planteart. Det fører til at forstyrrelser som påvirker den dominerende arten, kan få store konsekvenser for alle andre arter. Helofyttsump er derfor et såkalt halvstabilt system dominert av primærprodusenter. I de grunne vannmassene og opp langs plantenes stengler er det også en viss andel planteplankton og grønnauger, som også er primærprodusenter. Det kan være rikelig med invertebrater, amfibier, fugl og småfisk i helofyttbeltet, men biomassen av disse er begrenset i forhold til biomassen av primærprodusenter. Pattedyr tilbringer generelt lite tid i helofyttbeltet. Unntak er oter og bever. Nedbrytere utgjør svært lite biomasse over vannflaten. I jordsmonnet er det i all hovedsak mikrobielle nedbrytere, sammen med insekter.

Avvik vil særlig kunne gi seg utslag for fugler og amfibier som følge av nasjonal viltforvaltning eller forhold på fuglenes overvintringssteder utenfor Norges grenser. Endring i mengden av fugler og amfibier vil igjen kunne påvirke mengden insekter og fisk. Videre vil eutrofiering kunne føre til økte forekomster av primærprodusenter, inkludert planteplankton, mens forsuring og menneskelige inngrep vil kunne ha motsatt effekt på primærproduksjon og følgeefferter på andre trofiske nivåer.

3. Funksjonelle grupper

Som beskrevet i punkt 2, vil helofyttsump i god økologisk tilstand være dominert av helofytter.

Redusert økologisk tilstand vil imidlertid kunne være assosiert både med økning og reduksjon i mengden av helofytter. For eksempel kan arealutvidelse eller nyetablering av helofyttsump i seg selv være en konsekvens av redusert tilstand som følge av eutrofiering eller redusert hevd. Derimot vil andre påvirkninger kunne føre til en reduksjon i mengden av helofytter, f.eks. ved endret vannbalanse eller direkte inngrep. Med andre ord vil avvik kunne føre til endringer i ulike retninger avhengig av påvirkningsfaktor, og følgelig vil også den samlede funksjonelle sammensetningen kunne endres i ulike retninger.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

De funksjonelt viktigste artene i helofyttsump er makrohelo-fyttene. Den store tettheten av helofyttstengler («rør») som

delvis er under og delvis over vann er den biofysiske strukturen som definerer naturtypen. I god økologisk tilstand er substrat, vannkjemi og vannstand stabil slik at nye rør kan utvikles i jevn takt årlig i overgangen mellom åpent vann og land.

Avvik vil kunne vise seg ved endringer i bredde, tetthet og høyde av helofyttbeltet med følgeefferter på andre artsgrupper.

5. Landskapsøkologiske mønstre

I god økologisk tilstand er bredde, tetthet og høyde av helofyttbeltet stabilt over år, noe som vil bidra til stabile bestander av arter i øvrige funksjonelle grupper.

Forurensing, forstyrrelse og redusert eller manglende skjøtsel kan medføre strukturelle endringer i helofyttbeltet som vil kunne føre til nedgang av en rekke arter, mens andre arter kan etablere seg eller øke i mengde, og totalt sett forrykke artssammensetningen. Hydrologiske endringer, deriblant oppdemming, nedbygging og elveutrettinger er eksempler på landskapsendringer som vil være negative for artenes overlevelse.

6. Biologisk mangfold

Et stabilt og balansert mangfold av arter innenfor de ulike trofiske nivåene bestemmes av miljøets stabilitet over tid, som beskrevet i punkt 5.

Avvik vil vise seg for alle funksjonelle grupper avhengig av den enkelte lokalitets påvirkningsfaktorer. For eksempel vil eutrofiering kunne gi artsutskiftning eller endring i mengde av karplanter, som igjen fører til endringer i påvekstsamfunn og planktonsamfunnet i vannmassene mellom rørene, mens redusert skjøtsel av semi-naturlige åpne vannkantsamfunn kan gi økt tilgroing av makrohelo-fytter og altså en utvidelse av helofyttsump på bekostning av andre naturtyper.

7. Abiotiske forhold

Helofyttsump er helt avhengig av en kombinasjon av abiotiske forhold bestående av hydrologiske og edafiske forhold, det vil primært si en stabil vannstand med lite eller ingen strøm og myke bunnforhold som tillater rotvekst. Vannkjemi og temperaturregime i luft og vann, sommer som vinter, spiller også en viktig rolle for vegetasjonssammensetning. I god økologisk tilstand er disse abiotiske forholdene upåvirket eller lite påvirket av mennesker og stabile over tid, unntatt de sesongmessige fluktusjonene.

Avvik fra god økologisk tilstand for abiotiske forhold kan vise seg som redusert tilstand for sumpbeltet. En endring i hydrologisk regime kan f.eks. gi seg utslag i tilbakegang av de dominerende makrohelofyttene. Elveutrettinger kan gjennom endrede strømforhold gi erosjon som vasker bort sedimenter, og dermed også vegetasjonen. Effekter av endringer i vannkjemi gjennom forurensing kan blant annet påvirke mengde påvekstorganismer på vegetasjonen samt endringer i mengde og mangfold av planteplankton.

4.5.7.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

Endring i det hydrologiske regimet kan gi seg utslag i endret dekning av bestander med helofytter, spesielt bredden på helofyttbeltet. Reduksjon i vannstand vil kunne føre til et smalere belte og et mindre totalareal, mens økt vannstand kan føre til et bredere belte og økt totalareal.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 15**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.5.8 Kunnskapsbehov knyttet til våtmark

Det er mye kunnskap om botanisk artsmangfold og utbredelse av arter og våtmarksenheter (vegetasjonstyper, myrmasstyper etc.) i Norge. For myr har vi for de tre nordligste fylkene imidlertid atskillig dårligere oversikt enn i Sør-Norge, og det skyldes at det ikke ble samlet data like systematisk i Nord-Norge som i Sør-Norge under arbeidet med landsplan for myrreservater. Finnmark bør prioriteres særlig siden myrnaturen der skiller seg mest fra det vi finner i Sør-Norge. Mange av de kartlagte lokalitetene har ikke blitt undersøkt på lang tid, datagrunnlaget er ofte gammelt, og det gjelder hele landet.

For myr er det kunnskapsmangel blant annet om hydrologi, næringsomsetning og næringstilgang, vegetasjonshistorie, klimagassutslipp, restaurering, og utbredelse, dekning og status (tilstand) for torvmark og torvjord.

Det eksisterer databaser over torvmarksdekning hos NIBIO (AR5, jordsmonndatabase innsamlet for jordbruksformål)

Tabell 15. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i helofyttsump, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Helofyttbeltet	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Arealbruk (vannkraft og annen infrastruktur)
Ny datainnsamling må på plass		
Planteplankton	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Forurensning
Påvekstorganismer	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Forurensning

og NGU (løsmassedatabasen), men det er avvik mellom basene som skyldes ulike definisjoner av myr eller torvmark. For jordsmonndatabasen gjenstår dessuten det mye areal å kartlegge (Joosten mfl. 2015). Det finnes ingen samlet oversikt over drenert torvmark, noe som ville ha vært til stor hjelp for å bedømme hvordan den økologiske tilstanden i våtmark er. Fjernmåling kan være en måte å få bedre kart over myr og torvmarksareal på, inkludert eventuell grøfting. For mange tema er Norge heldig stilt gjennom at våre naboland har finansiert forskning som er relevant også for oss. Fra Storbritannia er det f.eks. mye forskning på oseaniske myrer, mens for kontinentale myrmasstyper som typisk høgmyr, er finske og svenske studier mer relevante. Vi har et særlig ansvar for bakkemyr, dette er den vanligste myrtypen i Norge, men den er uvanlig ellers i Europa. Bakkemyrer er mindre studert enn de fleste andre myrtyper, og bør prioriteres.

Det eksisterer ikke arealrepresentativ overvåking av myr og kilde eller semi-naturlig myr (men se Strand & Bentzen 2017), og dette bør etableres f.eks. i AR 18 x 18-ruter. Alternativt kan det etableres overvåking i gode, kjente og vernede lokaliteter. En kombinasjon av intensiv overvåking i et fåtall godt kjente lokaliteter og ekstensiv, arealrepresentativ overvåking vil antakelig være gunstig i et kost/nytte-perspektiv. Dette er i tråd med anbefalinger om overvåking i våtmark gitt i utredningsarbeidene som ble gjort av Direktoratet for naturforvaltning på 1990-tallet (Direktoratet for naturforvaltning 1995, 1997, 1998). Hvis det blir iverksatt et overvåkingsprogram bare med ekstensiv overvåking, bør alle indikatorer relevante for god økologisk tilstand registreres i alle områder. Det vil f.eks. si at både bruk av LIDAR-data (fjernovervåking) og overvåking i felt med registreringer av arter eller artsindekser gjennomføres. Det er, etter det vi kjenner til, ingen overvåking av betydning i helofyttsump, og det mest nærliggende vil være å starte overvåking i samband med den allerede pågående overvåkingen av miljøtilstanden i vann (Iversen & Sandøy 2013). Det vil dermed være mest naturlig at de ansvarlige for overvåkingen av miljøtilstand i vann også etablerer indikatorsett som er egnet for overvåking på de samme lokalitetene som primært benyttes i annen vannovervåking. Det vil være et prosjekt i seg selv å etablere og utvikle et slikt sett av indikatorer.

4.5.9 Beskrivelse av sammenheng mellom eksisterende kunnskaps- og klassifiseringssystemer og foreslått løsning for våtmark

Våtmark er et vanskelig begrep å forholde seg til ved klassifisering av natur, og det legges ulikt innhold i det. Det er derfor lagt ned en betydelig innsats for å klargjøre ulik bruk av våtmarksbegrepet, se kapittel 4.5.1 og **Vedlegg 4**. Avgrensning mot natur som dekkes av vannforskriften, har også vært utfordrende, og resultatet er at våtmark defineres videre i denne utredningen enn i NiN, men de enkelte enhetene kan beskrives som (kombinasjoner av) NiN-kategorier.

For myr og kilde har vi i første rekke brukt vegetasjon ved stratifisering. De mest aktuelle gradientene er tue-løsbunn og fattig-rik, i tillegg til det fundamentale skillet mellom nedbørsmyr og jordvannsmyr. Dette er i tråd med klassifisering av myrvegetasjon etter den skandinaviske tradisjonen, og er vanlig brukt særlig i Norge og Sverige. Både vegetasjonstyper etter Fremstad (1997) og NiN bygger på dette. Joosten mfl. (2017) bruker også bl.a. dette systemet for inndeling av myr i den europeiske myrboka. EUNIS blander ulike klassifiseringssystemer, og det varierer hvor godt EUNIS-typene overlapper med f.eks. hovedtyper på myr etter NiN. Det er ikke gjort forsøk på å oversette naturtypene som inngår i våtmark i foreliggende rapport til EUNIS-typer.





4.6 Semi-naturlig mark

Hanne Sickel¹, Liv Guri Velle², Inger Auestad³, Vigdis Vandvik⁴, Anders Lyngstad⁵

¹ Norsk institutt for bioøkonomi, ² Møreforsk AS, ³ Høgskulen på Vestlandet, ⁴ Universitetet i Bergen, ⁵ NTNU Vitenskapsmuseet

4.6.1 Definisjon og avgrensning

4.6.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved semi-naturlig mark

Hovedøkosystemet semi-naturlig mark er definert som økosystemer der tradisjonell bruk, også kalt hevd eller skjøtsel, er en betingelse for økosystemets opprinnelse, utforming og funksjonalitet. Semi-naturlig mark er formet gjennom interaksjoner mellom de gitte naturressursene og menneskers bruk over tid. Naturgitte forhold, slik som berggrunn, topografi, klima, jordsmonn og naturlig vegetasjon, har vært med på å forme hvordan mennesker har kunnet bruke landskapet. Bruken har så igjen påvirket noen av de naturlige forutsetningene og formet naturtypene (Moen 1998). Disse interaksjonene mellom mennesker og natur skriver seg helt tilbake til den første bosettingen etter siste istid. Semi-naturlig mark har oppstått gjennom behovet for beiteområder og fôr til dyr. Landskap har blitt ryddet for skog. I tillegg har det foregått en storstilt høsting av ressurser fra de semi-naturlige naturtypene, først og fremst gjennom beiting, sviing, slått og sanking. I sum har det tradisjonelt vært en transport av næringsstoffer fra semi-naturlig mark (utmark) til innmarka ved gårdene gjennom husdyras gjødsel. Tradisjonelt har disse naturtypene vært helt dominert av naturlig forekommende arter, men bruksformen og hevdintensiteten har påvirket fordelingen og mengdeforholdet av arter (Moen 1998, Norderhaug mfl. 1999).

Foto: Hanne Sickel

I Natur i Norge (NiN) kategoriseres semi-naturlig mark som økosystemer med middels intensiv menneskeforstyrrelse. Semi-naturlige økosystemer defineres som: «økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebettinget forstyrrelser at økosystemfunksjon, økosystemstruktur og økosystemtjenester endres vesentlig, men uten at systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system» (Halvorsen mfl. 2016b). Semi-naturlig mark plasseres med andre ord mellom naturlig mark og sterkt endret mark, med henholdsvis lav og sterk grad av forstyrrelse (eller hevd). Hevdintensiteten spenner på en skala mellom 1 og 8, der semi-naturlig mark befinner seg på nivå 3–5. Uten hevd vil semi-naturlig mark gro igjen og med tiden gå over til naturtyper innen hovedøkosystemet skog. Blir forstyrrelsen for sterk, går semi-naturlig mark over til sterkt endret mark. I NiN deles semi-naturlig fastmark inn i hovedtypene semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng, boreal hei og kystlynghei.

Som diskutert i kapittel 3.3 går semi-naturlig mark langt tilbake, men det er vanskelig å fastslå areal og utbredelse i førhistorisk og eldre historisk tid (Reinton 1955, 1957, 1961). Det er grunn til å tro at arealet med semi-naturlig mark var størst i siste del av 1700-tallet og frem til ca. 1850. I denne perioden hadde vi stor befolkningsvekst, ekstensiv arealbruk og høy utnyttelsesgrad av utmarksressursene, som ofte var en begrensende faktor for produksjonen på en gård. Den viktigste innsatsfaktoren var gjerne folks arbeidskraft. Store deler av landet var ryddet og de fleste tilgjengelige områder i bruk til slåttemark eller beitemark. Rundt 1850 kom det første hamskiftet i landbruket, der en rekke nye redskaper gjorde det mulig å effektivisere driften. Kunnskapen om landbruk økte i befolkningen gjennom etablering av landbruksskoler, landbrukshøyskolen og omreisende agronomer utover på 1800-tallet. Bruken av semi-naturlig mark var i stor grad den samme, men mye av utmarka ble utskiftet. Det neste store skillet kom like etter andre verdenskrig, da økt mekanisering og bruk av kunstgjødsel gjorde det mulig å intensivere produksjonen. Som et resultat av dette, har arealbruken i landbruket i løpet av de siste hundre år endret seg på to fundamentalt ulike måter: 1) Bruken av de mest produktive arealene har blitt sterkt intensivert, og 2) bruken av lavproduktive areal har avtatt eller opphørt (Framstad & Lid 1998, Norderhaug mfl. 1999, Halvorsen mfl. 2016b).

Beite og slått, to viktige elementer i tradisjonell skjøtsel, skaper lavvokst, lyselskende vegetasjon dominert av et stort antall gras- og urtearter. Samtidig har slått og beite ulik effekt på vegetasjonen, og mange arter fremmes ved slått, men ikke beite, og motsatt. Slått uten gjødsling holder næringsinnholdet i jorda relativt lavt, og lav tilgang på av nitrogen og fosfor gir ofte lav produksjon, men høy diversitet (Janssens mfl. 1998). Arter med stor andel av biomassen og vekstpunktene nær bakken har en fordel i slåttemark, rosettdannende arter er et eksempel på dette. Tidligblomstrende arter har også en fordel i slåttemark. Beiting på den andre sida innebærer en rekke prosesser som påvirker vegetasjonen; fjerning av plantedeler, tråkk og tråkkskader, jordfortetning som følge av tråkk, gjødsling og frøspredning. Beitedyr unngår giftige, usmakelige eller stikkende planter, og slike arter er derfor vanligere i beitemark enn i slåttemark.

Ild har blitt brukt for å gi gode beiteforhold og for å holde busker og kratt borte (Framstad & Lid 1998, Norderhaug mfl. 1999, Kvamme mfl. 2004). Sviing er en sentral del av skjøtselen av kystlynghei, og fjerner organisk materiale uten å skade røtter eller frøbank. Dette stimulerer fremvekst av ung, vital og branntilpasset vegetasjon. Nyere undersøkelser viser at naturtyper i semi-naturlig mark kan ha evolusjonære tilpasninger til menneskelig bruk, slik som eksempelvis røsslyngfrø i kystlyngheia som har positive spiringsresponsen på røyk, en respons som ikke er så sterk i boreal hei, hvor det heller ikke er tradisjoner for sviing (Vandvik mfl. 2014). Det er også vist at interaksjoner mellom flere skjøtelsesregimer, f.eks. beiting i kombinasjon med sviing, gir høyest diversitet (Vandvik mfl. 2005).

Enkelttrær er viktige elementer i semi-naturlig mark, de gir lys, bidrar til førproduksjon og bidrar til større variasjon i økologiske betingelser for artene i feltsjiktet bl.a. gjennom variasjon i lys-, temperatur-, fuktighets- og næringsforhold. Høsting av tresjiktet i hagemark og løveng har vært viktige elementer i tradisjonell skjøtsel av semi-naturlig mark.

Endringene i arealbruk og skjøtsel gjennom de siste 150 årene har ført til en markant nedgang i mange typer av semi-naturlig mark, siden de er avhengig av moderat hevdintensitet over lang tid for å opprettholdes (Lindgaard & Henriksen 2011). De fleste naturtypene i hovedøkosystemet semi-naturlig mark er rødlistet i dag, og nesten en fjerdedel av alle arter på den

norske rødlista hører til i dette hovedøkosystemet (Henriksen & Hilmo 2015). Både slåtteeng, kystlynghei og hule eiker har en spesiell status i form av å være Utvalgt naturtype (Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven; lovdata.no). Semi-naturlig mark er leveområde for mange ulike gras, urter, sopp, insekter og fugl (Norderhaug mfl. 1999, Jordal 2013). Høye forekomster av urter og blomstrende dvergbusker er særlig viktige pollen- og nektarressurser for insekter. En del av soppartene vi finner her, finnes bare på semi-naturlig mark med lang kontinuitet, det vil si der beite- og slått har pågått noenlunde sammenhengende over svært lang tid. På fin skala er semi-naturlig mark blant de mest artsrike økosystemene (Wilson mfl. 2012), slåttemark med baserikt jordsmonn kan for eksempel ha opp mot 30 plantearter per 0,25 m² (Norderhaug mfl. 2000). Mange typer semi-naturlig mark har også et rikt og særegent mangfold av insekter.

Avgrensning mot andre økosystemer

I dette kapittelet beskrives semi-naturlige systemer på fastmark. Artssammensetningen av planter i semi-naturlige systemer på våtmark vurderes å være mer bestemt av hydrologi og torvakkumulering enn hevd, og omhandles derfor under kapittelet om våtmark.

I NiN avgrenses semi-naturlig mark fra skog på denne måten: «Arealer med semi-naturlig mark skal oppfattes som typer av semi-naturlig mark helt til markas semi-naturlige karakter har opphørt, uavhengig av om arealet også er tresatt (et areal kan være i en tresatt arealtilstand eller være åpent, men vil først og fremst være en semi-naturlig mark).» I dette ligger det at forekomst eller ikke-forekomst av trær på slik mark vurderes ikke å prege marka i tilstrekkelig sterk grad til at skogmarksdefinisjonen er oppfylt (Halvorsen mfl. 2016a). Semi-naturlig mark avgrenses mot fjell og tundra ved at det alltid skal være innslag av arter karakteristisk for semi-naturlig mark i økosystemet.

4.6.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Semi-naturlig mark ved sjøen påvirkes av flo og fjære, bølger, vind og salt. Landheving bidrar til en suksesjon på strandenger. Mye semi-naturlig mark er tørkeutsatt. Langvarige varme- og tørkeperioder kan føre til at plantearter som er vare for tørke ikke klarer seg. Naturlige branner rammer også av og til semi-naturlig mark. Brannene kan bli ekstra sterke dersom slått

og beite har opphørt og det har skjedd en økt akkumulering av biomasse i økosystemet.

Dersom hevd opphører, vil semi-naturlig mark gjennomgå store endringer ved suksesjon. I tidlig stadium av gjengroing observeres ofte en rikere blomstring enn når markene høstes. Svenskene kaller dette for «den älskliga fasen» fordi markene da, i en kort periode, kan ta seg veldig godt ut med en imponerende blomsterprakt som inkluderer de lyselskende og kortvokste artene (Ekstam & Forshed 1992). Blomstringen er en respons på endrede økologiske forhold som følge av at forstyrrelsene uteblir. Etterhvert vil høye gras og urter skygge ut de lave, og de mest konkurransesterke kan ta helt over og bli dominerende i feltsjiktet. I seinere stadier av gjengroing vil det komme inn busker og trær, og artene i feltsjiktet endres til mer skyggetolerante gras og urter.

Økosystemet er også utsatt for erosjon, f.eks. dersom planter dør som følge av tørke eller for høyt beitetrykk, det oppstår større tråkkaskader på tynt og tørkeutsatt jordsmonn, eller dersom økosystemet invaderes av vånd. I tørre enger kan også jordmaur forårsake en del blottlagt bar jord. Flate engarealer med stagnerende vannforhold kan oppleve isbrann om våren, ved skiftende mildvær og frost. Lyset slipper igjennom isen så plantene begynner å ånde, men is og vann hindrer lufttilførselen, så plantene kveles.

4.6.1.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser som påvirker økosystemet negativt

De ulike typene av semi-naturlig mark er betinget av at bestemte skjøtselsregimer eller driftsmåter blir opprettholdt over tid. Endringer i driftsmåter vil kunne ha stor innvirkning på de semi-naturlige økosystemene. De lettest tilgjengelige markene, på høyere boniteter, er hovedsakelig truet av oppdyrking, noe som fører til hurtig tap av biologisk mangfold på økosystem-, arts- og genetisk nivå. Endrete beitereregimer med tyngre beitedyr og økt beitetrykk kan føre til omfattende tråkkaskader og erosjon. Høsting av slåttemark med tungt utstyr kan gi kjøreskader og jordpakking.

Fra tidlig 1900-tall og fram til i dag har vi sett en sterk tilbakegang av semi-naturlig mark. De mer marginale markene, som finnes i mindre tilgjengelige områder og på lavere boniteter, er på sin side truet av opphør av drift; beitedyr forsvinner og

slåtten opphører. Dette fører til gjengroing, og over tid går de lysåpne markene over til skog i de delene av landskapet der skogen kan etablere seg. Gjengroingsfasen kan være artsrik, men de lyselskende artene som har få andre voksesteder i det moderne landskapet, vil etter hvert forsvinne.

Varmere somre, mer nedbør og økt konsentrasjon av CO² som følge av klimaendringer, samt tilførsel av nitrogen gjennom nedbør, vil generelt øke farten på gjengroingen. Faren for isbrann ser også ut for å øke med klimaendringene.

Havnivåheving kan føre til at strandenger forsvinner, da artene ikke har noe sted å flytte til.

Ulike former for arealbruksendringer, for eksempel nedbygging av jordbruksareal til bolig, hytter, industri eller infrastruktur, bidrar også til arealreduksjon av semi-naturlige marker.

Noe semi-naturlig mark har blitt tilplantet med skog. I våre dager er det en potensiell fare for at såkalt klimaskog plantes på åpen, semi-naturlig fastmark. Også fremmede arter kan være et problem. På Vestlandet og i Nordland er spredning av sitkagran inn i semi-naturlig mark et betydelig problem. Andre fremmede arter som lupin og bjønnkjeksarter, kan spre seg inn i semi-naturlig mark og være vanskelig å bli kvitt. På strandeng er rynkerose stedvis et omfattende problem.

4.6.2 Datatilgang og valg av indikatorer

For semi-naturlig mark er det viktig med datatilgang på flere romlige skalaer; fra de store landskapsendringene med fragmentering av naturtyper og gjengroing, til data om arts-sammensetninger og endringsdynamikker for enkeltarter.

En rekke av dagens systemer for registrering av norsk landskap og arter gir indirekte informasjon til semi-naturlig mark, og kan gjennom tilrettelegging og databehandling brukes. Eksempler er informasjon som ligger i omløpsfotografering, 3Q, artsobservasjoner, vegetasjonskartlegginger m.m. Det er likevel behov for en bedre planlagt og målrettet innsamling og håndtering av data, slik at man klarer å fange opp faktiske romlige og temporale endringer i semi-naturlig mark.

For semi-naturlig mark er hevd integrert som en del av naturtypene, da skjøtsel står helt sentralt for opprinnelsen av og ivaretagelsen av de ulike naturtypene som inngår. Det er derfor valgt å inkludere bruk, slik som beitetrykk eller antall

daa i hevd, som indikatorer. Dette fordi denne type informasjon gir kunnskap om viktige egenskaper som eksempelvis produktivitet, biomasse og biodiversitet. Landbruksstatistikk og skjøtselsplaner kan gi viktig informasjon om hevd.

Ellenbergs indikatorverdier er en annen indikator som er inkludert som indikator for semi-naturlig mark. Her kan man kople sammen Ellenbergs standardiserte verdier for plantearter, og utvikle indekser for naturtyper i god økologisk tilstand. Overvåking kan se på avvik fra disse indeksene.

4.6.3 Vurdering av finere inndeling av semi-naturlig mark

Semi-naturlig mark faller i NiN innenfor de fire hovedtypene semi-naturlig eng, boreal hei, kystlynghei og semi-naturlig strandeng. Det synes riktig å bruke denne inndelingen ved klassifisering av økologisk tilstand. Felles for disse hovedtypene er at skjøtsel med beite og/eller slått er grunnleggende for å opprettholde naturtypene. Imidlertid er det viktige økologiske forskjeller mellom hovedtypene som gir seg utslag i ulike prosesser, strukturer og funksjoner. Dette gjør at det f.eks. vil være behov for ulike indikatorer, eller at indikatorene har forskjellig grenseverdi for hva som regnes som god økologisk tilstand i de ulike hovedtypene. Et eksempel er indikatorer for gjengroing som vil kunne ha forskjellige grenseverdier, fordi gjengroing kommer til uttrykk med ulike funksjonelle plantegrupper i de ulike hovedtypene av semi-naturlig mark.

Semi-naturlig eng finnes over hele landet. Semi-naturlig strandeng finnes langs hele kysten, men er vanligst i sørlige deler av landet. Kystlynghei finnes hovedsakelig på kyststrekningen fra Agder til Lofoten, men finnes også sporadisk i Telemark (Kragerø) og Østfold (Hvaler). Utbredelsen av boreal hei er mangelfullt kjent. Hei i betydningen åpen, dvergbuskdominert mark forekommer over store deler av landet, men dekker særlig store arealer langs kysten og øverst i dalene på Østlandet. Dekningen av boreal hei øker oppover mot skoggrensa, og dekker størst andel av fastmarksarealet i nordboreal bioklimatisk sone og i overgangsseksjonen og den svakt kontinentale bioklimatiske seksjonen (Halvorsen mfl. 2016b).

4.6.4 Semi-naturlig eng

4.6.4.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Semi-naturlig eng omfatter engpregede, åpne eller tresatte

økosystemer som er formet gjennom beite og slått, eller en kombinasjon av beite og slått, gjennom lang tid, ofte flere hundre år. Karakteristisk for semi-naturlig eng er også at dette er arealenheter som ikke har synlige fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster, og som mangler eller bare har svake spor etter gjødsling og/eller sprøyting. Naturtypen defineres av den differensierende miljøvariabelen hevdintensitet. Hovedmiljøvariablene er kalkinnhold og hevdintensitet, og tilleggsvariabler er kildevannspåvirkning, uttørkingsfare og sandstabilisering. Underliggende miljøvariabler er slåttemarkspreg og vannmetning. Samlet har semi-naturlig eng 21 grunntypeinndelinger i Natur i Norge (Halvorsen mfl. 2016b).

Naturbeitemarker og slåttemarkar hører til de åpne utformingene av semi-naturlig eng. De er floristisk nokså like, men det er ofte en høyere dekning av urter i forhold til gras i slåttemarkar, mens i beitemarker er grasartene dominerende. Slåttemark er ofte overflatelyddet og feltsjiktet har et mer jevnt og homogent preg, med en jevnere fordeling av arter, sammenlignet med naturbeitemark. Slåttemark regnes som en sterkt truet utforming og fikk en egen handlingsplan i 2009 (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Handlingsplanarbeidet har resultert i at ca. 600 slåttemarkar har fått skjøtselsplaner og er kommet i aktiv skjøtsel.

Slåttemarkar med spredte løvtrær kalles løvenger. I løvengene slås feltsjiktet årlig. I tillegg høstes tresjiktet jevnlig med få års mellomrom. På lik linje med slåtteeng regnes denne utformingen av semi-naturlig eng som akutt truet (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Tresatt naturbeitemark kalles hagemark. Feltsjiktet i hagemarkene beites, og trærne kan være høstet, på samme måte som i løvengene. Semi-naturlig eng kan forøvrig huse et stort mangfold av arter fra mange organismegrupper, særlig karplanter, sopp og insekter (Halvorsen mfl. 2016b).

4.6.4.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Slått og/eller beite definerer semi-naturlig eng. Dersom engene blir liggende brakk uten å bli slått eller beitet, vil det skje en naturlig suksesjon på arealene. Dette medfører store endringer i struktur og funksjon. Erosjon kan oppstå i engene dersom de utsettes for gravende dyr, f.eks. vånd (jordrotte). Vånd er bl.a. et betydelig problem på Helgelandskysten. Enger

som ligger utsatt til for vær og vind, blir særlig sårbare for erosjon dersom det lages hull og åpninger i vegetasjonsdekket. I en del tørre enger er tuebyggende jordmaur en viktig faktor for blottlegging av bar jord.

4.6.4.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Endringer i jordbruksmetoder og driftsformer, som vi særlig har sett etter 2. verdenskrig og frem til i dag, har medført stor tilbakegang for naturtypen semi-naturlig eng. Mindre produktive arealer har gått ut av bruk og gror igjen, mens mer produktive arealer har blitt mer intensivt brukt som følge av mer effektive gjødslingsmetoder eller oppdyrking. Endrede driftsformer med større besetninger og større og tyngre dyr kan medføre endringer som følge av overbeite, tråkkaskader, jordpakking o.l. Slått med for tungt utstyr som f.eks. traktor og beitepussere, kan føre til jordpakking, grønn gjødsling og en endret struktur. Semi-naturlig eng er også utsatt for nedbygging med hus, hytter og veier eller andre arealbruksendringer som skogplanting. Økt innhold av nitrogen i nedbør kan medføre eutrofiering i semi-naturlig eng. Klimaendringer kan øke hastigheten på suksesjonsforløpene som følge av opphørt hevd, og endrede nedbør- og temperaturforhold kan føre til jordsig, erosjon og isbrann.

4.6.4.4 Karakterisering av semi-naturlig eng i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Semi-naturlig eng omfatter arealenheter som ikke har synlige fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster, og som mangler eller bare har svake spor etter gjødsling og/eller sprøyting. Semi-naturlig eng i referansetilstanden høstes jevnlig (år etter år eller med få års mellomrom) gjennom beite og/eller slått og har et feltsjikt preget av lavvokste urter og gras som opptrer i en finskala mosaikk, med liten grad av flekkvis dominans. Bunnsjikt er godt utviklet og dominert av mose (i tørre utforminger med innslag av lav). Et eventuelt busksjikt er dominert av beitetolerante arter som einer og rosearter. Dersom enga er tresatt, er krone-dekningen beskjedent. Slått og beite medfører fjerning av næringsstoffer over tid. Avhengig av berggrunn, jordtype, topografi, fuktighetsforhold etc. kan det imidlertid oppstå en balanse mellom fjerning av næringsstoffer og naturlig tilførsel fra forvitring, tilsig, regnvann, nitrogenbindende bakterier, alger og erteplanter (Bär 2013).

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

En semi-naturlig eng i god økologisk tilstand har netto primærproduksjon som reflekterer det naturlige produksjonspotensialet i området, eller er noe lavere enn det naturlige produksjonspotensial tilsier. Den mottar ikke store mengder gjødsel som kan øke produksjonen. Den jevnlig høstingen av feltsjiktet hindrer samtidig akkumulering av biomasse på bakken, og etter hvert i tre- eller busksjikt.

Dersom hevdten opphører, eller det tilføres ekstra gjødsel utover det beitedyra legger igjen, vil primærproduksjonen øke. Tilleggsfôring av beitedyra vil også kunne øke primærproduksjonen.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Planter utgjør det meste av biomassen i økosystemet og da primært i felt- og bunnsjikt. Busksjikt og tresjikt kan opptre, men med så liten dekning at felt- og bunnsjikt opprettholder dominans av lyselskende arter karakteristisk for naturtypen. Lys ned til bakken fører til et velutviklet feltsjikt av hovedsakelig gras og urter. Moser er godt representert i bunnsjiktet, og i tørrere utforminger kan også lav forekomme. En del sopparter er spesifikt knyttet til intakt semi-naturlig eng, såkalte beitemarksopper. Semi-naturlig eng er forøvrig karakterisert av en blanding av graminider, erteplanter og urter. Langlevde urter og gras med klonal spredning dominerer, med innslag av både ettårige/kortlevde urter og gras som spres med frø. I naturbeitemarken utgjør husdyr (sau, storfe, hest og geit) det meste av biomassen blant primærkonsumentene.

Den karakteristiske fordelingen av biomasse mellom trofiske nivå i semi-naturlig eng i god tilstand endres ved redusert hevdintensitet. Ved gjengroing øker biomassen hos produsentene. Ved færre beitedyr vil biomassen blant primærkonsumentene være redusert.

3. Funksjonelle grupper

I semi-naturlig engvegetasjon dominerer de funksjonelle gruppene gras og urter. I velholdte utforminger opptre karakteristiske plantearter nokså jevnt fordelt i slåttemark, mens artene kan være noe mer mosaikk-fordelt i beitemark, men i liten grad i dominerende enartsbestander. Busker og trær kan forekomme, men med så lav dekningsgrad at felt- og

bunnsjikt er velutviklet og består av lyselskende planter. Det er ofte en høyere dekning av urter i forhold til gras i slåttemarken, mens i beitemarker er grasartene dominerende. Det betydelige innslaget av blomsterplanter gir insekter, særlig humler, bier, blomsterfluer og andre tovinger, sommerfugler og biller, gode furasjeringsmuligheter, noe som i neste omgang gir rovinsekter, edderkopper og insektspisende fugl, amfibier og småpattedyr gode levekår.

Dersom hevdten opphører, endres den funksjonelle sammensetningen av planter. Feltsjiktet vil i en tidlig fase av gjengroing endres til å bestå av færre og ofte mer høyvokste gras eller urter. Gjennom suksjon vil forekomstene av busker og trær øke, og de lyselskende artene i feltsjiktet erstattes av mer skyggetolerante arter. Gjødsling eller nitrogennedfall fra nedbør fremmer konkurransesterke og nitrogenelskende gras og urter og reduserer artstallet.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Husdyr (sau, storfe, hest og geit) og mennesker er funksjonelt viktige arter i semi-naturlig eng i og med at beite og slått er essensielt for artene i naturtypen. I tresatte utforminger av semi-naturlig eng skapes spesielle levekår for en lang rekke lav, sopp og insekter som er knyttet til lauvtrær som står i sollys, og ikke i skyggefull skog. Hule eiker og styvingstrær er gode eksempler på viktige biofysiske strukturer i semi-naturlig eng. Dersom hevdten opphører, vil den påfølgende suksjonen gi en artsutskiftning i feltsjiktet, og trær som har stått fritt og lysåpent, vil etterhvert stå i skog og deres tidligere tilhørende artsmangfold vil bli borte.

5. Landskapsøkologiske mønstre

På landskapsnivå vil god økologisk tilstand bety at de semi-naturlige engene er store nok til å huse levedyktige populasjoner av karakteristiske planter og insekter, eller de ligger fordelt i landskapet på en måte og i en utstrekning som sikrer spredning av pollen, frø og individer av insekter mellom dem. Nærhet til andre naturtyper som huser en del av de samme artene, for eksempel artsrike veikanter, vil også bidra til å sikre dette. Dette sikrer at man opprettholder et stort genetisk mangfold, et bredt utvalg engarter, og dermed de karakteristiske kulturmarkstypene.

En reduksjon av semi-naturlige enger, enten som følge av gjengroing etter arealbruksendringer eller opphør av bruk, vil

føre til fragmenterings- og isolasjonseffekter på naturtypen. Dette kan føre til lokal utdøing av arter til tross for at hevdn er opprettholdt på resterende areal av semi-naturlig eng.

6. Biologisk mangfold

Semi-naturlig eng er ofte svært artsrike habitater. Floraen er mest artsrik i områder med rik berggrunn, hvor man i slåttemarken kan ha så mye som 30 plantearter per 0,25 m². Det er imidlertid stor variasjon i artsrikdom mellom ulike typer av semi-naturlig eng.

Dersom hevdn opphører eller enga gjødsles, forsvinner særlig lavvokste gras og urter og de organismene som er knyttet til dem. Utbredelsen av kryptogamer i bunnsjiktet blir ofte betydelig redusert. Noen arter, særlig høyvokste gras og urter, kan bli dominerende arter på større arealer. Etter hvert vil også innslaget av busker og trær øke betydelig.

7. Abiotiske forhold

Vegetasjonen utviser en naturlig, lokal variasjon som respons på naturlige gradienter i området, i første rekke fuktighet og næringsforhold. Enger i god økologisk tilstand har moderate eller lave nivå av makronæringsstoffene nitrogen og fosfor, mens nivået av andre essensielle næringsstoffer varierer med naturgrunnet. De biologiske rikeste utformingene finnes på baserik grunn. Over tid vil det bygges opp et brunjordsprofil som senker pH noe i ellers baserike områder.

En endring av abiotiske forhold, særlig økning av nitrogen og fosfor som følge av gjødsling eller nitrogennedfall, vil føre til endret vegetasjonssammensetning.

4.6.4.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 16**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.6.5 Semi-naturlig strandeng

4.6.5.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Semi-naturlig strandeng omfatter åpne, engpregede økosystemer i øvre del av fjærebeltet (midtre-øvre geolitoral og supralitoral), som er formet gjennom ekstensiv ('tradisjonell') hevd (oftest beite, men også enkelte steder slått) og bruk til jordbruksproduksjon gjennom lang tid, ofte hundrer av år.

Semi-naturlig strandeng omfatter arealenheter som ikke har synlige fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster, og som mangler eller bare har svake spor etter gjødsling og/eller sprøyting. Semi-naturlig strandeng skiller seg fra T32 Semi-naturlig eng ved markant innslag av salttolerante arter (halofytter) og fra T12 Strandeng ved sterkt innslag av arter typisk for semi-naturlig mark. Opphør av bruk gjør at semi-naturlig strandeng forsvinner mange steder, særlig i Sør-Norge der takrør (*Phragmites australis*) er en aggressiv innvandrer. Semi-naturlige strandenger gjennomgår der mange steder suksessjon til en ren bestand av takrør som i løpet av få tiår helt kan mangle spor etter tidligere hevd. Ettersuksessjonstilstanden kan være en åpen takrør-dominert strandeng, eller etter forsumping, en helofytt-saltvannssump eller en strandsumpskog. Mjødurt (*Filipendula ulmaria*) kan erstatte takrør i områder der sistnevnte er mindre vanlig. Med begrepet «ettersuksessjonstilstand» menes at artssammensetningen ikke kan skilles fra sammenliknbare natursystemer på naturmark, og at systemet har nådd en endringstakt som ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere «retning» enn disse natursystemene (Halvorsen mfl. 2016b). Da man begynte å holde beitedyr i Norge var strandengene trolig viktige beiteområder (Vangen mfl. 2007). Substratet i semi-naturlig strandeng er finkornet og består hovedsakelig av silt og leire (< 1/16 mm).

4.6.5.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Semi-naturlige strandenger har vært opprettholdt av slått eller beite, men i dag er beite den vanligste skjøtselsmetoden, og da gjerne beite med sau. Den viktigste endringsprosessen er gjengroing, først og fremst av høye graminider, som følge av at skjøtselen opphører. Gjengroingen går seinere jo lenger nord i landet man kommer. Innad i en strandeng går endringene fortest i delene som ligger lengst opp på land, der hevdpåvirkningen er tydeligst. For høyt beitetrykk fører på sin side til slitasje og svært lavvokst vegetasjon. I større strandenger kan indre, øvre deler være utsatt for oppdyrking, gjerne i kombinasjon med grøfting og gjødsling. I tillegg til å ødelegge de oppdyrkede delene, fører dette til tilførsel av næring og sprøytemiddel i gjenværende deler av strandenga. Semi-naturlig strandeng er betinget av variasjon i vannpåvirkning fra flo og fjære, og tørrleggingsvarighet regnes også som en av de viktigste miljøvariablene i naturtypen (jf. NiN 2). Bølger og vind kan forsterke effekten av flo og fjære og

Tabell 16. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i semi-naturlig eng, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Solblom	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Gulspurv	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Låvesvale	Biomasse i trofiske nivåer	Arealbruk
Buskskvett	Funksjonelle grupper	Arealbruk
Dagsommerfugler	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Engtordivel	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk
Engvokssopper	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Fiolett oljebille	Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Heiplierke	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning
Humler	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning
Jordtungearter	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Køllesopparter	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Mnemosynesommerfugl	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning
Praktrødspore	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Prestekrage	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Sanglerke	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Storspove	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Stær	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk
Vipe	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
NI verdi åpent lavland	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning; Klimaendringer
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Beite-/slåttemark med usikker bruksstatus	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Beitemark	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Beitetrykk	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk
Ellenberg N	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Forurensning
Tyngdepunktarter	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning
Villeng/grasmark kontinuitet	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Bunnsjiktdekning	Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Busksjiktdekning	Funksjonelle grupper	Arealbruk
Ellenberg L	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk
Svartelista arter	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning; Fremmede arter
Tilstand gras og urterik mark	Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Tresjiktdekning	Funksjonelle grupper	Arealbruk
Ellenberg R	Biologisk mangfold	Arealbruk
Ny datainnsamling må på plass		
Dekningsgrad av en-artsbestander (storvokste arter av gras, bregner og urter)	Primærproduksjon	Arealbruk; Forurensning
Økt biomasse	Primærproduksjon	Arealbruk; Forurensning
Tykkelse strøsjikt	Biomasse i trofiske nivåer	Arealbruk; Forurensning
Dekningsgrad av en-artsbestander (storvokste arter av gras, bregner og urter)	Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Feltsjikt: andel gras/urter i forhold til lyng	Funksjonelle grupper	Arealbruk
Dekningsgrad av en-artsbestander (storvokste arter av gras, bregner og urter)	Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning
Tykkelse strøsjikt	Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning

forårsake erosjon, til dels gjennom isskuring om vinteren. Landheving bidrar til at nytt land blottlegges, samtidig som tidligere strandeng endrer karakter og blir en del av tilgrensende naturtyper. Saliniteten i semi-naturlig strandeng varierer med geografisk plassering, og det er lavest salinitet innerst i de store fjordene med ferskvannspåvirkning. De øvre delene av semi-naturlig strandeng har tydeligere kulturpreg enn delene som ligger lengst ut.

I motsetning til andre semi-naturlig marker er strandengene lite tørkeutsatt. Høy saltkonsentrasjon som følge av liten tilførsel av ferskvann kan gi anrikning av salt til nivåer som er vanskelige for planter å tolerere.

4.6.5.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Det er mange eksempler på arealbruksendringer og hel eller delvis nedbygging av semi-naturlige strandenger. I forbindelse med bygging av vegger, jernbaner og moloer lages det demninger som hindrer normal utskiftning av vannet. Hyttebygging og opparbeiding av arealer for friluftsliv, for eksempel gjennom anlegning av plen, favoriserer grasarter som tåler hyppig klipping. Ellers er strandengene, i likhet med havstrand generelt, utsatt for forurensing, oljesøl og forsøpling.

Dagens menneskeskapte klimaendringer vil ha stor effekt på endringsprosessene i semi-naturlig strandeng. Varmere og våtere klima øker gjengroingshastigheten. Havnivåstigning kan føre til at flate strandengarealer forsvinner. Fremmede arter, for eksempel rynkerose (*Rosa rugosa*), som kan invadere strandenger, antas å øke i utbredelse i et varmere klima. Eutrofiering på grunn av menneskelig aktivitet forsterker gjerne disse trendene ytterligere.

4.6.5.4 Karakterisering av semi-naturlig strandeng i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Semi-naturlig strandeng er i referansetilstand lysåpen og har et velutviklet, lavvokst feltsjikt der salttålende arter (halofytter) opptrer sammen med urter og gras som er typisk for semi-naturlig mark. Artene opptrer i liten grad i enartsbestander. Busk- og tresjikt er fraværende. Den viktigste faktoren for å opprettholde referansetilstanden, er opprettholdelse av skjøtsel.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

En semi-naturlig strandeng i god økologisk tilstand har høy primærproduksjon grunnet stadig tilførsel og sedimentering av næringsstoffer fra havet.

Dersom skjøtselen opphører, vil primærproduksjonen øke. Oppdyrking av semi-naturlig strandeng vil også øke primærproduksjonen.

2. Biomasse i trofiske nivåer

I semi-naturlig strandeng forekommer biomassen hovedsakelig i feltsjiktet. Insektfaunaen knyttet til semi-naturlig strandeng er stor. Strandengene er ellers viktige som fursjeringsområder for planteetende fugl, og som hekke- og trekkområder for et bredt utvalg fuglearter.

Ved opphør av hevd skjer en gjengroing i retning av høyvokst, artsfattig grasvegetasjon, og artsinventaret i høyere trofiske nivåer vil endres til arter tilpasset en endret vegetasjonsstruktur.

3. Funksjonelle grupper

Feltsjiktet i semi-naturlig strandeng er det mest velutviklede trofiske nivået, og i god økologisk tilstand er slike enger dominert av lavvokste graminider med krypende underjordiske deler, ispedd en blanding av ettårige eller kortlevde, lavvokste urter, og langlevde urter med klonal vekst. Synkende tørleggingsvarighet nedover i fjærebeltet gir økt andel halofytter, mens andelen kulturmarksarter avtar. I øvre deler av strandenga kan man finne et velutviklet mosedekke i bunnsjiktet, men dette avtar med økende salinitet. Busk- og tresjikt er fraværende.

Gjengroing med høyvokste gras som takrør og strandrør kan føre til at bunnsjiktet i øvre deler av strandenga skygges ut. På lang sikt kan en gjengroing med svartor forekomme, men ellers vil saltpåvirkningen hindre raskt oppslag av trær og busker. I semi-naturlig strandeng som stelles som plen, favoriseres grasarter som tåler hyppig klipping.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Driftvoller bygges opp av tang og tare som slenges på land, og utgjør ikke-permanente opphopninger av næringsrikt materiale. Dette er eksempel på biofysiske strukturer som

er viktige for næringskrevende, storvokste urter som er nøkkelplanter for pollen- og nektarsøkende insekter. Saltpanner, dvs. grunne forsenkninger i øvre deler av strandengene, der fordamping fører til anrikning av salt, utgjør også spesifikke strukturer i semi-naturlig eng.

Inngrep som hindrer naturlig vannbevegelse, kan forhindre slik opphoping og dermed forekomst av driftvoller. Grøfting og oppdyrking fører til at saltpanner ikke dannes.

5. Landskapsøkologiske mønstre

I et landskapsøkologisk perspektiv ser vi at semi-naturlig strandeng er knyttet til annen kulturmark på beskyttede, langgrunne lokaliteter. Den kuperte kysttopografien hindrer jevnt over utvikling av store strandengarealer, de er vanligvis relativt små og opptrer i en mosaikk med strandberg, sand-, stein- og grusstrender.

Nedbygging kan føre til at gjenværende strandengarealer blir mer isolert, og utveksling av individer og gener hindres.

6. Biologisk mangfold

Artstallet kan være stort i semi-naturlige strandenger. De er naturlig næringsrike siden de får jevn tilførsel av næring fra havet. De er også grensesoner eller økotoner mellom to veldig forskjellige økosystem; det marine, og ulike terrestriske system (gjærne kulturmark eller skog). Dette gir skarpe, lokale miljøgradienter og stor artsutskifting over korte avstander. Delene av strandenga som ligger lengst opp på land, er tørrlagt store deler av døgnet, og her dominerer kulturmarksplanter. Når man beveger seg nedover i fjærebeltet, blir vegetasjonen stående stadig lenger under vann, og andelen halofytter øker, mens mengden kulturmarksplanter avtar.

Gjengroing fører til utskygging av lyselskende, lavvokste planter og dermed stor nedgang i artstall. Den gradvise overgangen fra land til hav erstattes av et homogent belte av høye gras, som reduserer antall nisjer betydelig.

7. Abiotiske forhold

En semi-naturlig strandeng i god økologisk tilstand er naturlig næringsrik og mottar stadig tilførsel og sedimentering av næringsstoffer fra havet.

Oppdyrking av øvre deler vil kunne medføre en økning i det naturlige næringsnivået. Både det oppdyrkede arealet og de gjenværende delene av strandenga kan påvirkes av sprøytemidler. Ellers er strendene generelt utsatt for forurensing, oljesøl og forsøpling. Endrede næringsforhold og ulike typer forurensing vil endre floristisk sammensetning og fauna i semi-naturlig strandeng.

4.6.5.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 17**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.6.6 Boreal hei

4.6.6.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Boreal hei er en kulturbetinget naturtype, som karakteriseres av heipreget vegetasjon. Dvergbuskarer med en rekke lyngarter, einer og dvergbjørk er vanlige, og naturtypen har en svakt engpreget vegetasjon på mer kalkrik grunn. Innslag av skogsarter noe kulturmarks-tilknyttede arter forekommer. Naturtypen har blitt til gjennom avskoging av fastmarksskogmark og beiting, og boreal hei knyttes sterkt til områder hvor seterdrift er eller har vært utbredt. Boreal hei opprettholdes gjennom rydding av kratt og trær, samt sommerbeiting med ekstensivt beitetrykk.

Boreal hei forekommer i hele landet, men med tyngdepunkt i mellomboreal og nordboreal vegetasjonssone i indre deler av Sør-Norge (Moen 1998). Boreal hei dekker store arealer langs kysten, samt øverst i østlandsdalene, og utbredelsen øker oppover mot skoggrensa. Naturtypen knyttes til områder med seterdrift, og hovedtyngden er knyttet til de områdene hvor bosettingen når høyest opp mot fjellet (Bryn 2008). Det er også boreal hei i indre strøk fra Sør-Trøndelag til Finnmark som følge av langvarig beiting med tamrein (Lindgaard & Henriksen 2011). Avskogingen som har skjedd i boreal hei, er et resultat av flere samvirkende faktorer. Naturgitte forhold påvirker veksten av busker, kratt og trær i en stor del av utbredelsesområdet til boreal hei. Særlig innlandsområdene med kontinentalt og nokså tørt klima, samt høyereliggende områder med kjøligere klima, har lavere vekstrater av busker og trær enn det man finner i oseanisk seksjon. Vel så viktig har folks fjerning av busker og trær vært. Seterdrift har vært en energikrevende bruksform, og behovet for ved til fyring

har vært stort. I tillegg har det vært behov for trevirke til bygningsmateriale, gjerdemateriale, emnevirke, trekull-, jern- og tjæreproduksjon. Det store behovet for trevirke, sammen med moderat beitetrykk over tid, gjorde at avskogede områder ikke grodde igjen.

Boreal hei kjennetegnes av at beitetrykket gjennomgående var, og er, svakere enn i semi-naturlig eng, og vegetasjonen domineres av lyngvekster i motsetning til gras og urter i eng. Ved for lavt beitetrykk vil boreal hei gro igjen, og ved for høyt beitetrykk vil heiene utvikle seg til mer engpregede systemer. Naturtypen defineres av differensierende miljøvariabel: Semi-naturlig mark/bunn uten hevdpreg, preget av menneskebettinget forstyrrelse. Hovedmiljøvariablene er kalkinnhold og uttørkingsfare, og med kildevannspåvirkning som tilleggsmiljøvariabel. Samlet har boreal hei 14 grunntypeinndelinger i Natur i Norge. Boreal hei er inkludert på Rødlista for naturtyper 2011 som datamangel (DD). Store arealer gror

igjen som følge av opphør av beite og annen utmarksbruk. Kunnskapen om hvor truet naturtypen er, og effektene av endringsprosessene på det biologiske mangfoldet, er imidlertid mangelfull (Norderhaug & Johansen 2011, Bryn mfl. 2013). Boreal hei har noen vanskelige overgangsformer mot andre naturtyper. Eksempelvis kan boreal hei på lik linje med kystlynghei ha røsslyngdominans, men der kystlyngheiene har tradisjoner for kontinuerlig lyngsviing, beites boreal hei i hovedsak. Gjengroende semi-naturlig eng har som regel tydeligere innslag av kulturmarkstilknyttede gras og urter (Bratli mfl. 2016, Halvorsen mfl. 2016b).

4.6.6.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Naturgitte forstyrrelser og endringsprosesser i boreal hei er i hovedsak knyttet til variasjoner i klima. Generelt er det ventet at høyere temperatur og lengre vekstsesong vil kunne øke primærproduksjonen i boreal hei og gi høyere vekstrater for

Tabell 17. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i semi-naturlig strandeng, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Storspove	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Vipe	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
NI verdi åpent lavland	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning; Klimaendringer
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Beite-/slåttemark med usikker bruksstatus	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Beitemark	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Beitetrykk	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk
Villeng/grasmark kontinuitet	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Ellenberg L	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk
Svartelista arter	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning; Fremmede arter
Forekomst av rødlistearter knytta til semi-naturlig strandeng	Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning; Fremmede arter
Ny datainnsamling må på plass		
Dekningsgrad av en-artsbestander (storkvekste arter av gras, bregner og urter)	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning
Tykkelse strøsjikt	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Arealbruk; Forurensning

busker og trær. Dette vil kunne øke hastigheten på gjengroingen. Studier har vist at det er i hovedsak nedgang i setring og annen utmarksbruk som forårsaker gjengroing i boreal hei, men klimaendringer vil kunne akselerere pågående gjengroing, og også tenkes å påvirke hvordan tilstrekkelig beitetrykk skal defineres. Mengden av trær, busker og vedaktige lyngplanter vil ha stor innflytelse på andre plantearters beskyttelse mot vind og store temperaturvariasjoner, og vil dermed ha betydning for hvor raskt andre plantearter kan øke sin utbredelse som svar på økning i vekstsesongens lengde eller andre effekter av økt temperatur (Klanderud & Totland 2005).

4.6.6.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Den største trusselen for boreal hei er opphør av setring og annen utmarksbruk. Dette har ført til at store arealer gror igjen med busker, kratt og trær. Gjengroingen påvirker andre arter i form av at lyskrevende arter skygges ut til fordel for mer skyggetolerante arter. Andre trusler for boreal hei er nitrogendeposisjon, som fremmer nitrogenelskende arter på bekostning av arter som er tilpasset næringsfattig og surt jordsmonn. Andre trusler er utbygging av hyttefelt, alpinanlegg, veger, kraftledninger m.m. Økt grad av turisme særlig tilknyttet enkelte attraksjoner har ført til økte slitasjeskader på jordsmonn og vegetasjon og hyppigere forstyrrelser på artene som lever her. Spredning av svartelistede arter gjør seg særlig gjeldende rundt plantefelt av sitkagran, men også rundt fritidshytter og anlegg, der uønskede arter har blitt plantet ut i hager.

4.6.6.4 Karakterisering av boreal hei i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Boreal hei i referansetilstanden er tilnærmet ryddet for trær, og det foregår en regelmessig høsting av einer og annen buskvegetasjon slik at buskvegetasjon med høyde over 50–100 cm kun forekommer i begrensede mengder. Feltsjiktet domineres av lyngvekster og dvergbusker. Arter som er karakteristiske for semi-naturlig eng, forekommer. Beitetrykket fra beitende husdyr om sommeren er moderat, tilsvarende hevdintensitet 3 i NiN.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

Boreal hei i god økologisk tilstand har netto primærproduksjon som reflekterer det naturlige produksjonspotensialet i området. Boreal hei forekommer på ofte tynt og/eller tørkeutsatt jordsmonn opp mot tregrensa, med naturlig lite N og P i jordsmonnet, og primærproduksjonen er derfor ikke særlig høy. Primærproduksjonen varierer med vegetasjons sammensetning, jordtype og klima.

Opphør av bruk er en av de største truslene mot god økologisk tilstand i boreal hei. Da vil gjengroing føre til oppslag av busker, kratt og trær, og primærproduksjonen øker.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Den største andelen av biomasse finnes blant primærproducentene, da særlig lyngartene og de små buskene. Biomassen avtar gjennom nivåene av konsumenter, fra primærkonsumentene, via sekundærkonsumentene og til tertiærkonsumentene. Av primærkonsumenter er det særlig insekter, edderkopper, smågnagere, hjortedyr (rein) og sau som gjør seg gjeldende. Sekundærkonsumentene er gjerne fuglearter knyttet til åpent landskap, og som lever av insekter. Tertiærkonsumentene er eksempelvis rev, jerv, gaupe og kongeørn.

Gjengroing øker biomassen hos primærprodusentene, og færre beitedyr reduserer biomassen hos primærkonsumentene. Nitrogenberikelse kan øke biomassen hos primærprodusentene, dersom en får oppslag av nitrofile arter, som blåtopp.

3. Funksjonelle grupper

Boreal hei i god økologisk tilstand har et godt etablert sjikt av lyng- og dvergbuskarter. I de rikere heiene øker mengden av urter og gras, og da gjerne i form av typiske arter man finner i semi-naturlig eng.

Dersom husdyrbeiting og rydding av trær og busker opphører, vil man få en gjengroing, og mengden av busker, kratt og trær øker i retning av en fastmarksskog. Funksjonelle grupper med høye krav til lys vil bli redusert.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Dvergbuskarter er funksjonelt viktige arter i boreal hei, og dominerer gjerne arter som dvergbjørk, røsslyng, krekling

og lavvokst einer. Herbivorer er også funksjonelt viktige arter i boreal hei. I kjerneområdet for boreal hei har beiting med husdyr gjennom sommeren vært avgjørende for å opprettholde boreal hei. Fra Trøndelag og nordover mot Finnmark har beiting med tamrein vært viktig.

Faller beitingen bort, påvirkes vegetasjonen raskt i form av at busker, kratt og trær får vokse frem, og artssammensetningen endres. Beitetilpassede arter vil etter hvert reduseres.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Boreal hei i god økologisk tilstand dekker store, sammenhengende og treløse områder, slik at arealkrevende arter har gode beiter og/eller jaktområder. Videre har boreal hei i god tilstand flere arter som krever åpne lysrike habitater. Tilpasset beitetrykk påvirker vegetasjonssammensetningen og sikrer at beitetilpassede arter får et konkurransefortrinn og overlever. Manuell fjerning av busker, kratt og trær sikrer at landskapet er tilstrekkelig åpent.

Dersom utmarksdriften faller bort, vil en rekke av artene som krever åpent landskap reduseres i omfang, særlig beitetilpassede og lyskrevende arter.

6. Biologisk mangfold

Boreal hei i god økologisk tilstand har innslag av arter karakteristiske for semi-naturlig eng. Disse artene har kommet dit som et resultat av bl.a. seterdrift over lang tid. Artene er delvis spredt inn i landskapet med husdyr som har hatt med seg frø fra nærliggende semi-naturlig eng og semi-naturlig eng nær gårder i fjelldalene i forbindelse med buføring. Arter kan også være spredt inn med husdyr som har kommet langveisfra som følge av omfattende driftetraffikk gjennom stølsområdene. I boreal hei finnes det også arter mer typisk for lavalpin vegetasjonssone. Fjellplantene kan etablere seg under skoggrensa når landskapet holdes lysåpent av mennesker og dyr.

Ved opphør av husdyrbeite og gjengroing til skog tapes disse artene og det genetiske mangfoldet disse representerer.

7. Abiotiske forhold

Vegetasjonen utviser en naturlig, lokal variasjon som respons på naturgitte gradienter i området, i første rekke fuktighet og næringsforhold. Boreal hei forekommer på ofte tynt og/

eller tørkeutsatt jordsmonn opp mot tregrensa, med naturlig lite N og P i jordsmonnet.

I sørlige deler av landet med høye nitrogenavsetninger kan naturtypen være truet av eutrofiering med økt dominans av grasvekst og tilbakegang av urter (Bobbink & Hettelingh 2011).

4.6.6.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 18**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.6.7 Kystlynghei

4.6.7.1 Avgrensning, struktur og funksjon

Kystlynghei er en kulturbetinget naturtype, som karakteriseres et åpent landskap med en rekke lyngarter, og hvor røsslyng er en funksjonelt viktig art. Naturtypen skjøttes ved lyngsviing, beiting, og tidligere også lyngslått. Kystlyngheiene har sin hovedutbredelse i sterkt oseanisk vegetasjonssesjon og boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone. Her er klimaet vintermildt med mye nedbør gjennom hele året (Moen 1998). Kystlyngheiene er menneskeskapte og har blitt til gjennom rydding av skog til fordel for åpent beiteland. De eldste kystlyngheiene knyttes til yngre steinalder, omlag 6000 år før nåtid. I jernalder og vikingtid var det en ekspansjon av bosettingen og jordbruket langs kysten, og lyngheiarealet økte (Kaland 1986, Prøsch-Danielsen & Simonsen 2000).

Vintre med lite snø og god tilgang på røsslyng som kan beites gjennom hele året, har gjort det mulig med helårsbeiting i lyngheia. I dag er gammalnorsk sau det viktigste beitedyret, og utegangardrift praktiseres i store deler av lyngheia langs kysten. Lyngsviing i kombinasjon med beiting og slått har opprettholdt naturtypen over tid. Kystlyngheiene består av naturlig forekommende arter, hvor lyngarter og graminider dominerer grunn typer på næringsfattig og relativt grunnlendt mark (Fremstad 1997). Kystlyngheiene har en rekke felles arter i hele sitt utbredelsesområde, men også variasjoner i artssammensetting og suksjonsrater (Nilsen & Moen 2009, Velle & Vandvik 2014). Naturtypen defineres i NiN av de differensierende miljøvariablene hevdintensitet og semi-naturlig hevdregimer. Hovedmiljøvariablene er kalkinnhold og uttørkingsfare, og tilleggsmiljøvariabel er vannmetning. Underliggende miljøvariabel er berggrunn med

Tabell 18. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i boreal hei, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Dagsommerfugler	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Engtordivel	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk
Engvokssopper	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Fiolett oljebille	Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning
Heipiplerke	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning
Humler	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning
Jordtungearter	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Køllesopparter	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Praktrødspore	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensning
Prestekrage	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
Stær	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk
NI verdi åpent lavland	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk; Forurensning; Klimaendringer
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Beitetrykk	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Arealbruk
Ellenberg N	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Forurensning
Busksjiktdekning	Funksjonelle grupper	Arealbruk
Ellenberg L	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk
Tresjiktdekning	Funksjonelle grupper	Arealbruk
Ellenberg R	Biologisk mangfold	Arealbruk
Ny datainnsamling må på plass		
Økt biomasse	Primærproduksjon	Arealbruk; Forurensning
Bunnsjiktdekning	Funksjonelle grupper	Arealbruk; Forurensning

avvikende kjemisk sammensetning. Samlet har kystlynghei 12 grunntypeinndelinger (Halvorsen mfl. 2016b).

Livssyklusen til en enkelt art, røsslyng, er svært viktig for både økosystemets struktur og funksjon. Sammensetningen av arter, både diversitet, mengde og mengdefordeling, styres av lyngheisyklusen. Syklusen består av fire faser; pioner-, bygge-, moden- og degenererende fase, som defineres av røsslyngens fysiologiske form og alder etter sviing (Gimingham 1972). Like etter sviing kommer det inn brannspesialister, slik som brannmoser, sammen med en rekke urter og gras. Diversiteten øker ytterligere i overgangen til byggefase, når de typiske lyngartene kommer tilbake. Mot slutten av byggefase og moden fase har røsslyngen konkurrert ut en rekke av de andre artene, og har på nytt blitt dominerende art blant produsentene. Dersom lyngheia ikke blir svidd, går røsslyngen over i degenererende fase, og gjengroing med busker, kratt og trær settes i gang. Lyngsviing fører til både en heterogen artssammensetning og et variert landskapsbilde av brannflater i ulike aldre (Velle mfl. 2014). Beiting og sviing bidrar hver for seg til økt diversitet i lyngheia, og samlet gir hevdregimene det høyeste biologiske mangfoldet (Vandvik mfl. 2005). Enkelte arter, slik som røsslyng, er godt tilpasset brann, med store og robuste frøbanker og frø som spirer bedre etter å ha vært i kontakt med røyk (Måren & Vandvik 2009, Vandvik mfl. 2014). Kystlyngheia er rik på særlig rik på midd, spretthaler, edderkopper og insekter. Lyngbladbillen som beiter på røsslyng, kan forekomme i store mengder ved nitrogenberikelse. Kystlyngheia er ikke spesielt rik på pattedyr, rovdyr eller fugler, men har en rekke karakteristiske og sjeldne arter, som har lyngheia som et viktig habitat (Skartveit 2009). De norske kystlyngheiene er en del av de atlantiske kystlyngheiene, som strekker seg fra Portugal i sør til Nord-Norge i nord. Norge har en tredel av den geografiske gradienten og de nordligste kystlyngheiene i Europa. De største truslene mot kystlyngheiene i dag er opphør av tradisjonell hevd, nedbygging, økte nitrogendeposisjoner i kombinasjon med varmere klima og spredning av svartelistede arter.

4.6.7.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Variasjoner i klima påvirker kystlyngheiene og artene som finnes her. For naturtypen kystlynghei er store nedbørsmengder en viktig klimatisk betingelse. Jevne nedbørsmengder fører til utvasking av lettlosløse stoffer og gode konkurransefortrinn

for røsslyngen. Samtidig gir god nedbørstilgang god vekst av røsslyng, som har frøspirer som er tørkesensitive (Gimingham 1972). Perioder med vintertørke fører til at røsslyngen får tørkeskader som kan bli så omfattende at planten dør. En annen viktig klimatisk betingelse er milde vintre, slik at det er gode beiteforhold for sauene, og at det ikke legger seg mye snø over lengre tid, som gjør det vanskelig for dyrene å finne mat på beite (Norderhaug mfl. 1999). Varmere klima med lengre vekstsesong vil kunne føre til økt spredning av arter, f.eks. at flere sørlige arter flytter seg nordover.

4.6.7.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Den største trusselen mot kystlynghei er opphør i tradisjonell bruk og dermed en gjengroing med busker kratt og etter hvert skog. Kystlyngheiene krever en intermediær hevdintensitet med sviing og beiting. Blir hevdten for lav, degenereres lyngen, og man får etter hvert gjengroing med busker og kratt og omsider en overgang til skog. Er hevdintensiteten for høy og røsslyngplantene forstyrres for mye, erstattes lyngplantene med grasdominert vegetasjon (Pakeman & Nolan 2009). Nitrogenberikelse som følge av forurenset nedbør eller gjødsling, fører til endringer i konkurranseforholdene mellom arter, og fremmer nitrogenelskende arter som f.eks. blåtopp på bekostning av funksjonelt viktige arter i kystlyngheia (Falk mfl. 2010). Fragmentering av kystlyngheiene er en annen menneskeskapt forstyrrelse som truer lyngheiene. Nedbygging av kystnære arealer til eksempelvis tettsteder, infrastruktur tilknyttet oljevirksomhet, vindkraft og havbruksanlegg har vært på bekostning av mye kystlyngheiareal. I tillegg er skogplanting og spredning av frøspirer fra tidligere skogplanting er trussel. Særlig frø fra sitkagran har spredt seg i lynghei (Lindgaard & Henriksen 2011). Interaksjoner mellom ulike forstyrrelser har vist å gi forsterkede responser. Eksempel på dette er at røsslyng er mer tørkeutsatt ved høye nitrogenkonsentrasjoner og mer tørkeutsatt ved lav hevdintensitet (Meyer-Grünefeldt mfl. 2016, Log mfl. 2017).

4.6.7.4 Karakterisering av kystlynghei i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Kystlynghei i referansetilstand er åpne lyngheier der hevdregimene sviing og beiting skaper en vegetasjonssammensetning hvor lyngarter, særlig røsslyng, har en sentral rolle. I rikere heier har graminider en mer fremtredende rolle. Sviing skaper

mosaikker av lyngheier i ulike aldersstadier, fra nysvidde brannflater med en rekke urter og gras, til brannflater som etter hvert domineres av røsslyng og andre lyngarter. I kystlyngheier i referansetilstand er hevdintensiteten bærekraftig, slik at andelen degenererende lyng er lav og oppslaget av busker og kratt er liten. Svartelistede arter er fraværende, og spredning av nitrofile arter som følge av forurensing og klimaendring er minimal. Kystlynghei i referansetilstand har karakteristiske arter blant både produsentene og konsumentene, hvorav noen av artene har kystlynghei som sitt viktigste habitat. Naturtypen kystlynghei inngår sammen med en rekke andre naturtyper i kystlandskapet, som sammen utgjør viktige beiteområder.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

1. Primærproduksjon

Primærproduksjonen i kystlyngheia varierer gjennom fasene i lyngheisyklusen. Produksjonen er lavest like etter sviing og øker etter hvert som vegetasjonen etablerer seg. Først er mengden av urter og gras viktig for primærproduksjonen, og etter hvert er det lyngartene, og da særlig røsslyng, som er bidragsgivende. Primærproduksjonen hos røsslyng øker frem mot moden fase, for så i stor grad å stabilisere seg. Primærproduksjonen varierer med sviing, beiting, vegetasjonssammensetning, suksjonsrater, jordtype og klima.

Opphør i bruk er en av de største truslene mot god økologisk tilstand. Økte mengder einstape, nitrofile gras, busker, kratt og trær øker primærproduksjonen. Skader på den funksjonelt viktige arten røsslyng, slik som omfattende tørkeskader eller utbrudd av lyngbladbillen, reduserer primærproduksjonen.

2. Biomasse i trofiske nivåer

Den største andelen biomasse finnes blant planteprodusentene, og da særlig lyngartene. Disse produserer et surt og næringsfattig miljø som ericoid-mykorrhiza har spesialisert seg på. Midd, spretthaler og hvite makker i familien Enchytraeidae er tallrike, og nedbrytere gir karbonrik jord. Edderkopper liker seg godt i lyngen, og det finnes et rikt antall insektarter. Det er relativt få arter av småpattedyr og fuglearter i lyngheia, men det finnes noen karakteristiske arter. Det viktigste pattedyret er gammelnorsk sau. Beitetrykket varierer mellom 0.8–1.2 sau per ha med en arealfordeling på 3:1 mellom kystlynghei og grasmark.

Fordelingen av biomasse mellom trofiske nivå som man finner i god tilstand, endres særlig når hevdintensiteten blir for lav eller faller bort. Da fører gjengroingsarter til økt biomasse hos produsentene. Færre beitedyr reduserer biomassen blant primærkonsumentene. Nitrogenberikelse kan øke biomassen hos produsentene grunnet økning av andelen gras, men også mer biomasse hos primærkonsumenter, dersom lyngbladbillen utbrudd.

3. Funksjonelle grupper

Den funksjonelle sammensetningen styres i stor grad av lyngheisyklusen. Rett etter sviing kommer det inn branntilpassede pionerarter, gjerne brannmoser. Så etablerer en rekke urter og gras seg, sammen med små spirer fra lyngartene. Når røsslyngen kommer inn i byggefase, konkurreres urter og gras i stor grad ut. Moser og lav er godt representert i moden fase. Busker og kratt finnes i områdene med lavest hevdintensitet, gjerne i forseninger mellom berg.

Redusert hevdintensitet, og da særlig opphør i lyngsviing, vil føre til at man får en mer homogen naturtype med færre funksjonelle grupper. Funksjonelle grupper med høye krav til lys vil bli redusert, og særlig skyggetolerante mattedannende moser. Monokulturer av røsslyng, og etter hvert busker, kratt og trær, vil bli fremtredende.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Røsslyng er en konstant dominerende mengdeart i kystlynghei, og artens livssyklus, struktur og konkurransevne påvirker i stor grad andre arter. Bare noen få år etter sviing overtar røsslyng sin dominerende posisjon. Fattig og surt jordsmonn, lite lys som når bakken, samt få ledige nisjer gjør det vanskelig for andre arter å etablere seg. Gammelnorsk sau er en annen funksjonelt viktig art. Sauen er godt tilpasset helårsbeiting og bidrar til et høyere artsmangfold, deriblant en rekke beitetilpassede arter.

Faller hevdten bort, mister den branntilpassede røsslyng et konkurransefortrinn, og gjengroingsarter etablerer seg. Dersom man ikke har beitedyr i lyngheia, vil beitetilpassede arter i større grad gå ut, og løvskogsarter vil lettere etablere seg innenfor brannflater.

5. Landskapsøkologiske mønstre

Kystlyngheia består av mosaikker med lyng i ulike alder som følge av sviing. Intervallene mellom hver sviing ligger mellom 10–25 år, og størrelsen på svidflatene varierer oftest mellom 1–10 mål. Dette skaper variasjoner i artssammensetting, strukturer og alder på vegetasjonen. I tillegg finnes gras- og urtedominert vegetasjon tilknyttet områdene beitedyra oppholder seg mest i. Kystlyngheiene inngår ofte sammen med andre naturtyper som f.eks. våtmarkstyper, semi-naturlig eng og strandeng. Nærhet til andre naturtyper, vekslinger av lyng i ulike aldre, gode frøbanker og beitedyr er viktige faktorer for overlevelse av arter.

En balansert hevdintensitet er viktig for å oppnå god økologisk tilstand. Blir hevden for lav eller faller bort, blir landskapet mer homogent, og spesialiserte arter tilknyttet sviing og beiting reduseres i omfang eller går ut. Blir bruken for intens, går arter som er svake for forstyrrelser ut, og særlig graminider erstatter lyngarter.

6. Biologisk mangfold

Kystlyngheiene utgjør et viktig habitat for en rekke arter. God tilgang på lys og vintermildt klima er viktig for noen av de karakteristiske planteartene, slik som purpurlyng, bakkefrytle og kystblåstjerne. Etter sviing kan man også finne sjeldne branntilpassede spesialister, slik som brannmoser. I ekstremrike heier i nord finnes et høyt antall arter, og en rekke alpine arter er i lyngheia. Det finnes en rekke arter av edderkopper, og da særlig dvergedderkopper, i kystlyngheia. Noen sjeldne fugler har lyngheia som sitt viktigste habitat, deriblant svartstrupe og hubro. Interaksjoner mellom sviing og beiting gir det høyeste mangfoldet av arter, og en rekke av artene er evolusjonært tilpasset menneskelig bruk, deriblant røykresponns hos røsslyngfrø.

Mangfoldet, artssammensetningen og artsutskiftingen i kystlyngheia endres særlig ved at hevdintensiteten blir for lav eller høy, at nitrofile arter kommer inn som følge av økte mengder med nitrogendeposisjon, og at svartelistede arter spres.

7. Abiotiske forhold

Kystlyngheiene finnes i sterkt oseanisk seksjon langs kysten, som er karakterisert av et nedbørsrikt og vintermildt klima. Lyngheiene vokser hovedsakelig på næringsfattig og relativt grunnlendt mark. Det øvre jordlaget er surt som følge av

utvasking og akkumulering av strø fra røsslyng og andre lyngarter. pH varierer fra under 4 i fattige heier til opp mot 6 i rike heier. Ekstremrike heier finnes i hovedsak i nordlige deler av landet. Snøfrie vintre er sentralt for helårsbeitingen med gammelnorsk sau.

Interaksjoner mellom varmere klima og større mengder nitrogendeposisjon gir seg utslag i større mengder nitrogenskende graminider, på bekostning av lyngheias naturlig forekommende arter. Interaksjoner mellom klimaendring i form av vintertørke og lav hevdintensitet fører til tørkeskader hos den funksjonelt viktige arten røsslyng. Endringer i abiotiske forhold som temperatur, fuktighet og næringsstoffer i jorden, vil også påvirke artssammensetninger og suksjonsrater etter sviing.

4.6.7.5 Indikatorer for god økologisk tilstand

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 19**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

4.6.8 Kunnskapsbehov knyttet til semi-naturlig mark

For semi-naturlig mark er det viktig med datatilgang på flere romlige skalaer; fra de store landskapsendringene med fragmentering av naturtyper og gjengroing, til data om artssammensetninger og endringsdynamikker for enkeltarter. Videre vet vi også at det finnes interessant genetisk diversitet i semi-naturlig mark, men på denne skalaen er kunnskapsmangelen svært stor.

Semi-naturlig mark er svært artsrik, og datatilgangen på diversitet innen ulike funksjonelle grupper og på ulike trofiske nivå er svært varierende.

Boreal hei er knapt undersøkt i Norge, til tross for at avskogede områder under skoggrensa dekker over 10 % av det norske landarealet (Bryn mfl. 2013). Det er behov for undersøkelser som tallfester variasjonen i artssammensetning langs viktige miljøgradienter for karplanter, moser, lav og sopp.

Strandeng er vurdert som nær truet (NT) i Rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011), og særlig strandeng, dvs. strandenger i den boreonemorale sonen, er vurdert til kategori sterkt truet (EN). Sterk reduksjon i tilstand som

Tabell 19. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i kystlynghei, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Hubro	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Antall daa kystlynghei i hevd	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk
Beitetrykk	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk
Busker, kratt og trær	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Ellenberg L	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Ellenberg N	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Forurensing; Klimaendringer
Ellenberg R	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Svartlista arter	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Biologisk mangfold	Fremmede arter
Bakkerugere	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk
Oseaniske/varmekjære arter	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Rovfugl	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Arealbruk
Kystlynghei i naturtype-mosaikk	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Svartstrupe	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk
Ny datainnsamling må på plass		
Lyngbladbille	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Abiotiske forhold	Forurensing
Omfang av tørkeskadet røsslyng	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Abiotiske forhold	Arealbruk; Forurensing; Klimaendringer
Tykkelse på mattedannende mose	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske faktorer	Arealbruk; Forurensing
Brann-tilpassede pionerarter	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Arealbruk

følge av gjengroing, hovedsakelig pga. opphør av beiting, samt generelt arealpress, ligger til grunn for vurderingen. I Rødlista for naturtyper påpekes et behov for å oppdatere kunnskapen om gjenværende arealer og tilstand på disse. Det er gjort arealkartlegginger og beregninger av areal av sørlige strandenger (Evju mfl. 2015), men ikke av semi-naturlige strandenger generelt i nyere tid. Vi mangler kunnskap om gjengroingshastighet etter opphør av skjøtsel. Videre mangler vi kunnskap om effekten av beitetrykk, beitetidspunkt og ulike typer av beitedyr for å opprettholde god økologisk tilstand i semi-naturlig strandeng. Vi har også behov for å vite mer om hvordan fragmentering påvirker artsmangfoldet i semi-naturlig strandeng (Evju mfl. 2015). Det er utviklet forslag til arealrepresentativ overvåking av strandenger i den boreonemorale sonen (Evju mfl. 2015), men dette er ikke iverksatt.

For kystlynghei er det et kunnskapsbehov knyttet til økosystemstruktur og -funksjon i hver av ytterpunktene langs kalkinnholdsgradienten, det vi si i de rikeste og de fattigste lyngheiene. I tillegg mangler vi kunnskap om de sørvendte purpurlyngdominerte lyngheiene. Vi trenger mer kunnskap om ulike trofiske nivåer og interaksjoner mellom trofiske nivå. Dette inkluderer betydningen av nedbryterne og karbonbindingsegenskapene i jorda. Vi kjenner ikke i tilstrekkelig grad effekten av økte mengder nitrogennedfall i kombinasjon med endret klima, eller effekten av redusert hevdintensitet med endret klima. En rekke nitrogenelskende arter og svartelistede arter sprer seg i kystlyngheia, og det blir stadig større behov for mer kunnskap knyttet til restaureringsøkologi. Kunnskap om genetisk diversitet er fraværende. Kystlyngheiene gjennomgår en fragmentering, og påvirkningen dette har på økosystemstrukturer og -funksjoner er ukjent. Kunnskap om kystens kulturhistorie står sentralt for kystlyngheiene, og her er det regionale kunnskapsmangler.

For semi-naturlig eng trenger vi mer kunnskap om regional variasjon i artssammensetning. Vi trenger også bedre kunnskap om effektene av beite og slått og om hvordan ulike bruksregimer (beite- og slåttetidspunkt, beitedyreslag, beitetrykk, slåtteredskap, ryddingsmetoder for fjerning av busker og trær etc.) skaper variasjon i artssammensetning. Det trengs også vegetasjonsøkologiske undersøkelser og gradientlengdebe- regning for variasjon relatert til vanntilgang (i ulike former) i semi-naturlig eng. Forslag til arealrepresentativ overvåking av

semi-naturlig eng foreligger (Bratli mfl. 2014, Johansen mfl. 2017), og indikatorer foreslått her vil være svært relevant for vurdering av økologisk tilstand i semi-naturlig eng dersom et av overvåkingsoppleggene iverksettes.

4.6.9 Beskrivelse av sammenheng mellom eksisterende kunnskaps- og klassifiseringssystemer og foreslått løsning for semi-naturlig mark

Mange utforminger av semi-naturlig mark er rødlistede naturtyper i Norge. Vi vet ikke hvor mye areal vi har av disse naturtypene eller hvor mye vi har av semi-naturlig mark totalt. Vi vet heller ikke hvor mye areal vi totalt har mistet som følge av opphør av drift og andre påvirkningsfaktorer, men vi vet at det må være mye i løpet av de siste 100 årene. Handlingsplanene som er iverksatt for kystlynghei og slåtte- mark har imidlertid bidratt betydelig til bedre kunnskap og oppfølging av disse to naturtypene av semi-naturlig mark. En rekke av dagens systemer for registrering av norsk landskap og arter gir indirekte informasjon om semi-naturlig mark og kan gjennom tilrettelegging og databehandling brukes. Eksempler er informasjon som ligger i omløpsfotografering, 3Q, artsobservasjoner, vegetasjonskartlegginger m.m. Det er likevel behov for en bedre planlagt og målrettet innsamling og håndtering av data, slik at man klarer å fange opp faktiske romlige og temporale endringer i semi-naturlig mark.





4.7 Naturlig åpne områder under skoggrensa

Harald Bratli^{1,2} & Olav Skarpaas^{1,2}

¹ Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo,

² Norsk institutt for naturforskning

4.7.1 Definisjon og avgrensning

4.7.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved naturlig åpne områder under skoggrensa

Hovedøkosystemet, slik det er definert her, omfatter naturlig skogløse arealer under skoggrensa. I Natur i Norge (NiN, Halvorsen mfl. 2016b) er det beskrevet 20 hovedtyper som til sammen utgjør naturlig åpne områder under skoggrensa. De fleste av disse typene forekommer i sin helhet under skoggrensa, men enkelte av hovedtypene forekommer også i fjellet. Enkeltstående trær kan forekomme, men kronedekningen er mindre enn 10 %, og dette skiller åpen mark fra skog i NiN og i andre skogdefinisjoner. Hovedøkosystemet naturlig åpne områder under skoggrensa er karakterisert ved at det består av en rekke svært ulike naturtyper, og disse naturtypene utgjør til sammen et variert og verdifullt artsmangfold. Samtidig er det en del felles forvaltningsutfordringer, særlig knyttet til kystnær natur i sør og den omfattende påvirkningen fra en rekke menneskeskapte påvirkninger, samt terrestriske naturtyper i tilknytning til vassdrag som har store inngrep. Nedenfor gis det en gjennomgang av de ulike hovedtypene som finnes i naturlig åpne områder under skoggrensa, slik de er definert i NiN. Parentesene i teksten nedenfor henviser til

Foto: Oddvar Hanssen

koden til naturtypen i NiN. Arealet av naturlig åpne områder under skoggrensa er ikke kjent, men fra AR5-kartene utgjør grunnlendt og jorddekt mark under skoggrensa ca. 12500 km², det vil si litt i underkant av 4 % av fastlandsarealet (se Framstad 2015), og det antas at naturlig åpne områder utgjør mellom 1 og 3 % av fastlandsarealet. I tillegg inngår åpen blokkmark og fjell i dagen i naturlig åpne områder under skoggrensa. Dette er arealer med lite vegetasjon, og med unntak av noen utforminger av nakent berg og rasmare, er disse arealene dermed mindre viktige for å utvikle system for å fastsette økologisk tilstand. Åpent lavland i naturindeks består av naturlig og semi-naturlige områder under skoggrensa (Pedersen & Nybø 2015).

Naturlig åpne områder ved kysten domineres av hovedtypene strandeng, sanddynemark, grus- og steindominert strand og strandlinje og strandberg.

Strandeng (T12) forekommer i fjæresonen på beskyttede steder langs hele kysten og består av grasdominert, engpreget vegetasjon med salttolerante arter. Utenfor eller i forsengkninger på strandenger forekommer saltanrikingsmark (T11). Her skjer det en saltanriking av marka på grunn av fordampning av saltvann. Typen er karakterisert av få, sterkt spesialiserte arter. Strandenger er særlig viktige for karplanter, og billefaunaen er også artsrik (Evju mfl. 2015). Den prioriterte arten honningblom (*Herminium monorchis*) forekommer i strandenger, sammen med en rekke andre sjeldne karplanter, særlig i de sørøstre delene av landet. Strandenger og strandsumper har viktige funksjoner for fugl, som hekkeområder, furasjeringsområder og trekkområder. Både vår og høst er strandenger viktige beiteområder for vadefugl, ender og gjess, og strandenger er viktige overvintringsområder for flere spurvefugler. Enkelte arter benytter også strandengene som hekkeplass, blant annet vipe (*Vanellus vanellus*) og svarthalespove (*Limosa limosa*). Strandeng og saltanrikingsmark finnes på finkornede sedimenter.

På mer eksponerte steder langs kysten, dominert av grov grus og stein, utvikles grus- og steindominert strand og strandlinje (T29). Dette er typisk rullesteinstrander, som er dannet der erosjon fra bølger har vasket ut finsedimentene, mens stein og grov grus har blitt liggende igjen. Grus- og steindominert substrat uten eller med spredt vegetasjonsdekke dominert av gras og urter er typisk. Gamle, åpne strandlinjer som ikke

er grodd til med skog, kan på grunn av landhevingen finnes som terrasser i ulike høydelag også et godt stykke fra kysten. Naturtypen omfatter derfor også særpregede kvartærgeologiske formasjoner, blant annet gamle strandvoller som er svært godt utviklet i Finnmark og langs Raet, for eksempel på Mølen i Larvik og Tromlingene ved Arendal. Strandberg (T6) omfatter nakent berg i sonen nær sjøen som er påvirket av saltvann. Her dominerer nær vegetasjonsfrie flater, kun med salttolerante lav og noen få moser. Dominans av rur og strandsnegl angir grensa mot saltvannsystemer. Strandberg dekker små arealer, men finnes langs hele kysten der berg møter havet.

Sanddynemark (T21) forekommer på eksponerte steder langs hele kysten der vind og bølger tilfører sand fra havet. Intakte sanddynesystem omfatter variasjon fra åpne, ustabile sandflater med sparsom vegetasjon nær sjøen til stabiliserte sanddyner med eng- eller heipreget vegetasjon med økende avstand fra sjøen. Dynetrau er eroderte forsengkninger i etablerte sanddyner med kontakt med grunnvannet der det dannes stabil fuktmarksvegetasjon. Mange spesialiserte arter er knyttet til sanddyner, og en rekke rødlistede arter, særlig blant biller, sommerfugl, veps, nebbmunner og planter forekommer i sanddyner og forstrender (Ødegaard mfl. 2011, Ødegaard mfl. 2012).

Driftvoller (T24) dannes i fjæresonen der stabil tilførsel av tang og tare fra sjøen fører til opphopning av nitrogen- og fosforrikt organisk materiale, typisk på eksponerte strender og i deler av landet med stor tidevannsforskjell. Vegetasjonen domineres av næringskrevende, ofte kortlevde planter. Store mengder insekter har tilhold i driftvoller, og de er viktige for fugl.

Fuglefjell er svært viktige for hekkende sjøfugl. De høye konsentrasjonene av fugl danner grunnlaget for fuglefjelleng (T8), en karakteristisk naturtype betinget av store mengder fuglegjødsel. Det høye nitrogeninnholdet gir grunnlag for en produktiv engvegetasjon med sterk dominans av relativt få, men sterkt nitrogenelskende planter. Den høye produktiviten i fuglefjell er betinget av næring hentet av sjøfugl fra havet utenfor. Fuglefjell finnes i bratte skråninger ut mot kysten fra Rogaland i sør og videre nordover, men 90 % av alle fuglefjell i Norge finnes fra Lofoten og nordover. Fuglefjellenes plassering har sammenheng med mattilgang og beskyttelse mot rovdyr. Nylig er det vist at kyststrømmen,

fiskelarvers drift og utformingen av norskekysten er viktige for fugle fjellenes plassering (Sandvik et al. 2016). I de bratte fjellene opptrer fugle fjelleng i vekslning med fugleberg (T1-85), som er nakent berg med en særpreget lav- og moseflora betinget av fuglegjødslingen.

I innlandet utgjør nakent berg, åpen grunnlendt mark, åpen flomfastmark og ulike naturtyper knyttet til ras- og skredområder den arealmessige største andelen av naturlig åpne områder under skoggrensa. Særlig er nakent berg (T1), fra bratte stup til små bergknauser og svakt hellende bergflater, vanlig, med en rekke grunntyper betinget av kalkinnhold i berget og variasjon forbundet med fuktighetstilgang (uttørkingseksponering, sigevannspåvirkning, fossesprut, flom). Moser dominerer på skyggefulle og fuktige berg, mens lav preger mer eksponerte berg. Svært mange lavararter og mange moser er steinboende. Nakent berg er derfor en viktig naturtype for disse artsgruppene. Særlig er kalkrike, soleksponerte berg artsrike med en rekke svært sjeldne lav og moser (Bratli mfl. 2015). Tilsvarende har fuktige, ofte nordvendte berg og fosseberg en spesialisert mose- og lavflora (Evju mfl. 2011). På grunnlendt mark med tynt jorddekke opptrer naturtypen åpen grunnlendt mark (T2). Kalkinnhold er viktig for artssammensetningen også i denne naturtypen, i tillegg til tørkestress på grunn av tynt jorddekke. Naturtypen opptrer gjerne i overgangen mellom nakent berg og eng-, hei- eller skogdekte naturtyper, og den dekker ofte små arealer, men kan være meget artsrik, særlig på kalkrike bergarter i Sørøst-Norge. Her inneholder naturtypen en rekke sjeldne karplanter, lav, moser, sopp og invertebrater (Bakkestuen mfl. 2014). Blant annet er den prioriterte arten dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) knyttet til typen. Åpen grunnlendt mark forekommer oftest nær kysten.

Fosse-eng (T15) og åpen flomfastmark (T18) er begge knyttet til vassdrag. Fosse-enger dannes av sterk fossesprut nær fosser og stryk, og det konstant fuktige lokalklimaet gjør at det utvikles en frodig engvegetasjon. Fosseenger har ofte et høyt innslag av moser i bunnsjiktet, og på grunn av lavere temperatur inneholder de ofte også fjellplanter. I åpen flomfastmark er det erosjon eller sedimentasjon på grunn av flomvann som medfører såpass sterk forstyrrelse at trær ikke kan vokse der. På elveører bestemmer graden av flomvirkning om det utvikles naken stein- og grusør der hvor flomvirkningen er sterk, eller vegetasjonsdekt mark på

finere sedimenter i mer beskyttede partier. Der hvor breelver munnar ut i innsjøer, kan det dannes store åpne sedimentasjonsflater. Åpen flomfastmark er relativt artsfattige systemer, men er et viktig levested for en rekke spesialiserte arter av både karplanter, moser, lav og invertebrater, blant annet den prioriterte arten elvesandjeger (*Cicindela maritima*).

Rasmark (T13) består av forvittringsmateriale som har rast ut fra berg ovenfor rasmarka. Forvittringsmaterialet består oftest av store blokker og stein, men kan også domineres av finere materiale. Rasmark holdes åpen av hyppig forstyrrelse, og vegetasjonen forekommer bare spredt. På blokker og stein dominerer moser og lav. Rasmarkhei og -eng (T16) dannes der forstyrrelsen er mindre intens og stabilt jorddekke med sluttet engvegetasjon utvikles. Kalkrik rasmarkeng og rasmark med finmateriale er ofte artsrik og kan inneholde en rekke sjeldne arter av både karplanter, moser og lav. Blant annet er flere svært sjeldne skorpelav knyttet til åpen, kalkrik jord i rasmark i kontinentale deler av Norge, især Nord-Gudbrandsdalen. Den prioriterte arten skredmjelt (*Oxytropis campestris* ssp. *scotica*) er knyttet til åpen grus i rasmark. Til forskjell fra rasmark er skredmark (T17) dannet ved at selve skråningen raser ut som følge av erosjon nedenfra. Skredmark forekommer i bratte skråninger med løsmasser, oftest der elver skjærer gjennom løsmasser. Naturtypen er oftest nokså artsfattig, men kan inneholde sjeldne arter som for eksempel tatarsmelle (*Silene tatarica*) og flere invertebrater (Ødegaard mfl. 2011). Historisk skredmark (T25) skilles fra skredmark ved at de aktive skredprosessene har stanset opp. Historisk skredmark er resultatet av et enkeltstående ras, oftest leirras i marine løsmasser, med påfølgende suksesjon fra naken mineraljord mot andre naturtyper, oftest skog. Breforland (T26) og blokkmark (T27) forekommer begge primært i fjellet, men begge typene finnes også med liten arealdekning under skoggrensa. Breforland og snøavsmeltingsområde er pionermark som er smeltet fram nedenfor isbreer. Her foregår det en langsom suksesjon mot andre naturtyper. Blokkmark under skoggrensa dannes fra grove bresedimenter der finmateriale er vasket ut. Til forskjell fra rasmark forekommer blokkmark i flatere terreng. Bortsett fra steinboende lav- og mosearter er vegetasjonen svært sparsom eller mangler helt. Isinnfrysingsmark (T20) dannes i forsenkninger og dødisgrupper i løsmasser som er så lett drenert at forsenkningene ikke fylles med vann. Under snøsmeltingen samles imidlertid vann i bunnen av forsenkningene, og vegetasjonen kan fryse inn i

is. Under slike forhold utvikles en heipreget vegetasjon, mens tresjikt mangler på grunn av frost fordi forsenkningene er kuldemagasiner. Typen forutsetter langvarig og stabil frost og er begrenset til områder med svakt kontinentalt klima. Ferskvannsdriftvoll (T23) dannes der mye organisk materiale skylles opp på strendene langs store innsjøer. Grotter (T5) dannes særlig i kalkrike bergarter. De er særlig viktige for flaggermus og invertebrater, mens planter bare kan leve i den ytre delen på grunn av lysforholdene.

4.7.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Årsaken til at arealene mangler tredekning varierer mellom hovedtypene som inngår i naturlig åpne områder under skoggrensa. I hovedtyper som rasmarkeng, skredmark, åpen flomfastmark og sanddyner, er det ulike former for forstyrrelser som medfører ustabil mark, og som gjør at trær ikke klarer å etablere varige bestander. I andre hovedtyper, blant annet strandeng og saltanrikingsmark, er det miljøstress i form av høyt saltinnhold, bølgepåvirkning eller vindslitasje som gjør at trær ikke klarer seg. Langs kysten spiller vegetasjonshistoriske forhold også inn. Fortsatt pågående landheving etter siste istid sørger for at nytt land stadig blottlegges. På disse arealene foregår det en suksesjon fra opprinnelig vegetasjonsfri mark. På harde bergflater foregår suksesjonen langsomt, mens løsmasser koloniseres raskt. Kombinert med forstyrrelser og miljøstress holdes vegetasjonen åpen, men over tid er skogdekt mark sluttresultatet.

4.7.1.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Naturtypene i naturlig åpne områder under skoggrensa påvirkes av menneskelig aktivitet i ulik grad. Ulike former for inngrep med tap av habitater er sannsynligvis den faktoren som i størst grad påvirker naturlig åpne områder under skoggrensa, og det er særlig i pressområder i tettbefolkede strøk og i kystnære områder påvirkningen er størst.

Kystnære naturtyper som sanddynemark, strandeng og åpen grunnlendt kalkmark ligger for en stor del i områder med stort befolkningstetthet og høyt arealpress og påvirkes av utbygging og annen omdisponering av areal. Det er derfor utarbeidet utkast til handlingsplan for sanddynemark (Ødegaard mfl. 2012), strandeng (Evju mfl. upubl.) og åpen grunnlendt kalkrik mark i Oslofjordregionen (Reiso mfl. 2011).

Sanddyner dekker relativt lite areal i Norge og er utsatt for oppdyrking og oppgjødsling til beitebruk. I forbindelse med oppdyrking er også dynetrau blitt drenert. Leplanting, dels med fremmede bartrær, er også vanlig. Fremmede arter anses som et stort problem i sanddynemark, der blant annet rynkerose (*Rosa rugosa*) er en typisk invasjonart. I åpen grunnlendt kalkmark og dels åpne kalkberg er fremmede bergknapparter (*Phedimus* spp.) et problem, sammen med forvillede prydbusker som syrin (*Syringa vulgaris*), mispelarter (*Cotoneaster* spp.), blåhegg (*Amelanchier spicata*) og flere andre innførte busker. Slitasjeskader på vegetasjon kan være betydelig i de mest attraktive friluftsområdene. Tornete arter som strandtorn (*Eryngium maritimum*) og sodaurt (*Kalimeris turgida*) er lite attraktive på badestrender og risikerer å bli fjernet. Slitasje er også et problem i strandenger, men større betydning har gjengroing med høyvokste helofyttbelter, som fortrenger andre mindre konkurransedyktige arter. Mange strandenger er dessuten forsvunnet eller har forringet tilstand grunnet nedbygging eller utfylling til industriformål, veier, kaianlegg, bolig eller fritidshus, brygger, småbåthavner, moloer og lignende. Oppdyrking kan forekomme, og i hytteområder ved sjøen er det ikke uvanlig at strandenger opparbeides til plenarealer, gjerne oppbygd med steinkanter mot sjøen, slik at de økologiske prosessene i naturlig strandeng hindres. Oljesøl og forurensing kan også redusere den økologiske tilstanden i strandeng og andre strandøkosystemer. Det samme gjelder avrenning fra jordbruksarealer på landsiden. Utfylling i strandsonen, både i strandenger og steinstrender med driftvoller, blant annet for å øke jordbruksareal, forekommer og medfører både arealtap og redusert økologisk tilstand. Naturtyper som forekommer i bratt terreng, som rasmark- og rasmarkeng og skredmark, er generelt mindre påvirket av menneskelige inngrep og arealbruksendringer. Veiutbygging og rassikring kan imidlertid medføre inngrep, som på grunn av det bratte terrenget kan medføre at relativt stort areal påvirkes.

Åpen flomfastmark, fosse-eng og skredmark er betinget av at elvas naturlige dynamikk opprettholdes. Vassdragsregulering, flomforbygning, utgraving av grus i elvebunnen og massetak reduserer de naturlige prosessene som opprettholder disse naturtypene, og medfører tap av habitater. Flyfotostudier fra Gaula i Sør-Trøndelag antyder en reduksjon på omkring 40 % av de åpne sandarealene mellom Støren og elveoset i løpet av de siste 60 årene (Åström mfl. 2017). Oppdyrking helt ut

til vannkanten bidrar også til å redusere arealene med åpen flomfastmark. Hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) er en fremmed art som koloniserer mange elveører, og som medfører gjengroing av åpne sandarealer. Vassdragsregulering og nedbygging av fosser har redusert arealet av fosse-eng og fossesprøytpåvirket berg i Norge. Dette påvirker også flomsykluser og endringer i vannføringen, og har innvirkning på den økologiske tilstanden, selv om selve naturtypen ikke har forsvunnet helt. Krav til minstevannføring kan ha betydning for graden av tilstandsendringer.

Fuglefjell påvirkes relativt lite av arealtap eller andre direkte påvirkninger på habitatet. Størst betydning har uforutsigelige endringer i næringsgrunnlaget. Gjennom programmet SEAPOP er det dokumentert en nedgang på 30 % i hekkebestandene av sjøfugl på fastlandet siden 2005 (Anker-Nilssen mfl. 2015). Både jakt, forstyrrelser i hekkkoloniene, bifangst i fiskeridskap, forurensing og sviktende næringstilgang er årsaker til reduksjonen. Varmere hav antas også å være en av årsakene til populasjonsnedgangen, da klimaendringer kan medføre endringer i produksjonen lenger ned i næringskjeden, og dette påvirker mattilgangen for sjøfugl.

4.7.2 Vurdering av finere inndeling av naturlig åpne områder under skoggrensen

Naturlig åpne områder under skoggrensa består av 20 svært forskjellige hovedtyper av natursystemer i NiN, som også påvirkes av ulike typer menneskelig aktivitet. Det er derfor ingen opplagt måte å gruppere hovedtypene innen hovedøkosystemet i større enheter. Av den grunn er det foreløpig ikke foretatt en finere oppdeling av hovedøkosystemet. Flere av hovedtypene dekker dessuten små arealer og antas å være relativt lite påvirket av menneskelige inngrep. Andre hovedtyper er artsrike eller har sterkt spesialisert artsinventar, samtidig som de er preget av ulike former for menneskelig påvirkning og dels er i tilbakegang. Noen av disse hovedtypene er kandidater til en finere oppdeling av naturlig åpne områder under skoggrensa, for eksempel strandeng, sanddynemark, åpen grunnlendt mark, åpen flomfastmark, rasmarkeng og rasmark, skredmark, stein- og grusstrender og fuglefjell.

4.7.3 Indikatorer for god økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa

Det finnes lite eksisterende data om relevante indikatorer for god økologisk tilstand i de fleste hovedtyper innen naturlig åpne områder under skoggrensa. Det er ingen av indikatorene som inngår i åpent lavland i naturindeks, som representerer naturlig åpne områder under skoggrensa. På grunn av mangel på overvåkingsdata foreslås det derfor ingen konkrete indikatorer foreløpig, men naturlig åpne områder under skoggrensa inneholder både sjeldne naturtyper, svært artsrike naturtyper og natur med høy konsentrasjon av rødlistede arter og andre forvaltningsrelevante arter. Det bør derfor arbeides videre med indikatorer for god økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. For strandeng, sanddyner og åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet er det utarbeidet utkast til handlingsplaner. Konkrete handlingsplaner eller utkast foreligger også for flere arter som er knyttet til naturlig åpne områder under skoggrensa, og artene honningblom, dragehode elvesandjeger og skredmjelt er utpekt som prioriterte arter i henhold til naturmangfoldloven. Handlingsplanene omtaler også overvåking. I ARKO-prosjektet er det sammenstilt mye kunnskap og utarbeidet konkrete forslag til overvåking av strandeng (Evju mfl. 2015), åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet (Bakkestuen mfl. 2014) og kalkrike berg (Bratli mfl. 2015), som det bør bygges videre på når god økologisk tilstand skal fastsettes. I både strandeng og åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet er det gjennomført utprøving av overvåking med registrering av vegetasjon og tilstandsparametere i prøveflater. Det er også foreslått et overvåkingsopplegg for dragehode (Evju mfl. 2016). For den sjeldne havstrandsarten strandtorn finnes det gode data tilbake til 1988 for populasjonene på Lista, som huser mer enn 80 % av alle individer i landet. Arten er også fulgt i permanent merkede overvåkingsflater på Lista. Programmet SEAPOP kartlegger hekkebestander og utbredelse av sjøfugl langs kysten og overvåker antall hekkende og overvintrende sjøfugl (Anker-Nilssen mfl. 2015). Det er ikke foretatt noen grundig gjennomgang av hverken eksisterende data eller potensielle indikatorer for økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. Dette er kun noen eksempler på data som kan være relevante. I det videre arbeidet med indikatorer for naturlig åpne områder under skoggrensa bør det foretas mer systematiske søk etter egnede data og foreslås konkrete indikatorer i de viktigste hovedtypene.





4.8 Hav

Per Arneberg¹, Per Fauchald², Sylvia Frantzen³, Anne Kirstine Frie¹, Norman Whitaker Green⁴, Eva Ramirez-Llodra⁴ og Cecilie von Quillfeldt⁵

¹ Havforskningsinstituttet, ² Norsk institutt for naturforskning, ³ Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, ⁴ Norsk institutt for vannforskning, ⁵ Norsk Polarinstitutt

Kapitlet omtaler først kjennetegn ved havmiljøet, deretter omtales tre av hovedøkosystemene med ett eksempel på nivå 2-økosystem innen disse. Hovedøkosystemet Svalbard, marine områder omtales ikke i her.

Dette arbeidet gjelder de delene av de norske havområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen med Skagerrak som ikke dekkes av vannforskriften, det vil si havområder utenfor 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen langs fastlandet. Dette arealet utgjør til sammen ca. 1,87 mill km² med havbunn med frie vannmasser over i ulike dyp. I arbeidet som er rapportert her, blir hovedøkosystemene på nivå 2 delt inn etter dybde for dype havområder (Norskehavet), som vil si at det over store områder skal vurderes tilstand for ulike økosystemer som ligger «over hverandre» i de samme områdene. Havområdene går over til sammen over 25 breddegrader, og omfatter både relativt grunne områder og store områder med flere tusen meters dyp. Det totale arealet som skal vurderes, overstiger derfor langt 2 mill km². Det betyr at det er over 5 ganger så stort som Norges landareal (Svalbard, Jan Mayen og ferskvann medregnet). Regner man volum på habitat, som er relevant fordi organismer kan leve i hele vannsøylen, er volumet i Norskehavet alene over 200 ganger større en volumet av leveområdene i ferskvann og landområder i Norge (hvis man regner med de 1200 km³ av innsjøer og

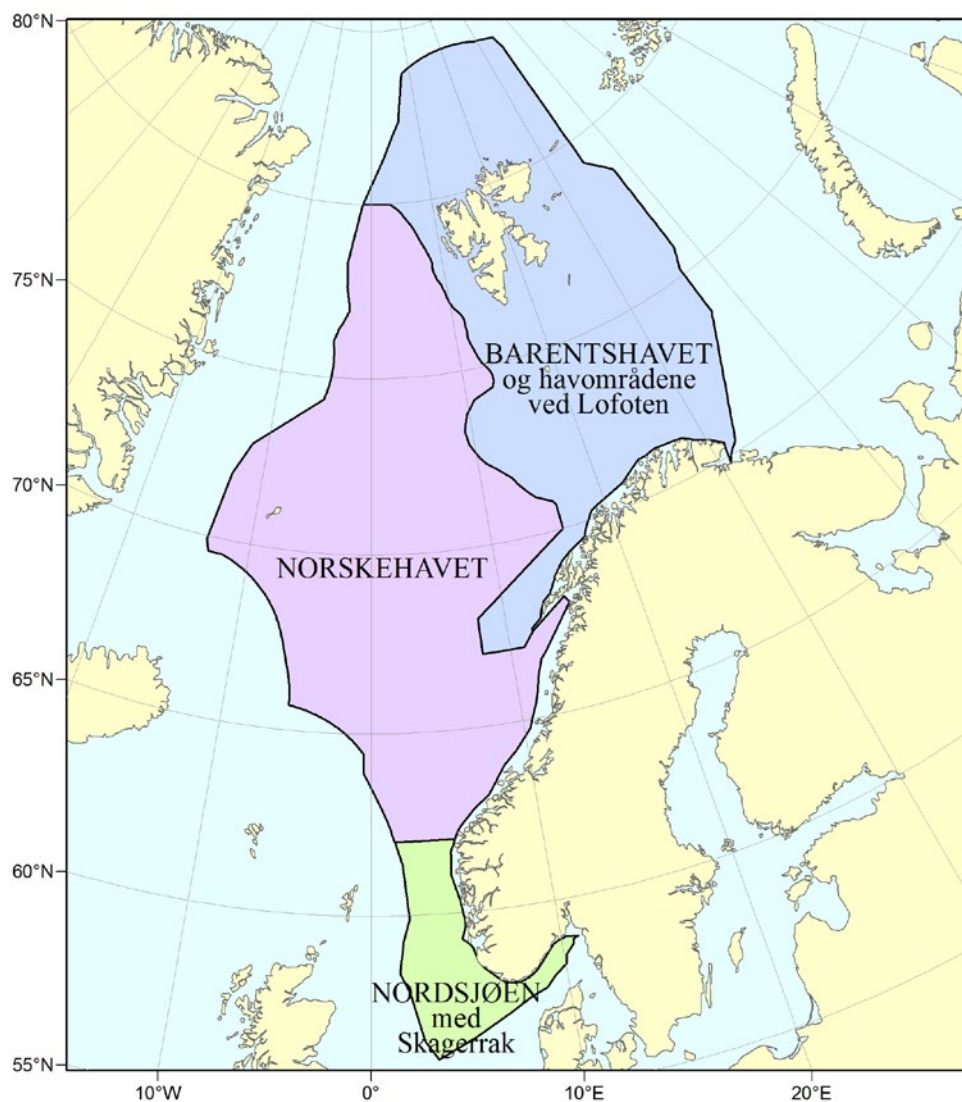
Foto: Kari Sivertsen

antar et sjikt på 20 m hvor mesteparten av organismer over land oppholder seg). Havområdene går også til sammen over 25 breddegrader, eller rundt 28 % av avstanden fra ekvator til Nordpolen, og omfatter både relativt grunne områder og store områder med flere tusen meters dyp. På grunn av den samlede kompleksiteten i havområdene, og fordi påvirkningsregimene også varierer betydelig mellom ulike deler av områdene, er beskrivelsene på nivå 1 gitt separat for de tre hovedområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen med Skagerrak (se **Figur 9**)

4.8.1 Vurdering av finere økosysteminndeling

Havområdene inndeles i fire hovedøkosystemer, hvor tre av dem følger de helhetlige forvaltningsplanene, dvs. Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen med Skagerrak. I tillegg defineres et hovedøkosystem for områder innenfor grunnlinjen på Svalbard. Barentshavet og Nordsjøen er relativt grunne sokkelområder. Her er de pelagiske og bentiske delene av økosystemene så tett knyttet til hverandre at det er naturlig å se på dem samlet når økologisk tilstand

Figur 9. Kart over norske havområder med de tre forvaltningsplanområdene inntegnet.



skal vurderes. I Norskehavet er det dype områder med svakere kobling mellom pelagiske og bentiske områder, slik at det skilles mellom pelagiske og bentiske deler av økosystemet. Videre definerer ulike typer vannmasser ofte økosystemtyper. Det er derfor også gjort en inndeling av økosystemer etter ulike vannmassetyper. For Svalbard er det gjort en inndeling etter vannmassetyper på samme måte som for Barentshavet.

Denne inndelingen er laget for å identifisere mest mulig komplette økosystemer. Det er en noe annen inndeling enn den som er etablert i Natur i Norge (NiN) (Halvorsen mfl. 2016b). Grunnen til at det er valgt en annen inndeling her er at havbunn og vannmasser er delt i ulike hovedtyper i NiN (henholdsvis hovedtypegruppe M og H), mens de for mange av systemene som skal vurderes her, er deler av det samme funksjonelle systemet. For sokkelområdene inkludert Svalbard vil derfor inndelingen som er brukt her, representere en kombinasjon av naturtyper i hovedtypegruppe H (marine vannmasser) og ulike hovedtyper under hovedtypegruppe M (saltvannsbunnsystemer) i NiN. For dype områder, hvor de pelagiske og bentiske delene er mer funksjonelt adskilt, korresponderer inndelingen med inndelingen i hovedgruppetyper i NiN. I oversikten nedenfor er det angitt hvilke(n) hovedgruppetype(r) hvert system på nivå 2 korresponderer til.

Det totale arealet av økosystemene i havområdene som skal vurderes, er 2 mill km². Det totale antall økosystemtyper på nivå 2 er følgelig relativt høyt. Det har ikke vært kapasitet til å utrede fullt et system for vurdering av økologisk tilstand for alle disse økosystemene. Det er derfor valgt ut tre økosystemer som eksempler og gjort utredninger for disse. Det som er gjort for disse økosystemene, legger imidlertid et viktig grunnlag for det som skal gjøres for de andre økosystemtypene på nivå 2. Det er derfor ikke slik at det ikke er gjort et arbeid også for de andre økosystemtypene på nivå 2, men det er altså ikke gjort fullt ut nå.

Det tre eksemplene er:

1. Vannmasser nord for polarfronten i Barentshavet med tilhørende havbunn. Dette er et økosystem i rask endring, hovedsakelig som følge av klimaendringer.
2. Vannmasser i Skagerrak og grunne områder av Nordsjøen utenfor Norskerenna med tilhørende havbunn. Dette er valgt fordi det er et av de mest påvirkede av økosystemene i hav (mulig overgått kun av kystnære områder i Nordsjøen). Viktige påvirkningsfaktorer er fiskerier, klimaendringer og forurensing.
3. Utstrømningsområder i Norskehavet («Deep hydrothermal vents» og «cold seeps»). Dette er valgt fordi det representerer et dyphavssystem og er betydelig forskjellig fra de to andre eksempelssystemene. Det kan i fremtiden også bli påvirket av gruvedrift på havbunnen, som er en ny type påvirkning i havområdene.

Samlet dekker de tre eksemplene de ulike systemene på nivå 2 på denne måten:

- Det som gjøres for den arktiske delen av Barentshavet og grunne områder i Nordsjøen viser hvordan utvikling kan gjøres for sokkelsystemer. De to systemene dekker til sammen ulike typer påvirkningsregimer. De utgjør også henholdsvis det nordligste og sørligste systemet på nivå 2 og dekker altså ytterpunktene i en nord-sør-gradient som dekker mer enn en fjerdedel av avstanden fra ekvator til Nordpolen.
- Det som gjøres for utstrømningsområder viser hvordan utvikling kan gjøres for dyphavssystemer. Det valgte systemet har også svært spesialisert/endemisk fauna og er samtidig et dyphavssystem som kan bli utsatt for ny og betydelig påvirkning i fremtiden.

Det foreslås følgende inndeling for økosystem på nivå 2 (H refererer til hovedtypegruppe marine vannmasser i NiN, og M refererer til saltvannsbunnsystemer i NiN):

Barentshavet (grunt havområde)

- Vannmasser sør for polarfronten med tilhørende havbunn (H og M)
- Vannmasser nord for polarfronten med tilhørende havbunn (omtalt som arktisk del av Barentshavet) (H og M)
- Vannmasser over sokkelskråning og tilhørende havbunn (H og M)
- Vannmasser i kyststrømmen utenfor grunnlinjen langs fastlandet, med tilhørende havbunn (H og M)

Svalbard fjorder og kyst

- Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av atlantisk vann og med begrenset mengde havis (H og M)
- Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av atlantisk vann og med betydelig mengde havis (det finnes få slike fjorder) (H og M)
- Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder dominert av arktisk vann og med betydelig mengde havis (H og M)
- Vannmasser med tilhørende havbunn i fjorder og andre kystområder betydelig påvirket av arktisk vann og med begrenset mengde havis (uklart om det finnes slike fjorder) (H og M)

Norskehavet (dypt havområde)

- Pelagiske vannmasser sør for den arktiske fronten (i dype områder) (H)
- Pelagiske vannmasser nord for den arktiske fronten (i dype områder) (H)
- Mesopelagiske vannmasser (H)
- Vannmasser i sokkelområder utenfor grunnlinjen, med tilhørende havbunn (H og M)
- Vannmasser over sokkelskråning og tilhørende havbunn (H og M)
- Dyphavssletter (M)
- Kløfter (M)
- Dyphavsfjell (minst 1000 meter over havbunnen) (M)
- Midtatlantisk rygg (ikke hydrothermal) (M)
- Utstrømningsområder (M)
- Kaldtvannskorallrev (M)

Nordsjøen (i hovedsak grunt havområde)

- Vannmasser i Skagerrak og grunne områder av Nordsjøen utenfor Norskerenna, med tilhørende havbunn (H og M)
- Vannmasser i kystnære områder utenfor grunnlinjen og innenfor Norskerenna, med tilhørende havbunn (H og M)
- Norskerenna (H og M)
- Kaldtvannskorallrev (M)

4.8.2 Datatilgang og valg av indikatorer

Det er ønskelig med indikatorer som både gir informasjon om en har god økologisk tilstand og som samtidig gir informasjon om hva som er årsaken til eventuelle avvik. Knyttet til de helhetlige økosystembaserte forvaltningsplanene for norske havområder har det gjennom mer enn ti år vært arbeidet med å utvikle indikatorer med tilsvarende mål for øyet. Resultatet er et omfattende sett av indikatorer som gir god informasjon om utvikling i sentrale komponenter i økosystemene, men hvor en kun unntaksvis også får informasjon om årsak til endringer i status (von Quillfeldt & Dommasnes 2005, Dommasnes mfl. 2008, van der Meeren mfl. 2012). Det er derfor ikke formålstjenlig å bruke som kriterium for utvelgelse av indikatorer som skal tas i bruk nå, at indikatorene skal gi informasjon om både eventuelle avvik og årsak til avvikene. Videre vil ofte flere ulike faktorer kunne påvirke det samme elementet i et økosystem. Det som da måles med en indikator vil være resultat av samlet påvirkning av de ulike faktorene (Barton mfl. 2015). Å forstå slike samlede effekter kan være svært vanskelig og er innen marin økologi vurdert som det viktigste forskningsspørsmålet for utvikling av bærekraftig forvaltning (Rudd 2014). Det betyr at en ved å fokusere på indikatorer som er antatt å være følsomme for en enkelt type kjent påvirkning, kan risikere å ikke være i stand til å registrere uventede resultater av mer komplekse påvirkninger (Lindenmayer mfl. 2010). En viktig prioritet må derfor være at indikatorene må kunne registrere utvikling hovedtrekkene for de syv egenskapene i økosystemene gjennom økosystembasert overvåking, uavhengig av om målingene kan knyttes til spesifikke påvirkninger. I et lengre tidsperspektiv overvåkingen utformes slik at den følger opp konkrete spørsmål om mulige sammenhenger mellom menneskelige aktiviteter og tilstand. Dette tilsvarer fremgangsmåten som ligger til grunn for adaptiv overvåking, og hvor en har hatt større suksess med å utvikle indikatorer som også gir informasjon om årsakssammenhenger (Lindenmayer & Likens 2009).

Det viktigste kriteriet for utvelgelse av indikatorer vil være at de skal gi informasjon om de sentrale trekkene av økosystemenes struktur og funksjon slik dette er definert gjennom de syv egenskapene ovenfor. Har en gode indikatorer for dette, kan en besvare om en har god økologisk tilstand eller ikke for hver av de syv egenskapene.

Dernest bør det velges ut indikatorer som en antar er følsomme for de antatt viktigste menneskelige påvirkningene. Rammeverket for adaptiv overvåking som beskrevet av Lindenmayer & Likens (2009) kan brukes til å utvikle slike indikatorer.

Videre bør det velges indikatorer hvor datainnsamlingen er basert på metodikk som er konstant eller standardisert i tid og rom. Det bør også prioriteres indikatorer som er basert på pågående overvåking og gjerne allerede er utviklet og rapportert på www.miljostatus.no gjennom forvaltningsplanarbeidet.

Systemet som foreslås her, er bygget rundt indikatorsettene utviklet gjennom Overvåkingsgruppen i arbeidet med de helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder. Det foreslås en del nye indikatorer for egenskaper god økologisk tilstand som ikke er dekket av Overvåkingsgruppens indikatorer. Data kommer i stor grad fra tokt til Havforskningsinstituttet og instituttets internasjonale samarbeidspartnere, andre norske institusjoner som Norsk Polarinstitutt og Norsk institutt for naturforskning samt ulike satellittplattformer.

4.8.3 Kunnskapsbehov

Mange av indikatorene som foreslås i dette arbeidet, krever data som er samlet inn systematisk for et bredt utvalg av artsgrupper og trofiske nivå. I Barentshavet er slik datainnsamling etablert i all hovedsak gjennom det årlige økosystemtoktet til HI og PINRO. I Norskehavet og Nordsjøen arbeides det med å utvikle tilsvarende datainnsamling, men man er ikke kommet like langt. Det er derfor behov for å utvikle tokt i disse to områdene i retning av komplette økosystemtokt. Videre foreligger det svært lite overvåking for dyphavsøkosystemene i Norskehavet. Fordi disse områdene kan bli påvirket i fremtiden av klimaendringer, forsøpling og havforsuring i tillegg til mulig fremtidig undersjøisk gruvedrift og utvinning av gasshydrater for kalde og varme kilder, er det behov for å utvikle overvåking også av disse områdene.

Videre ligger det foran oss et betydelig arbeid i å utvikle og estimere referanseverdier og etablere grenseverdier for mange av indikatorene som er foreslått her. For flere av indikatorene må dette gjøres ved bruk av modelleringer.

4.8.4 Beskrivelse av sammenhengen mellom eksisterende kunnskaps- og klassifiseringssystemer og foreslått løsning for hav

De helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder

Systemet som foreslås nedenfor, bygger på indikatorsettene som er utviklet av gruppen for overvåking av de marine økosystemene (Overvåkingsgruppen) slik disse er rapportert på www.miljostatus.no. I tillegg til dette indikatorsettet må det utvikles en del nye indikatorer for flere av de syv egenskapene ved økosystemene. Disse nye indikatorene kan møte behov som de eksisterende indikatorene i forvaltningsplanarbeidet ikke kan oppfylle godt nok. Det vil være mulig å implementere systemet som en del av Overvåkingsgruppens arbeid, slik at rapportering kan gjøres parallelt med Overvåkingsgruppens øvrige rapportering om miljøstatus i havområdene.

ICES

Innen det internasjonale havforskningsrådet (ICES) er det i de senere årene nedsatt arbeidsgrupper som skal gjøre samlede miljøstatusvurderinger for ulike havområder. Dette inkluderer grupper for Barentshavet (WGIBAR), Norskehavet (WGINOR) og Nordsjøen (WGINOSE). Vurderingene baserer seg på en del av de samme indeksene som ligger bak Overvåkingsgruppas indikatorer samt en del andre data-serier. Resultater fra forskning på økosystemprosesser er også sentrale i vurderingene. Gruppene kan være aktuelle samarbeidspartnere for implementering og videreutvikling av systemet for vurdering av god økologisk tilstand i norske havområder. For eksempel kan gruppene bidra til utvikling av ulike økosystemindikatorer. Gruppene kan også være et bindeledd til toktaktivitet og bidra til å få i gang nødvendig overvåking på nye områder. Arbeidet presentert i denne rapporten, ikke minst forslagene til nye indikatorer for egenskaper i økosystemer, kan også gi viktige bidrag til arbeidet i ICES sine grupper.

Felles norsk-russisk overvåking av Barentshavet

I dette prosjektet har norske og russiske institusjoner identifisert 21 indikatorer som bør være felles for de to landene i miljøovervåking av Barentshavet. Dette indikatorsettet er bygget rundt Overvåkingsgruppas indikatorer for Barentshavet og representerer en utvidelse av dette. Ingen

av tilleggsindikatorerne som ble identifisert, kan brukes direkte i arbeidet med å vurdere økologisk tilstand. Utvikling av norsk-russiske indikatorer kan imidlertid føre til at nye og nødvendig data blir opparbeidet. Det kan ikke minst skje gjennom oppfølgingsarbeidet i dette prosjektet, hvor en nå arbeider med å utvikle overvåkingen for indikatorer med dårlig datatilgang.

Circumpolar Biodiversity Monitoring Programme (CBMP)

Dette er et prosjekt under arbeidsgruppen *Conservation of Arctic Fauna and Flora* (CAFF) innen Arktisk råd. Målet har vært å utvikle felles marin miljøovervåking for arktiske havområder. Også i dette prosjektet har det blitt identifisert indikatorer som går ut over Overvåkingsgruppas indikatorsett for arktiske områder (Barentshavet og nordlig del av Norskehavet), men hvor ingen av disse indikatorene direkte kan fylle behovet for nye indikatorer identifisert for vurdering av god økologisk tilstand. Det kan imidlertid bli fremskaffet nye og verdifulle data, som for prosjektet om felles norsk-russisk overvåking av Barentshavet.

OSPAR

For norske havområder har det innen OSPAR i første rekke vært gjort et betydelig arbeid med utvikling av indikatorer og miljøstatusvurderinger for Nordsjøen. Her arbeides det også med utvikling av grenseverdier, ikke minst gjennom OSPARs bistand til utvikling av indikatorer for EUs havstrategidirektiv. Dette arbeidet kan være relevant for flere av indikatorene som er identifisert for i hvert fall Nordsjøen i denne rapporten.

EUs havstrategidirektiv

EUs havstrategidirektiv har som mål å sikre god miljøtilstand i EUs havområder. Vurdering av miljøtilstand skal skje gjennom 11 deskriptorer. Disse fokuserer på ulike deler av økosystemene og påvirkningen de er utsatt for, og definerer i hovedtrekk hva som skal være oppfylt for at miljøtilstanden skal kunne sies å være god. En viktig forskjell fra Vannrammedirektivet (se under) er at under havstrategidirektivet er medlemslandene mer autonome. Den konkrete vurderingen skal skje ved bruk av indikatorer (til sammen 62) utviklet for hver av deskriptorene. Arbeidet skiller seg fra systemet presentert her blant annet ved at havstrategidirektivet også vurderer påvirkning. Begge systemene vurderer egenskaper ved økosystemene, men egenskapene skiller seg noe fra hverandre.

Rent konkret er havstrategidirektivet relevant gjennom utvikling av grenseverdier for god miljøtilstand knyttet til indikatorer for Nordsjøen.

Vannforskriften

Vannforskriften er etablert for å sikre god miljøtilstand i ferskvann og kystnære marine områder. Arealer er delt inn i vannforekomster. Tilstand vurderes for vannforekomster. Det er som regel identifisert en rekke vannforekomster i en enkelt kommune, og disse er derfor betydelig mindre enn de områdene som er definert for havene i denne rapporten. I vannforskriften er det for de marine områdene hovedsakelig fokusert på indikatorer som kan avdekke påvirkning fra forurensing og eutrofiering. Det er derfor et smalere indikatorsett enn det som er foreslått i denne rapporten. For eksempel mangler indikatorer for fiskebestander og utbredelse av tare-skog, noe som ville vært inkludert om tilnærmingen foreslått i denne rapporten skulle vært anvendt for kystnære områder.

Naturindeks

Naturindeks måler endringer i biologisk mangfold gjennom en samlet vurdering av bestandsutviklingen til ulike arter. Dette skal gi et mål på hvor livskraftige bestandene i et område er. I arbeidet med havområdene i denne rapporten har det i første rekke vært fokusert på å utvikle indikatorer for egenskaper ved økosystemene. En aggregert indeks over populasjonstrendene til et sett indikatorarter reflekterer nødvendigvis ikke egenskaper ved økosystemet, men bestandsutviklingen til enkeltarter vil være relevant i den grad disse kan knyttes til økosystemets tilstand eller funksjon.





4.9 Barentshavet

**Per Arneberg¹, Per Fauchald², Sylvia Frantzen³,
Anne Kirstine Frie¹, Norman Whitaker Green⁴,
Eva Ramirez-Llodra⁴ og Cecilie von Quillfeldt⁵**

¹ Havforskningsinstituttet, ² Norsk institutt for naturforskning,
³ Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning,
⁴ Norsk institutt for vannforskning, ⁵ Norsk Polarinstitutt

4.9.1 Definisjon og avgrensning

4.9.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved Barentshavet

Barentshavet er et sokkelhav med gjennomsnittsdybde på 230 meter. Dette er grunt nok til at de pelagiske og bentiske delene av økosystemet er betydelig sammenkoblet (Jakobsen & Ozhigin 2011). Store deler av området har sesongmessig isdekke, og noen deler er i mange år isdekket hele året. Atlantisk vann med relativt høy temperatur strømmer inn i området fra sørvest, mens kaldere arktiske vannmasser strømmer inn fra nord. Disse to vannmassene møtes i polarfronten, og her oppstår det et miljø med høyt artsmangfold og biologisk produksjon. Iskantsonen er et annet område hvor biologisk produksjon er konsentrert (Descamps mfl. 2017).

De viktigste gruppene av organismer i økosystemet i Barentshavet er planteplankton, isalger (tilknyttet havisen), dyreplankton, bentiske evertebrater, fisk, sjøpattedyr og sjøfugl. Det er store fiskebestander i området, både pelagiske arter som lodde, polartorsk, kolmule og sei, og bunntilknyttede arter som torsk, hyse, gapeflyndre, uer og blåkveite. Barentshavet er hjem for noen av verdens største sjøfuglbestander, med lomvi, krykkje, polarlomvi og alkekonge som viktige arter. Sjøpattedyrene utgjøres av en rekke arter av hval og sel, samt isbjørn. Mange av artene er avhengige av havis som habitat. Dette gjelder for eksempel isalger, en rekke dyreplanktonarter, polartorsk og sjøpattedyr som ringsel og isbjørn.

Det meste av primærproduksjonen foregår i planteplankton og i isalger i åpne områder. Dyreplanktonet beiter på

Foto: Kjell-Arne Fagerheim, Havforskningsinstituttet

planteplankton og isalger og utgjør en viktig forbindelse til resten av økosystemet. En del planteplankton og isalger synker også til bunnen og blir beitet på av bentiske evertebrater. Lodde er en viktig planktonspisende fisk. Den beiter i den produktive iskantsonen og frakter mye biomasse herfra og til sørlige deler av Barentshavet gjennom gytevandringer til fastlandskysten. Lodde er også et viktig byttedyr for torsk, sjøfugl og en rekke andre arter. Loddebestanden har i de siste tiårene kollapset fire ganger, hovedsakelig av naturlige årsaker. Mens den første kollapsen fikk store ringvirkninger i økosystemet, med blant annet omfattende matmangel for torsk, sel og sjøfugl, har de senere kollapsene ikke hatt tilsvarende konsekvenser (Jakobsen & Ozhigin 2011). Torsk er en viktig predator i systemet, og polartorsk et viktig byttedyr for mange av de arktiske artene (Bogstad mfl. 2015).

Økosystemet i Barentshavet er svært dynamisk og har gjennomgått betydelige endringer de siste tiårene. Gjennom de tre siste tiårene har temperaturen økt betydelig. Dette har i korte trekk ført til det en kan karakterisere som en borealisering av økosystemet (Fossheim mfl. 2015). Typisk arktiske og fettrike dyreplanktonarter er i betydelig grad blitt erstattet av mindre fettrike atlantiske/boreale arter. Dette kan få betydelige konsekvenser for andre arter i økosystemet, spesielt arktiske predatorer som er mer avhengige av fettrike byttedyr. Videre har fiskearter som følge av temperaturøkningen generelt flyttet seg betydelig mot nord og øst. Det er tegn på at det samme har skjedd med bunndyr. Mengden havis har avtatt. I områder med mye havis synker mye av primærproduksjonen til bunnen (særlig isalger som frigis når isen tiner). Mindre havis gir derfor et skifte fra at mye primærproduksjon synker til bunnen og blir tilgjengelig for bentiske evertebrater til at primærproduksjonen blir konsumert av dyreplankton i de pelagiske delene av systemet (Kedra mfl. 2015). Tap av havis har sannsynligvis også ført til større pelagisk primærproduksjon. Tap av havis påvirker også direkte en rekke arter som er avhengig av isen som habitat. For eksempel har det vært observert svikt i reproduksjon hos ringsel i mange år med lite havis rundt Svalbard. Det har også vært observert nedgang i bestanden av polartorsk, som gyter under havisen (Descamps mfl. 2017).

Fiskepresset er nå betydelig lavere enn det var tidligere, blant annet som følge av at en har fått stanset det meste av det illegale og urapporterte fisket som foregikk tidligere. Dette har ført til at mange av fiskebestandene nå er svært store. Snøkrabbe

har i de senere årene etablert seg som en ny art i Barentshavet (Alvsvåg mfl. 2009). Den har potensial til å utvikle seg som en viktig komponent i økosystemet, og foreløpige studier tyder på den påvirker artssammensetningen av bunndyr. Historisk har mange bestander av sjøpattedyr blitt redusert av jakt og fangst. Etter mange år med fredning er mange av disse bestandene nå i vekst. Mange av sjøfuglbestandene har vært i tilbakegang i flere tiår. Årsakene til dette er ikke kjente, men ser ut til å være knyttet til svikt i næringstilgang (Fauchald mfl. 2015a).

4.9.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Variasjon i klima har stor betydning for dynamikken i økosystemene. Ovenfor er det beskrevet hvordan klimavariasjon i de senere årene har påvirket økosystemene i Barentshavet.

Det er også stor naturlig variasjon i reproduksjon (rekruttering) i mange marine bestander i Barentshavet, ikke minst fiskebestander. Dette bidrar betydelig til dynamikken i systemene. Lodde er et godt eksempel på dette. Fordi lodde er relativt kortlivet, kan loddebestanden kollapse dersom rekrutteringen svikter noen år. Slike kollapser har skjedd fire ganger siden overvåking av bestanden startet i 1973. Mens den første kollapsen fikk omfattende konsekvenser i resten av økosystemet, inkludert økt dødelighet blant sel, sjøfugl og torsk (Hjermann mfl. 2004), hadde de to neste kollapsene langt mindre effekter på økosystemet (Johannessen mfl. 2012). Årsaken til dette er antagelig at det var økt tilgang til alternative byttedyr under den andre og tredje kollapsen (Gjøsæter mfl. 2009). Det gjenstår å se hvilke konsekvenser den fjerde kollapsen, som er i gang nå vil få. Årsaken til kollapsene er sammensatte, men økt predasjon på loddelarver spiller en avgjørende rolle for rekrutteringssvikten og kollapsene. I første rekke ser ungsild ut til å være den viktigste predatoren i dette bildet, men 0-gruppe hyse og torsk kan også ha spilt en rolle (Gjøsæter mfl. 2015, Gjøsæter mfl. 2016). Rekruttering i andre arter spiller med andre ord en viktig rolle for rekrutteringssvikt og påfølgende kollaps i loddebestanden. At rekruttering er viktig for bestandsutvikling er noe som gjelder generelt for de store fiskebestandene i Barentshavet. Samtidig har vi lite kunnskap om årsakene til variasjon i rekruttering, til tross for at dette har vært et sentralt tema innen havforskningen i over 100 år (Browman 2014). Rekruttering er også viktig for bestandsutvikling i andre grupper. For eksempel er det mekanismen bak de omfattende bestandsnedgangene i blant sjøfugl de siste tiårene. Her knyttes rekrutteringssvikten til sviktende næringstilgang, men årsaken til dette igjen er ikke kjent (Arneberg og Jelmert 2017).

4.9.1.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

De viktigste typene menneskelig påvirkning i Barentshavet er klimaendringer og fiskerier (Anonym 2010). I tillegg er systemet noe påvirket av forurensing og da hovedsakelig i toppredatorer som isbjørn og polarmåke. Undervannsstøy, hovedsakelig fra seismiske undersøkelser, kan påvirke sjøpattedyr, men omfanget av denne påvirkningen er ikke kjent. I fremtiden kan systemet bli påvirket av havforsuring.

Som beskrevet ovenfor, kan variasjoner i klima påvirke økosystemet i Barentshavet på mange måter. Beskrivelsen ovenfor illustrerer også hvilke effekter klimaendringer kan ha på systemet.

Fiskerier påvirker i hovedsak gjennom fjerning av biomasse fra bestandene det fiskes på, og forstyrrelse av bunnsamfunn gjennom tråling. Det er også noe bifangst av arter som ikke er mål for fiskeriene, og av sjøfugl og kystnære sjøpattedyr (nise og kystsel). Høsting av de store bestandene i de åpne delene av Barentshavet gjøres etter råd fra det internasjonale havforskningsrådet (ICES) og er bærekraftig. Disse bestandene er i god forfatning i dag. Unntaket er vanlig uer, som er på et lavt nivå på grunn av tidligere overfiske. Mye av fisket gjøres med bunntrål, som gir forstyrrelse av bunnhabitatet og kan skade og hindre reetablering av sårbare bunnsamfunn (Jørgensen mfl. 2015). Selv om mengden tråltimer har avtatt betydelig de siste tiårene og trålene blir stadig mer skånsomme mot havbunnen (Arneberg & Jelmert 2017), blir bunnsamfunnene fortsatt påvirket av tråling.

Blant miljøgifter er det særlig persistente organiske forbindelser (POPs) som vekker bekymring. Mange av disse oppkonsentreres i næringskjeden og når høye verdier og kan påvirke overlevelse og reproduksjon i toppredatorer (Gustayson mfl. 2015, Pavlova mfl. 2016).

Undervannsstøy fra seismiske undersøkelser påvirker adferd hos sjøpattedyr. Det er uklart om og eventuelt hvordan dette påvirker overlevelse og reproduksjon, men det jobbes med modellering av mulige effektszenarier basert på tilgjengelig kunnskap (King mfl. 2015).

I fremtiden kan havforsuring bli en viktig påvirkningsfaktor i Barentshavet. Organismer med kalkskall er en gruppe man er bekymret for kan bli påvirket. Det er imidlertid uklart hvilke effekter havforsuring vil ha på de marine økosystemene (Browman 2016).

4.9.2 Arktisk del av Barentshavet – eksempel på et nivå 2-økosystem

Kaldt arktisk vann dominerer i denne delen av Barentshavet, men det er også innblanding av andre vannmasser på noen steder og dyp, samt modifiserte vannmasser noen steder. Området kan være isdekket ned til polarfronten (der kaldt arktisk vann møter varmere atlantisk vann), men det er store variasjoner i isdekke fra år til år. Unntaksvis kan det også forekomme is sør for polarfronten (Jakobsen & Ozhigin 2011).

Hvor langt sør isen strekker seg, har betydning for starttidspunktet for våroppblomstringen. Våroppblomstringen av planteplankton følger iskantsonen ettersom denne trekker seg nordover, men blir mer diffus jo lenger nord man kommer. Våroppblomstringen domineres ofte av kiselalger, men enkelte år er det større dominans av *Phaeocystis pouchetii*. Noen artsgrupper, som kiselalger, forekommer gjennom hele den produktive sesongen, mens andre artsgrupper kun dominerer i deler av året (Sakshaug mfl. 2009b). Det er også indikasjoner på at mindre flagellater har større betydning for økosystemet enn tidligere antatt (Lovejoy mfl. 2017). I tillegg til planteplankton vokser det isalger i tilknytning til isen (Syvertsen 1991, Jakobsen & Ozhigin 2011).

Fordi primærproduksjonen er så konsentrert i tid og rom, klarer ikke dyr i vannsøylen alltid å beite ned hele produksjonen, og en del vil nå bunnen. For områder med drivis er det også kobling mellom lavere trofiske nivå tilknyttet isen (isbiota), og samfunnene på havbunnen som er tilpasset en syklus hvor næring tilføres i pulser. Hvorvidt isbiotamfunnene frigis gradvis eller alt på en gang er avgjørende for hvor mye som når havbunnen kontra hvor mye som blir spist av dyreplankton (Carroll & Carroll 2003, Kedra mfl. 2015).

Iskantsonen kan ha høy tetthet av beitende fisk, f.eks. lodde og polartorsk, samt sjøfugl og sjøpattedyr (Sakshaug mfl. 2009a, von Quillfeldt mfl. 2009). Særlig polarlomvi og alkekonge kan forekomme i store konsentrasjoner i iskantsonen og inne i råker om våren. I tillegg forekommer bl.a. teist og ismåke i disse områdene (Fauchald mfl. 2015a). Sjøis er også viktig som hvileområde for flere selarter som beiter nær drivisen (Laidre mfl. 2015). Dette gjelder især grønlandssel, men også en del av ringselbestanden og en mindre andel av storkobbepbestanden. Noen ganger brukes også områder med grov drivis nord i Barentshavet som kasteområde for

disse selartene, men omfanget av dette er ukjent (Arneberg & Jelmert 2017, Descamps mfl. 2017).

Drivisen er også en biogeografisk grense for flere arter (von Quillfeldt 2002, Sakshaug mfl. 2009a, Jakobsen & Ozhigin 2011). Utbredelsen av hvalross styres delvis av isutbredelse, og man har derfor ulike forekomster om sommeren og vinteren. Grønlandshvalene tilbringer også mye av tiden sin langs iskanten eller et stykke innenfor denne i store deler av sin årssyklus (Lydersen mfl. 2012). Grønlandshval og hvithval (også vanlig i fjorder og kystnære områder) er i tillegg til narhval de eneste hvalartene som er tilpasset til å være i områder med is hele året. Videre er det en mulig sammenheng mellom isdekket og ungeproduksjon hos isbjørn, siden isens utbredelse har betydning for hvorvidt isbjørnen når sine hiområder om høsten. Dessuten utnytter isbjørnen isen når den forflytter seg over større områder, samt som en plattform for jakt på sel, som er hovednæring for isbjørn (Derocher mfl. 2011).

Polartorsk og amfipoden *Themisto libellua* er funksjonelt viktige arter i denne delen av Barentshavet (Dalpadado mfl. 2012). Det er også flere sjøfugl og sjøpattedyr som er rødlistet eller er ansvarsarter, bl.a. grønlandshval, ismåke og polarlomvi.

Klimaendringer har ført til mindre og tynnere is i arktisk del av Barentshavet, kortere vekstsesong for isalger, lengre vekstsesong for planteplankton, innslag av «nye» arter og endret utbredelse av flere arter, både på lavere og høyere trofiske nivå (Dalpadado mfl. 2012, Dalpadado mfl. 2014, Fossheim mfl. 2015, Eriksen mfl. 2017). Klimaendringer vil kunne påvirke den bentisk-pelagiske koblingen, samt risikoen for at tidspunkt for våroppblomstring av planteplankton endres og ikke lenger sammenfaller med tilstedeværelse av beitende organismer (match/mismatch) (Søreide mfl. 2010). Ved at områder som tidligere var islagt, nå er blitt isfrie er det også mulig å utøve fiske lenger nord enn tidligere. Ved bruk av bunntål kan dette medføre skader på bunnsamfunn som tidligere har vært beskyttet av isdekket. Det er også økt cruisetrafikk som ofte oppsøker områder med høy forekomst av sjøpattedyr og sjøfugl, hvilket kan medføre forstyrrelse av deres beite- og hvilemønstre. Generelt sett vil økt skipstrafikk også øke risikoen for oljesøl. Høye forurensingsnivåer er påvist i enkelte toppredatorer, særlig isbjørn og tannhvaler (Derocher mfl. 2003, Wolkers mfl. 2006a, Wolkers mfl. 2006b), hvilket øker det samlede fysiologiske stressnivå

hos disse artene, som allerede antas å være negativt påvirket av klimaendringene. Det er også indikasjoner på havforsuring, men foreløpig ikke påvist effekter av dette på økosystemet. Det er også registrert økte forekomster av plast på havbunnen.

4.9.2.1 Karakterisering av den arktiske delen av Barentshavet i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Referansetilstanden for den arktiske delen av Barentshavet er karakterisert av at det er naturlige prosesser som dominerer i økosystemet. Det betyr i første rekke at dynamikken er påvirket av naturlig variasjon i klima og variasjon i biologiske prosesser, spesielt rekruttering i sentrale bestander. I referansetilstanden er menneskelig påvirkning minimal. I referansetilstanden har fiskeriene ikke negative effekter som uønsket bifangst, forsøpling og bunnpåvirkning gjennom tråling. Det legges videre til grunn et klima for normalperioden 1961–1990.

Barentshavet har vært påvirket av menneskelige aktiviteter i flere hundre år. Omfattende hvalfangst startet i begynnelsen av 1600-tallet og førte i løpet av et par hundre år til at grønlandshval nærmest ble utryddet. Fortsatt er bestanden på et svært lavt nivå. Også hvalross, isbjørn, sel og andre hvalarter ble jaktet og fangstet ned til lave nivåer. Etter langvarig fredning ser man vekst i enkelte av disse bestandene, for eksempel hvalross. Det er rimelig å anta at en vil se tilsvarende vekst for andre arter i fremtiden (Fauchald mfl. 2014a). Etter andre verdenskrig ble det i perioder drevet et omfattende overfiske på flere av de sentrale fiskebestandene i Barentshavet, som torsk, hyse, blåkveite og uer. Dette førte til betydelige bestandsnedganger. Bedringer i fiskeriforvaltningen har nå ført til stans i det aller meste av overfisket, og de fleste bestandene har tatt seg opp igjen eller er i ferd med å gjøre det (McBride mfl. 2016).

Dette mønsteret i påvirkning betyr at mange aspekter av miljøtilstanden er bedre og mindre påvirket av mennesker i dag enn for eksempel i referanseperioden som er valgt for klima (1961–1990). For å estimere verdier for referansetilstand er det derfor brukt data fra senere perioder. For mange variabler er det valgt å bruke data fra de første 10 årene av økosystemtoktet til HI og PINRO. Dette toktet startet i 2003 og samler inn data for store deler av økosystemet (fisk, bunnlevende evertrebrater, dyreplankton, sjøfugl og sjøpattedyr). I denne perioden har temperaturen økt og mengden havis avtatt betydelig. Dette begynner nå å få målbare effekter på

økosystemet i den arktiske delen av Barentshavet i form av blant annet økning i primærproduksjon, flytting av utbredelsesgrenser mot nord og nedgang i bestander av mange typer arktiske arter (Dalpadado mfl. 2014, Fossheim mfl. 2015, Arneberg & Jelmert 2017, Eriksen mfl. 2017, Johannesen mfl. 2017). Data for de første årene av økosystemtoktet vil likevel bli brukt for å estimere verdier for referansetilstanden, fordi det er de langt mest komplette dataene en har, og fordi mange aspekter av miljøtilstanden som nevnt er bedre for denne perioden enn for foregående perioder.

Den naturlige variabiliteten i marine økosystemer kan være høy. For Barentshavet kan sentrale prosesser variere over skalaer på mange tiår (Loeng & Drinkwater 2007). Å basere seg på data for de første 10 årene av økosystemtoktet kan derfor være mangelfullt. Samtidig forventer en at klimaendringer vil være den sterkeste påvirkningsfaktoren i den arktiske delen av Barentshavet og ha store effekter på økosystemet i årene som kommer. Ved etter hvert å utvide perioden for estimering av referanseverdier (til for eksempel de første 20 årene av økosystemtoktet, dvs. 2003–2022), risikerer en derfor å inkorporere inn i referanseverdiene de signalene en ønsker å måle.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand for den arktiske delen av Barentshavet er karakterisert av at området er bærekraftig forvaltet. Dette innebærer at uttak av fiskeressurser skjer på en bærekraftig måte slik det er definert i rådene fra ICES. Videre innebærer det at andre typer påvirkning ikke fører til at det er vesentlige avvik fra naturlige økologiske prosesser som dominerer i økosystemet. Dette vil også innebære at miljømålene i forvaltningsplanen for Barentshavet blir oppnådd. Noen typer endringer kan en se for seg at tydelig kan karakteriseres som vesentlige avvik. Et viktig eksempel er menneskeskapte regimeskifter som er irreversible på en skala over flere tiår. Slike har vært observert i flere havområder i løpet av de siste tiårene (Möllmann mfl. 2015). Et eksempel er Østersjøen, hvor samlede effekter av overfiske, klimaendringer og forurensing har gjort at systemet har skiftet fra å være dominert av store dyreplankton og stor fisk (torsk) til å være dominert av mindre dyreplankton og mindre fisk (brisling). For mange andre typer endringer en kan se for seg, vil det være mindre tydelig om de bør klassifiseres som vesentlige avvik fra referansetilstanden. Her må størrelsen på avvik vurderes opp mot det som kan antas å være den naturlige variasjonen for de syv egenskapene listet nedenfor. Fordi

den naturlige variasjonen som nevnt ovenfor kan være høy og ikke kjent, vil det for de fleste av de syv egenskapene være vanskelig å estimere hva som representerer «ikke vesentlig avvik» fra referansetilstanden. For noen egenskaper kan det også være umulig å gjøre det på en meningsfull måte.

Nedenfor er det forsøksvis angitt hvilke påvirkningsfaktorer som sannsynligvis kan føre til avvik fra god økologisk tilstand. Disse angivelsene må tolkes med forsiktighet, fordi effekter av ulike typer menneskelige aktiviteter kan være ukjente. I tillegg kan ulike typer aktiviteter til sammen ha effekter som er vanskelige å forstå og forutse (Rudd 2014, Griffen mfl. 2016).

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen så høy at den ikke avviker vesentlig fra referanseverdiene. Dette innebærer også at artssammensetning av primærprodusenter er slik at øvrige arter i økosystemet kan utnytte produksjonen på en måte som ikke er vesentlig forskjellig fra i referansetilstanden. Dette omfatter produksjon i åpent vann, under havisen og inni isen.

Når mengden havis avtar, er det rimelig å anta at primærproduksjonen vil øke dersom det ikke skjer andre endringer som virker i motsatt retning (Dalpadado mfl. 2014). Avvik vil derfor være betydelig lavere primærproduksjon enn det en skal forvente ut fra mengden havis. Eksempler på faktorer som kan føre til slike avvik, er økt stratifisering på grunn av økt ferskvannstilførsel og svikt i tilførsel av næringssalter. Slike endringer kan forårsakes av klimaendringer. Tidspunkt for primærproduksjon (dvs. tidspunkt for oppblomstringer) kan også være viktig fordi det i tid bør falle sammen med andre viktige prosesser, som reproduksjon hos sentrale grupper på høyere trofiske nivåer (f.eks. dyreplankton og fisk). Avvik kan derfor også være at oppblomstring skjer på tidspunkt som ikke gir slikt sammenfall. Slike endringer kan forårsakes av klimaendringer.

2. Biomasse i trofiske nivåer

I god økologisk tilstand vil fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivå ikke avvike vesentlig fra det som er forbundet med fordelingen i referansetilstanden. Det innebærer at det ikke er vesentlig forskjeller fra referanseverdiene.

Avvik kan vise seg ved at grupper på lave trofiske nivå konsumerer en betydelig økende del av produksjonen i system og skaper en forkortet næringskjede. Eksempel på en type organisme som kan gjøre dette, er maneter (Daskalov mfl. 2017). Typer

påvirkning som vil kunne forårsake slike endringer, inkluderer innføring av fremmede arter, overfiske og klimaendringer.

3. Funksjonelle grupper

I god økologisk tilstand er diversitet av funksjonelle karakterer representert på en måte som ikke er vesentlig forskjellig fra referansetilstanden.

Flere faktorer kan i prinsippet påvirke funksjonell sammensetning innen trofiske nivå, inkludert klimaendringer, fiskerier (både bunnpåvirkning og påvirkning av beskattede bestander) og innføring av fremmede arter. Med dagens forvaltning er overfiske og for høye fangstrater på sjøpattedyr lite sannsynlig (noe som kunne ført til predikerbare endringer i funksjonell sammensetning). Basert på litteraturen kan det ikke forutses nøyaktig hvordan ulike typer sannsynlig påvirkning kan føre til store avvik når det gjelder denne egenskapen. Det må derfor legges opp til en generisk overvåking av ulike trofiske nivå der funksjonell diversitet beregnes kvantitativt for større grupper slik at større endringer kan fanges opp.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

I god økologisk tilstand vil funksjonelt viktige arter (se **Tabell 20**) være til stede i så store mengder at deres funksjon er opprettholdt.

For mange av de sentrale artene kan avvik forårsakes av klimaendringer. Dette gjelder særlig dyreplankton (sammensetning av atlantiske og arktiske arter for slekten *Calanus* og pelagiske amfipoder), isalger og annen isbiota og polartorsk. Fordi det er lite sannsynlig med overfiske av de kommersielle fiskebestandene som er identifisert som sentrale arter (lodde og torsk), fremstår indirekte effekter av klimaendringer som den mest sannsynlige faktoren som kan forårsake avvik for disse. For habitatbyggende arter (svamper og sedimentmodifiserende arter som for eksempel børstemark) kan avvik forårsakes av fiskerier (bunnpåvirkning), innførte arter og klimaendringer.

5. Landskapsøkologiske mønstre

I god økologisk tilstand er leveområder så store at artenes overlevelse ikke er truet av at leveområdene er for små.

To av påvirkningsfaktorene som kan forårsake avvik, er klimaendringer og bunnpåvirkning fra fiskerier. Klimaendringer kan virke gjennom å redusere utbredelsen av havis og størrelsen på temperaturnisjer. Fiske med bunntål kan forstyrre

bunnhabitater og redusere arealet av tilgjengelig habitat for store epibentiske arter som er spesielt sårbare for bunntåling (Jones 1992). Avvik innebærer at omfanget av bunntåling er så omfattende at det vil innebære en betydelig reduksjon i habitat tilgjengelig for denne type bunnsamfunn.

6. Biologisk mangfold

I god økologisk tilstand er endringene i artssammensetning over tid ikke vesentlig høyere enn referanseverdiene. Det innebærer at verken koloniserings- eller ekstinksjonsrater er forhøyede i forhold til referanseverdiene. Det innebærer også at ratene ikke øker over tid.

Flere faktorer kan i prinsippet påvirke kolonisering og utdøing av arter i dette økosystemet, inkludert klimaendringer, fiskerier (både bunnpåvirkning og påvirkning av beskattede bestander) og innføring av fremmede arter. Med dagens forvaltning er overfiske og for høye fangstrater på sjøpattedyr lite sannsynlig. Basert på litteraturen kan det ikke settes opp presise prediksjoner om hvordan ulike typer sannsynlig påvirkning kan føre til store avvik når det gjelder denne egenskapen. Det må derfor legges opp til en generisk overvåking av ulike trofiske nivå der artssammensetning og artsutskiftning estimeres kvantitativt for større grupper slik at større endringer kan fanges opp. For genetisk mangfold finnes det enda ikke tilstrekkelige data, men det kan bli tilgjengelig i fremtiden gjennom utvikling av nye genetiske metoder.

7. Abiotiske forhold

I god økologisk tilstand avviker sentrale klimaparametere ikke vesentlig fra klimanormalen for perioden 1961–1990. Kjemiske parametere knyttet til havforsuring avviker ikke vesentlig fra upåvirkede nivåer, og det er så lite forurensing i området at dette ikke har vesentlige effekter på arter.

Avvik vil kunne forårsakes av klimaendringer og langtransportert forurensing. Klimaendringer kan påvirke utbredelse av havis, temperatur, saltholdighet og stratifisering. Langtransportert forurensing av CO₂ vil endre havets kjemi i retning av lavere pH og økt tendens til undermetning av kalsitt og aragonitt (dvs. havforsuring). Langtransportert forurensing av andre stoffer, i første rekke persistente organiske forbindelser, kan påvirke populasjonsdynamikk hos ulike arter i økosystemet, i første rekke toppredatorer.

4.9.2.2 Indikatorer for god økologisk tilstand

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell**

20, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 20. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i arktisk del av Barentshavet, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Biomasse målt som klorofyll a	Primærproduksjon	Klimaendringer
Isutbredelse	Primærproduksjon	Klimaendringer
Tidspunkt for våroppblomstring	Primærproduksjon	Klimaendringer
Bestandsstørrelse av lodde	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av nordøstatlantisk torsk	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter
Bestandsstørrelse av polartorsk	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Isutbredelse	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Klimaendringer
Salinitet	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Strømningsforhold	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Vanntemperatur	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Artssammensetning planteplankton	Primærproduksjon	Klimaendringer
Naturlige påvirkningsfaktorer	Primærproduksjon	Klimaendringer
Fordeling biomasse	Biomasse i trofiske nivåer	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Funksjonell diversitet	Funksjonelle grupper	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Isbiota	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Mengde krill	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Mengdeforhold av <i>Calanus</i> -arter (<i>finmarchicus</i> , <i>glacialis</i> , <i>hyperboreus</i>)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Pelagiske amfipoder	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Områder forstyrret av bunntråling	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Størrelse på temperaturnisjer	Landskapsøkologiske mønstre	Klimaendringer
Endringer i artsforekomster	Biologisk mangfold	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Ny datainnsamling må på plass		
Istype og sneforhold på isen	Primærproduksjon	Klimaendringer
Genetisk mangfold	Biologisk mangfold	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Metningshorisont aragonitt	Abiotiske forhold	Klimaendringer; Forurensning
pH	Abiotiske forhold	Klimaendringer; Forurensning





4.10 Norskehavet

4.10.1 Definisjon og avgrensning

4.10.1.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved Norskehavet

Store deler av Norskehavet er mellom 1000 og 4000 meter dypt. Det betyr at det er begrenset kobling mellom de pelagiske og de bentiske delene av økosystemet. Det finnes også områder med grunnere sokkel langs kysten av Norge fra Møre til Tromsøflaket, og en skråning fra de grunne sokkelområdene ned til dyphavet (eggakanten). Varme atlantiske vannmasser strømmer inn fra sør og vest og ut nord i området. De aller nordligste delene har sesongmessig isdekke eller isdekke hele året (ICES 2016).

De viktigste gruppene i de øverste pelagiske delene av økosystemet er planteplankton, dyreplankton og pelagisk fisk. De tre store pelagiske fiskebestandene i området er norsk vårgytende sild, kolmule og makrell. I tillegg finnes det en rekke arter av hval og sel og store bestander av sjøfugl. Enkelte arter er avhengige av is, som grønlandssel og klappmyss (ICES 2016).

Foto: Anette Karlsen, Havforskningsinstituttet

I det mesopelagiske laget (ca. 400–800 meters dyp) finnes det betydelig biomasse. Denne delen av økosystemet er lite studert, men man kjenner noe til hvilke arter som er vanlig forekommende, som uer, blekksprut og diverse arter av fisk.

På havbunnen finnes en rekke ulike naturtyper, enkelte med svært spesialiserte arter. Eksempler på slike naturtyper er korallrev, dyphavsfjell, utstrømningsområder («Black smokers» og «cold seeps») og muddervulkaner (Anonym 2009).

Den best studerte delen av Norskehavet er det øverste pelagiske laget, hvor de tre store kommersielle fiskebestandene, norsk vårgytende sild, makrell og kolmule, beiter på dyreplankton som viktigste matkilde (ICES 2017). Størrelsen på disse bestandene kan variere betydelig, og den totale biomassen av de tre bestandene har økt betydelig de to siste tiårene. Dette har skjedd delvis samtidig med at temperaturen har økt og mengden dyreplankton har avtatt. De senere årene er det særlig bestanden av makrell som har økt. Som en følge av dette, har makrellen økt sin utbredelse i Norskehavet (ICES 2017). På grunn av dårlig rekruttering har bestanden av norsk vårgytende sild avtatt betydelig de siste årene (Arneberg & van der Meeren 2016). En ser klare tegn på negativ tetthetsavhengighet i populasjonsdynamikken til de tre bestandene. Det er også tegn på konkurranse mellom dem, hovedsakelig mellom makrell og sild, og makrell ser ut til å være den dominerende arten. Mange arter av sjøpattedyr har historisk blitt redusert gjennom jakt og fangst. Mange av sjøfuglbestandene har vært i tilbakegang i flere tiår. Årsakene til dette er ikke kjente, men ser ut til å være knyttet til svikt i næringstilgang (Arneberg & van der Meeren 2016).

Av havbunnstypene i Norskehavet er deler av kontinental-sokkelen og eggakanten godt kartlagt gjennom MAREANO (www.mareano.no). Der finnes blant annet bunnsamfunn som *Lophelia*-rev og svampsamfunn. Særlig i tilknytning til *Lophelia*-rev er det høy diversitet av både fisk og evertebrater (Husebø mfl. 2002). Her finnes fiskearter som uer, brosme, lange, torsk, sei og hyse. *Lophelia*-rev er sårbare for bunntråling, og mange har blitt ødelagt. De har derfor blitt fredet, og det er ikke tillatt å fiske med trål over disse.

4.10.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Variasjon i klima har stor betydning for dynamikken i Norskehavet. For eksempel bidro antagelig synkende temperaturer og påfølgende fall i produksjon av dyreplankton til den fiskeridrevne kollapsen i bestanden av norsk vårgytende sild på 1960-tallet i Norskehavet. Dette fikk omfattende konsekvenser for økosystemet.

Det er også stor naturlig variasjon i reproduksjon (rekruttering) i mange marine bestander, ikke minst fiskebestander i Norskehavet. Dette bidrar betydelig til dynamikken i systemene. For eksempel har det i de siste årene vært en betydelig nedgang i bestanden av norsk vårgytende sild. Dette skyldes i første rekke sviktende rekruttering. Samtidig har makrellbestanden hatt stor vekst som følge av flere år med god rekruttering. Dette har hatt store konsekvenser for dynamikken i økosystemene i de øvre pelagiske vannmassene (ICES 2017).

4.10.1.3 Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

De viktigste typene menneskelig påvirkning i Norskehavet er klimaendringer og fiskerier (Anonym 2009). Det er gjennomgående lave nivåer av forurensing i området (Arneberg & van der Meeren 2016), og støy fra seismiske undersøkelser forekommer på en begrenset del av sokkelen langs norskekysten. Havforsuring kan bli en viktig påvirkningsfaktor i fremtiden på samme måte som i Barentshavet. Gruvevirksomhet kan bli en viktig påvirkningsfaktor for havbunnen i fremtiden.

Klimaendringer forventes å ha en del av de samme effektene som i Barentshavet.

Fiskeriene på de store bestandene i Norskehavet er bærekraftige. Siden de i hovedsak skjer med pelagiske fiskeressurser, er det liten påvirkning på bunnfauna. Fiske med trål eller garn i de grunnere områdene utenfor norskekysten og langs eggakanten kan påvirke sårbare bunnsamfunn som dypvannskorallrev og svampsamfunn. Det tas også en del truede arter som bifangst, som for eksempel vanlig uer og blålange.

4.10.2 Utstrømningsområder i Norskehavet – eksempler på nivå 2-økosystemer

Det finnes to hovedtyper utstrømningsområder i Norskehavet, varme kilder («hydrothermal vents») og kalde kilder («cold seeps»). Disse kan ha svært spesialisert fauna knyttet til seg. Her er det utredet hvordan god økologisk tilstand kan vurderes for økosystemer knyttet til varme og kalde kilder hver for seg.

4.10.2.1 Varme kilder

Varme kilder finnes på midtoseaniske rygger hvor to havbunnsplater trekkes fra hverandre og ny havbunn dannes. Her trenger kaldt oksygenert sjøvann ned gjennom sprekker, varmes opp og reagerer kjemisk med den nylige dannede berggrunnen. Resultatet er varm væske (opp til 407 °C) som er ladet med en rekke kjemiske forbindelser (sulfid, hydrogen, metan, mangan og andre metaller) og som strømmer til overflaten av havbunnsplatene. Når væsken kommer i kontakt med kaldt oksygenert vann, dannes såkalte «black smokers», skorsteinsformede strukturer som den varme væsken vil fortsette å strømme ut gjennom.

En unik type økosystem finnes på eller i umiddelbar nærhet av disse skorsteinene. Det foregår så å si ikke fotosyntese ved disse strukturene i Norskehavet, fordi de finnes på så store dyp at det ikke trenger ned tilstrekkelig lys. Primærproduksjon foregår i stedet i mikroorganismer som bruker den kjemisk reduserte varme væsken som en kilde til å danne organiske forbindelser gjennom kjemosyntese (Van Dover 2000). Mikroorganismene finnes både som frittlevende, i matter på skorsteinene og symbiotisk med mange av de andre dominerende artene i systemet. Disse økosystemene er karakterisert av relativt høy biomasse av svært spesialiserte arter, høy grad av endemisme og lavt artsmangfold.

I Norskehavet strekker Den midtatlantiske ryggen seg fra Kolbeinseyryggen til Jan Mayen og derfra videre til Svalbard gjennom Mohns rygg og Knipovichryggen (Olsen mfl. 2016). Disse ryggene har i løpet av det siste tiåret blitt undersøkt av geobiologigruppen ved Universitetet i Bergen (Pedersen mfl. 2010). Beskrivelse av de ulike kildene er oppsummert av Olsen mfl. (2016). Hovedtrekket er at det finnes to typer systemer, grunne felt som er dominert av fauna som ernærer seg i vesentlig mindre grad av kjemosyntetisk primærproduksjon, og felt på store dyp hvor faunaen er mer eller mindre totalt basert på kjemosyntetisk primærproduksjon. Eksempler

på områder med grunne kilder er feltet Syv søstre (140 m, *Seven sisters field*), feltet ved Kolbeinseyryggen og Jan Mayen (500–700 m) og feltet på Mohns rygg. Eksempel på felt i dyphavet er Lokelottet, som ligger på 2400 meters dyp på Knipovichryggen (Pedersen mfl. 2010). Her vil det fokuseres på dyphavssystemer, og Lokelottet brukes som eksempel.

Lokelottet er dominert av mattedannende kjemosyntetiserende bakterier, snegler og en nyoppdaget amfipodeart på skorsteinene, og siboglinide rørmarker (med symbiotiske kjemosyntetiserende bakterier), børstemark, amfipoder og snegler på omkringliggende bløtbunn som er påvirket av utstrømmende vann med lavere temperatur enn i skorsteinene (Pedersen mfl. 2010, Tandberg mfl. 2011, Kongsrud & Rapp 2012, Olsen mfl. 2016). Mobil fauna, som fisk, utgjør predatorer og åtseletere. En fullstendig artsliste er under utarbeidelse (Rapp pers. medd.). Det finnes foreløpig lite data fra Ægirfeltet (2200 m), som ble oppdaget på Knipovichryggen i 2015, men det ser ut til å være samme type arter som på Lokelottet (Olsen mfl. 2016).

Ulike typer mikroorganismer finnes på ulike typer skorsteiner (nettverk av enkeltceller av *Epsilonproteobacteria*-bakterier eller biofilmer av *Sulfurovum*-bakterier (Steen mfl. 2016)). Den funksjonelle diversiteten som utgjøres av andre organismer, er avhengig av fordeling, struktur og funksjon til bakteriemattene (Steen mfl. 2016). Den viktigste parameteren som bestemmer dette, er strømmen av væske fra kildene.

Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

En kjenner lite til de naturlige forstyrrelsene ved Lokelottet. Denne typen varme kilder er ofte påvirket av vulkansk aktivitet og er derfor relativt dynamiske. Økologisk regenerering etter vulkanutbrudd har vært studert ved den svært dynamiske ryggen East Pacific Rise. Her ble det funnet at en innen en tiårsperiode fikk tilbake et økosystem med tilsvarende struktur og funksjon som det opprinnelige (Tunnicliffe mfl. 1997). Vulkanutbrudd er imidlertid mer sjeldne på den langt mer stabile Midtatlantiske ryggen, og det er ikke kjent hvor raskt økosystemene ved de varme kildene kan regenereres her.

Menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser

Økosystemene ved de varme kildene er ikke påvirket av menneskelige aktiviteter i dag. Fordi systemene eksisterer

i områder med betydelig høyere temperaturer enn omgivelsene, er de ikke påvirket av klimaendringer. De er heller ikke påvirket av vitenskapelige undersøkelser, som gjøres på en svært skånsom måte (ingen effekter har blitt observert). I fremtiden kan de imidlertid bli påvirket av undersjøisk gruvevirksomhet. Rike metallforekomster kan finnes i sulfidavsetninger som kan dannes når den varme væsken i kildene reagerer med kaldt sjøvann. Slike forekomster er nå gjenstand for utforskning og utvinning av metaller som jern, kobber, sink, gull og sølv (Olsen mfl. 2016). Denne typen gruvedrift har ikke startet noe sted enda, men kan starte opp i Japan og utenfor Ny-Guinea allerede i 2018.

Karakterisering av varme kilder i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Fordi systemene ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter i dag, kan den nåværende tilstanden brukes som referansetilstand for intakt natur. Undersøkelser gjort av Universitetet i Bergen de siste ti årene kan ha gitt tilstrekkelig med data til å estimere referanseverdier for de fleste av de syv egenskapene ved økosystemet som økologisk tilstand skal vurderes ut fra. Det er imidlertid viktig å være klar over at disse varme kildene er fragmenterte systemer. Det er derfor viktig å få forståelse av hvordan de er forbundet med hverandre samt hvordan en metapopulasjonsdynamikk i systemet kan fungere. Kunnskap om hvordan ulike kilder er plassert i forhold til hverandre er derfor viktig når referanseverdier for landskapsstrukturer skal estimeres (egenskap 5, kapittel 3.4). Fordi forekomsten av varme kilder av typen det er snakk om her er begrenset, har en imidlertid begrenset kunnskap til å fastsette referanseverdier for denne egenskapen.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand for økosystemene knyttet til varme kilder er karakterisert av at områdene de finnes i er bærekraftig forvaltet. Dette innebærer i første rekke at de geologiske strukturene økosystemene lever på, som er skorsteinene og omkringliggende områder, ikke skades av menneskelige aktiviteter i så stor grad at struktur og funksjon i økosystemene blir betydelig påvirket. Som nevnt ovenfor, foregår det i dag ikke menneskelige aktiviteter som kan forårsake slik skade, men det kan være risiko for skade forbundet med eventuell fremtidig undersjøisk gruvevirksomhet. I dette

påvirkningsbildet vil god økologisk tilstand være karakterisert av følgende for de syv egenskapene ved økosystemtypen:

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen så høy at den kan understøtte det som forbindes med velfungerende økologi i systemer som dette. Dette innebærer også at artsammensetning av primærprodusenter er slik at øvrige arter i økosystemet kan utnytte produksjonen på en måte som i et velfungerende system. Dette innebærer at parameterne som beskriver primærproduksjon ikke er vesentlig forskjellig fra referanseverdiene. Sammenhengen mellom de geologiske strukturene og primærproduksjon gjennom kjemosyntese i mikroorganismer er, som beskrevet ovenfor, en nøkkelfaktor for god økologisk tilstand i denne økosystemtypen.

Avvik fra god økologisk tilstand kan forårsakes av ødeleggelse av geologiske strukturer gjennom eventuell fremtidig undersjøisk gruvevirksomhet.

2. Biomasse i trofiske nivåer

I god økologisk tilstand vil fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivå ikke avvike vesentlig fra det som er forbundet med fordelingen i velfungerende økosystemer av denne typen. Det innebærer at det ikke er vesentlige forskjeller fra referanseverdiene. De trofiske nivåene utgjøres av kjemosyntetiserende mikroorganismer (primærprodusenter), siboglinide og andre rørmarker, amfipoder og gastropoder (sekundærkonsumenter) og fisk og annen mobil fauna (predatorer og åtseletere).

Avvik kan forårsakes av nedgang i primærproduksjon forårsaket av eventuell fremtidig gruvevirksomhet, som beskrevet ovenfor.

3. Funksjonelle grupper

I god økologisk tilstand er ulike funksjonelle grupper representert på en måte som er forbundet med velfungerende økosystemer av denne typen. Det innebærer at det ikke er vesentlige forskjeller fra referanseverdiene. Funksjonell diversitet blant primærprodusentene er bestemt av egenskapene ved den utstrømmende væsken, mens den funksjonelle diversiteten til de øvrige organismene er bestemt av fordeling, struktur og funksjon i mattene av mikroorganismer.

Avvik kan, som beskrevet ovenfor, forårsakes av ødeleggelse av geologiske strukturer.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

I god økologisk tilstand vil funksjonelt viktige arter være til stede i så store mengder at deres funksjon er opprettholdt. Funksjonelt viktige artsgrupper er de kjemosyntetiserende mikroorganismene samt rørbyggende børstemark i slekten *Nicomache*, som danner busklignende tredimensjonale strukturer som kan være habitat for andre organismer, og rørmarker i familien Siboglinidae.

Avvik fra god økologisk tilstand kan forårsakes av ødeleggelse av geologiske strukturer.

5. Landskapsøkologiske mønstre

I god økologisk tilstand er artenes overlevelse ikke er truet av at leveområdene er for små. Siden denne økosystemtypen eksisterer i et dynamisk landskap der de sentrale geologiske strukturer er fordelt som fragmenter og brytes ned og bygges opp på ulike steder, er spredning mellom habitatforekomster sentralt. Utbredelsen av denne typen varme kilder er ennå ukjent, og metapopulasjonsdynamikken er derfor også ukjent. I utgangspunktet må en regne med at avstand mellom ulike kilder kan ha betydning for kolonisering.

Avvik vil derfor kunne forårsakes av ødeleggelse av geologiske strukturer på en slik måte at spredningsdynamikk blir avgjørende påvirket.

6. Biologisk mangfold

I god økologisk tilstand er det ikke større endringer i artssammensetning over tid enn de ratene som er forbundet med velfungerende økosystemer av denne typen. Det innebærer at ekstinkjonsrater ikke er forhøyde. Endringer i og endringsrater for artssammensetning kan estimeres som beta-diversitet for grupper hvor man har gode data for artsrikhet.

Avvik vil kunne forårsakes av ødeleggelse av geologiske strukturer, som beskrevet ovenfor.

7. Abiotiske forhold

De geologiske strukturer er det sentrale abiotiske forholdet for dette økosystemet. Variasjon i temperatur og andre trekk ved omkringliggende vannmasser er antatt å ha liten

betydning, fordi vannet som strømmer ut fra kildene har så mye høyere temperatur og så annerledes kjemisk sammensetning enn omgivelsene.

Indikatorer for god økologisk tilstand

Overvåking av de geologiske strukturer (skorsteiner og andre mer diffuse utstrømningsområder) vil være sentralt. Det er fordi utforming og fordeling av disse er sentralt for struktur og funksjon i økosystemtypen, og menneskelig påvirkning på økosystemet vil kunne skje gjennom ødeleggelse av disse strukturer gjennom eventuell fremtidig undersjøisk gruvedrift. Fordi vi ikke har detaljert nok kunnskap om sammenhengen mellom utforming og fordeling av de geologiske strukturer og funksjon og struktur i økosystemet, er det også nødvendig med god overvåking av de biologiske komponentene. Det er foreløpig ikke satt i gang langsiktig overvåking av dette systemet, men gjennom undersøkelser over et tiår har Universitetet i Bergen fremskaffet data som kan brukes til å beregne referanseverdier for mange av indikatorene som er foreslått.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 21**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 21. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i varme kilder i utstrømningsområder, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Ny datainnsamling må på plass		
Kjemosyntetiske primærproduksjon	Primærproduksjon	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Fordeling biomasse	Biomasse i trofiske nivåer	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Funksjonell diversitet	Funksjonelle grupper	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Utbredelse av bakteriematter	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Abundans av Siboglinide og Nicomache buskformende rørmark	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Strømvolum	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Fordeling av kilder	Landskapsøkologiske mønstre;	
Abiotiske forhold	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	
Endringer i artsforekomster	Biologisk mangfold	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)
Genetisk mangfold	Biologisk mangfold	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)

4.10.2.2 Kalde kilder

Kalde kilder i norske havområder har vært studert ved Nyegga/Storegga, muddervulkanen Håkon Mosby, i den sørvestre delen av Barentshavet og ved Vestnesaryggen på vestiden av Svalbard (Olsen mfl. 2016). Olsen mfl. (2016) har laget en oppsummering av kunnskapen om de økologiske samfunnene ved kalde kilder i norske farvann. Forfatterne har også vurdert mulig påvirkning fra utvinning av gasshydrater. Indikatorer og grenseverdier som er diskutert her, er basert på kunnskap om muddervulkanen Håkon Mosby, som er den best studerte kalde kilden i norske farvann. Artssammensetning, struktur og funksjon i økosystemene kan variere mellom ulike områder med kalde kilder. Det er ikke gjort vurderinger for de økologiske samfunnene som ligger rundt kildene, men ikke er en del av økosystemene i kildene, selv om de to systemene er forbundet med hverandre.

Den svært aktive muddervulkanen Håkon Mosby er lokalisert på 1280 meters dyp på 72°N på sokkelskråningen fra Barentshavet sør for Svalbard. Den konsentriske strukturen til muddervulkanen kan deles inn i flere underhabitater som hver er karakterisert av ulike biokjemiske sedimenteringsforhold (de Beer mfl. 2006, Niemann mfl. 2006). I sentrum av den konsentriske strukturen er det tilsynelatende ikke liv. I den neste sirkelen er det tette matter av mikrober, og utenfor der er en sirkelstruktur med tette forekomster av siboglinide rørmarker og annen tilknyttet fauna (Gebrauk mfl. 2003, Vanreusel mfl. 2009, Rybakova mfl. 2013). Primærproduksjonen i de økologiske samfunnene i kalde kilder skjer gjennom kjemosyntese i frittlevende eller symbiotiske mikroorganismer, lik det som er funnet i varme kilder. De økologiske samfunnene ved kalde kilder er imidlertid i mindre grad begrenset av den

utstrømmende væsken enn det som er tilfelle for varme kilder. De dekker derfor større områder rundt kildene. Megafaunaen ved muddervulkanen er dominert av siboglinide rørmarker og tilknyttede arter. Makrofaunaen er generelt dominert av børstemark (Vanreusel mfl. 2009).

Menneskelige påvirkninger og endringsprosesser

Den viktigste typen menneskelig påvirkning som kalde kilder kan bli utsatt for, er utvinning av gasshydrater, fordi dette vil innebære fysisk fjerning av habitatet og faunaen. I noen områder kan også bunntråling påvirke økosystem knyttet til kalde kilder. I tillegg kan økte temperaturer på 200–2000 meters dyp utløse oppløsning av gasshydrater som finnes i noen typer kalde kilder, som Håkon Mosby-muddervulkanen. Endringer i havstrømmer utløst av klimaendringer kan også påvirke spredning av individer mellom populasjoner, noe som kan ha konsekvenser for levedyktighet og genetisk mangfold i populasjoner.

Karakterisering av kalde kilder i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Den menneskelige påvirkningen på kalde kilder i Norskehavet har så langt vært minimal. Tilstand i kildene i dag kan derfor brukes som referansetilstand.

Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

God økologisk tilstand for økosystemene knyttet til kalde kilder er karakterisert av at områdene de finnes i, er bærekraftig forvaltet. Dette innebærer i første rekke at de geologiske strukturene økosystemene lever på, ikke skades av menneskelige aktiviteter i så stor grad at struktur og funksjon i økosystemene blir betydelig påvirket. Videre innebærer det at klimaendringer ikke fører til så store habitatskader og endringer i spredningsforhold at økologisk struktur og funksjon endres betydelig. Klimaendringer kan også bidra til endringer i produktivitet, som kan føre til et skifte i heterotrof fauna i retning av et mer heterotroft økologisk samfunn. Med dette som bakgrunn vil god økologisk tilstand være karakterisert av følgende for de syv egenskapene ved økosystemtypen.

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen så høy at den kan understøtte det som forbindes med velfungerende økologi i systemer som dette. Dette innebærer

også at artssammensetning av primærprodusenter er slik at øvrige arter i økosystemet kan utnytte produksjonen på en måte som i et velfungerende system. Dette innebærer at parameterne som beskriver primærproduksjon ikke er vesentlig forskjellig fra referanseverdiene. Primærproduksjon er opprettholdt av mikroorganismer på tilstrekkelige intakte habitatstrukturer.

Avvik kan forårsakes av ødeleggelse av habitatstrukturer gjennom eventuell fremtidig utvinning av gasshydrater. Klimaendringer og bunntråling kan muligens også bidra til avvik ved å skade habitatstrukturer.

2. Biomasse i trofiske nivåer

I god økologisk tilstand vil fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivå ikke avvike vesentlig fra det som er forbundet med fordelingen i velfungerende økosystemer av denne typen. Det innebærer at det ikke er vesentlige forskjeller fra referanseverdiene. De trofiske nivåene utgjøres av kjemosyntetiserende mikroorganismer (primærprodusenter), symbiotrofe arter som *Archeolinum* sp. og *Oligobrachia haakonmosbiensis webbi* (sekundærkonsumenter) og fisk, dekapoder og annen mobil fauna (predatorer og åtseletere).

Avvik fra god økologisk tilstand kan forårsakes av faktorer som beskrevet ovenfor.

3. Funksjonelle grupper

I god økologisk tilstand er ulike funksjonelle grupper representert på en måte som er forbundet med velfungerende økosystemer av denne typen. Det innebærer at det ikke er vesentlige forskjeller fra referanseverdiene. Sentrale parametere her er mengde kjemosyntetiserende mikroorganismer, symbiotrofe arter (f.eks. siboglinide rørmark) og ikke-symbiotiske arter.

Avvik fra god økologisk tilstand kan forårsakes av faktorer som beskrevet ovenfor.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

I god økologisk tilstand vil funksjonelt viktige arter være til stede i så store mengder at deres funksjon er opprettholdt. Mattedannende mikroorganismer og ulike former for makro- og megafauna er sentrale. Videre er buskformende rørarter viktige fordi de kan være habitat for andre arter.

Avvik fra god økologisk tilstand kan forårsakes av faktorer som beskrevet ovenfor.

5. Landskapsøkologiske mønstre

I god økologisk tilstand er artenes overlevelse ikke truet av at leveområdene er for små. Romlige aspekter som må tas i betraktning, er størrelsen på en sone hvor metan strømmer ut og som begrenser overlevelse til ulike arter. Videre må den regionale fordelingen av kilder tas i betraktning fordi spredning mellom ulike kalde kilder kan ha betydning for struktur og funksjon i økosystemene.

Avvik kan forårsakes av skade på habitatstrukturer på både lokalt og regionalt nivå. Dette kan forårsakes av eventuell fremtidig utvinning av gasshydrater, klimaendringer og bunntråling.

6. Biologisk mangfold

I god økologisk tilstand er det ikke større endringer i artssammensetning over tid enn de ratene som er forbundet med velfungerende økosystemer av denne typen. Det innebærer ekstinksjonsrater ikke er forhøyde. Endringer i og endringsrater for artssammensetning kan estimeres som beta-diversitet for grupper hvor man har gode data for artsrikhet.

Avvik fra god økologisk tilstand kan forårsakes av faktorer som beskrevet ovenfor.

7. Abiotiske forhold

Det mest sentrale er de geologiske habitatstrukturene. I tillegg kan endringer i temperatur og havstrømmer ha en viss betydning.

Indikatorer for god økologisk tilstand

Som for varme kilder, vil overvåking av de geologiske habitatstrukturene være sentralt. Det er fordi utforming og fordeling av disse er sentralt for struktur og funksjon i økosystemtypen, og menneskelig påvirkning på økosystemet vil kunne skje gjennom ødeleggelse av disse strukturene gjennom eventuell fremtidig undersjøisk gruvedrift. Fordi vi ikke har detaljert nok kunnskap om sammenhengen mellom utforming og fordeling av de geologiske strukturene og funksjon og struktur i økosystemet, er det også nødvendig med god overvåking av de biologiske komponentene. Det er foreløpig ikke satt i gang langsiktig overvåking av dette systemet, men gjennom undersøkelser over et tiår har Universitetet i Tromsø fremskaffet data som kan brukes til å beregne referanseverdier for mange av indikatorene som er foreslått.

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 22**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 22. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i kalde kilder i utstrømningsområder, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Data finnes; videreutvikling er nødvendig		
Ny datainnsamling må på plass		
Kjemosyntetiske primærproduksjon	Primærproduksjon	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Fordeling biomasse	Biomasse i trofiske nivåer	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Funksjonell diversitet	Funksjonelle grupper	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Utbredelse av bakteriematter	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Abundans av buskformende rørmark av artene <i>Archeolinum</i> sp. og <i>Oligobrachia haakonmosbiensis webbi</i>	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Område påvirket av utstrømming	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Fordeling av kalde kilder	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Endringer i artsforekomster	Biologisk mangfold	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Genetisk mangfold	Biologisk mangfold	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer
Volum utstrømming	Abiotiske forhold	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); Klimaendringer





4.11 Nordsjøen og Skagerrak

4.11.1 Definisjon og avgrensning

4.111.1 Innledning om de økologiske kjennetegnene ved Nordsjøen og Skagerrak

Nordsjøen er dominert av grunne områder (betydelig under 100 m i store områder). De bentiske og pelagiske delene av økosystemet er derfor svært tett koblet sammen. Sirkulasjonen er preget av næringsrikt atlantisk vann som strømmer inn fra nord, og relativt ferskt vann fra Østersjøen som strømmer inn fra øst. Det ferske vannet danner sammen med avrenning fra kysten Kyststrømmen, som går langs hele norskekysten. Dypere områder finnes i Norskerenna, som går langs norskekysten og er flere hundre meter dyp (opptil 700 m) (Ottersen mfl. 2010).

Primærproduksjonen skjer i stor grad i planteplankton. Planteplanktonet spises i hovedsak av dyreplankton, men blir også spist av bentiske evertebrater. Viktige fiskebestander inkluderer nordsjøsild, makrell, brisling, torsk, hyse, sei, tobis og øyepål. Det er også bestander av sjøfugl og sjøpattedyr i Nordsjøen.

Dyreplankton er et viktig bindeledd til de øvrige delene av økosystemet. En økning i temperatur de siste 10–20 årene har bidratt til at dyreplanktonarten *Calanus finmarchicus* i perioder har blitt erstattet av den mer varmekjære *Calanus helgolandicus* (Reid mfl. 2003). *C. finmarchicus* er størst og mest fettrik av de to. Den gyter også på våren og regnes derfor som en viktig matkilde for fiskelarvene, som klekker

Foto: Terje van der Meeren, Havforskningsinstituttet

samtidig. *C. helgolandicus* gyter derimot på sensommeren og gir i mindre grad næring for fiskelarvene. Et skifte fra *C. finmarchicus* til *C. helgolandicus* kan derfor ha store konsekvenser for resten av økosystemet. For eksempel har rekruttering i torskebestanden nå vært lav lenge, og det kan skyldes for lite mat til larvene etter gyting om våren.

Mange av fiskebestandene i Nordsjøen har inntil nylig vært overfisket, og flere av bestandene er i dag på lave nivåer, som for eksempel torsk (Emeis mfl. 2015). Overfisket er nå i stor grad stanset, og det er innført gjenoppbyggingsplaner for mange av bestandene (Ottersen mfl. 2010). Nordsjøen og særlig Skagerrak har tidligere vært utsatt for eutrofiering blant annet på grunn av avrenning fra elver (Emeis mfl. 2015). Dette er i store trekk stanset, og eutrofiering er nå et problem kun i enkelte områder nær kysten (Ottersen mfl. 2010). Nordsjøen med Skagerrak er dessuten det mest forurensede av havområdene våre med hensyn til miljøgifter. Dette skyldes at det i tillegg til langtransportert forurensing er større grad av lokale tilførsler grunnet høyere befolkningstetthet og mer industri, sammenlignet med Norskehavet og Barentshavet.

4.11.1.2 Naturlig dynamikk, forstyrrelser og endringsprosesser

Klima har stor betydning for dynamikken i Nordsjøen. Ovenfor er det beskrevet hvordan klimavariasjon i de senere årene har påvirket økosystemene i Nordsjøen.

Det er også stor naturlig variasjon i reproduksjon (rekruttering) i mange marine bestander, ikke minst fiskebestander i Nordsjøen. Dette bidrar betydelig til dynamikken i systemene. For eksempel har sviktende rekruttering forårsaket en betydelig bestandsnedgang i torskebestanden. Siden torsk i utgangspunktet er en sentral predator i området, kan dette ha betydelig konsekvenser for resten av økosystemet. Som beskrevet ovenfor, kan en av årsakene til rekrutteringssvikten ha vært endringer i sammensetning av dyreplanktonarter, noe som igjen kan knyttes til økning i temperatur. Også for andre arter av fisk samt sjøfugl er rekruttering kjent som viktig for bestandutvikling.

4.11.1.3 Menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser

Nordsjøen er det mest påvirkede av de norske havområdene. De viktigste påvirkningsfaktorene er fiskeriene, klimaendringer

og forurensing. Videre kan det være påvirkning fra undervannsstøy fra seismiske undersøkelser og innføring av fremmede arter med skipstrafikk (Anonym 2013, Arneberg mfl. 2015). Fiskeriene har påvirket økosystemet betydelig gjennom reduksjon av biomasse og bunnpåvirkning. I lange perioder har det vært et omfattende overfiske i Nordsjøen. Selv om det i dag er innført gjenoppbyggingsplaner for de fleste bestandene og beskatningspresset har kommet ned på et bærekraftig nivå, er mange bestander fortsatt på lave nivåer. Siden mye av fisket gjøres med trål, er det omfattende påvirkning på bunnfauna fra fiskeriene.

Effektene klimaendringer kan ha på økosystemet, er illustrert av de effektene observerte variasjoner i klima har hatt på økosystemet i Nordsjøen. Generelt må det forventes at sørlige arter spres inn i området og fortrenger eksisterende arter.

Forurensing i form av miljøgifter og radioaktive stoffer er redusert i Nordsjøen de senere årene, men er fortsatt betydelig kystnært i Skagerrak og i Norskerenna. De mest belastede artene er toppredatorer, og her er enkelte arter så påvirket at det kan ha effekter på overlevelse og reproduksjon (Jepson mfl. 2016). Marin forsøpling er et økende globalt miljøproblem, og nivået av marint søppel i den nord-østatlantiske region er høyt. De fleste aktivitetene i og i tilknytning til havområdet bidrar til forsøplingen.

Støy fra seismiske undersøkelser er betydelig. Som for de andre havområdene, er det ikke klart hvordan dette eventuelt påvirker reproduksjon og overlevelse.

Så langt har fremmede arter i hovedsak etablert seg i kystsonen. Fremmede arter kan spres gjennom skipsfart, og da i hovedsak gjennom påvekst på skrog. Tilsvarende spredning kan også skje gjennom transport av andre typer installasjoner, som oljeplattformer.

4.11.2 Nordsjøen utenfor Norskerenna – eksempel på en nivå 2-økosystem

Nordsjøen er et grunt, produktivt havområde med største dyp utenfor Norskerenna på rundt 100 meter. Norskerenna, med dyp på opptil 700 meter, skiller den grunne delen av Nordsjøen fra norskekysten. Salt, varmt og næringsrikt atlantehavsvann fra Norskehavet strømmer inn i Nordsjøen fra nordvest og følger Norskerenna inn i Skagerrak (Ottersen mfl.

2010). I motsatt retning strømmer en ferskere overflatestrøm langs norskekysten. Vannet i kyststrømmen har sin opprinnelse i Østersjøen og den sørlige delen av Nordsjøen, og blander seg med avrenning fra land ettersom det strømmer nordover langs kysten.

Nordsjøen er et økosystem med høy primærproduksjon (Ottersen mfl. 2010). Dette skyldes at strøm og vind sammen med generelt grunne forhold gir god tilførsel av næringsrikt bunnvann opp til overflatelagene hvor lyset er sterkt nok til at planteplankton kan vokse. Lite lys om vinteren begrenser planteplanktonproduksjonen. Dermed stiger næringsinnholdet i overflatelagene ettersom vind og strøm sørger for omrøring av det næringsrike bunnvannet. Om våren øker innstråling av sollys, omrøringen avtar og overflatelagene stabiliseres gjennom oppvarming og ferskvannsavrenning i kystområdene. Dermed ligger forholdene til rette for den karakteristiske våroppblomstringen av planteplankton (Reid mfl. 1990). Våroppblomstringen har en topp i perioden mars-april, og består i all hovedsak av kiselalger. En mindre høstoppblomstring finner som regel sted i september-oktober, og består for en stor del av små flagellater. Sammensetningen og intensiteten av våroppblomstringen er viktig for den totale biologiske produksjonen, men også for hvor stor del av produksjonen som sedimenterer og blir en del av den bentiske næringskjeden, og hvor stor del av produksjonen som beites ned av dyreplankton og blir en del av det pelagiske næringsnett. Ulike arter av planteplankton har ulike krav til temperatur, salinitet, lys og næringskonsentrasjon, og man ser derfor en typisk suksessjon i artssammensetningen gjennom året. Det forekommer også irregulære oppblomstringer av alger som produserer toksiner med negative konsekvenser for fisk. I noen tilfeller, spesielt når tilgangen til næringsalter er høy, kan massive algeoppblomstringer føre økt forbruk av oksygen og i noen tilfeller anoksiske tilstander, når algebiomassen brytes ned. Andelen av varmekjære arter av planteplankton har økt de senere årene, spesielt på sensommeren og høsten.

Dyreplankton er bindeleddet mellom planteplanktonproduksjon og fisk. Hoppekreps er den dominerende gruppen av dyreplankton i Nordsjøen (Fransz mfl. 1991), og av disse er raudåte (*Calanus finmarchicus*) den viktigste arten i de nordlige områdene, hvor den typisk utgjør rundt 80 % av dyreplanktonbiomassen om våren. Raudåte er en planteeter

som overvintrer på relativt store dyp, og mengden av raudåte i Nordsjøen om våren er sannsynligvis avhengig av transport fra Norskehavet. Raudåte er næring for pelagisk fisk og fiske-larver, og konsumerer selv store mengder planteplankton. *C. helgolandicus* er den noe mer varmekjære søsterarten til raudåte. Med et varmere klima har andelen og utbredelsen av *C. helgolandicus* økt i Nordsjøen. *C. helgolandicus* når en topp i biomasse seinere på året enn raudåte, og endringen fra raudåte til *C. helgolandicus* fører derfor til en forskyvning (mismatch) mellom mattilbudet og næringsbehovet til fiskelarver, med negative konsekvenser for overlevelsen til for eksempel torskelarver (Beaugrand mfl. 2003). Små hoppekreps finnes over hele Nordsjøen, men er særlig tallrike i de sørlige områdene. Disse artene er omnivore og tilpasset de grunne områdene i sør, hvor livsbetingelsene kan variere mye som følge av svingninger i temperatur, produksjon og ferskvannsavrenning. Geleplankton, inkludert maneter, er en annen viktig gruppe (Lynam mfl. 2005). Dette er rovdyr som kan konsumere store mengder fiskelarver og annen dyreplankton, og oppblomstring av maneter kan derfor ha konsekvenser for hvordan produksjonen fordeler seg videre i næringsnett. Krill er viktige byttedyr for pelagisk fisk, sjøfugl og hval. Krill beiter på både planteplankton og dyreplankton, og forekommer primært i nord, hvor dypet er stort nok til å tillate døgnvandring.

Dyresamfunnene på bunnen er avhengig av sedimenttype, tilførsel av føde gjennom sedimentering fra de pelagiske vannlagene, dyp og temperatur. Bunnfaunaen omsetter sedimentert biologisk materiale og er selv viktig føde for bunnlevende fisk som torsk, hyse og flyndre. I de grunne områdene sør i Nordsjøen finner man hovedsakelig frittlevende organismer, mens man finner hovedsakelig fastsittende arter i de noe dypere nordlige områdene (Reiss mfl. 2010). Artsmangfoldet er også større i nord enn i sør, noe som sannsynligvis reflekterer mer stabile fysiske forhold i de nordlige dype områdene. En viktig bunntype i de grunne områdene i Nordsjøen er sandbunn som er gyteområder for tobis.

De tre dominerende pelagiske fiskebestandene i Nordsjøen er sild, brisling og makrell (Daan mfl. 1990). Disse tre artene er viktige konsumenter av dyreplankton, og spesielt hoppekreps (Reid mfl. 2000, Fauchald mfl. 2011 a). Sild og brisling finnes i Nordsjøen hele året. Den opprinnelige bestanden av makrell som gyter i Nordsjøen, ble desimert av fiske på 1970-tallet.

Nordsjømakrellen har i stor grad blitt erstattet av andre gytebestander av makrell som gyter sør og vest for Nordsjøen, og som kommer inn i Nordsjøen for å beite på sommeren og høsten. Makrellen konsumerer store mengder dyreplankton, fiskelarver og yngel. Den er en svært rask svømmer og er derfor et vanskelig byttedyr som først og fremst konsumeres av større hurtigsvømmende fisk som makrellstørje, havsule og sjøpattedyr. Hoveddelen av nordsjøsildebstanden gyter om høsten utenfor Storbritannia. Larvene driver østover og vokser opp i den sørøstlige delen av Nordsjøen og i Skagerak og Kattegat. Silda er en nøkkelart i Nordsjøsystemet. Den er en viktig konsument av dyreplankton, og spesielt ungsild er viktig næring for sjøfugl, sjøpattedyr og større fisk. Brisling overlapper med sild både i leveområde og diett. Den er også et viktig byttedyr for større predatorer, men vokser raskere og lever kortere enn silda. Som en følge av høy beskatning, var mengden pelagisk fisk i Nordsjøen spesielt lav på slutten av 1970-tallet. I denne perioden var biomassen av raudåte og rekrutteringen av torsk spesielt høy. De pelagiske bestandene har siden tatt seg opp igjen, og bestanden av sild er i dag relativt livskraftig til tross for at rekrutteringen er lav. Ved siden av sild og brisling er tobis og øyepål to viktige næringsemner for sjøfugl, sjøpattedyr og større fisk i Nordsjøen. Særlig tobis er en nøkkelart i de grunne delene av Nordsjøen, og er avhengig av en type spesielle sand- og grusgrunner for gyting og overlevelse. Torsk er en viktig predator i nordlige atlantiske kystøkosystemer (Link mfl. 2009). I Nordsjøen er krill, sild, brisling, tobis, øyepål og bunndyr viktige næringsemner. Torskebestanden i Nordsjøen har sunket kraftig siden begynnelsen av 1970-tallet. Bestanden viser i dag en svak oppadgående trend, men er fortsatt liten. Årsaken til bestandsnedgangen var en kombinasjon av høyt fiskepress og lav overlevelse av torskelarver som følge av klimarelaterte endringer i mattilbudet og predasjon fra pelagisk fisk. Andre viktige torskfisk i Nordsjøen er sei, hyse og hvitting. Blant flyndrefiskene dominerer rødspette, gapeflyndre, sandflyndre, tunge og lomre.

Sammenlignet med kyststrekningene i Nord-Norge er antall hekkende sjøfugl på den norske siden av Nordsjøen lav (Fauchald mfl. 2015b). Dette skyldes at kyststrekningen mangler større kolonier av klippehekkende sjøfugl. Sjøfuglene på norsk side domineres av måker, terner, skarv og ærfugl. Store kolonier av lunde, lomvi, krykkje, havhest og havsule finnes imidlertid på britisk side av Nordsjøen, og sammen med overvintrende sjøfugl fra kolonier lenger nord er den

totale konsentrasjonen av sjøfugl i Nordsjøen relativt høy (Fauchald mfl. 2011b). Tobis, brisling, ungsild og juvenil fisk er viktige næringsemner for sjøfugl i Nordsjøen. De grunne forholdene gjør Nordsjøen til et lite egnet habitat for de større hvalene, og hvalene domineres derfor av mindre arter som vågehval, nise og kvitnos. Disse livnærer seg hovedsakelig av pelagisk fisk. Sylene i Nordsjøen består hovedsakelig av to arter: steinkobbe og havert. Disse er forholdsvis stasjonære og kystnære og lever av pelagisk fisk og torskfisk.

Økosystemene i Nordsjøen er sterkt preget av menneskelig aktivitet (OSPAR 2010, Emeis mfl. 2015). Fiskeriene i området har vært betydelige i tusener av år, men har spesielt de siste hundre årene vært en dominerende påvirkningsfaktor for de store fiskebestandene. Organisk forurensing fra landbruk og de store befolkningscentrene rundt Nordsjøen har medført stor tilførsel av næringssalter, og mange områder særlig i Skagerrakområdet har problemer med overgjødning. Dette medfører massive algeoppblomstringer, oksygensvikt og nedslamming. Plastforsøpling, utslipp av kjemikalier, utslipp fra oljeindustrien, skipstrafikk, uttak av sand og grus og introduksjon av fremmede arter medfører miljøproblemer i Nordsjøen. Forurensningssituasjonen har, i mange tilfeller, bedret seg betraktelig de siste 30 årene, samtidig som fiskeriene har blitt mer bærekraftige. Til tross for store forbedringer er det imidlertid betydelige utfordringer knyttet til menneskelig aktivitet i området. Et varmere klima har allerede ført til endringer i fordelingen og forekomsten av nøkkelarter i økosystemet, og man kan forvente at disse endringene vil akselerere ettersom havområdet varmes ytterligere.

4.11.2.1 Karakterisering av Nordsjøen i god økologisk tilstand

Beskrivelse av referansetilstand

Som beskrevet ovenfor har Nordsjøen i lengre tid vært gjennomgripende påvirket av menneskelige aktiviteter. Som beskrevet i kapittel 3.3 og 3.4, er referansetilstanden i dette arbeidet definert som intakt natur, dvs. en tilstand uten betydelig påvirkning fra industrielle menneskelige aktiviteter. Vi har derfor begrenset med data som kan brukes til å beskrive referansetilstanden og estimere referanseverdier. Løsningen her er å beskrive referansetilstand på et relativt generelt nivå som en tilstand der den viktigste påvirkningen ikke er til stede. Referanseverdier må da i stor grad estimeres ved hjelp av modellering og ekspertvurderinger.

Innen denne rammen er referansetilstanden i Nordsjøen karakterisert av at området ikke er eutrofiert. Klimaet er uendret i forhold til normalperioden 1961–1990 slik at for eksempel *Calanus finmarchicus* er den dominerende dyreplanktonarten. Alle bestandene av kommersielt utnyttede arter er så store at reproduksjonen i bestandene ikke er negativt påvirket av fiske. Det er ingen bunnpåvirkning eller uønsket bifangst fra fiskeriene. Videre er området ikke forurenset og forsøplet. Området er heller ikke påvirket av undervannsstøy fra seismikk, skipstrafikk og andre menneskelige aktiviteter. Egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand

I fravær av gode data på referansetilstand kan vi si at god økologisk tilstand for Nordsjøen er karakterisert av at området er bærekraftig forvaltet. Dette innebærer at uttak av fiskeressurser skjer på en måte slik at reproduksjonsevnen i de høstede bestandene ikke påvirkes negativt av fiskeriene. Det innebærer også at menneskeskapt tilførsel av næringsstoffer ikke bidrar til eutrofiering, at klimaendringer ikke endrer forekomst og utbredelse av sentrale arter, at bunnpåvirkning fra tråling ikke ødelegger eller hindrer reetablering av sårbare bunnsamfunn og at undervannsstøy fra seismiske undersøkelser og skipstrafikk ikke har betydelig negativ effekt på bestandsdynamikk hos sjøpattedyr. Videre betyr det at oljeutvinning ikke medfører betydelig forurensing, forslamning av bunnhabitat eller beslaglegging av store områder. Bærekraftig bruk vil også innebære at miljømålene i forvaltningsplanen for Nordsjøen og Skagerrak blir oppnådd. Noen typer endringer kan karakteriseres som vesentlige avvik. Et viktig eksempel er menneskeskapt regimeskifter som er irreversible på en skala over flere tiår. Slike har vært observert i flere havområder i løpet av de siste tiårene (Möllmann mfl. 2015), inkludert i Nordsjøen (Beaugrand mfl. 2003, Beaugrand 2004, Fauchald 2010). For mange andre typer endringer en kan se for seg, vil det være mindre tydelig om de bør klassifiseres som vesentlige avvik fra en tilstand hvor naturlige prosesser dominerer. Her må størrelsen på avvik vurderes opp mot det som kan antas å være den naturlige variasjonen for de syv egenskapene listet nedenfor. Fordi den naturlige variasjonen som nevnt ovenfor kan være høy og ikke kjent, vil det for de fleste av de syv egenskapene være vanskelig å estimere hva som representerer «ikke vesentlig avvik» fra tilstanden i et bærekraftig forvaltet økosystem. For noen egenskaper kan det også være umulig å gjøre det på en meningsfull måte. Fordi vi da for mange indikatorer kun vil ha punktestimater

av referanseverdier uten pålitelige mål for varians, vil dette begrense muligheten til å sette grenseverdier basert på variansmål for referanseverdiene (se kapittel 4.9.2.1).

Nedenfor er det forsøksvis angitt hvilke påvirkningsfaktorer som sannsynligvis kan føre til avvik fra god økologisk tilstand. Disse angivelsene må tolkes med forsiktighet, fordi effekter av ulike typer menneskelige aktiviteter kan være ukjente. I tillegg kan ulike typer aktiviteter til sammen ha effekter som er vanskelige å forstå og forutse (Rudd 2014, Griffen mfl. 2016).

1. Primærproduksjon

I god økologisk tilstand er primærproduksjonen ikke forhøyet på grunn av eutrofiering og på et nivå som er vesentlig høyere enn referanseverdiene. Dette innebærer også at artssammensetning av primærprodusenter er slik at øvrige arter i økosystemet kan utnytte produksjonen på en måte som ikke er vesentlig forskjellig fra referansetilstanden. Dette omfatter produksjon av planteplankton i åpent vann.

Avvik kan i første rekke være forhøyet primærproduksjon forårsaket av tilførsel av næringsstoffer gjennom avrenning fra landbruk og andre terrestriske kilder (eutrofiering).

2. Biomasse i trofiske nivåer

I god økologisk tilstand vil fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivå ikke avvike vesentlig fra referanseverdien. Avvik kan vise seg ved at grupper på lave trofiske nivå consumerer en betydelig økende del av produksjonen i systemet og skaper en forkortet næringskjede. Eksempel på en type organisme som kan gjøre dette, er maneter (Daskalov mfl. 2017). I et system med mange og sterke påvirkningsfaktorer, som Nordsjøen, kan slike endringer oppstå som en samlet effekt av ulike påvirkninger på måter som er vanskelige å predikere (Möllmann mfl. 2015). Typer av enkeltpåvirkning som vil kunne være viktige, inkluderer innføring av fremmede arter, overfiske, klimaendringer og forhøyet tilførsel av næringsstoffer.

3. Funksjonelle grupper

I god økologisk tilstand er diversitet av funksjonelle karakterer representert på en måte som er ikke er vesentlig forskjellig fra referanseverdien.

Alle de betydelige påvirkningsfaktorene i Nordsjøen må i utgangspunktet anses som faktorer som kan forårsake avvik

for denne egenskapen. I tillegg kan avvik oppstå som følge av samvirkning mellom ulike påvirkningsfaktorer. Hvordan avvik vil kunne arte seg, kan være vanskelig å forutsi. Overvåkingen bør derfor være så bred som mulig av ulike trofiske nivå. Funksjonell diversitet bør estimeres kvantitativt for større grupper, slik at større endringer kan fanges opp.

4. Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

I god økologisk tilstand vil funksjonelt viktige arter (se **Tabell 23**) være til stede i så store mengder at deres funksjon er opprettholdt.

De sentrale dyreplanktonartene kan påvirkes direkte av klimaendringer og sentrale arter av fisk kan påvirkes direkte av fiskeriene og av klimaendringer. Også for denne egenskapen må det understrekes at samlede effekter av ulike påvirkningsfaktorer kan gi avvik som er vanskelig å predikere.

5. Landskapsøkologiske mønstre

I god økologisk tilstand er leveområder så store at artenes overlevelse ikke er truet av at leveområdene er for små.

Utbredelse av habitater som har betydning for arters overlevelse, kan påvirkes av klimaendringer og bunnpåvirkning fra fiskerier. Klimaendringer kan virke gjennom å endre størrelsen på temperaturnisjer slik at arter hjemmehørende i Nordsjøen ikke lenger kan leve her, eller at arter med en normalt sørligere utbredelse kommer inn i Nordsjøen. Bunntråling kan redusere habitatutbredelse for bunnsamfunn med store epibentiske arter som er sårbare for dette, ved å øke forstyrrelsesregimet på bunnen og ødelegge eksisterende bunnsamfunn eller/og hindre reetablering.

6. Biologisk mangfold

I god økologisk tilstand er endringer i artssammensetning over tid ikke vesentlig høyere enn i referanseverdiene. Det innebærer at verken koloniserings- eller ekstinksjonsrater er forhøyde i forhold til referanseverdiene og at ratene ikke øker over tid.

Alle de betydelige påvirkningsfaktorene i Nordsjøen må i utgangspunktet anses som faktorer som kan forårsake avvik for denne egenskapen. I tillegg kan avvik oppstå som følge av samvirke mellom ulike påvirkningsfaktorer. Hvordan avvik vil kunne arte seg, kan være vanskelig å forutsi. Overvåkingen

bør derfor være så bred som mulig av ulike trofiske nivå. Endringer i artssammensetning bør estimeres kvantitativt for større grupper, slik at større endringer kan fanges opp.

7. Abiotiske forhold

I god økologisk tilstand avviker sentrale klimaparametere ikke vesentlig fra klimanormalen for perioden 1961–1990. Kjemiske parametere knyttet til havforsuring avviker ikke vesentlig fra upåvirkede nivåer, og det er så lite forurensing i området at dette ikke har vesentlige effekter på arter.

Avvik vil kunne forårsakes av klimaendringer og forurensing. Klimaendringer vil ikke kun påvirke temperatur, men også stratifisering, saltholdighet og oseanografiske forhold. Tilgjengelige temperaturnisjer forventes påvirket. Økt konsentrasjon av karbondioksid vil endre havkjemi i retning av lavere pH og økt tendens til undermetning av kalsitt og aragonitt (dvs. havforsuring). Dette kan ha konsekvenser for kalkdannende nøkkelarter som koraller og krepsdyr. Eutrofiering fra landbruk og befolkningssentra kan føre til overgjødning lokalt. Forurensing av andre stoffer (fra lokale kilder og langtransportert), i første rekke persistente organiske forbindelser, kvikksølv samt plastforsøpling, kan påvirke populasjonsdynamikk hos ulike arter i økosystemet, i første rekke toppredatorer.

4.11.2.2 Indikatorer for god økologisk tilstand

En forenklet oversikt over foreslåtte indikatorer vises i **Tabell 23**, for mer detaljer, se **Vedlegg 5**. Referanseverdier og grenseverdier for indikatorene er ikke utarbeidet.

Tabell 23. Foreslåtte indikatorer for økologisk tilstand i Nordsjøen, sortert på 1) indikatorer hvor data finnes og indikatoren kan tas i bruk, 2) indikatorer hvor data finnes, men som trenger videreutvikling, og 3) indikatorer uten data, hvor ny datainnsamling må til. Egenskap henviser til de sju egenskapene for god økologisk tilstand, og påvirkning angir de viktigste påvirkningene på indikatoren.

Indikator	Egenskap	Påvirkning
Indikatoren kan tas i bruk		
Biomasse målt som klorofyll a	Primærproduksjon	Klimaendringer; Forurensning
Tidspunkt for våroppblomstring	Primærproduksjon	Klimaendringer
Bestandsstørrelse av huse	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av makrell	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av nordsjøsil	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av NVG-sild	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av sei	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av tobis	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Bestandsstørrelse av torsk	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer; Beskatning
Salinitet	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Strømningsforhold	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Vanntemperatur	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Data finnes, videreutvikling er nødvendig		
Artssammensetning planteplankton	Primærproduksjon	Klimaendringer; Forurensning
Lengde på våroppblomstring	Primærproduksjon	Klimaendringer
Årlig tilvekst av planteplankton	Primærproduksjon	Klimaendringer; Forurensning
Fordeling biomasse	Biomasse i trofiske nivåer	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Funksjonell diversitet	Funksjonelle grupper	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Mengdeforhold av <i>Calanus finmarchicus</i> og <i>Calanus helgolandicus</i>	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Klimaendringer
Områder forstyrret av bunntråling	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Størrelse på temperaturnisjer	Landskapsøkologiske mønstre	Klimaendringer
Endringer i artsforekomster	Biologisk mangfold	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)
Metningshorisont aragonitt	Abiotiske forhold	Klimaendringer
pH	Abiotiske forhold	Klimaendringer
Ny datainnsamling må på plass		
Genetisk mangfold	Biologisk mangfold	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)

5 Forslag til videre arbeid

Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A. K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V.

I dette kapitlet peker Ekspertrådet på hva vi mener er en fornuftig kurs for videre utvikling av fagsystemet. Vi omtaler problemer knyttet til manglende samordning, både med hensyn til begrepsbruk og definisjoner, og med hensyn til bruk av innsamlede data. Manglende felles tilnærming gjør at det kan oppstå unødvendige misforståelser som forsinker prosesser. Vi peker også på omfattende mangel på økologiske overvåkingsdata, og gir noen synspunkter på behovet for mer overvåking.

Vi er inne i en teknologisk revolusjon. Det skjer nå en rivende utvikling innen målemetodikk og sensorteknologi som etter hvert vil gjøre det mulig å overvåke økosystemer på en mer kostnadseffektiv, presis og helhetlig måte. Like viktig er det at data innhentet av ulike programmer og sektorer nå kan sammenstilles på nye måter. Til sammen kan disse to aspektene av den digitale revolusjonen gi mulighet for utvikling og avansert datahøsting, effektiv kunnskapssammenstilling, og formålstjenlig presentasjon av nye treffsikre indikatorer for tilstanden i norske økosystemer. Her foreslår vi en datateknisk løsning som bygger på eksisterende systemer, og som kan tas i bruk nå uten større justeringer. Videre identifiserer vi behov for en e-infrastruktur for terrestriske overvåkingsdata i tråd med utviklingen innen «big data» og sektorsamordning i tilsvarende det som er gjort for marine data. Til slutt gir vi anbefalinger om praktisk uttesting av fagsystemet for fastsetting av god økologisk tilstand.

5.1 Anbefalinger om bedre samordning av begrepsbruk som benyttes i norske forvaltning

5.1.1 Tilstand og tilstandsvariasjon

Begrepet økologisk tilstand er definert i naturmangfoldloven som «status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer». Lignende tilnærming for bruk av begrepet tilstand benyttes i vanddirektivet, Natura 2000, naturindeks, forvaltningsplanene for norske havområder, i norsk miljøforvaltning (Miljøstatus) og EEA. DPSIR-rammeverket benytter også begrepet tilstand om naturens tilstand eller menneskenes helse (kap. 2.1). Ekspertrådet benytter begrepet økologisk tilstand på samme måte som naturmangfoldloven.

Begrepet tilstand er imidlertid tolket annerledes i Natur i Norge (NiN). NiN beskriver tilstand som menneskelige påvirkningsfaktorer eller naturlige forstyrrelser og suksesser som skaper endret tilstand i naturen, ikke økologisk tilstand som sådan. NiN har 16 tilstandsvariabler, og i disse inngår både omfang av påvirkninger og endringer i prosesser i økosystemene som følge av ytre påvirkning, f.eks. foruring, eutrofiering og suksisjon (se **Tabell 2**, kapittel 2.2). Seks av tilstandsvariablene i NiN er endringer i økologiske prosesser og strukturer, og disse variablene samsvarer med tilstandsbegrepet slik det benyttes av Ekspertrådet. Åtte av variablene fokuserer på omfanget av menneskeskapte påvirkninger, f.eks. spor etter ferdsel med tunge kjøretøy, skogbruk, jordbruk eller grøftingsintensitet, mens to variabler fokuserer på omfanget av naturlig dynamikk; naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal og ubalanse mellom trofiske nivå. NiN angir at sistnevnte hovedsakelig er knyttet til situasjoner med overbeite, der man ikke kjenner årsaken til nedbeitingen (Halvorsen mfl. 2016b, s. 526). Det at NiN bruker tilstandsbegrepet på en annen måte enn i andre systemer, kan skape forvirring. Registrering av tilstandsvariasjon i naturtypekartlegging etter NiN vil i utgangspunktet være registrering av negative påvirkningsfaktorer, og ikke registrering av økologisk tilstand slik begrepet er definert i naturmangfoldloven (se Evju mfl. 2017).

- Begrepene tilstand og tilstandsvariasjon slik de er brukt i NiN, er annerledes definert enn i naturmangfoldloven, og slik de benyttes i Miljøstatus og i fagsystemet for økologisk tilstand. I NiN er de fleste tilstandsvariablene knyttet til omfang av påvirkninger, og færre til økologiske prosesser. Ekspertrådet anbefaler at man endrer navn på variabelgruppen som nå kalles tilstandsvariasjon i NiN, eller at variablene som inngår begrenses til variabler som omhandler tilstand, slik det er brukt i andre systemer.

5.1.2 Referanseverdi

I EUs havstrategi brukes ordet referanseverdi for å beskrive den verdien indikatoren har når forvaltningsmålet er oppnådd. Også i ICES (International Council for the Exploration of the Sea) benyttes begrepet referanseverdi om nivået en fiskebestand har når den anses for å være bærekraftig. I vannforskriften, naturindeks og i fagsystemet for økologisk tilstand benyttes imidlertid begrepet referanseverdi om indikatorenes verdi i referansetilstanden, mens 'god økologisk tilstand' defineres separat, som en noe lavere verdi både totalt sett og for hver av indikatorene. Denne ulike begrepsbruken kan skape forvirring. Det anses ikke som realistisk å få endret begrepsbruken hverken i de internasjonale marine avtalene eller i vannforskriften, men det er likevel viktig å være oppmerksom på denne ulike bruken av begrepet referanseverdi.

- Begrepet referanseverdi i marine systemer (ICES og EUs havstrategi) beskriver indikatoren verdi ved henholdsvis god økologisk tilstand (bærekraftige fiskebestander) og i forvaltningsmålet. I fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, og naturindeks er referanseverdi indikatoren verdi i referansetilstanden 'intakt natur'.

5.1.3 Inndeling i hovedøkosystemer og NiNs hovedtypegrupper av natursystemer

Inndelingen i hovedøkosystemer i det foreslåtte fagsystemet følger i hovedtrekk handlingsplanen for naturmangfold (Meld. St. 14 (2015–2016)). Siden NiN ligger til grunn for videre arbeid med kartlegging av natur i Norge, er det derfor naturlig å relatere hovedøkosystemene til NiNs begrepsapparat. NiN opererer ikke med hovedøkosystemer (se kap. 4.1), men med hovedtypegrupper.

Hovedtypegruppen «fastmarkssystemer» i NiN inneholder skogsmark og åpne områder på land. I tillegg finnes hovedtypegruppene våtmarkssystemer og snø- og issystemer på landområder. For fastmarkssystemer skiller ikke NiN ikke mellom åpne områder i **fjell, arktisk tundra eller naturlig åpne områder under skoggrensa**. Vi har allikevel valgt å bruke den klimatiske skoggrensa for å sortere natursystemene i NiNs fastmarkssystemer inn i ulike terrestriske hovedøkosystemer. Arealer over den klimatiske skoggrensa inngår i fjell, arealer nord for den klimatiske skoggrensa i arktisk tundra, mens

naturlig åpne områder som befinner seg under eller sør for den klimatiske skoggrensa, inngår i naturlig åpne områder under skoggrensa. Det betyr at en del natursystemer i NiN kan inngå i tre ulike hovedøkosystemer, avhengig av hvor arealene finnes i forhold til skoggrensa.

I NiNs fastmarkssystem inngår også **semi-naturlig mark**; kystlynghei, boreal hei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng. Disse fire natursystemene utgjør nivå 2-økosystemene i semi-naturlig mark.

Skog inneholder natursystemene skogsmark og flomskogsmark, mens myr- og sumpskogsmark og strandsumpskogsmark er ført til våtmark, slik det også er gjort i NiNs våtmarkssystemer. I praksis vil imidlertid Landskogstakseringens definisjon av skog følges, fordi overvåkingsdataene for skog i stor grad hentes herfra. Det er noen mindre forskjeller mellom definisjonene av skog i Landskogstakseringen og tresatt areal i NiN. Landskogstakseringen omfatter også sumpskog (gitt at kronedekke og trehøyde tilfredsstiller skogdefinisjonen). Dermed vil data for noen av indikatorene i skog også omfatte sumpskog, men dette vil være små områder med liten betydning for indikatorenes verdier.

For **våtmark** er utfordringene ved avgrensning i forhold til NiNs hovedtypegrupper noe større. Dette skyldes i stor grad at begrepet våtmark har blitt brukt ulikt i ulike sammenhenger (se **Vedlegg 4**). I NiN er våtmarkssystemer en egen hovedtypegruppe, og denne er definert slik at den omfatter myr og kilde, sumpskog, semi-naturlig myr og våteng. Ramsarkonvensjonens definisjon av våtmark er videre og inkluderer f.eks. grunne ferskvannsystemer og fjæresonen ned til 6 m nedenfor lavvann. Denne definisjonen ligger bl.a. til grunn for våtmarksbegrepet slik det ble brukt i verneplan for våtmark. Vannforskriften omfatter i teorien disse naturtypene, men i praksis er det lite fokus på grunt vann med vegetasjon. Ekspertrådet har derfor valgt å inkludere helofyttsump i hovedøkosystem våtmark. Dette innebærer at svært viktige økologiske funksjonsområder for mange arter i deltaområder og grunt vann inngår i våtmark i fagsystemet for økologisk tilstand.

I NiN deles hav inn i hovedtypegruppene saltvannsbunnsystemer og marine vannmasser. Disse to hovedtypegruppene inngår i hovedøkosystemet **hav**. For nivå 2-økosystemer er

inndeling for grunne havområder gjort på tvers av hovedtypegruppene marine vannmasser og saltvannsbunnsystemer. Årsaken er at det er så sterk kobling mellom de bentiske og pelagiske delene av økosystemet for disse områdene at de utgjør ulike funksjonelle deler av det samme økosystemet.

5.1.4 Naturskog

I kapittel 4.2 har vi definert naturskog som skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale, der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad (Rolstad mfl. 2002). Dette omfatter både gammel naturskog og skog i tidlige suksesjonsfaser etter naturgitte forstyrrelser. Denne definisjonen er i tråd med Ekspertrådets forståelse av intakt natur (se kap. 3.3).

NiN tar utgangspunkt i samme tekstlige definisjon som Rolstad mfl. (2002), men spesifiserer deretter kriterier som i praksis innebærer at NiN følger Landsskogtakseringens langt strengere definisjon av naturskog (Halvorsen mfl. 2016b, s. 513-514). Landsskogtakseringens definisjon omfatter i realiteten bare urskogs nær naturskog i sene aldersfaser og utgjør i dag i følge Landsskogtakseringen bare 1,6 % av skogarealet. En kartlegging av naturskog etter NiN vil dermed utelate store deler av den gamle skogen der strukturer og økosystemfunksjoner ikke er vesentlig endret, tross noe tidligere påvirkning fra plukkhogst. Vi vil derfor legge en noe bredere forståelse av naturskog til grunn for en indikator for mengde/andel gammel naturskog enn slik naturskog nå er definert i NiN. I praksis vil en operativ definisjon av naturskogsindikatoren måtte tilpasses de egenskapene som kan gjøres tilgjengelige gjennom Landsskogtakseringen eller registreres ved hjelp av fjernmåling.

5.2 Anbefalinger for et bedre kunnskapsgrunnlag om økologisk tilstand

Hvilke endringer skjer i økosystemene og hva skyldes de? Det er generelt et stort behov for å øke forståelsen av økosystemprosesser og hvilke effekter ulike menneskeskapt eller naturlige påvirkninger har på disse prosessene. Økt

kunnskap om dose-responsforhold mellom komponenter eller prosesser i økosystemet og ulike påvirkningsfaktorer gir grunnlag for å forstå hvorfor og hvordan økosystemet endrer seg, og dermed også hvilke forvaltningstiltak som er effektive for å bedre økosystemets tilstand.

En 'gullstandard' for å oppnå slik kunnskap er økosystembasert overvåking etter modelldrevne, adaptive protokoller som involverer evaluering av forvaltningstiltak (Lindenmayer & Likens 2010). Økosystembasert overvåking forutsetter et bredt sett med tilstandsvariabler, godt integrerte målinger i rom og tid, samt analysemodeller som gir grunnlag for robust kvantifisering av systemets egenskaper og responser på påvirkningsfaktorer. Normalt vil det være for ressurskrevende å drive økosystembaserte overvåkingsprogrammer arealrepresentativt på en nasjonal skala. Intensiv overvåking på mindre romlig skala kan imidlertid bidra til å identifisere gode indikatorer som kan overvåkes mer ekstensivt og arealrepresentativt på en kostnadseffektiv måte på regional eller nasjonal skala. En slik kombinasjon av intensiv økosystembasert og ekstensiv indikatorbasert overvåking ble foreslått i norsk sammenheng allerede for 20 år siden (Direktoratet for naturforvaltning 1995) og ligger til grunn for nasjonale overvåkingsystemer i andre land (f.eks. det amerikanske National Ecological Observatory Network; Schimel mfl. 2011). Bortsett fra overvåking av enkelte havområder (f.eks. Barentshavet; Arneberg & Jelmert 2017) og arktisk tundra (COAT; Ims mfl. 2013b) er det imidlertid mangel på økosystembasert overvåking i Norge. Grunnlaget for å utpeke indikatorer som er dekkende for de sentrale økosystemegenskapene Ekspertrådet har identifisert, kan derfor være delsmangelfullt. Problemstillinger knyttet til økt forståelse av økosystemprosesser håndteres tradisjonelt gjennom økt forskning. Langsiktig økosystembasert overvåking, som i mange henseender kan være vel så viktig for å etablere forvaltningsrelevant kunnskap, ligger i grensesnittet mellom forskning og forvaltning (Lindenmayer & Likens 2010).

I tråd med tidligere utredninger (Direktoratet for naturforvaltning 1995, 1997, 1998, Framstad & Kålås 2001, Halvorsen 2011a) anbefaler Ekspertrådet en kombinasjon av intensiv økosystembasert overvåking og arealrepresentativ overvåking. Økosystembasert overvåking gir økt forståelse av økologiske prosesser og dermed hva som påvirker den økologiske tilstanden. Intensiv økosystembasert overvåking gjennomføres som regel på relativt få lokaliteter. Arealrepresentativ overvåking

er basert på registreringer i en rekke lokaliteter i et statistisk representativt rutenett og gir utsagnskraft om tilstanden på større arealer, f.eks. fylker eller regioner. Arealrepresentativ overvåking omfatter som regel færre indikatorer/registreringer enn økosystembasert overvåking, og er best egnet for vanlige arter og økosystemer. Ved fortetting av rutenettet kan arealrepresentativ overvåking også gi utsagnskraft om mindre vanlig forekommende fenomener. Økosystembasert intensiv overvåking og arealrepresentativ overvåking utgjør en helhet for å vurdere økologisk tilstand. Det er nå foreslått et konkret arealrepresentativt overvåkingssystem for naturtyper (Strand 2016). Hvordan dette kan utvides til også å omhandle indikatorer for økologisk tilstand omtales lengre ned i kapitlet.

Nedenfor diskuteres det hvordan man kan arbeide for å få økt datatilfang for indikatorene. **Vedlegg 5** gir en oversikt over indikatorer som er foreslått for fagsystemet. Overvåking gir tidsseriedata som grunnlag for å vurdere utvikling. Vi omtaler her likevel kartlegginger (engangsforeteelse) som kan bidra til en bedre å dokumentere naturvariasjon.

5.2.1 Kartlegging

Kartlegging av naturtyper i Norge (NiN). Det er satt i gang en omfattende kartlegging av naturtyper etter NiN-metodikk. Kartleggingen avgrensner natursystemer i felt, basert på NiNs kartleggingsinstruks. Kartleggingsenhetene som registreres, er hovedsakelig basert på vegetasjonen i feltsjiktet, og avhengig av formålet med kartleggingen registreres variabler fra NiNs beskrivelsessystem, inkludert variabler knyttet til tilstandsvariasjon (påvirkninger, prosesser). Fauna blir i hovedsak ikke registrert, og resultater fra NiN-kartlegging kan dermed ikke bidra med data om tilstanden til faunaen og dermed økosystemegenskaper som krever indikatorer på høyere trofiske nivåer i næringsnettet. Plantearter og deres mengdeforhold kartlegges heller ikke på en systematisk måte i standard NiN-kartlegging, og dette gjør at dataene i begrenset grad kan brukes til indikatorutvikling, f.eks. for Ellenbergverdier og andre sammenveide indikatorer på tvers av arter. Kartlegging av naturtyper er en langsom prosess, og den vil trolig aldri bli heldekkende. Vedlegg 5 indikerer hvilke av de foreslåtte indikatorene i fagsystemet som per i dag registreres i NiN-kartleggingen (17 indikatorer inngår i NiN-kartlegging i dag, og 37 kan videreutvikles fra beskrivelsessystemet). Det er så langt ikke planlagt gjentak av NiN-kartleggingen.

Artskart, GBIF og Artsobservasjoner. I disse systemene registreres stedfestede funn av arter. Registreringene er enten basert på observasjoner av allmennheten eller av profesjonelle, dvs. museer og forskningsinstitusjoner. Registreringene i Artskart/ GBIF er relativt tilfeldige og ikke representative, både fordi de aller fleste arter er ufullstendig kartlagt og fordi det er store forskjeller på hvor godt ulike områder er undersøkt for arter. En annen feilkilde er at enkelte artsinnlegginger fra Artsobservasjoner må antas å være gale da funn ikke alltid er verifisert av eksperter/taksonomer. Likevel har funndata fra slike databaser vist seg å være nyttig for å gi en indikasjon på bestandsutvikling av arter. GBIF har laget en demo for dette, men for å få bedre bestandsvurderinger av arter, bør denne informasjonen kombineres/verifiseres med overvåkingsdata. GBIF-data/Artskartdata har vært benyttet for å modellere bestandsutvikling til en del karplanter i naturindeks. Utvikling av Artskart/GBIF til å inneholde flere opplysninger om økosystemtilknytning og andre variabler vil øke mulighetene for bruk i indikatorutvikling.

MAREANO. For havområdene gjennomføres det en omfattende kartlegging av havbunnen gjennom MAREANO-programmet. Programmet har løpt fra 2006 med en ramme på i underkant av 900 mill. kr. Så langt har Barentshavet og Norskehavet vært prioritert, men alle norske havområder skal omfattes av MAREANO på sikt. I programmet kartlegges bl.a. topografi, bunnforhold, biologisk mangfold, naturtyper og forurensning i sedimentene. Dette gir et viktig grunnlag for utvikling av indikatorer knyttet til bunnfauna.

5.2.2 Overvåking

Det er utarbeidet et forslag til arealrepresentativ kartlegging og overvåking av terrestriske naturtyper basert på NiN (AKO) (Strand 2016). Ekspertrådet foreslår at relevante indikatorer for å vurdere økologisk tilstand inkluderes i denne overvåkingen.

Vedlegg 5 indikerer hvilke indikatorer som kan være aktuelle å innlemme i en ny arealrepresentativ overvåking, hvorav 39 indikatorer er foreslått innlemmet i AKO, og en rekke andre kan vurderes innlemmet. Det må imidlertid gjøres et utviklingsarbeid knyttet til metodikk for registrering av de foreslåtte indikatorene, og en kritisk evaluering av hvilke indikatorer som bør inngå. I tillegg må det vurderes om den romlige oppløsningen for AKOs observasjonsenheter gir godt nok grunnlag til å gi data for å angi økologisk tilstand på romlige enheter (f.eks. fylker) som er relevante for forvaltningen.

Sammenfallende indikatorer i naturindeks og i fagsystemet er angitt i Vedlegg 5 (totalt 65 indikatorer). For disse indikatorene gjøres det nå en omfattende jobb med å sammenstille data og utvikle modeller for å vurdere utviklingen i disse på finest mulig skala (kommuner/fylker). I modellene tar man i bruk data fra ulike kilder, deriblant overvåkingsprogrammer, Artskart/GBIF og Artsobservasjoner. For indikatorer der man ikke har arealrepresentative data eller der det ikke utvikles modeller, foretas det ekspertvurderinger om indikatorenes tilstand på relevant skala. Disse felles indikatorene anses for å være nær operasjonalisering i det foreslåtte fagsystemet. Som kapittel 4 og oppsummeringen nedenfor viser, er overvåkingen av norsk natur generelt sett mangelfull, den er ofte lite rettet mot sentrale økosystemfunksjoner, og også svært ujevn både med hensyn på organismegrupper og økosystemer. Overvåkingen av fugl, enkelte pattedyrarter og kommersielle marine fiskearter er relativt god, mens mikrobielle samfunn, invertebrater, sopp og planter i liten grad omfattes av systematiske overvåkingsprogrammer (se også Sverdrup-Thygeson mfl. 2008, Nybø 2010). Kunnskapsgrunnlaget om våre minste arter er spesielt dårlig, og de kan ha stor betydning for både økosystemets funksjon og struktur.

Nedenfor gjennomgås overvåkingen i de enkelte hovedøkosystemene på oversiktsnivå.

Arealrepresentativ overvåking av relevante indikatorer er relativt god i **skog**, men fremdeles er det behov for økosystembasert overvåking og overvåking av dårlig dekkede artsgrupper og naturtyper. I fagsystemet for økologisk tilstand foreslår vi en rekke indikatorer basert på data fra Landsskogtakseringen som ikke inngår i naturindeks, f.eks. skogens alders- og treslagsfordeling, samt ulike underkategorier av død ved. Data om disse indikatorene må sammenstilles. Landsskogtakseringen vurderes som en bedre egnet datakilde for flere indikatorer for økologisk tilstand enn hva som sannsynligvis vil bli tilgjengelig gjennom AKO. Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) har en relativt bred geografisk overvåkning inkluderer flere trofiske nivåer i fjellbjørkeskog (se f.eks. Framstad 2016). Med større ressurser og en noe annen innledning (større integrering og flere økosystemkomponenter) TOV kunne bygges ut til fullt økosystembasert overvåkingsprogram (Ims mfl. 2010) og et godt komplement til arealrepresentativ overvåkning. For hule eiker er det igangsatt overvåking på nasjonalt nivå som dekker både skog og semi-naturlig mark

(Sverdrup-Thygeson mfl. 2013), men framtidig oppfølging og finansiering er uklar. Det samme gjelder overvåking av kalklindeskog (Brandrud mfl. 2016).

I **fjell** finnes det en del data om fugl og pattedyr, men tilstanden for resten av økosystemet, og spesielt vegetasjonen, burde vært bedre dekket. Kapittel 4 peker spesielt på behov for arealrepresentativ overvåking, her kan det være aktuelt å bygge på AKO.

I **arktisk tundra** eksisterer data om de fleste indikatorene. For Svalbard har noen indikatorer for stedegne pattedyr og fugl inngått i MOSJ i flere tiår. Det arbeides nå med å få flere indikatorer på andre økosystemegenskaper inn i MOSJ – spesielt flere funksjoner knyttet til vegetasjon. Klimaøkologisk observasjonssystem for arktisk tundra (COAT) vil bli det tematiske programmet som forsyner MOSJ med indikatorer som gjør at overvåkningssystemet blir fullt økosystembasert (Ims mfl. 2013b). Både for Svalbard (høyarktisk tundra) og for Finnmark (lavarktisk tundra) vil COAT ha en kombinasjon av intensiv og ekstensiv overvåking som vil gi en god terrestrisk arealrepresentasjon av norsk Arktis – inkludert grensesonen mot subarktisk skog (skogtundra). Programmet har fått etableringsmidler til infrastruktur (instrumenterings-systemer i felt og digital infrastruktur) fra Forskningsrådet, og påbegynt overvåking støttes av miljøforvaltningen. Det arbeides for å få på plass langsiktig finansiering som dekker hele observasjonssystemet.

Det finnes svært lite overvåking av **våtmark** som gir data som i dag kan inngå i fagsystemet for økologisk tilstand på fylkes- eller regionskala. Et lite unntak er sumpskog, der data samlet inn gjennom Landsskogtakseringen kan være av nytte, samt overvåkingen av palsmyr. Arealrepresentativ flybildetolkning av inngrep i myr i verneområder gjennomføres, men det mangler registreringer på bakken (Strand & Bentzen 2017). Det foreligger forslag til intensiv overvåking i handlingsplaner for typisk høgmyr, oseanisk nedbørsmyr, rikmyr og slåttemyr, men slik overvåking er ikke operasjonalisert. Denne overvåkingen kan tilpasses slik at den omfatter indikatorer for god økologisk tilstand. Intensiv overvåking av enkeltlokaliteter av semi-naturlig myr finnes. Det er uklart om det planlagte AKO vil ha tilstrekkelig tett rutenett til å dekke opp behovene for våtmark.

Datagrunnlaget for indikatorer fra **semi-naturlig mark** og **naturlig åpne områder under skoggrensa** er også sparsomt. For semi-naturlig mark er det foreslått å inkludere noen indikatorer basert på landbruksstatistikken, men slike indikatorer trenger videreutvikling før de kan tas i bruk i fagsystemet. Indikatorene fra landbruksstatistikken betraktes i utgangspunktet som forvaltningstiltak (jf. DPSIR-rammeverket, se **Figur 2**) og må derfor vurderes i denne konteksten. NIBIO er i ferd med å ferdigstille et forslag til overvåking av semi-naturlig eng (Johansen mfl. 2017). Hule eiker overvåkes nasjonalt, inkludert i semi-naturlig mark (se over). Gjennom ARKO-prosjektet (Arealer for rødlistearter – kartlegging og overvåking) er det også utviklet forslag til arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (Bratli mfl. 2014), strandeng i boreonemoral sone (Evju mfl. 2015) og åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen mfl. 2014). Hvis slike overvåkingsopplegg etableres, må utvalg av indikatorer vurderes i sammenheng med behov identifisert i denne rapporten. I 3Q-programmet (Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap) inngår overvåking av karplanter og fugl. Denne overvåkingen kan være relevant for overvåking av økologisk tilstand i semi-naturlig mark sammen med andre datakilder. Ved eventuell implementering av arealrepresentativ overvåking må samordning mellom den foreslåtte overvåkingen i andre rapporter og AKO vurderes.

For **marine økosystemer** er det foreslått 21 nivå 2-økosystemer, og denne rapporten presenterer beskrivelse av egenskapene til tre av systemene med tilhørende indikatorsett. Arbeidet gjort med disse tre systemene har lagt et viktig grunnlag for det som skal utvikles for de resterende systemene, både når det gjelder systembeskrivelser, typer indikatorer og databehov. De viktigste hovedkildene til data om økologisk tilstand samles inn gjennom Havforskningsinstituttets regulære tokt i åpent hav. Dette utelukker ikke mulig nyttiggjørelse av resultatene i Vannmiljø etter systematisk overvåking i kystnære strøk i forbindelse med bl.a. implementering av vannforskriften (f.eks. NIVAs ØKOKYS). For sjøfugl er data hentet fra overvåkingsprogrammet SEAPOP. Mange av indikatorene som er foreslått i arbeidet med økologisk tilstand, inngår også i arbeidet med de marine forvaltningsplanene gjennom Overvåkingsgruppen og i naturindeks for Norge (**Vedlegg 5**). Det arbeides med å utvikle toktene i Norskehavet og Nordsjøen i retning av en mer økosystembasert overvåking, samt utvikling innen fjernmåling, noe som begge deler kan

gi bedre data, jf. behovene identifisert i dette arbeidet. I et lengre tidsperspektiv må utvikling av overvåking basert på automatiserte løsninger og nye metoder (f.eks. basert på DNA-teknikker) forventes å åpne nye tematiske områder for kostnadseffektiv overvåking. Av foreslåtte indikatorer har 26 indikatorer data samlet inn i tilknytning til forvaltningsplanarbeidet, totalt er det foreslått 65 indikatorer for de tre nivå 2-økosystemene som er omhandlet for marine systemer.

Barentshavet er systematisk overvåket og kan sies å ha en økosystembasert overvåking med et bredt utvalg biologiske grupper i økosystemet over et område som dekker mer enn Norges landareal. For Norskehavet og Nordsjøen er datainnsamlingen mindre intensiv enn for Barentshavet, men likevel langt mer omfattende enn for mange terrestriske systemer. Overvåkingen er under utvikling i retning av mer komplett økosystemovervåking, tilsvarende det vi har for Barentshavet. For dyphavshabitatene i Norskehavet, som til sammen dekker et område som er betydelig større enn Norges landareal, finnes det så si ingen overvåking. Disse områdene kan bli påvirket av en rekke faktorer i fremtiden, inkludert klimaendringer, havforsuring, forsøpling og mulig fremtidig undersjøisk gruvedrift, og det er derfor behov for overvåking også av disse områdene. I et lengre perspektiv forventes det å skje en betydelig utvikling av automatiserte overvåkingsplattformer (for eksempel glidere) som kan gi en betydelig større datatilgang på mange områder innen marin overvåking. En må også forvente at utvikling av annen metodikk, for eksempel DNA-baserte metoder, vil gjøre nye tema tilgjengelig for kostnadseffektiv overvåking.

Ferskvann og kystvann på Svalbard er ikke omtalt i denne utredningen, og Svalbard er ikke omfattet av vannforskriften. Circumpolar Biodiversity Monitoring Program (**CBMP**) sammenstiller eksisterende arktiske overvåkingsdata, slik at forskere, forvaltere og beslutningstagere tidlig kan oppdage og forstå årsakene til langsiktig endring i arktiske økosystemer. Sammenstillingene vil være nyttige å bygge på hvis man skal utvikle system for god økologisk status for disse økosystemene.

5.2.3 Fjernmåling og nye bakkebaserte sensorer

Det er en rivende utvikling innen teknologi som har potensial for å revolusjonere økologisk overvåking. Fjernmåling åpner særlig muligheter for arealrepresentativ overvåking, spesielt i tilfeller slike data kan kalibreres mot bakkesannheter (eksisterende manuelle målinger eller nye bakkebaserte sensorer). Nettverk av nye fotografiske, akustiske og kjemiske sensorer på bakken vil etter hvert kunne erstatte enkelte manuelle målinger med automatiske sensordata som har bedre oppløsning i tid og rom (Vogel 2017).

Norge fotograferes hvert 7. år med flybilder, dvs. **omløpsfotografering**. Dette er en etablert overvåking som i større grad kunne vært tatt i bruk for å vurdere økologisk tilstand. Siden 2013 omfatter omløpsfotograferingen også infrarøde (IR) bilder. Den spektrale oppløsningen i IR-bilder er svært nyttig ved overvåking av vegetasjonsendringer, biodiversitet og landskapskvaliteter (Ihse 2007). Sverige benytter IR-bilder i deres nasjonale overvåkingsprogram for terrestriske økosystemer (Ståhl mfl. 2011). IR-bilder har også vært prøvd ut på terrestriske økosystemer i Norge, og anbefales brukt i kartleggings- og overvåkingssammenheng for bl.a. semi-naturlig mark (Sickel mfl. 2004).

LIDAR-målinger. Det etableres nå detaljerte høydemodeller for Norge ved hjelp av laser (LIDAR), og dataene blir fritt tilgjengelig. Fra disse dataene kan man bl.a. beregne biomasse i ulike arealer, mengde busksjikt, gjengroing m.m., noe som er svært relevant for arbeidet med å fastsette økologisk tilstand. Ulempen er at det ikke er planer om gjentak av datainnsamlingen, ergo kan man ikke benytte disse dataene til å vurdere endringer i økologisk tilstand over tid. Gjentak med fast frekvens må vurderes.

Copernicus-programmet i Europa framskaffer satellittbilder. Dataene vil bli gjort gratis tilgjengelig med en oppløsning på 10 × 10 m for landområder. Disse dataene kan bli særlig nyttige for å vurdere «raske» arealendringer av ulike

økosystemer, f.eks. omfattende arealbruksendringer og flatehogst. Satellittbildene kan også muligens utvikles til å registrere mindre synlige arealendringer, f.eks. gjengroing, men dette må undersøkes nærmere. Et internasjonalt arbeid i regi av GEOBON undersøker hvorvidt man kan utnytte satellittbilder til å si noe tilstanden til biologisk mangfold (Pereira mfl. 2013). Dette arbeidet bør følges tett for å vurdere hvorvidt noen av disse indikatorene kan benyttes i arbeidet med å fastsette økologisk tilstand. For egenskaper knyttet til landskapsøkologiske mønstre («Landskapsøkologiske mønstre») og produktivitet bør fjernmålingsdata vurderes for bruk. For å sikre arters overlevelse over tid, må man unngå for stor grad av arealreduksjon og fragmentering av artenes levesteder.

Copernicus-programmet vil også bidra med geokjemiske og klimatiske data for havet. Disse dataene vil bidra til å kunne tolke årsaker til endringer i økologisk tilstand i havet.

Det skjer også utvikling innen fjernmåling for marine områder, for eksempel knyttet til ispåvirkede systemer.

5.2.4 Oppsummering

Det har helt siden 1995 vært dokumentert at overvåkingen av det biologiske mangfoldet i Norge ikke er tilstrekkelig. Av flere planer om nasjonal overvåking av terrestriske økosystemer, er kun mindre deler fulgt opp av Klima- og miljødepartementet. Dette er en betydelig hemske for et fagsystem som har fått i oppdrag å gjøre helhetlige tilstandsvurderinger av alle norsk økosystem. Denne situasjonen kan blant annet forbedres gjennom anvendelse av fjernmålingsdata og ny bakkebasert sensortechnologi. Det vil likevel fortsatt være nødvendig med manuelle observasjoner på bakken, ikke minst for å registrere hva som faktisk skjer med de ulike artene og økosystemfunksjonene og -prosessene. Videre er det et stort behov for å utvikle økosystembasert overvåking for å kunne vurdere helhetlig økologisk tilstand i norske økosystemer, slik fagsystemet legger opp til.

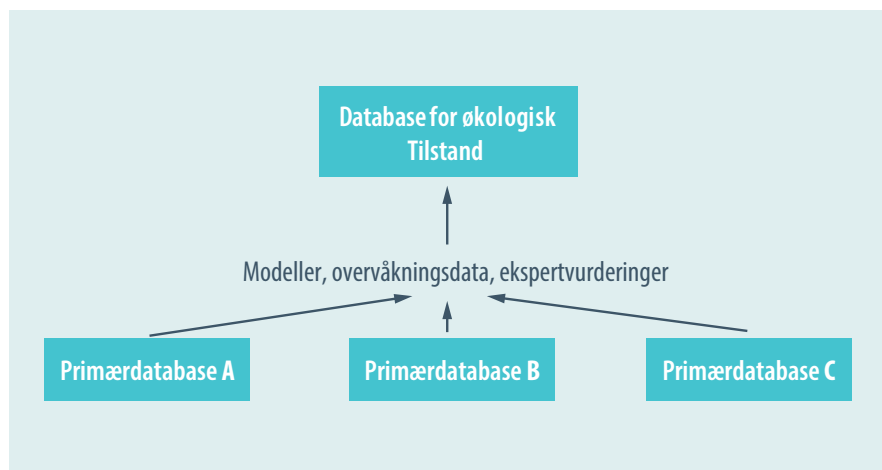
5.3 Anbefalinger for lagring av data for tilstandsindikatorer i nær framtid

Fagsystemet for økologisk tilstand skal være klart til å tas i bruk av forvaltningen innen 2020 (Vedlegg 1). Det er derfor behov for et verktøy for lagring av tilstandsverdier for indikatorer. Tilstandsverdier for alle indikatorene for et økosystem på et gitt areal (fylke/region/arealerheter på Svalbard/marine enheter) skal legge grunnlaget for en helhetlig vurdering av den økologisk tilstanden på dette arealet. Når alle tilstandsverdiene samles i en database, er dataene lett tilgjengelig for en slik helhetlig vurdering. Tilstandsverdiene er aggregerte eller modellerte data fra primærdatabasene. I en del tilfeller vil tilstandsverdiene for et areal være bygd på ekspertvurderinger basert på tilgjengelig informasjon.

Det foreslås at databasen for lagring av terrestriske tilstandsdata bygger på naturindeksbasen, enten som en kopi av basen eller som en modul i naturindeksbasen. Naturindeksbasen er skreddersydd for å lagre indikatorverdier for økologisk tilstand på de arealene som skal vurderes (Figur 10). Basen er tilrettelagt for å sette ulike referanseverdier for indikatorene avhengig av hvor i landet man er, noe som er viktig gitt de

store klimatiske forskjellene og dermed økologiske forhold i Norge. Det er videre lagt til rette for å lagre referanseverdier og tilstandsverdier med tilhørende usikkerhetsvurderinger, opplysninger om datakilder og andre metadata for alle arealer som vurderes, i basen. Programvare som er utviklet gjennom naturindeksen, som høster/importerer data fra primærdatabaser og som modellerer arealrepresentative tilstandsverdier og mater dette inn i basen, kan dermed benyttes. Det må gjøres noen mindre justeringer av basen for å tilpasse den til arbeidet med økologisk tilstand.

For marine områder finnes allerede mye av de relevante grunnlagsdataene lagret i Norsk Marint Datasenter (NMD) med en geografisk oppløsning som er relevant for arbeidet som skal gjøres her, og det vil derfor være naturlig og kostnadsbesparende å la marine tilstandsindikatorer inngå i NMD. NMD er en sentral database om miljøforhold i havet, og er også omtalt under e-infrastruktur. Det utelukker ikke anvendelse av resultatene fra kystnære området lagret i Vannmiljø. En innsynsløsning som viser den helhetlige vurderingen av økologisk tilstand for ulike arealer og økosystemer må utarbeides senere. Innsynsløsningen fra databasen for økologisk tilstand i terrestriske miljø og NMD bør koples til dataverktøy forvaltningen bruker, f.eks. Miljøstatus.



Figur 10. Forholdet mellom primærdatabaser som eies og driftes av institusjoner som utfører datainnsamlingen, og databasen for økologisk tilstand. Tilstandsvurderingen for indikatorene kan gjøres enten med ekspertvurderinger, overvåkningsdata eller modeller. Tilstandsvurderingen av alle indikatorer samles i database for økologisk tilstand og skal være lett tilgjengelig for endelig fastsettning av økologisk tilstand basert på et samlet indikatorsett.

5.4 Behov for å etablere en e-infrastruktur for terrestriske overvåkingsdata

Mange data er nå digitale, men er for terrestriske systemer ikke samordnet slik at de enkelt kan tas i bruk for analyser som går på tvers av sektorer og overvåkingsprogrammer. For marine områder er det gjort en betydelig innsats for samordning av data i forhold til å vurdere miljømålene i forvaltningsplanene, og der dataene for indikatorene utviklet for planene er åpent tilgjengelige gjennom Miljøstatus.

Det er lagt fram en egen stortingsmelding om temaet: Digital agenda for Norge – IKT for en enklere hverdag og økt produktivitet (Meld. St. 27 (2015-2016)). Digitaliseringen skal være sektorovergripende, og ambisjonen er å fornye, forenkle og forbedre offentlig sektor, samtidig som innbyggere og næringsliv har forventninger om en enklere hverdag. Det offentlige samler inn mye informasjon om natur, men dataene er tungt tilgjengelig for brukere (her: forskere, forvaltningen, næringsinteresser, offentligheten), og dette hindrer optimal bruk av data.

Forskningsrådet har også innsett at data som de finansierer innsamling av, bør bli enklere tilgjengelig, både for å kunne etterprøve forskningsresultater, men også for å kunne bruke innsamlede data på nye måter. Forskningsrådet har derfor etablert utviklingsprogram for å bygge opp nasjonal forskningsinfrastruktur. Formålet er at norske forskningsmiljøer og næringsliv skal ha tilgang til relevant og oppdatert infrastruktur som understøtter forskning av høy kvalitet, og som i sin tur vil bidra til å møte samfunnets kunnskapsutfordringer. Forskningsrådet har gjennom dette programmet finansiert en e-infrastruktur for samordnet lagring av marine biologiske og abiotiske data, nemlig [Norsk Marint Datasenter](#), samt oppbyggingen av COAT. Det er også behov for en e-infrastruktur for terrestriske overvåkingsdata samlet inn fra ulike sektorer. En e-infrastruktur vil legge til rette for analyser for å vurdere økologisk tilstand.

EU har også identifisert behovet for infrastruktur for data om biologisk mangfold. EU har nettopp finansiert infrastrukturprogrammet [Life Watch](#) som skal samle data for forskning på biodiversitet og økosystemer. Eventuelle nasjonale systemer kan knytte seg til Life Watch.

Ett eksempel på etablert infrastruktur for lagring av data er [GBIF](#). GBIF har også utviklet en første versjon av et automatisk analyseverktøy basert på disse dataene som presenterer bestandsutvikling til arter relativt til andre arter. Også [Oxford Biodiversity Institute](#) har utviklet [LEFT-systemet](#) for globalt nivå som visualiserer økosystemer og infrastruktur basert på globalt tilgjengelige data. Et annet interessant eksempel er [Global Forest Watch](#). I norsk sammenheng er ikke disse systemene tilstrekkelige, og de gir unøyaktige analyseresultater, men de illustrerer at man kan få ut ny kunnskap ved å ta i bruk nye verktøy.

5.5 Anbefalinger om videre utvikling av fagsystemet

Ekspertrådets mandat poengterer at fagsystemet skal kunne tas i bruk av forvaltningen innen 2020. Videre påpeker mandatet at Ekspertrådet i første omgang skal foreslå et fagsystem som kan etableres for fylkes-/regionnivå eller annet faglig hensiktsmessig nivå. Vi foreslår derfor to tilnærminger; en bolk som må startes umiddelbart for å arbeide mot å operasjonalisere fagsystemet innen 2020, og en bolk som må startes så snart som mulig, med sikte på å få et fagsystem som baserer seg på nødvendig ny kunnskapsinnsamling sammenholdt med bedre tilgjengelighet på eksisterende data. I kapittel 4 omtales konkrete kunnskapsbehov knyttet til å vurdere økologisk tilstand med utgangspunkt i de sju egenskapene som karakteriserer god økologisk tilstand.

5.5.1 Forslag til framdrift for at systemet skal kunne tas i bruk innen 2020

1. Utvikle referanseverdier og grenseverdier for god tilstand for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. Indikatorer som er felles for økologisk tilstand, naturindeks og marine forvaltningsplaner er de som er mest utviklet mot operasjonell bruk.
2. Utvikle referanseverdier og grenseverdier for god tilstand for et utvalg indikatorer som relativt enkelt kan operasjonaliseres, men som krever noe utviklingsarbeid. Det er behov for flere indikator enn de som framkommer gjennom punkt 1 for å få et tilstrekkelig faglig grunnlag for å vurdere økologisk tilstand.

- a. Se kapittel 4 og **Vedlegg 5** for forslag til indikatorer som enkelt kan operasjonaliseres. Inkludert her er bl.a. Ellenbergindikatorer basert på karplanter for semi-naturlig mark, fjell og myr (innen våtmark). Med dagens datagrunnlag er det mulig å teste ut referanseverdier og grenseverdier for Ellenbergindikatorer for forsuring, klima og nitrogen.
 - b. Utvikling og validering av indikatorer basert på data fra nye sensortyper (eks. fotografiske og akustiske) som allerede har kommet i bruk.
3. Teste det foreslåtte fagsystemet med de indikatorene som foreligger i henhold til punkt 1 og 2. Formålet med uttestingen er bl.a. å vurdere hvordan fagsystemet fungerer og teste hvordan indikatorene skal kombineres til en helhetlig vurdering av økologisk tilstand. I dette inngår bruk av all tilgjengelig relevant informasjon sammen med ekspertvurderinger. For omtale av ekspertvurderinger, se kapittel 3.6. Ekspertrådet anbefaler å teste systemet på et område som dekker alle økosystemene, f.eks. i Trøndelag. For å dekke nordområdene foreslår vi Svalbards landområder, Finnmark og Barentshavet. Testen må kunne ut i et forslag til protokoll for vurdering av økologisk tilstand basert på de indikatorene man har, der det også tas hensyn til usikkerhet.
 4. Implementere ny overvåking, og særlig arealrepresentativ overvåking i terrestriske miljø. Arealrepresentative data eller ekspertvurdering er nødvendig for å kunne vurdere økologisk tilstand på region-, evt. fylkesnivå.

5.5.2 Forslag til aktivitet for å få et kostnadseffektivt kunnskapsbasert system på lengre sikt

Som beskrevet tidligere i kapitlet, er det å forstå økologiske prosesser og hvordan naturlige og menneskeskapte påvirkninger endrer økosystemenes struktur og funksjon, nødvendig både for å vurdere økologisk tilstand, men også for å kunne gjøre målrettede forvaltningstiltak. Forslagene til oppfølging nedenfor skal bidra til å identifisere hvilke endringer som inntreffer i økosystemene og hva som er årsaken til endringene. Dette gjøres ved å a) utvikle og iverksette økosystembasert overvåking for alle økosystemer, b)

bruke fjernmålingsdata på en mer effektiv måte, og c) gjøre disse dataene tilgjengelig i en funksjonell infrastruktur som legger til rette for analyser, men som også har en del enkel automatiserte analyser/regneprosesser.

1. Implementere ny overvåking; dvs. i første rekke utvikle økosystembasert overvåking i flere økosystemer og videreutvikle slik overvåking i systemer hvor dette allerede er etablert.
2. Videreutvikling av indikatorsett som gir bedre grunnlag for samlet vurdering av økologisk tilstand, jf. de sju egenskapene.
3. Starte arbeid for å få bedre utnyttelse av fjernmålingsdata og ny bakkebasert sensorteknologi.
4. Undersøke bruken av nye kostnadseffektive overvåkings-teknikker (f.eks. DNA-baserte og automatiske metoder)
5. Etablere et nasjonalt e-infrastruktursystem for lagring og modellering av terrestriske overvåkingsdata samlet inn fra ulike sektorer for å tilrettelegge for analyser av økologisk tilstand (digital innovasjon).

1.5.3 Anbefaling om detaljeringsgrad av fagsystemet på lengre sikt

I henhold til mandatet skal Ekspertrådet «i første omgang foreslå et fagsystem som kan etableres for økosystemer på fylkes-/regionnivå, eller annet faglig basert, hensiktsmessig nivå». Forslaget som foreligger i denne rapporten, er egnet til å benyttes på ulike geografiske skala, etter uttesting. Ekspertrådet har fokusert på fylkes-/regionnivå. Begrensningene i fagsystemet for bruk på mer lokal skala ligger først og fremst i tilgangen til gode nok data på lokalt nivå. Forslaget til digital innovasjon vil legge grunnlaget for både bedre vurdering av økologisk tilstand (bedre datagrunnlag) og mer informasjon om økologisk tilstand på en mer finmasket geografisk skala.

6 Referanser

- Aarrestad, P. A. & Stabbetorp, O. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. - NINA. Rapport 567.
- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V. & Stabbetorp, O. 2011. Utprøving av metodikk for overvåking av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen på fattig fjellvegetasjon. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. - NINA Rapport 741.
- Aarrestad, P. A., Brandrud, T. E. & Bakkestuen, V. 2012. Effekter på vegetasjon, sopp og jord etter terrengkalking i Brommelandsfeltet. - I Hindar, K., red. Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag. Utredning for DN 5-2012. Direktoratet for naturforvaltning. s. 78-100.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2011. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1136/2012. - NILU Oppdragsrapport 2012-41.
- ACIA. 2004. Impacts of a warming Arctic. - Cambridge University Press, New York, USA.
- Alvsvåg, J., Agnalt, A. L. & Jorstad, K. E. 2009. Evidence for a permanent establishment of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the Barents Sea. - Biological Invasions 11: 587-595.
- Andersen, R. & Hustad, H., red. 2004. Villrein og samfunn. En veiledning til bevaring av Europas siste villrein. NINA Temahefte 27. 77 s.
- Anderson, D. E., Goudie, A. S. & Parker, A. G. 2008. Global environments through the Quaternary - exploring environmental change. - Oxford University Press, Oxford.
- Andrén, H., Delin, A. & Seiler, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. - Oikos 80: 193-196.
- Angelstam, P. K. & Andersson, L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. - Scandinavian Journal of Forest Research: 38-51.
- Angelstam, P. K., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. & Roberge, J. M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - dead wood as an example. - Annales Zoologici Fennici 40: 473-482.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J. O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K. E., Fauchald, P., Hanssen, S. A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T. K. & Systad, G. H. 2015. SEAPOP. De ti første årene. - SEAPOP Nøkkeldokument 2005-2014.
- Anonym. 2009. Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan). - St. Meld. 37 (2008-2009).
- Anonym. 2010. Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. - Meld. St. 10 (2010-2011).
- Anonym. 2013. Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak (forvaltningsplan). - Meld. St. 37 (2012-2013).
- Arneberg, P. & van der Meeren, G. I., red. 2016. Status for miljøet i Norskehavet - rapport fra Overvåkingsgruppen 2016. Fisken og havet, særnr. 1b-2016.
- Arneberg, P. & Jelmert, A., red. 2017. Status for miljøet i Barentshavet - rapport fra Overvåkingsgruppen.
- Arneberg, P., van der Meeren, G. I., Johansson, J., Frie, A. K., Jelmert, A., Grøsvik, B. E., Pettersen, C. F., Storeng, A. B., Skotte, G., Frantzen, S., Lorentsen, S.-H., Selvik, I. & Svensen, H. I. 2015. Status for miljøet i Nordsjøen og Skagerrak - rapport fra Overvåkingsgruppen 2015. - Fisken og havet, særnr. 1b-2015.
- Artsdatabanken. 2015. Natur i Norge (NiN 2.0) - en innføring i teorien og systemet. Artsdatabanken, Trondheim.
- Austrheim, G., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Mysterud, A. & Ødegaard, F. 2010. Fjell. - I Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelse, S. & Viken, Å., red. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P. A. & Stabbetorp, O. E. 2015. Gjenanalyse av intensive overvåkingsfelter for markvegetasjon i Endalen, Svalbard 2014. Endringer i vegetasjon fra 2009 til 2014 og vurdering av overvåkingsmetodikk. - NINA Rapport 1122.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1102.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. - Ecology Letters 9: 1146-1156.
- Barton, P. S., Pierson, J. C., Westgate, M. J., Lane, P. W. & Lindenmayer, D. B. 2015. Learning from clinical medicine to improve the use of surrogates in ecology. - Oikos 124: 391-398.
- Bayley, S. E., Thormann, M. N. & Szumigalski, A. R. 2005. Nitrogen mineralization and decomposition in western boreal bog and fen peat. - Ecoscience 12: 455-465.
- Beaugrand, G. 2004. The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. - Progress in Oceanography 60: 245-262.
- Beaugrand, G., Brander, K. M., Alistair Lindley, J., Souissi, S. & Reid, P. C. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. - Nature 426: 661-664.
- Bendiksen, E., Sverdrup-Thygeson, A., Bergsaker, E., Larsson, K.-H. & Birkemoe, T. 2014. Miljøhensyn i skog. Relativ betydning av naturreservater, nøkkelbiotoper, livsløpstrær og kantsoner. - NINA Rapport 863.
- Bendiksen, E., Brandrud, T. E., Røsok, Ø., Framstad, E., Gaarder, G., Hofton, T. H., Jordal, J. B., Klepsland, J. T. & Reiso, S. 2008. Boreale lauvskoger i Norge. Naturverdier og udekket vernebehov. - NINA Rapport 367.
- Beroya-Eitner, M. A. 2016. Ecological vulnerability indicators. - Ecological Indicators 60: 329-334.

- Biggs, R., Schluter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T. M., Evans, L. S., Kotschy, K., Leitch, A. M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M. D., Schoon, M. L., Schultz, L. & West, P. C. 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. - *I Gadgil, A. & Liverman, D. M., red. Annual review of environment and resources. Annual Review of Environment and Resources. 37. Annual Reviews, Palo Alto. s. 421-+.*
- Bjerke, J. W., Bokhorst, S., Callaghan, T. V., Zielke, M. & Phoenix, G. K. 2013. Rapid photosynthetic recovery of a snow-covered feather moss and Peltigera lichen during sub-Arctic midwinter warming. - *Plant Ecology & Diversity 6: 383-392.*
- Blain, D., Row, C., Alm, J., Byrne, K. & Parish, F. 2006. Wetlands. - I Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K., red. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama
- Bobbink, B. & Hettelingh, J. P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - Coordination Centre of Effects, National Institute for public Health and the Environment (RIVM), www.rivm.nl.cce.
- Bogstad, B., Gjørseter, H., Haug, T. & Lindstrøm, U. 2015. A review of the battle for food in the Barents Sea: Cod vs. marine mammals. - *Frontiers in Ecology and Evolution 3.*
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. r. 2016. Peatland restoration and ecosystem services. Science, policy and practice. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Braat, L. C. & de Groot, R. 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. - *Ecosystem Services 1: 4-15.*
- Brandrud, T. E. & Mjelde, M. 1992. Undersøkelse av makrovegetasjon i nedre del av Leira og i kroksjøer på Leiras elveslette. - Vannbruksplanutvalget for Romerike Rapport nr. 12.
- Brandrud, T. E., Evju, M., Blaaid, R. & Skarpaas, O. 2016. Nasjonal overvåking av kalklindskog og kalklindskogsopper. Resultater fra første overvåkingsomløp 2013-2015. - NINA Rapport 1297.
- Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O. E. 2015. Kalkberg - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. - NINA Rapport 1171.
- Bratli, H., Jordal, J. B., Stabbetorp, O. E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Naturbeitemark - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 714.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J. B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1100.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Bendiksen, E., Jordal, J. B., Svalheim, E. J., Vandvik, V., Velle, L. G. & Øien, D.-I. 2016. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. - *Natur i Norge Artikkel 8 (versjon 2.1.0).*
- Browman, H. I. 2014. Commemorating 100 years since Hjort's 1914 treatise on fluctuations in the great fisheries of northern Europe: where we have been, where we are, and where we are going. - *ICES Journal of Marine Science 71: 1989-1992.*
- Browman, H. I. 2016. Applying organized scepticism to ocean acidification research Introduction. - *ICES Journal of Marine Science 73: 529-536.*
- Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? - *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography 62: 251-270.*
- Bryn, A. & Halvorsen, R. 2015. Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN 2.0.2. Veileder versjon 2.0.2a. - Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L. O. & O'Donnell, S. 2013. A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. - *Scandinavian Journal of Forest Research 28: 81-98.*
- Bråthen, K. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Fauchald, P., Tveraa, T. & Hausner, V. H. 2007. Induced shift in ecosystem productivity? Extensive scale effects of abundant large herbivores. - *Ecosystems 10: 773-789.*
- Burgass, M. J., Halpern, B. S., Nicholson, E. & Milner-Gulland, E. J. 2017. Navigating uncertainty in environmental composite indicators. - *Ecological Indicators 75: 268-278.*
- Butler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. & Schlaeffer, R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-alpine forest. - *Biological Conservation 119: 305-318.*
- Byrnes, J. E. K., Gamfeldt, L., Isbell, F., Lefcheck, J. S., Griffin, J. N., Hector, A., Cardinale, B. J., Hooper, D. U., Dee, L. E. & Emmett Duffy, J. 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. - *Methods in Ecology and Evolution 5: 111-124.*
- Bär, A. 2013. Kulturmark. Tilstand, overvåking. - Miljødirektoratet Rapport M93-2013.
- CAFF. 2013. Arctic biodiversity assessment: Status and trends in biodiversity. - Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri.
- Callaghan, T. V., Bjorn, L. O., Chernov, Y., Chapin, T., Christensen, T. R., Huntley, B., Ims, R. A., Johansson, M., Jolly, D., Jonasson, S., Matveyeva, N., Panikov, N., Oechel, W., Shaver, G., Elster, J., Henttonen, H., Laine, K., Taulavuori, K., Taulavuori, E. & Zockler, C. 2004. Biodiversity, distributions and adaptations of Arctic species in the context of environmental change. - *Ambio 33: 404-17.*
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I. & Gonzalez, A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. - *American Journal of Botany 98: 572-592.*

- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. - *Nature* 486: 59-67.
- Carroll, M. L. & Carroll, J. 2003. The Arctic Seas. - I Black, K. & Shimmield, G., red. Biogeochemistry of marine systems. Blackwell Publishers, Oxford. s. 127-156.
- CAVM Team. 2003. Circumpolar Arctic Vegetation Map. Scale 1:7,500,000. Map No. 1. - Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage.
- Certain, G. & Planque, B. 2015. Biodiversity baseline for large marine ecosystems: an example from the Barents Sea. - *ICES Journal of Marine Science* 72: 1756-1768.
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. - *Nature* 405: 234-242.
- Christensen, T., Payne, J., Doyle, M., Iburguchi, G., Taylor, J., Schmidt, N. M., Gill, M., Svoboda, M., Aronsson, M., Behe, C., Buddle, C., Cuyler, C., Fosaa, A. M., Fox, A. D., Heidmarsson, S., Henning Krogh, P., Madsen, J., McLennan, D., Nymand, J., Rosa, C., Salmela, J., Shuchman, R., Soloviev, M. & Wedege, M. 2013. The Arctic terrestrial biodiversity monitoring plan. - CAFF Monitoring Series Report Nr. 7. CAFF International Secretariat, Akureyri.
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C. & LaRoe, E. T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. - U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Services Program. FWS/OBS-79/31.
- Crutzen, P. J. & Stoermer, E. F. 2000. The "Anthropocene". - *IGBP Newsletter* 41: 12-14.
- Daan, N., Bromley, P. J., Hislop, J. R. G. & Nielsen, N. A. 1990. Ecology of North Sea fish. - *Netherlands Journal of Sea Research* 26: 343-386.
- Dahl, E. 1956. Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. - Skrifter utgitt av det Norske videnskaps-akademi i Oslo. Matematisk-Naturvitenskapelig klasse 1956, 3. Aschehoug & Co, Oslo: 374.
- Dahl, E., Gjems, O. & Kielland-Lund, J. 1967. On the vegetation types of Norwegian conifer forests in relation to the chemical properties of the humus layer. - *Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen* 23: 503-531.
- Dahl, S. O. & Nesje, A. 1996. A new approach to calculating Holocene winter precipitation by combining glacier equilibrium-line altitudes and pine-tree limits. A case study from Hardangerjøkulen, central southern Norway. - *Holocene* 6: 381-398.
- Dahlberg, A. 2011. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk – Slutrapport för delprojektet naturvården. Skogsstyrelsen, Jönköping. Rapport nr 7/2011.
- Dalpadado, P., Ingvaldsen, R. B., Stige, L. C., Bogstad, B., Knutsen, T., Ottersen, G. & Ellertsen, B. 2012. Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics. - *ICES Journal of Marine Science* 69: 1303-1316.
- Dalpadado, P., Arrigo, K. R., Hjollo, S. S., Rey, F., Ingvaldsen, R. B., Sperfeld, E., van Dijken, G. L., Stige, L. C., Olsen, A. & Ottersen, G. 2014. Productivity in the Barents Sea - response to recent climate variability. - *PLOS One* 9.
- Daskalov, G. M., Boicenco, L., Grishin, A. N., Lazar, L., Mihneva, V., Shlyakhov, V. A. & Zengin, M. 2017. Architecture of collapse: regime shift and recovery in an hierarchically structured marine ecosystem. - *Global Change Biology* 23: 1486-1498.
- de Beer, D., Sauter, E., Niemann, H., Kaul, N., Foucher, J. P., Witte, U., Schluter, M. & Boetius, A. 2006. In situ fluxes and zonation of microbial activity in surface sediments of the Hakon Mosby Mud Volcano. - *Limnology and Oceanography* 51: 1315-1331.
- Derocher, A. E., Wolkers, H., Colborn, T., Schlabach, M., Larsen, T. S. & Wiig, O. 2003. Contaminants in Svalbard polar bear samples archived since 1967 and possible population level effects. - *Science of the Total Environment* 301: 163-174.
- Derocher, A. E., Andersen, M., Wiig, O., Aars, J., Hansen, E. & Biuw, M. 2011. Sea ice and polar bear den ecology at Hopen Island, Svalbard. - *Marine Ecology Progress Series* 441: 273-279.
- Descamps, S., Aars, J., Fuglei, E., Kovacs, K. M., Lydersen, C., Pavlova, O., Pedersen, A. O., Ravolainen, V. T. & Strom, H. 2017. Climate change impacts on wildlife in a High Arctic archipelago - Svalbard, Norway. - *Global Change Biology* 23: 490-502.
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. - *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Diekmann, M., Michaelis, J. & Pannek, A. 2015. Know your limits - The need for better data on species responses to soil variables. - *Basic and Applied Ecology* 16: 563-572.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995. Strategi for overvåking av biologisk mangfold. - DN-rapport 1995-7.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Overvåking av biologisk mangfold i åtte naturtyper. Forslag fra åtte arbeidsgrupper. - Utredning for DN nr. 1997-7.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. - DN-rapport 1998-1.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2006. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. - DN-håndbok 13, 2. utgave. Oppdatert 2007.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Handlingsplan for slåttemark. - DN-rapport 6-2009.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2011. Handlingsplan for kalksjøer. - DN-Rapport 6-2011.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. - *Science* 345: 401-406.
- Dommasnes, A., van der Meeren, G. I. & Aarefjord, H. 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Forslag til indikatorer, referanseverdier og tiltaksgrenser til samordnet overvåkingssystem for økosystemets tilstand. Havforskningsinstituttet / Statens forurensningstilsyn.

- Ekstam, U. & Forshed, N. 1992. Om hävden upphör. - Naturvårdsverket, Sverige.
- Ellis, E. C., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. - *Global Ecology and Biogeography* 19: 589-606.
- Elmendorf, S. C., Henry, G. H. R., Hollister, R. D., Björk, R. G., Bjorkman, A. D., Callaghan, T. V., Collier, L. S., Cooper, E. J., Cornelissen, J. H. C., Day, T. A., Fosaa, A. M., Gould, W. A., Gretarsdottir, J., Harte, J., Hermanutz, L., Hik, D. S., Hofgaard, A., Jarrad, F., Jónsdóttir, I. S., Keuper, F., Klanderud, K., Klein, J. A., Koh, S., Kudo, G., Lang, S. I., Loewen, V., May, J. L., Mercado, J., Michelsen, A., Molau, U., Myers-Smith, I. H., Oberbauer, S. F., Pieper, S., Post, E., Rixen, C., Robinson, C. H., Schmidt, N. M., Shaver, G. R., Stenstrom, A., Tolvanen, A., Totland, O., Troxler, T., Wahren, C. H., Webber, P. J., Welker, J. M. & Wookey, P. A. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. - *Ecology Letters* 15: 164-175.
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R. M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R. A., Killengreen, S. T., Niemimaa, J., Norén, K., Ollila, T., Rodnikova, A., Sokolov, A. A., Sokolova, N. A., Stickney, A. A. & Angerbjörn, A. 2017. Homage to Hersteinsson & Macdonald: Climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and arctic fox decline. - *Polar Research* In Press.
- Emeis, K., Beusekom, J. v., Callies, U., Ebinghaus, R., Kannen, A., Kraus, G., Kröncke, I., Lenhart, H., Lorkowski, I., Matthias, V., Möllmann, C., Pätsch, J., Scharfe, M., Thomas, H., Weisse, R. & Zorita, E. 2015. The North Sea - A shelf sea in the Anthropocene. - *Journal of Marine Systems* 141: 18-33.
- Enquist, B. J., Norberg, J., Bonser, S. P., Violle, C., Webb, C. T., Hendersen, A. & Savage, V. M. 2015. Scaling from traits to ecosystems: developing a general trait driver theory via integrating trait-based and metabolic scaling theories. - *Advances in Ecological Research* 52: 249-318.
- Eriksen, E., Skjoldal, H. R., Gjosaeter, H. & Primicerio, R. 2017. Spatial and temporal changes in the Barents Sea pelagic compartment during the recent warming. - *Progress in Oceanography* 151: 206-226.
- Evju, M., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. 2016. Dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Forslag til overvåkingsopplegg. - NINA Kortrapport 37.
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. - NINA Rapport 1170.
- Evju, M., Bratli, H., Follestad, A., Stabbetorp, O. E., Svalheim, E. & Ødegaard, F. upubl. Faggrunnlag for strandeng og strandsump i Norge. - Rapportutkast, 2013.
- Evju, M., Hofton, T. H., Gaarder, G., Ihlen, P. G., Bendiksen, E., Blindheim, T. & Blumentrath, S. 2011. Naturfaglige registreringer av bekkeklofter i Norge. Sammenstilling av registreringene 2007-2010. - NINA Rapport 738.
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T. E., Bär, A., Johansen, L., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Aarrestad, P. A. 2017. Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk. - NINA Rapport 1357.
- Ewald, J. 2003. The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. - *Basic and Applied Ecology* 4: 507-513.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? - *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Falk, K., Friedrich, U., von Oheimb, G., Mischke, K., Merkle, K., Meyer, H. & Hardtle, W. 2010. *Molinia caerulea* responses to N and P fertilisation in a dry heathland ecosystem (NW-Germany). - *Plant Ecology* 209: 47-56.
- Fauchald, P. 2010. Predator-prey reversal: A possible mechanism for ecosystem hysteresis in the North Sea? - *Ecology* 91: 2191-2197.
- Fauchald, P., Skov, H., Skern-Mauritzen, M., Johns, D. & Tveraa, T. 2011a. Wasp-Waist interactions in the North Sea ecosystem. - *Plos One* 6.
- Fauchald, P., Skov, H., Skern-Mauritzen, M., Hausner, V. H., Johns, D. & Tveraa, T. 2011b. Scale-dependent response diversity of seabirds to prey in the North Sea. - *Ecology* 92: 228-239.
- Fauchald, P., Arneberg, P., Berge, J., Gerland, S., Kovacs, K. M., Reigstad, M. & Sundet, J. H. 2014a. An assessment of MOSJ - The state of the marine environment around Svalbard and Jan Mayen. - Norwegian Polar Institute Report Series.
- Fauchald, P., Arneberg, P., Berge, J., Gerland, S., Kovacs, K. M., Reigstad, M. & Sundet, J. H. 2014b. An assessment of MOSJ - The state of the marine environment around Svalbard and Jan Mayen. - Report Series no. 145. Norwegian Polar Institute
- Fauchald, P., Barrett, R. T., Bustnes, J. O., Erikstad, K. E., Nøttestad, L., Skern-Mauritzen, M. & Vikebø, F. B. 2015a. Sjøfugl og marine økosystemer. Status for sjøfugl og sjøfuglenes næringsgrunnlag i Norge og på Svalbard. - NINA Rapport 1161.
- Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R. T., Bustnes, J. O., Bårdsen, B. J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K. E., Hanssen, S. A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T., Strøm, H. & Systad, G. H. 2015b. The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard. - NINA Report 1151.
- Felde, V. A., Kapfer, J. & Grytnes, J. A. 2012. Upward shift in elevational plant species ranges in Sikkilsdalen, central Norway. - *Ecography* 35: 922-932.
- Flatberg, K. I. 2013. Norges torvmoser. - Akademika, Trondheim.
- Fossheim, M., Primicerio, R., Johannesen, E., Ingvaldsen, R. B., Aschan, M. M. & Dolgov, A. V. 2015. Recent warming leads to a rapid borealization of fish communities in the Arctic. - *Nature Climate Change* 5: 673-677.
- Framstad, E., red. 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold - Miljødirektoratet.
- Framstad, E., red. 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater - NINA Rapport 1279. 112 s.
- Framstad, E. & Lid, I. B. 1998. Jordbrukets kulturlandskap - Forvaltning av miljøverdier. - Universitetsforlaget, Oslo.

- Framstad, E. & Kålås, J. A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold - videreutvikling av dagens naturovervåking (TOV). - NINA Oppdragsmelding 702.
- Fransz, H. G., Colebrook, J. M., Gamble, C. & Krause, M. 1991. The zooplankton of the North Sea. - *Netherlands Journal of Sea Research* 28: 1-52.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12.
- Gallego-Sala, A. V., Charman, D. J., Harrison, S. P., Li, G. & Prentice, I. C. 2016. Climate-driven expansion of blanket bogs in Britain during the Holocene. - *Climate of the Past* 12: 129-136.
- Gebrek, A. V., Krylova, E. M., Lein, A. Y., Vinogradov, G. M., Anderson, E., Pimenov, N. V., Cherkashev, G. A. & Crane, K. 2003. Methane seep community of the Hakon Mosby mud volcano (the Norwegian Sea): composition and trophic aspects. - *Sarsia* 88: 394-403.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K., red. 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012 - Artsdatabanken, Trondheim. 210 s.
- Gillund, F. & Myhr, A. I. 2007. Vitenskapelig usikkerhet - etiske utfordringer for forskning og forvaltning. - *Etikk i praksis. Nordic Journal of Applied Ethics* 1: 97-120.
- Gimingham, C. H. 1972. Ecology of heathlands. - Chapman and Hall, London.
- Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snow-beds. - *Det kongelige norske videnskabers selskap skrifter* 1.
- Gjøsæter, H., Bogstad, B. & Tjelmeland, S. 2009. Ecosystem effects of the three capelin stock collapses in the Barents Sea. - *Marine Biology Research* 5: 40-53.
- Gjøsæter, H., Hallfredsson, E. H., Mikkelsen, N., Bogstad, B. & Pedersen, T. 2015. Predation on early life stages is decisive for year-class strength in the Barents Sea capelin (*Mallotus villosus*) stock. - *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*.
- Gjøsæter, H., Hallfredsson, E. H., Mikkelsen, N., Bogstad, B. & Pedersen, T. 2016. Predation on early life stages is decisive for year-class strength in the Barents Sea capelin (*Mallotus villosus*) stock. - *Ices Journal of Marine Science* 73: 182-195.
- Gopal, B. 2009. Biodiversity in wetlands. - I Maltby, E. & Barker, T., red. *The Wetlands Handbook*. Wiley Blackwell, Chichester. s. 65-96.
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barancok, Å., Alonso, J. L. B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, M. R. F., Kazakis, G., Krajci, J., Larsson, P., Mallaun, M., Michelsen, O., Moiseev, D., Moiseev, P., Molau, U., Merzouki, A., Nagy, L., Nakhutsrishvili, G., Pedersen, B., Pelino, G., Puscas, M., Rossi, G., Stanisci, A., Theurillat, J. P., Tomaselli, M., Villar, L., Vittoz, P., Vogiatzakis, I. & Grabherr, G. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. - *Nature Climate Change* 2: 111-115.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Nilsen, J.-E. 2016a. Resultatkontroll skogbruk/miljø, rapport 2015. - NIBIO rapport Vol 2, nr.: 142.
- Granhus, A., Eriksen, R., Viken, K. O., Wollan, A. K., Bryn, A. & Halvorsen, R. 2016b. Naturtyperegistrering etter NiN 2.0 i Landsskogtakseringen - erfaringer og resultater fra pilotprosjekt. - NIBIO-rapport 2(29).
- Griffen, B. D., Belgrad, B. A., Cannizzo, Z. J., Knotts, E. R. & Hancock, E. R. 2016. Rethinking our approach to multiple stressor studies in marine environments. - *Marine Ecology Progress Series* 543: 273-281.
- Grytnes, J. A., Kapfer, J., Jurasinski, G., Birks, H. H., Henriksen, H., Klanderud, K., Odland, A., Ohlson, M., Wipf, S. & Birks, H. J. B. 2014. Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. - *Global Ecology and Biogeography* 23: 876-884.
- Gunnarsson, U., Rydin, H. & Sjors, H. 2000. Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlosbergs Stormosse, Central Sweden. - *Journal of Vegetation Science* 11: 277-286.
- Gunnarsson, U., Malmer, N. & Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in Sphagnum dominated mire ecosystems? A 40-year study. - *Ecography* 25: 685-704.
- Gustayson, L., Ciesielski, T. M., Bytingsvik, J., Styrihave, B., Hansen, M., Lie, E., Aars, J. & Jenssen, B. M. 2015. Hydroxylated polychlorinated biphenyls decrease circulating steroids in female polar bears (*Ursus maritimus*). - *Environmental Research* 138: 191-201.
- Hagen, D. & Evju, M. 2011. Slitasje og sårbarhetskartlegging. - I Eide, N. E., Evju, M., Hagen, D., Blumentrath, S., Wold, L., Fangel, K. & Gundersen, V., red. *Pilotprosjekt bevaringsmål i store verneområder – Utvikling av metoder for å overvåke bevaringsmål i store verneområder – tema fjell og landskap*. NINA Rapport 652. s. 90-99.
- Hagen, D., Evju, M., Olsen, S. L., Andersen, O. & Vistad, O. I. 2016. Effekt av sykling og ridning på vegetasjon langs stier. Resultater fra en feltstudie. - NINA Rapport 1288.
- Hagen, D., Lindhagen, A., Päivinen, J., Svavarsdóttir, K., Tennokene, M., Klokk, T. & Aarønæs, M. S. 2015a. The Nordic Aichi restoration project. How can the Nordic countries implement the CBD-target on restoration of 15% of degraded ecosystems within 2020? - *TemaNord 2015:515*. Nordic Council of Ministers.
- Hagen, D., Aarrestad, P. A., Kyrkjeeide, M. O., Foldvik, A., Myklebost, H. E., Hofgaard, A., Kvaløy, P. & Hamre, Ø. 2015b. Myrrestaurering 2015. Etablering av overvåkingsmetodikk for vegetasjon og grunnlagsanalyse før restaureringstiltak på Kaldvassmyra, Aurstadmåsan og Midtfjellmosen. - NINA Rapport 1212.
- Halpern, B. S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K. L., Samhour, J. F., Katona, S. K., Kleisner, K., Lester, S. E., O'Leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A. A., Scarborough, C., Selig, E. R., Best, B. D., Brumbaugh, D. R., Chapin, F. S., Crowder, L. B., Daly, K. L., Doney, S. C., Elfes, C., Fogarty, M. J., Gaines, S. D., Jacobsen, K. I., Karrer, L. B., Leslie, H. M., Neeley, E., Paulty, D., Polasky, S., Ris, B., St Martin, K., Stone, G. S., Sumaila, U. R. & Zeller, D. 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. - *Nature* 488: 615-620.
- Halvorsen, R. 2011a. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. - *Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo Rapport*, Oslo.

- Halvorsen, R. 2011b. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. - Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016a. NiNs systemkjerne - teori, prinsipper og inndelingskriterier. *Natur i Norge*, Artikkel 1 (versjon 2.1.0): 1-358, Artsdatabanken, Trondheim (www.artsdatabanken.no).
- Halvorsen, R., medarbeidere & samarbeidspartnere. 2016b. NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge*, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1-528, Artsdatabanken, Trondheim (www.artsdatabanken.no).
- Halvorsen, R., Bendiksen, E., Bratli, H., Bryn, A., Jordal, J. B., Svalheim, E. J., Vandvik, V., Velle, L. G. & Øien, D.-I. 2015. Beskrivelser av utvalgte enheter for kartlegging i målestokk 1:5000 etter NiN versjon 2.0 og artslister som viser diagnostiske arters fordeling langs viktige lokale komplekse miljøvariabler. - *Natur i Norge*. Kartleggingsveileder (versjon 2.0.3), Del C4.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0*, www.artsdatabanken.no.
- Hansen, B. B., Grotan, V., Aanes, R., Saether, B. E., Stien, A., Fuglei, E., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Pedersen, A. O. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the high Arctic. - *Science* 339: 313-5.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. r. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. - Norsk klimaservicesenter. Rapport 2/2015.
- Hartley, I. P., Garnett, M. H., Sommerkorn, M., Hopkins, D. W., Fletcher, B. J., Sloan, V. L., Phoenix, G. K. & Wookey, P. A. 2012. A potential loss of carbon associated with greater plant growth in the European Arctic. - *Nature Climate Change* 2: 875-879.
- Hedenäs, L. & Kooijman, A. M. 1996. Förändringar i rikkärrsvegetationen SV om Mellansjön i Västergötland. - *Svensk botanisk tidskrift* 95: 228-241.
- Heino, M., Pauli, B. D. & Dieckmann, U. 2015. Fisheries-induced evolution. - I Futuyma, D. J., red. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. s. 461-+.
- Henden, J. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Killengreen, S. T. 2011. Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. - *Basic and Applied Ecology* 12: 413-422.
- Henden, J. A., Ims, R. A., Fuglei, E. & Pedersen, A. O. 2017. Changed Arctic-alpine food web interactions under rapid climate warming: Implic. - *Wildlife Biology* In Press.
- Henden, J. A., Stien, A., Bårdsen, B. J., Yoccoz, N. G. & Ims, R. A. 2014. Community-wide carnivore response resulting from partial ungulate migration. - *Journal of Applied Ecology* 51: 1525-1533.
- Henriksen, S. & Hilmo, O., red. 2015. *Norsk rødliste for arter 2015* - Artsdatabanken, Trondheim.
- Hevia, V., Martin-Lopez, B., Palomo, S., Garcia-Llorente, M., de Bello, F. & Gonzalez, J. A. 2017. Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: Synthesizing existing evidence and future challenges. - *Ecology and Evolution* 7: 831-844.
- Hjermann, D. O., Ottersen, G. & Stenseth, N. C. 2004. Competition among fishermen and fish causes the collapse of Barents Sea capelin. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 11679-11684.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., Hall, C. M., Bridgewater, P., Chapin, F. S., Ellis, E. C., Ewel, J. J., Hallett, L. M., Harris, J., Hulvey, K. B., Jackson, S. T., Kennedy, P. L., Kueffer, C., Lach, L., Lantz, T. C., Lugo, A. E., Mascaro, J., Murphy, S. D., Nelson, C. R., Perring, M. P., Richardson, D. M., Seastedt, T. R., Standish, R. J., Starzomski, B. M., Suding, K. N., Tognetti, P. M., Yakob, L. & Yung, L. 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 557-564.
- Hofgaard, A. 2004. Etablering av et overvåkingsprosjekt på palsmyrer. - NINA Oppdragsmelding 841.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H. E. 2016. Overvåking av palsmyr. Andre gjenanalyse i Hauks-kardmyrin og Haugtjørnin, Dovre. Endringer fra 2005 til 2015. - NINA Rapport 1258.
- Hofgaard, A., Tømmervik, H., Rees, G. & Hanssen, F. 2013. Latitudinal forest advance in northernmost Norway since the early 20th century. - *Journal of Biogeography* 40: 938-949.
- Hole, L. & Engardt, M. 2008. Climate change impact on atmospheric nitrogen deposition in northwestern Europe: A model study. - *Ambio* 37: 9-17.
- Hole, L. R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. - NILU Oppdragsrapport 2002-61.
- Holten, J. I., Michelsen, O., Pedersen, B. & Syverhuset, A. O. 2009. Overvåking av fjellvegetasjon- reanalyse av fjelltopper på Dovrefjell sommeren 2008 (GLORIA-prosjektet). - DN-Utredning 2009-6.
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., Gonzalez, A., Duffy, J. E., Gamfeldt, L. & O'Connor, M. I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. - *Nature* 486: 105-108.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J. & Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. - *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Husebø, A. L., Nøttestad, L., Fossa, J. H., Furevik, D. M. & Jørgensen, S. B. 2002. Distribution and abundance of fish in deep-sea coral habitats. - *Hydrobiologia* 471: 91-99.
- ICES. 2016. Final Report of the Working Group on the Integrated Assessments of the Norwegian Sea (WGINOR), 7-11 December 2015, Reykjavik, Iceland. - ICES CM 2015/SSGIEA:10.
- ICES. 2017. Interim Report of the Working Group on Integrated Ecosystem Assessments for the Norwegian Sea (WGINOR),

- 28 November - 2 December 2016, Bergen, Norway. - ICES CM 2016/SSGIEA:10.
- Ihse, M. 2007. Colour infrared aerial photography as a tool for vegetation mapping and change detection in environmental studies of Nordic ecosystems: A review. - *Norsk geografisk tidsskrift* 61: 170-191.
- Ims, R., Ehrich, D., Forbes, B., Huntley, B., Walker, D., Wookey, P., Berteaux, D., Bhatt, U., Bråthen, K., Edwards, M., Epstein, H., Forchhammer, M., Fuglei, E., Gauthier, G., Gilbert, S., Leung, M., Menyushina, I., Ovsyanikov, N., Post, E., Reynolds, M., Reid, D., Schmidt, N., Stien, A., Sumina, O. & Van der Wal, R. 2013a. Terrestrial Ecosystems. - I Meltofte, H., red. Arctic biodiversity assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri
- Ims, R. A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in the tundra ecosystems and the impact of climate change. - *BioScience* 55: 311-322.
- Ims, R. A. & Henden, J. A. 2012. Collapse of an arctic bird community resulting from ungulate-induced loss of erect shrubs. - *Biological Conservation* 149: 2-5.
- Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Killengreen, S. T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. - *PNAS* 108: 1070-1074.
- Ims, R. A., Jenssen, B. M., Ohlson, M. & Pedersen, Å. Ø. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV 2000-2009). - DN-Utredning 9-2010.
- Ims, R. A., Jepsen, J. U., Stien, A. & Yoccoz, N. G. 2013b. Science Plan for COAT – Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. - Fram Centre report series 1, Tromsø.
- Ims, R. A., Alsos, I. G., Fuglei, E., Pedersen, Å. Ø. & Yoccoz, N. G. 2014. An assessment of MOSJ – The state of the environment in Svalbard. - Report Series no. 144. Norwegian Polar Institute.
- Ims, R. A., Killengreen, S. T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J. A., Jensvoll, I. & Yoccoz, N. G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. - *Polar Research* In Press.
- Isaksen, I. 2014. Permafrost på Varangerhalvøya. - *Ottar* 302: 12-13.
- Iversen, A. & Sandøy, S. 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. - Veileder 02:2013. Vannportalen. Tilgjengelig på: http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/nettbasert-veiledere-import/klassifisering/revidert_klassifiserings-veileder140123_vzis-.pdf
- Jakobsen, T. & Ozhigin, V. K., red. 2011. The Barents Sea: Ecosystem, resources, management: Half a century of Russian-Norwegian cooperation - *Fagbokforlaget*.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F. & Oomes, M. J. M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. - *Plant and Soil* 202: 69-78.
- Jansson, R., Nilsson, C., Keskitalo, E. C. H., Vlasova, T., Sutinen, M. L., Moen, J., Chapin, F. S., Brathen, K. A., Cabeza, M., Callaghan, T. V., van Oort, B., Dannevig, H., Bay-larsen, I. A., Ims, R. A. & Aspholm, P. E. 2015. Future changes in the supply of goods and services from natural ecosystems: prospects for the European north. - *Ecology and Society* 20.
- Jansson, U., Brandrud, T. E., Bendiksen, E. & Hofton, T. H. 2013. Forslag til inndeling av skog i revidert DN Håndbok 13 – med 11 faktaarkutkast. - BioFokus-notat 2012-40.
- Jepsen, J. U., Biuw, M., Ims, R. A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O. P. L. & Hagen, S. B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - *Ecosystems* 16: 561-575.
- Jepson, P. D., Deaville, R., Barber, J. L., Aguilar, A., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., Cunningham, A. A., Davison, N. J., Doeschate, M. t., Esteban, R., Ferreira, M., Foote, A. D., Genov, T., Gimenez, J., Loveridge, J., Llavana, A., Martin, V., Maxwell, D. L., Papachlimitzou, A., Penrose, R., Perkins, M. W., Smith, B., Stephanis, R. d., Tregenza, N., Verborgh, P., Fernandez, A. & Law, R. J. 2016. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. - *Scientific Reports* 6.
- Johannesen, E., Ingvaldsen, R. B., Bogstad, B., Dalpadado, P., Eriksen, E., Gjøsæter, H., Knutsen, T., Skern-Mauritzen, M. & Stiansen, J. E. 2012. Changes in Barents Sea ecosystem state, 1970–2009: climate fluctuations, human impact, and trophic interactions. - *ICES Journal of Marine Science* 69: 880-889.
- Johannesen, E., Mørk, H. L., Korsbrekke, K., Wienerroither, R., Eriksen, E., Fossheim, M., de Lange Wenneck, T., Dolgov, A., Prokhorova, T. & Prozorkevich, D. 2017. Arctic fishes in the Barents Sea 2004-2015: Changes in abundance and distribution, IMR/PINRO Joint Report Series.
- Johansen, L., Wehn, S., Halvorsen, R. & Hovstad, K. A. 2017. Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge. - NIBIO Rapport, in prep.
- Jones, J. B. 1992. Environmental-impact of trawling on the seabed - a review. - *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 26: 59-67.
- Joosten, H. 2016. Peatlands across the globe. - I Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R., red. Peatland restoration and ecosystem services. Science, policy and practice. Cambridge University Press, Cambridge. s. 19-43.
- Joosten, H. & Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands - Background and principles including a framework for decision-making. - International Mire Conservation Group / International Peat Society, Jyväskylä.
- Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. 2017. Mires and peatlands in Europe. Status, distribution and conservation. - Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart.
- Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moed, S., Tegetmeyer, C. & Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-10.

- Jordal, J. B. 2013. Naturfagleg utgreiing om truga beitemarkssoppar, med forslag til utval av prioriterte artar. - Rapport J. B. Jordal nr. 2-2013.
- Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. - *Biological Conservation* 144: 11-20.
- Jørgensen, L. L., Planque, B., Thangstad, T. H. & Certain, G. 2015. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. - *ICES Journal of Marine Science* 73 (Supplement): i84-i97.
- Kaland, P. E. 1986. The origin and management of Norwegian coastal heaths as reflected by pollen analysis. - I Behre, K. E., red. *Anthropogenic indicators in pollen diagrams*, Balkema, Rotterdam. s. 19-36.
- Karlsen, S. R. 2005. En artsrik flora. - *Ottar* 302: 52-57.
- Kausrud, K., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A. M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N. C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. - *Nature* 456: 93-98.
- Keddy, P. A. 2010. *Wetland ecology: principles and conservation*. - Cambridge University Press, New York.
- Kedra, M., Moritz, C., Choy, E. S., David, C., Degen, R., Duerksen, S., Ellingsen, I., Gorska, B., Grebmeier, J. M., Kirievskaya, D., van Oevelen, D., Piwosz, K., Samuelsen, A. & Weslawski, J. M. 2015. Status and trends in the structure of Arctic benthic food webs. - *Polar Research* 34.
- Keith, D. A., Rodriguez, J. P., Brooks, T. M., Burgman, M. A., Barrow, E. G., Bland, L., Corner, P. J., Franklin, J., Link, J., McCarthy, M. A., Miller, R. M., Murray, N. J., Nel, J., Nicholson, E., Oliveira-Miranda, M. A., Regan, T. J., Rodriguez-Clark, K. M., Rouget, M. & Spalding, M. D. 2013. The IUCN Red list of ecosystems: motivations, challenges, and applications. - *Conservation Letters* 8: 214-226.
- Killengreen, S. T., Stromseng, E., Yoccoz, N. G. & Ims, R. A. 2012. How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. - *Diversity and Distributions* 18: 563-574.
- King, S. L., Schick, R. S., Donovan, C., Booth, C. G., Burgman, M., Thomas, L. & Harwood, J. 2015. An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. - *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1150-1158.
- Klanderud, K. & Birks, H. J. B. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. - *The Holocene* 13: 1-6.
- Klanderud, K. & Totland, O. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. - *Ecology* 86: 2047-2054.
- Koerselman, W. & Verhoeven, J. T. A. 1995. Eutrophication of fen ecosystems: external and internal nutrient sources and restoration strategies. - I Wheeler, B. D., Shaw, S. C., Fojt, W. J. & Robertson, R. A., red. *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley & Sons, Chichester. s. 91-112.
- Kongsrud, J. A. & Rapp, H. T. 2012. *Nicomache (Loxochona) lokii* sp nov (Annelida: Polychaeta: Maldanidae) from the Loki's Castle vent field: an important structure builder in an Arctic vent system. - *Polar Biology* 35: 161-170.
- Kullman, L. 2000. Tree-limit rise and recent warming: A geoecological case study from the Swedish Scandes. - *Norsk geografisk tidsskrift* 54: 49-59.
- Kullman, L. 2008. Thermophilic tree species invade subalpine Sweden - Early responses to anomalous late holocene climate warming. - *Arctic Antarctic and Alpine Research* 40: 104-110.
- Kvamme, M., Kaland, P. E. & Brekke, N. G. 2004. Conservation and management of North European coastal heathlands. Case study: The Heathland Centre, Western Norway. - *The Heathland Centre*, Bergen.
- Körner, C. 1994. Impact of atmospheric changes on high mountain vegetation. - I Beniston, M., red. *Mountain environments in changing climates*. Rutledge, London. s. 155-166.
- Körner, C. 2003. *Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems*. 2nd. utg. - Springer, Berlin.
- Laidre, K. L., Stern, H., Kovacs, K. M., Lowry, L., Moore, S. E., Regehr, E. V., Ferguson, S. H., Wiig, Ø., Boveng, P., Angliss, R. P., Born, E. W., Litovka, D., Quakenbush, L., Lydersen, C., Vongraven, D. & Ugarte, F. 2015. Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. - *Conservation Biology* 29: 724-737.
- Lammerant, J., Peters, R., Snethlage, M., Delbaere, B., Dickie, I. & Whiteley, G. 2013. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. - Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec).
- Larsen, T. H., Williams, N. M. & Kremen, C. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. - *Ecol Lett* 8: 538-47.
- Larsson, A., red. 2011. *Tillståndet i skogen – rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv*. ArtDatabanken Rapporterar 9. ArtDatabanken SLU, Uppsala. <http://www.artdatabanken.se/media/2258/tillstaandet-i-skogen.pdf>.
- Legagneux, P., Gauthier, G., Lecomte, N., Schmidt, N. M., Reid, D., Cadieux, M. C., Berteaux, D., Bety, J., Krebs, C. J., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Morrison, R. I. G., Leroux, S. J., Loreau, M. & Gravel, D. 2014. Arctic ecosystem structure and functioning shaped by climate and herbivore body size. - *Nature Climate Change* 4: 379-383.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J. A. & Lindström, A. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. - *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S. E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F. P. & Mouillot, D. 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. - *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 283.
- Lenoir, J., Graae, B. J., Aarrestad, P. A., Alsos, I. G., Armbruster, W. S., Austrheim, G., Bergendorff, C., Birks, H. J. B., Brathen, K. A., Brunet, J., Bruun, H. H., Dahlberg, C. J., Decocq, G., Diekmann, M., Dynesius, M., Ejrnaes, R., Grytnes, J. A., Hylander, K., Klanderud,

- K., Luoto, M., Milbau, A., Moora, M., Nygaard, B., Odland, A., Ravolainen, V. T., Reinhardt, S., Sandvik, S. M., Schei, F. H., Speed, J. D. M., Tveraabak, L. U., Vandvik, V., Velle, L. G., Virtanen, R., Zobel, M. & Svenning, J. C. 2013. Local temperatures inferred from plant communities suggest strong spatial buffering of climate warming across Northern Europe. - *Global Change Biology* 19: 1470-1481.
- Levin, S. A. & Lubchenco, J. 2008. Resilience, robustness, and marine ecosystem-based management. - *BioScience* 58: 27-32.
- Limpens, J., Heijmans, M. M. P. D. & Berendse, F. 2006. The nitrogen cycle in boreal peatlands. - I Wieder, R. K. & Vitt, D. H., red. *Boreal peatland ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin. s. 195-230.
- Limpens, J., Holmgren, M., Jacobs, C. M. J., Van der Zee, S., Karofeld, E. & Berendse, F. 2014. How does tree density affect water loss of peatlands? A mesocosm experiment. - *Plos One* 9.
- Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J. G., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., Rydin, H. & Schaepman-Strub, G. 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications - a synthesis. - *Biogeosciences* 5: 1475-1491.
- Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. - *Trends in Ecology & Evolution* 24: 482-486.
- Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2010. Effective ecological monitoring. - CSIRO Publishing, Collingwood.
- Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2011. Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. - *Ecosystems* 14: 47-59.
- Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Krebs, C. J. & Hobbs, R. J. 2010. Improved probability of detection of ecological "surprises". - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 21957-21962.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011 - Artsdatabanken, Trondheim.
- Link, J. S., Bogstad, B., Sparholt, H. & Lily, G. R. 2009. Trophic role of Atlantic cod in the ecosystem. - *Fish and Fisheries* 10: 58-87.
- Loeng, H. & Drinkwater, K. 2007. An overview of the ecosystems of the Barents and Norwegian Seas and their response to climate variability. - *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 54: 2478-2500.
- Log, T., Thuestad, G., Velle, L. G., Khattri, S. K. & Kleppe, G. 2017. Unmanaged heathland – A fire risk in subzero temperatures? - *Fire Safety Journal* 90: 62-71.
- Lovejoy, C., von Quillfeldt, C. H., Hopcroft, R., Poulin, M., Thaler, M., Arendt, K., Debes, H., Gíslason, Á. & Kosobokova, K. 2017. Plankton. - I CAFF, red. *State of the Arctic Marine Biodiversity Report*. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri
- Luscombe, D. J., Anderson, K., Gatis, N., Wetherelt, A., Grand-Clement, E. & Brazier, R. E. 2015. What does airborne LiDAR really measure in upland ecosystems? - *Ecology* 8: 584-594.
- Lydersen, C., Freitas, C., Wiig, Ø., Bachmann, L., Heide-Jørgensen, M. P., Swift, R. & Kovacs, K. M. 2012. Lost highway not forgotten: Satellite tracking of a bowhead whale (*Balaena mysticetus*) from the critically endangered Spitsbergen stock. - *Arctic* 65: 76-86.
- Lynam, C. P., Heath, M. R., Hay, S. J. & Brierley, A. S. 2005. Evidence for impacts by jellyfish on North Sea herring recruitment. - *Marine Ecology Progress Series* 298: 157-167.
- Lyngstad, A. 2016. Slåttemyrundersøkelser i Nord-Trøndelag 2013-2014. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-2: 1-117.
- Lyngstad, A. & Vold, E. M. 2015. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Østfold Akershus og sørlige deler av Hedmark. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-3: 1-193.
- Lyngstad, A. & Fandrem, M. 2017. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Buskerud, Vestfold, Telemark og Aust-Agder. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-x: 1-xx.
- Lyngstad, A., Holm, K. R., Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Flybildetolking av høgmyr i Solørområdet, Hedmark. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2012-3: 1-51.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Fandrem, M. & Moen, A. 2016. Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-3: 1-102.
- Magnussen, K., Bratland, C., Bjerke, J. W., Nybø, S. & Vermaat, J. in prep. Verdien av økosystemtjenester fra våtmark. - Menon Rapport.
- Mahli, Y., Doughty, C. E., Galetti, M., Smith, F. A., Svenning, J.-C. & Terborgh, J. W. 2016. Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. - *PNAS* 113: 838-846.
- Malmer, N. 1973. Riktlinjer för en enhetlig klassificering av myrvegetation i Norden. - *IBP i Norden* 11: 155-172.
- McBride, M. M., Hansen, J. R., Korneev, O. & Titov, O. 2016. Joint Norwegian - Russian environmental status 2013. Report on the Barents Sea Ecosystem. Part II - Complete report. 2016 (2). - IMR/PINRO Joint Report Series, Bergen / Murmansk.
- McDonald, T., Gann, G. D., Jonson, J. & Doxon, K. W. 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration. Washington DC.
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Meld. St. 27. 2015-2016. Digital agenda for Norge - IKT for en enklere hverdag og økt produktivitet. Det kongelige kommunal- og moderniseringsdepartement.
- Mettrop, I. S., Cusell, C., Kooijman, A. M. & Lamers, L. P. M. 2014. Nutrient and carbon dynamics in peat from rich fens and *Sphagnum*-fens during different gradations of drought. - *Soil Biology & Biochemistry* 68: 317-328.
- Meyer-Grünefeldt, M., Belz, K., Calvo, L., Marcos, E., von Oheimb, G. & Hardtle, W. 2016. Marginal Calluna populations are more resistant to climate change, but not under high-nitrogen loads. - *Plant Ecology* 217: 111-122.
- Michelsen, O., Syverhuset, A., Pedersen, B. & Holten, J. I. 2011. The

- impact of climate change on recent vegetation changes on Dovrefjell, Norway. - *Diversity* 3: 91-111.
- Miljødirektoratet. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. - Miljødirektoratet rapport M-608.
- Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet. 2016. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016-2020). - Rapport M-644.
- Miljøverndepartementet. 1976. Våtmarkene – En verdifull naturressurs. - Miljøverndepartementet.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Current state & trend assessment.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. 2015. Wetlands, 5th edition. John Wiley & Sons, Inc., Holboken, New Jersey.
- Mjelde, M., Berge, D. & Edvardsen, H. 2012. Kunnskapsgrunnlag for handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*) i Norge. - NIVA Rapport 6416-2012.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; hay-making fens and birch woodlands. - *Gunneria* 63: 1-451, 1 kart.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Moen, A. 2001. Kildevegetasjon. - I Fremstad, E. & Moen, A., red. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2001-4. s. 125-128.
- Moen, A. & Singsaas, S. 1994. Excursion guide for the 6th IMCG field symposium in Norway 1994. - Univ. Trondheim Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 1994-2: 1-159.
- Moen, A. & Olsen, T. Ø. 1997. Oversikt over flora og vegetasjon innen Slåtmyra naturreservat i Nittedal, Akershus; med skisse til skjøtelsplan. - NTNU Vitenskapsmuseet Bot. Notat 1997-5: 1-25.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 1998. Utmarksslåttens effekter på plantelivet. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo. s. 77-86.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2011. Våtmark. - I Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Sølendet naturreservat i Røros: forskning, forvaltning og formidling i 40 år. - Bli med ut! 12.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011a. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk nedbørmyr som utvalgt naturtype. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2011-7: 1-72.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011b. Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr). - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2011-3: 1-60.
- Moen, A., Skogen, A., Vorren, K.-D. & Økland, R. H. 2001. Myrvegetasjon. - I Fremstad, E. & Moen, A., red. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser. 2001-4. s. 105-124.
- Mouillot, D., Bellwood, D., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R. & Harmelin-Vivien, M. e. a. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. - *PLOS Biology* 11.
- Mumby, P. J., Chollett, I., Bozec, Y.-M. & Wolff, N. H. 2014. Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management? - *Current Opinion in Ecological Sustainability* 7: 22-27.
- Müller, J. & Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. - *European Journal of Forest Research* 129: 981-992.
- Möllmann, C., Folke, C., Edwards, M. & Conversi, A. 2015. Marine regime shifts around the globe: theory, drivers and impacts. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370.
- Måren, I. E. & Vandvik, V. 2009. Fire and regeneration: the role of seed banks in the dynamics of northern heathlands. - *Journal of Vegetation Science* 20: 871-888.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Arnell, A. P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S. L. L., Hoskins, A. J., Lysenko, I., Phillips, H. R. P., Burton, V. J., Chng, C. W. T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B. I., Whitmee, S., Zhang, H. B., Scharlemann, J. P. W. & Purvis, A. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. - *Science* 353: 288-291.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Borger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Diaz, S., Echeverria-Londono, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C. D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S. L., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., Mace, G. M., Scharlemann, J. P. W. & Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. - *Nature* 520: 45-+.
- Niemann, H., Losekann, T., de Beer, D., Elvert, M., Nadalig, T., Knittel, K., Amann, R., Sauter, E. J., Schluter, M., Klages, M., Foucher, J. P. & Boetius, A. 2006. Novel microbial communities of the Haakon Mosby mud volcano and their role as a methane sink. - *Nature* 443: 854-858.
- Nilsen, J.-E. Ø., Moum, S. O. & Astrup, R. 2010. Indirekte indikatorer - Landsskogtakseringen. - I Nybø, S., red. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010
- Nilsen, L. S. & Moen, A. 2009. Coastal heath vegetation in Central Norway. - *Nordic Journal of Botany* 27: 523-538.
- Nordbakken, J.-F. & Økland, R. H. 2004. Vegetasjonsutvikling på nordre del av Rønnåsmyra naturreservat (Grue, Hedmark) etter gjenfylling av grøfter. - Upubl. notat til Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernadv., 10 s.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. 2011. Kulturmark og boreal hei. - I Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim

- Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. - *Landscape Ecology* 15: 201-218.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M., red. 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker - Landbruksforlaget.
- Nordhagen, R. 1943. Sikkilsdalen og Norges fjellbeiter. En plantesosialogisk monografi. - Bergens Museum Skr. 22, Bergen.
- Norsk klimaservicesenter. 2016. Klimaprofil for Finnmark, <https://www.klimaservicesenteret.no/faces/desktop/article.xhtml?uri=klimaservicesenteret%2Fklimaprofiler>. <https://www.klimaservicesenteret.no/faces/desktop/article.xhtml?uri=klimaservicesenteret%2Fklimaprofiler>. Nedlastet.
- NOU. 2013. Naturens goder - om verdier av økosystemtjenster. - Norges offentlige utredninger 2013:10.
- Nybø, S., red. 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010.
- Nybø, S., Pedersen, B., Skarpaas, O., Aslaksen, I., Bjerke, J. W., Certain, G., Edvardsen, H., Framstad, E., Garnåsjordet, P. A., Granhus, A., Gundersen, H., Henriksen, S., Hovstad, K. A., Jelmert, A., McBride, M., Norderhaug, A., Ottersen, G., Oug, E., Pedersen, H. C., Schartau, A. K., Storaunet, K. O. & Van der Meeren, G. I. 2015. Økologisk rammeverk. - I Pedersen, B. & Nybø, S., red. Naturindeks for Norge. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. s. 1-80.
- OECD. 1994. Environmental indicators. The Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France.
- OECD. 2003. OECD Environmental Indicators. Development, measurement and use. - OECD Reference Paper. OECD, Paris.
- Ohlson, M., Korbøl, A. & Økland, R. H. 2006. The macroscopic charcoal record in forested boreal peatlands in southeast Norway. - *Holocene* 16: 731-741.
- Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K. J. & Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. - *Nature Geoscience* 2: 692-695.
- Ohlson, M., Brown, K. J., Birks, H. J. B., Grytnes, J. A., Hornberg, G., Niklasson, M., Seppä, H. & Bradshaw, R. H. W. 2011. Invasion of Norway spruce diversifies the fire regime in boreal European forests. - *Journal of Ecology* 99: 395-403.
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A. & Bullock, J. M. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. - *Trends in Ecology & Evolution* 30: 673-684.
- Olofsson, J., te Beest, M. & Ericson, L. 2013. Complex biotic interactions drive long-term vegetation dynamics in a subarctic ecosystem. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 368.
- Olsen, B. R., Økland, I. E., Thorseth, I. H., Pedersen, R. B. & Rapp, H. T. 2016. Environmental challenges related to offshore mining and gas hydrate extraction. - Miljødirektoratet rapport, M532.
- OSPAR. 2010. Quality status report 2010. - OSPAR Commission, London.
- Ottersen, G., Postmyr, E. & Irgens, M., red. 2010. Faglig grunnlag for en forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Arealrapport. Fisker og havet 6 - Havforskninginstituttet. 196 s.
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A. & Kull, A. 2016. Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. - *Mires and Peat* 18 artikkel 2: 1-19.
- Pakeman, R. J. & Nolan, A. J. 2009. Setting sustainable grazing levels for heather moorland: a multi-site analysis. - *Journal of Applied Ecology* 46: 363-368.
- Paul, E. A. & Clark, F. E. 1989. Soil microbiology and biochemistry. - Academic Press, San Diego.
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J. L. B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R. F., Ghosn, D., Holten, J. I., Kanka, R., Kazakis, G., Kollar, J., Larsson, P., Moiseev, P., Moiseev, D., Molau, U., Mesa, J. M., Nagy, L., Pelino, G., Púscas, M., Rossi, G., Stanisci, A., Syverhuset, A. O., Theurillat, J. P., Tomaselli, M., Unterluggauer, P., Villar, L., Vittoz, P. & Grabherr, G. 2012. Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. - *Science* 336: 353-355.
- Paulissen, M. P. C. P., van der Ven, P. J. M., Dees, A. J. & Bobbink, R. 2004. Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. - *New Phytologist* 164: 451-458.
- Pavlova, V., Nabe-Nielsen, J., Dietz, R., Sonne, C. & Grimm, V. 2016. Allee effect in polar bears: a potential consequence of polychlorinated biphenyl contamination. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 283: 9.
- Pedersen, B. & Nybø, S., red. 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. 80 s.
- Pedersen, H. C. & Aarrestad, P. A. 2015. Fjell. - I Framstad, E., red. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. s. 39-49.
- Pedersen, H. C., Follestad, A., Gjershaug, J. O. & Nilsen, E. 2015. Statusoversikt for jaktbart småvilt. - NINA Rapport 1178.
- Pedersen, R. B., Rapp, H. T., Thorseth, I. H., Lilley, M. D., Barriga, F., Baumberger, T., Flesland, K., Fonseca, R., Fruh-Green, G. L. & Jorgensen, S. L. 2010. Discovery of a black smoker vent field and vent fauna at the Arctic Mid-Ocean Ridge. - *Nature Communications* 1.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. 2003. Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Quebec: A paleoecological study. - *Ecoscience* 10: 247-257.
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H. M., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D. P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R., Hurr, G., Jetz, W., Karp, D. S., McGeoch, M. A., Obura, D., Onoda, Y., Pettorelli, N., Reyers, B., Sayre, R., Scharlemann, J. P. W., Stuart, S. N., Turak, E., Walpole, M. & Wegmann, M. 2013. Essential Biodiversity Variables, A

- global system of harmonized observation is needed to inform scientist and policy-makers. *Science*. 339: 277-278. - *Science* 339: 277-278.
- Phoenix, G. K. & Bjerke, J. W. 2016. Arctic browning: extreme events and trends reversing arctic greening. - *Global Change Biology* 22: 2960-2.
- Prøsch-Danielsen, L. & Simonsen, A. 2000. Palaeoecological investigations towards the reconstruction of the history of forest clearances and coastal heathlands in south-western Norway. - *Vegetation History and Archaeobotany* 9: 189-204.
- Påhlsson, L. 1984. Vegetasjonstyper i Norden. - Nordiska ministerrådet, Berlings, Arlov.
- Påhlsson, L. 1994. Vegetasjonstyper i Norden. - TemaNord 1994:665, Nordiska ministerrådet. København.
- Ranius, T. & Jonsson, M. 2007. Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study case in spruce forests. - *Journal for Nature Conservation* 15: 120-130.
- Ravolainen, V. T., Bråthen, K. A., Yoccoz, N. G., Nguyen, J. K. & Ims, R. A. 2014. Complementary impacts of small rodents and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. - *Journal of Applied Ecology* 51: 234-241.
- Ravolainen, V. T., Yoccoz, N. G., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Iversen, M. & Gonzalez, V. T. 2010. Additive partitioning of diversity reveals no scale-dependent impacts of large ungulates on the structure of tundra plant communities. - *Ecosystems* 13: 157-170.
- Ravolainen, V. T., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Henden, J. A. & Killengreen, S. T. 2011. Rapid responses of productive Arctic plant communities to exclusion of small and large mammalian herbivores. - *Basic and Applied Ecology* 12: 643-651.
- Reid, E. C., Lancelot, C., Gjeskes, W. W. C., Hagmeier, E. & Weichart, G. 1990. Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: a review. - *Netherlands Journal of Sea Research* 26: 295-331.
- Reid, P., Battle, E., Batten, S. & Brander, K. M. 2000. Impact of fisheries on plankton community structure. - *ICES Journal of Marine Science* 57: 495-502.
- Reid, P. C., Edwards, M., Beaugrand, G., Stevens, D. & Skogen, M. 2003. Periodic changes in the zooplankton of the North Sea during the twentieth century linked to oceanic inflow. - *Fisheries Oceanography* 12: 260-269.
- Reinton, L. 1955. Sæterbruket i Noreg, bd. I. Sætertyper og driftsformer. - Aschehoug & co.
- Reinton, L. 1957. Sæterbruket i Noreg, bd. II. Sætra i haustingsbruket og i matnøytsla elles. - Aschehoug & co.
- Reinton, L. 1961. Sæterbruket i Noreg, bd. III. - Aschehoug & co.
- Reiso, S., Abel, K., Hofton, T. H., Høitomt, T. & Olberg, S. 2011. Åpen kalkmark i Oslofeltet. Innspill til faggrunnlag for handlingsplan. - BioFokus-rapport 2011-44.
- Reiss, H., Degraer, S., Duineveld, G., Kröncke, I., Aldridge, J., Craeymeersch, J., Eggleton, J., Hillewaert, H., Lavaleye, M., Moll, A., Pholmann, T., Rachor, E., Robertson, M., Berghe, E. v., Hoey, G. V. & Rees, H. 2010. Spatial patterns of infauna, epifauna, and demersal fish communities in the North Sea. - *ICES Journal of Marine Science* 67: 278-293.
- Ricketts, T. H., Watson, K. B., Koh, I., Ellis, A. M., Nicholson, C. C., Posner, S., Richardson, L. L. & Sonter, L. J. 2016. Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services. - *Nature Communications* 7: 13106.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K. O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog og miljøforvaltning. - Skogforsk og NINA-NIKU, Oslo.
- Rudd, M. A. 2014. Scientists' perspectives on global ocean research priorities. - *Frontiers in Marine Science* 1: 36.
- Ruddiman, W. F. 2013. The Anthropocene. - *Annual Review of Earth and Planetary Science* 41: 45-68.
- Rybakova, E., Galkin, S., Bergmann, M., Soltwedel, T. & Gebruk, A. 2013. Density and distribution of megafauna at the Hakon Mosby mud volcano (the Barents Sea) based on image analysis. - *Biogeosciences* 10: 3359-3374.
- Rydin, H. & Jeglum, J. K. 2013. *The Biology of Peatlands*. Second Edition. utg. - Oxford University Press, Oxford.
- Sakshaug, E., Johnsen, G. & Kovacs, K. M. 2009a. *Ecosystem Barents Sea*. - Tapir, Trondheim.
- Sakshaug, E., Johnsen, G., Kristiansen, S., von Quillfeldt, C. H., Rey, F., Slagstad, D. & Thingstad, F. 2009b. Phytoplankton and primary production. - I Sakshaug, E., Johnsen, G. & Kovacs, K. M., red. *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press. s. 167-208.
- Scheffer, M., Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H. & Chapin, F. S. 2012. Thresholds for boreal biome transitions. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 21384-21389.
- Schimmel, D., Keller, M., Berukoff, S., Kao, B., Loescher, H., Powell, H., Moore, K. T. D. & Gram, W. 2011. 2011 Science strategy. Enabling continental-scale ecological forecasting. - NEON inc.
- Scholes, R. J. & Biggs, R. 2005. A biodiversity intactness index. - *Nature* 434: 45-49.
- Scott, A. C., Bowman, D. M. J. S., Bond, W. J., Pyne, S. J. & Alexander, M. E. 2014. *Fire on earth: an introduction*. - Wiley-Blackwell.
- Setten, G. & Austrheim, G. 2012. Changes in land use and landscape dynamics in mountains of northern Europe: Challenges for science, management and conservation. - *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8: 287-291.
- Shimmings, P. & Øien, I. J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. - NOF-Rapport 2015-2.
- Sickel, H., Ihse, M., Norderhaug, A. & Sickel, M. 2004. How to monitor semi-natural key habitats and grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas. An aerial photo and GPS method study. - *Landscape and Urban Planning* 67: 67-77.
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C. & Lau, M. K. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. - *Ecological Indicators* 60: 223-230.

- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. - Acta Phytogeographica Suecica 21: 1-299, 2 kart, 32 plansjer.
- Sjörs, H. 1983. Mires of Sweden. - I Gore, A. J. P., red. Mires: Swamp, bog, fen and moor. Regional Studies. Ecosystems of the World 4B. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. s. 69-94.
- Sjörs, H. 1985. Svenska rikkärr: ekologi, dynamik, naturvård. - Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 61: 32-37.
- Skartveit, J. 2009. Det kryp og kravlar i lyngen - dyrelivet i kystlyngheia. - I Nilsen, L. S., red. Naturen. Universitetsforlaget, Bergen. s. 101-112.
- Solem, T. 1994. Age, origin and development of blanket mires in Central Norway. - Norsk Geografisk Tidsskrift 48: 93-98.
- Soulé, M. & Noss, R. 1998. Rewilding and biodiversity as complementary goals for continental conservation. - Wild Earth: 19-28.
- Standish, R. J., Hobbs, R. J., Mayfield, M. M., Bestelmeyer, B. T., Suding, K. N., Battaglia, L. L., Eviner, V., Hawkes, C. V., Temperton, V. M., Cramer, V. A., Harris, J. A., Funk, J. L. & Thomas, P. A. 2014. Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is? - Biological Conservation 177: 43-51.
- Steen, I. H., Dahle, H., Stokke, R., Roalkvam, I., Daae, F. L., Rapp, H. T., Pedersen, R. B. & Thorseth, I. H. 2016. Novel Barite Chimneys at the Loki's Castle Vent Field Shed Light on Key Factors Shaping Microbial Communities and Functions in Hydrothermal Systems. - Frontiers in Microbiology 6.
- Steffen, W., Crutzen, P. J. & McNeill, J. R. 2007. The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature. - Ambio 36: 614-621.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). - Norsk institutt for skog og landskap, Ås. Oppdragsrapport 06/2015.
- Strand, G. H. 2016. Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge. - NIBIO Rapport 2(130).
- Strand, G. H. & Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources, AR18X18 system description. - NIJOS Report 3/2006, Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Strand, G. H. & Bentzen, F. 2017. Arealrepresentativ overvåking av norske verneområder. - NIBIO Rapport 3(8).
- Strann, K. B. & Ims, R. A. 2014. Det særegne dyrelivet. - Ottar 302: 60-67.
- Ståhl, G., Allard, A., Esseen, P. A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., Sundquist, S., Christensen, P., Torell, Å. G., Högström, M., Lagerquist, K., Marklund, L., Nilsson, B. & Inghe, O. 2011. National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS) - scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system. - Environmental Monitoring and Assessment 173: 579-595.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1007.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J. O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. - NINA Rapport 317.
- Swift, T. L. & Hannon, S. J. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. - Biological Reviews 85: 35-53.
- SWIPA. 2017. Snow ice and permafrost in the Arctic: Summary for policymakers. - AMAP-Secretariat.
- Syvtersen, E. E. 1991. Ice algae in the Barents Sea - types of assemblages, origin, fate and role in the ice-edge phytoplankton bloom. - Polar Research 10: 277-287.
- Søgaard, G., Eriksen, R., Astrup, R. & Øyen, B.-H. 2012. Effekter av ulike miljøhensyn på tilgjengelig skogareal og volum i norske skoger. - Rapport fra Skog og landskap, 02/12.
- Søreide, J. E., Leu, E., Berge, J., Graeve, M. & Falk-Petersen, S. 2010. Timing of blooms, algal food quality and Calanus glacialis reproduction and growth in a changing Arctic. - Global Change Biology 16: 3154-3163.
- Tallis, J. H. 1983. Changes in Wetland Communities. - I Gore, A. J. P., red. Mires: Swamp, bog, fen and moor. General Studies. Ecosystems of the World 4A. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. s. 311-348.
- Tandberg, A. H., Rapp, H. T., Schander, C., Vader, W., Sweetman, A. K. & Berge, J. 2011. *Exitomelita signyae* gen. et sp. nov.: a new amphipod from the Arctic Loki Castle vent field with potential gill ectosymbionts. - Polar Biology 35: 705.
- TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. - Earthscan, London & Washington.
- Tikkanen, O. P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. - Annales Zoologici Fennici 43: 373-383.
- Tilman, D., Isbell, F. & Cowles, J. M. 2014. Biodiversity and ecosystem functioning. - Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 45: 471-493.
- Tryterud, E. 2003. Forest fire history in Norway: from fire-disturbed pine forests to fire-free spruce forests. - Ecography 26: 161-170.
- Tunncliffe, V., Embley, R. W., Holden, J. F., Butterfield, D. A., Massoth, G. J. & Juniper, S. K. 1997. Biological colonization of new hydrothermal vents following an eruption on Juan de Fuca Ridge. - Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers 44: 1627-&
- van der Meeren, G., Fossum Pettersen, C. & Brungot, A. L. 2012. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak - Indikatorer for overvåking. Havforskningsinstituttet / Klimag og forurensningsdirektoratet.
- van der Wal, R. & Stien, A. 2014. High-arctic plants like it hot: a long-term investigation of between-year variability in plant biomass. - Ecology 95: 3414-3427.
- Van Dover, C. 2000. The ecology of deep-sea hydrothermal vents. - Princeton University Press, New Jersey.

- van Rooj, W., Aslaksen, I., Burgess, P., Garnåsjordet, P. A. & Mathiesen, S. D. 2017. Ecological change in Arctic regions - a GLOBIO# pilot study of impacts on biodiversity. Glomsrød, S., Duhaime, G. & Aslaksen, I., red. *The Economy of the North 2015*. - Statistics Norway, Oslo-Kongsvinger. s 149-162.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I. E. & Aarrestad, P. A. 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. - *Journal of Applied Ecology* 42: 139-149.
- Vandvik, V., Töpper, J. P., Cook, Z., Daws, M. I., Heegaard, E., Måren, I. E. & Velle, L. G. 2014. Management-driven evolution in a domesticated ecosystem. - *Biology Letters* 10.
- Vangen, O., Sæther, N. H., Norderhaug, A., Holtet, M. G., Holand, Ø., Fimland, E., Sickel, H. & Huftshammer, A. K. 2007. Beitende husdyr i Norge. - Tun forlag.
- Vanreusel, A., Andersen, A. C., Boetius, A., Connelly, D., Cunha, M. R., Decker, C., Hilario, A., Kormas, K. A., Maignien, L., Olu, K., Pachiadaki, M., Ritt, B., Rodrigues, C., Sarrazin, J., Tyler, P., Van Gaever, S. & Vanneste, H. 2009. Biodiversity of Cold Seep Ecosystems Along the European Margins. - *Oceanography* 22: 110-127.
- Velle, L. G. & Vandvik, V. 2014. Succession after prescribed burning in coastal Calluna heathlands along a 340-km latitudinal gradient. - *Journal of Vegetation Science* 25: 546-558.
- Velle, L. G., Nilsen, L. S., Norderhaug, A. & Vandvik, V. 2014. Does prescribed burning result in biotic homogenization of coastal heathlands? - *Global Change Biology* 20: 1429-1440.
- Verhoeven, J. T. A., Kooijman, A. M. & Vanwirdum, G. 1988. Mineralization of N and P along a trophic gradient in a fresh-water mire. - *Biogeochemistry* 6: 31-43.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! - *Oikos* 116: 882-892.
- Virtanen, R., Oksanen, L., Oksanen, T., Cohen, J., Forbes, B. C., Johansen, B., Kayhko, J., Olofsson, J., Pulliainen, J. & Tommervik, H. 2016. Where do the treeless tundra areas of northern highlands fit in the global biome system: toward an ecologically natural subdivision of the tundra biome. - *Ecology and Evolution* 6: 143-158.
- Vogel, G. 2017. Where have all the insects gone? - *Science* 356: 577-579.
- von Quillfeldt, C. H., red. 2002. *Marine verdier i havområdene rundt Svalbard* - Norsk Polarinstitutt, Rapport nr. 118. 100 s.
- von Quillfeldt, C. H. & Dommasnes, A. 2005. Forslag til indikatorer og miljøkvalitetsmål for Barentshavet - Rapport fra et delprosjekt under forvaltningsplanen for Barentshavet. Havforskningsinstituttet / Norsk Polarinstitutt.
- von Quillfeldt, C. H. & Øseth, E. 2016. Klimaendringer på Svalbard - Effekter på naturmangfold og konsekvenser for den fremtidige naturforvaltningen. - Norsk Polarinstitutt Kortrapport 42.
- von Quillfeldt, C. H., Olsen, E., Dommasnes, A. & Vongraven, D. 2009. Integrated ecosystem-based management of the Barents Sea-Lofoten area. - I Sakshaug, E., Johnsen, G. & Kovacs, K. M., red. *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press. s. 545-562.
- Walbridge, M. R. & Navaratnam, J. A. 2006. Phosphorous in boreal peatlands. - I Wieder, R. K. & Vitt, D. H., red. *Boreal peatland ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin. s. 231-258.
- Walker, W. E., Harremoeës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J. P., van Asselt, M. B. A., Janssen, P. & Kraze von Krauss, M. P. 2003. Defining uncertainty; a conceptual basis for uncertainty management in model based decision support. - *Journal of Integrated Assessment* 4: 5-17.
- Wasof, S., Lenoir, J., Aarrestad, P. A., Alsos, I. G., Armbruster, W. S., Austrheim, G., Bakkestuen, V., Birks, H. J. B., Brathen, K. A., Broennimann, O., Brunet, J., Bruun, H. H., Dahlberg, C. J., Diekmann, M., Dullinger, S., Dynesius, M., Ejrnaes, R., Gegout, J. C., Graae, B. J., Grytnes, J. A., Guisan, A., Hylander, K., Jonsdottir, I. S., Kapfer, J., Klanderud, K., Luoto, M., Milbau, A., Moora, M., Nygaard, B., Odland, A., Pauli, H., Ravolainen, V., Reinhardt, S., Sandvik, S. M., Schei, F. H., Speed, J. D. M., Svenning, J. C., Thuiller, W., Tveraaabak, L. U., Vandvik, V., Velle, L. G., Virtanen, R., Vittoz, P., Willner, W., Wohlgemuth, T., Zimmermann, N. E., Zobel, M. & Decocq, G. 2015. Disjunct populations of European vascular plant species keep the same climatic niches. - *Global Ecology and Biogeography* 24: 1401-1412.
- Wehn, S., Holten, J. I. & Karlsen, S. R. 2016. *Norsk fjellnatur - fra kyst til innland, fra sør til nord*. GLORIA-Norge, et overvåkingsprogram for fjellvegetasjon - årsrapport 2014. - NIBIO-rapport 2(11).
- Whigham, D. F. 2009. Global distribution, diversity and human alterations of wetland resources. - I Maltby, E. & Barker, T., red. *The Wetlands Handbook*. Wiley Blackwell, Chichester. s. 43-64.
- Williams, J. W., Jackson, S. T. & Kutzbacht, J. E. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 5738-5742.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J. & Partel, M. 2012. Plant species richness: the world records. - *Journal of Vegetation Science* 23: 796-802.
- Wilson, K. A. & Fitter, A. H. 1984. The role of phosphorus in vegetational differentiation in a small valley mire. - *Journal of Ecology* 72: 463-474.
- Wolkers, H., Lydersen, C., Kovacs, K. M., Burkow, I. & van Bavel, B. 2006a. Accumulation, metabolism, and food-chain transfer of chlorinated and brominated contaminants in subadult white whales (*Delphinapterus leucas*) and Narwhals (*Monodon monoceros*) from Svalbard, Norway. - *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50: 69-78.
- Wolkers, H., van Bavel, B., Ericson, I., Skoglund, E., Kovacs, K. M. & Lydersen, C. 2006b. Congener-specific accumulation and patterns of chlorinated and brominated contaminants in adult male walrus from Svalbard, Norway: Indications for individual-specific prey selection. - *Science of the Total Environment* 370: 70-79.
- Xu, L., Myneni, R. B., Chapin, F. S., Callaghan, T. V., Pinzon, J. E., Tucker, C. J., Zhu, Z., Bi, J., Ciais, P., Tommervik, H., Euskirchen, E. S., Forbes, B. C., Piao, S. L., Anderson, B. T., Ganguly, S., Nemani,

R. R., Goetz, S. J., Beck, P. S. A., Bunn, A. G., Cao, C. & Stroeve, J. C. 2013. Temperature and vegetation seasonality diminishment over northern lands. - *Nature Climate Change* 3: 581-586.

Ødegaard, F., Staverløkk, A., Gjershaug, J. O., Bengtson, R. & Mjelde, A. 2015. Humler i Norge. Kjennetegn, utbredelse og levesett. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

Ødegaard, F., Brandrud, T. E., Hansen, L. O., Hanssen, O., Öberg, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Sandområder - et hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 712.

Ødegaard, F., Brandrud, T. E., Erikstad, L., Evju, M., Fjellberg, A., Gjershaug, J. O. & Often, A. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for sanddynemark. - NINA Rapport 809.

Åström, J., Ødegaard, F., Hanssen, O. & Åström, S. 2017. Endring i leveområder for elvesandjeger og stor elvebreddekkopp ved Gaula. Forekomst og dynamikk av elveører fra 1947 til 2014. - NINA Rapport 1314.

Vedlegg

Vedlegg 1 Mandat for Ekspertråd for økologisk tilstand

Ekspertrådets oppgave vil være å innen 1. juni 2017, med unntak av områder som faller inn under oppfølging av vannforskriften, foreslå naturvitenskapelige indikatorer og kriterier for økologisk tilstand i norske økosystemer som minimum klargjør hva som er "god økologisk tilstand".

Ekspertrådet skal i første omgang foreslå et fagsystem som kan etableres for økosystemer på fylkes-/regionnivå, eller annet faglig basert, hensiktsmessig nivå, med en innretning som er kostnadseffektiv og anvendelig for forvaltningen slik at det kan tas i bruk i forvaltningen innen 2020.

Systemet skal være langt enklere enn systemet som er etablert for oppfølging av vannforskriften. Det skal fokuseres på hva som er god tilstand, og ikke andre klassegrensener. Fagsystemet skal også baseres på et begrenset antall indikatorer som reflekterer økosystemenes struktur- og funksjon og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene.

I økosystemet "Hav" skal utvikling av naturvitenskapelige kriterier for "god økologisk tilstand" foretas som del av arbeidet med forvaltningsplanene. Kriteriene for god økologisk tilstand i økosystem "Hav" skal inngå i et samlet forslag til fagsystem fra Ekspertrådet for økologisk tilstand slik at det kan etableres et helhetlig fagsystem med felles rammeverk for økologisk tilstand i alle økosystemer.

Ekspertrådet skal også gi anbefalinger om hvor ofte tilstanden i de ulike økosystemene bør vurderes og klassifiseres, og peke på hvilken innretning og detaljeringsgrad som bør være et siktemål for et fagsystem på lengre sikt.

Rådets arbeid skal baseres på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling for norske økosystemer, og bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer.

Ekspertrådet skal levere sitt forslag til system til KLD innen 1. juni 2017. Det etableres et sekretariat i NINA for faglig og administrativ bistand til ekspertrådet. Ekspertrådet kan søke bistand fra aktuelle fagmiljøer på spesifikke tema. Representanter fra Miljødirektoratet og andre direktorater deltar som observatører i ekspertrådets møter.

Vedlegg 2 Definisjon av sentrale begreper

DPSIR-modellen: et konseptuelt rammeverk som synliggjør interaksjonene mellom samfunnet og miljøet, inneholder fem komponenter:

- **Drivere (driving forces):** bakenforliggende drivkrefter, som befolkning, økonomi, teknologi, samfunnsstruktur. Begrepet «indirekte drivere» brukes i en del sammenhenger ekvivalent med drivere. I denne rapporten benyttes begrepet «drivere».
- **Påvirkninger (pressures):** de faktiske faktorene som påvirker miljøet, f.eks. utslipp av forsurende stoffer og miljøgifter, arealbruksendringer eller fremmede arter. Begrepet «direkte drivere» benyttes i en del sammenhenger. Foreliggende rapport benytter begrepet «påvirkninger»
- **Tilstand (states):** endringer miljøet som følge av påvirkninger, f.eks. endret luft- eller vannkvalitet, kvalitet eller mengde av ressurser for arter, bestandsnivå for arter eller nivå på andre økosystemkomponenter.
- **Effekt (impacts):** effekt på økosystemers funksjon eller arters levedyktighet. Skillet mellom tilstand og effekt for økosystemer kan være vanskelig, men disse to begrepene kan grovt sett knyttes til økosystemers henholdsvis struktur og funksjon, som samlet kan forstås som «økologisk tilstand» slik Ekspertrådetets mandat er utformet.
- **Forvaltningstiltak («responses»):** kan settes i verk med sikte på å forbedre tilstanden. Tiltakene kan f.eks. rettes mot å endre omfanget av drivere (f.eks. teknologiutvikling), redusere påvirkninger direkte (f.eks. utslipp av svovel til luft) eller forbedre tilstanden (f.eks. kalking av innsjøer, restaurering av forringet natur).

Forvaltningsmål: samfunnets mål for hvilken økologisk tilstand et areal eller økosystem skal ha. Forvaltningsmålet kan være enten høyere, lavere eller lik god økologisk tilstand. Handlingsplanen bruker også begrepet «ønsket tilstand» om forvaltningsmål. (Meld. St. 14 (2015–2016)).

Funksjonelt viktig art: en art hvis bestand har stor betydning for forekomsten av en rekke andre arter, enten i kraft av sin dominans eller i kraft av å være en nøkkelart.

God økologisk tilstand: økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet avviker ikke vesentlig fra referansetilstanden, definert som **intakte økosystemer**. Et velfungerende økosystem, der de naturlige økologiske funksjonene er opprettholdt og de fleste arter og økologiske funksjoner er på plass, vil ha god økologisk tilstand (se økologisk tilstand). God økologisk tilstand er ikke nødvendigvis det samme som naturtilstand (Meld. St. 14 (2015–2016)). Ved god økologisk tilstand er menneskeskapt påvirkning mulig, men ikke i større omfang enn at struktur og funksjon fremdeles ligger nær referansetilstanden. Definisjonen for god økologisk tilstand innebærer at økosystemet enten er så robust at den menneskeskapte påvirkningen ikke endrer tilstanden vesentlig (resistens), eller ved at økosystemets egne interne prosesser lett kan gjenopprette denne tilstanden (resiliens).

Indikator og variabel: En indikator er en egenskap ved et fenomen man er interessert i (f.eks. ønsker å kartlegge eller overvåke). En **variabel** er i utgangspunktet et hvilket som helst kvantitativt eller kvalitativt uttrykk for en gitt egenskap. En operativ indikator må baseres på én eller flere spesifikk(e) variabel(er) som best mulig representerer egenskapen ved fenomenet som er av interesse, eller ved avledning fra slike variabler.

Intakte økosystemer: naturlige eller semi-naturlige økosystem hvor viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt, næringskjeder og stoffsykluser er fullstendige, naturlig forekommende arter utgjør hovedtyngden i hele næringskjeden og er dominerende innenfor alle trofiske nivåer og funksjonelle grupper. Artssammensetning, populasjonsstruktur, og genetisk mangfold av naturlig forekommende arter er et produkt av naturlige endringsprosesser gjennom økosystemets økologiske og evolusjonære historie. I intakte økosystemer er økologisk resistens og resiliens relativt konstant over tid, med naturlig dynamikk. Menneskelig påvirkning kan forekomme, men skal ikke være en gjennomgripende, dominerende, eller være en faktor som endrer strukturer, funksjoner og produktivitet i økosystemet. Dette betyr at effekten av den menneskelige påvirkningen skal være på en skala og i et omfang som ikke i vesentlig grad overskrider effekten av naturlige påvirkningsfaktorer eller dominerende arter i økosystemet (forstyrrelser, topp-predatorer, mm). Videre skal den menneskelige påvirkningen ikke føre til endringer som er raskere eller mer gjennomgripende enn

naturlige påvirkningsfaktorer i økosystemet. I semi-naturlige økosystemer anses de menneskeskapte aktivitetene som definerer naturtypen (eks beite, slått), som en integrert del av økosystemet.

Klassifisering: prosessen som bestemmer den økologiske tilstanden i hver enkelt vannforekomst (i vannforskriften)

Naturtype: «ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster» (Naturmangfoldloven §3).

Nøkkelart: art hvis påvirkning på økosystemfunksjon og diversitet er disproporsjonal med artens mengde i økosystemet. Selv om alle arter samvirker, er interaksjonene mellom noen arter mer gjennomgripende enn andre, slik at dersom artene fjernes fra økosystemet, får det ofte kaskadeeffekter med direkte og indirekte endringer på mer enn ett trofisk nivå, ofte med tap av habitat eller andre arter (Soulé & Noss 1998) (<http://temp.biodiversitya-z.org/content/keystone-species>).

Produktivitet: raten for produksjon av biomasse i et økosystem, uttrykt per areal- og tidsenhet.

Referanseverdi: verdien en indikator ville hatt i referansetilstanden. Tilstanden til en indikator vurderes opp imot referanseverdien. Jo større avvik fra referansetilstanden, jo dårligere tilstand har en indikator.

Referansetilstand: se **Intakte økosystemer**

Robuste økosystemer: Brukes for å omtale økosystemers motstandsdyktighet (resistance) og «resiliens» ved klimaendringer og forstyrrelser. **Motstandsdyktighet** beskriver økosystemets evne til å tåle klimaendringer og naturlige og menneskeskapte forstyrrelser og forbli innenfor en viss tilstand. **Resiliens** beskriver økosystemets evne til å innhente seg etter klimaendringer og naturlige og menneskeskapte forstyrrelser. Selv om begrepene ikke er strengt vitenskapelig definert, er begge begrepene tett knyttet til den økologiske tilstanden og opprettholdelse av økosystemets variasjon, struktur og funksjon. (Meld. St. 14 (2015–2016)).

Robusthet: med robusthet menes økosystemets evne til å vedlikeholde sine karakteristiske egenskaper innen normale grenseverdier under ytre påvirkninger.

Semi-naturlige økosystemer: økosystemer som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebettinget forstyrrelse at økosystemfunksjon, økosystemstruktur og økosystemtjenester endres vesentlig, men uten at systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system (Halvorsen mfl. 2016b). I praksis betyr dette økosystemer som er betinget av lang tids ekstensiv bruk.

Økologisk funksjonsområde: «område - med avgrensning som kan endre seg over tid - som oppfyller en økologisk funksjon for en art, slik som gyteområde, oppvekstområde, larvedriftsområde, vandrings- og trekkruiter, beiteområde, hiområde, myte- eller hårfellingsområde, overnattingsområde, spill- eller parringsområde, trekkvei, yngleområde, overvintringsområde og leveområde» (Naturmangfoldloven §3)

Økologisk tilstand: «Status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer» (Naturmangfoldloven §3).

Økosystem: «mer eller mindre velavgrenset og ensartet natursystem der samfunn av planter, dyr, sopp og mikroorganismer fungerer i samspill innbyrdes og med det ikke-levende miljøet» (Naturmangfoldloven §3).

Økosystemfunksjon: synonymt med begrepet økosystemprosesser, som beskriver iboende egenskaper ved økosystemet som gjør at økosystemet opprettholder sin integritet eller helse (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Økosystemprosesser kan være fysiske, som transport av vann eller sedimenter, eller biologiske, f.eks. fotosyntese, nedbrytning eller beiting. Økosystemfunksjon omfatter også **økologiske funksjonsområder** for arter

Økosystemstruktur: den biofysiske strukturen til et økosystem. Sammensetningen av arter som utgjør strukturen kan variere (TEEB 2010). Omfatter bl.a. sammensetningen av arter, trofisk struktur, fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer, og har biologisk mangfold som en sentral komponent.

Vedlegg 3 Fastsettelse av grenseverdier i vannforskriften

Ann Kristin Schartau, Norsk institutt for naturforskning

Rammeverk for god økologisk tilstand i vann er fastsatt i EUs vanndirektiv og er implementert i Norge gjennom vannforskriften. Vannforskriften (se nærmere omtale i kapittel 2.2.2) opererer med en femtrinnskala for å angi økologisk tilstand: svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig. Arbeidet med å sette konkrete grenseverdier for indikatorer er gitt gjennom veiledere («guidance»), og grenseverdiene er fastsatt i nasjonale utviklingsprosesser i tett samarbeid med en internasjonal interkalibreringsprosess. Arbeidet med å fastsette konkrete grenseverdier har pågått etter at direktivet trådet i kraft.

God økologisk tilstand defineres normativt som mindre avvik fra referansetilstanden: «*Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold*». For hver av de biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementene er det også beskrevet kvalitativt hva som kjennetegner svært god, god og moderat tilstand, for hver enkelt vannkategori.

Klassifiseringen er den prosessen som bestemmer den økologisk tilstanden i hver vannforekomst. Klassifiseringssystemet gir konkrete klassegrenser for en rekke kjemiske, fysiske og biologiske parametere av betydning for miljøforhold. Litt forenklet gjøres klassifiseringen av økologisk tilstand i en vannforekomst ut fra verdiene som er målt for de ulike for de biologiske kvalitetselementene. Referanseverdier og grenseverdier mellom ulike tilstandsklasser varierer mellom vann typer og eventuelt regioner (ikke implementert så langt), fordi vann typene har ulike økologiske forhold.

De viktigste grenseverdiene som settes i vannforskriften, er grensen mellom god og moderat tilstand, ettersom god tilstand representerer miljømålet, og grensen mellom svært god og god tilstand, da denne representerer nedre grense for referansetilstand og dessuten miljømålet for vannforekomster som er i svært god tilstand og der det ikke er ønskelig at tilstanden forringes. Fastsettelse av disse to grenseverdiene følger to ulike prinsipper: typespesifikke referansedata (grensen mellom svært god og god økologisk tilstand) og dose-respons-sammenhenger (alle øvrige grenseverdier).

Grenseverdien **svært god/god økologisk tilstand** fastsettes med basis i typespesifikk referansetilstand. De viktigste metodene for etablering av referansetilstand omfatter:

- 1) Romlige referansedata fra upåvirkede overvåkingslokaliteter
- 2) Historiske referansedata inkludert paleolimnologiske data
- 3) Prediktiv modellering
- 4) Kombinasjon av metodene nevnt over (inkluderer også ekspertvurderinger).

For identifisering og utvelgelse av referansedata brukes uavhengige kriterier som enten er relatert til påvirkninger (foretrekkes), eller abiotiske parametere som er sterkt koblet til påvirkninger. I Norge er det ikke etablert noe nasjonalt kriteriesett for identifisering av referanselokaliteter/-data. I forbindelse

med det europeiske interkalibreringsarbeidet har Norge, i likhet med de øvrige landene, benyttet et sett nasjonale kriterier som kan variere noe mellom kvalitetselementer (for eksempel planteplankton og bunndyr) og mellom ulike vannkategorier (for eksempel innsjø og elv).

Grenseverdien **god/moderat økologisk tilstand** representerer miljømålet. Grenseverdien fastsettes med basis i dose-responsammenhenger. Prosedyre for fastsettelse av grenseverdier er beskrevet i Annex IV i «Guidance document No 14 – Guidance document on the intercalibration process 2008-2011». Alle figurer er hentet herfra. Under beskrives kort trinnene i denne prosedyren.

Trinn 1:

Identifiser kriterier for fastsettelse av typespesifikk referansetilstand (inkludert referanseverdi og grenseverdien svært god/god økologisk tilstand).

Den videre prosedyren for trinn 1 er ikke presentert her, da fokus er på fastsettelse av grenseverdien god/moderat økologisk tilstand.

Trinn 2:

1) Beskriv hvordan det biologiske kvalitetselementet forventes å respondere med økende belastningsnivå for én spesifikk påvirkning eller kombinasjon av påvirkninger, der påvirkningen kan være representert ved en abiotisk responsvariabel.

2) Relater denne beskrivelsen til de normative definisjonene av tilstandsklasser og klassegrenser.

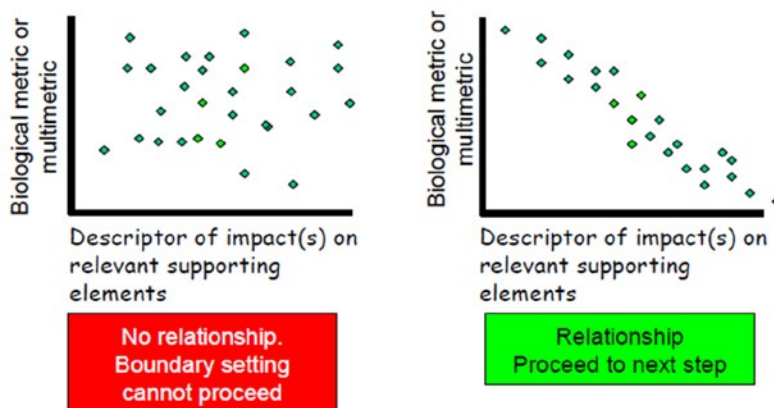
- Spesifiser den relevante påvirkningen eller kombinasjon av påvirkninger og tilhørende effekt på abiotiske responsvariabler (fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere).
- Spesifiser hvilket biologiske kvalitetselement som vurderes.
- Beskriv, i form av en konseptuell modell, hvordan det biologiske kvalitetselementet (f.planteplankton i innsjø eller fisk i elv) forventes å respondere med økende belastningsnivå representert ved den abiotiske responsvariabelen (f.eks. total fosfor som respons på økende næringssaltbelastning og pH som respons på forsuring). Den konseptuelle modellen må utvikles slik at den setter fokus på viktige endringer i økosystemets struktur og funksjon som en følge av økende menneskeskapt påvirkning.
- Beskriv de biologiske forholdene ved svært god, god og moderat økologisk tilstand basert på de normative definisjonene og den konseptuelle modellen.

Trinn 3:

Velg egnede parametere (indikatorer) for den aktuelle organismegruppen, vurder om parameteren responderer på påvirkningsgradienten, fastsett referanseverdien for parameteren.

- Velg en parameter som er representativ for den aktuelle organismegruppens respons på en gitt påvirkning. Eksempel på en slik parameter kan være 'mengde av blågrønnbakterier' som antas å være representativ for effekten av påvirkningen næringssaltbelastning på organismegruppen planteplankton.

- Identifiser en parameter (eller sammensatt parameter) som er representativ for den aktuelle påvirkningen eller kombinasjon av påvirkninger. For eksempel kan parameteren 'Total fosfor' antas å være representativ for påvirkningen næringssaltbelastning.
- Sjekk om den biologiske parameteren responderer på endringer i miljøbelastning langs hele påvirkningsgradienten (minimum en del av gradienten som antas å dekke svært god/god/moderat økologisk tilstand, dvs. moderat til liten belastning).
- Sammenstill sammenlignbare data fra et utvalg lokaliteter som dekker varierende belastningsnivå inkludert referansetilstand.
- Dersom dose-responsammenheng kan påvises (se høyre figur nedenfor), fastsett referansetilstand og grenseverdien svært god/god som beskrevet i trinn 1, og forsett til trinn 4.
- Dersom den biologiske parameteren ikke viser noen respons på endringer i belastningsnivået, a) vurder bruk av en annen biologisk parameter¹, b) sjekk om datakvaliteten er tilstrekkelig god, c) sjekk om påvirkningsgradienten er riktig definert.

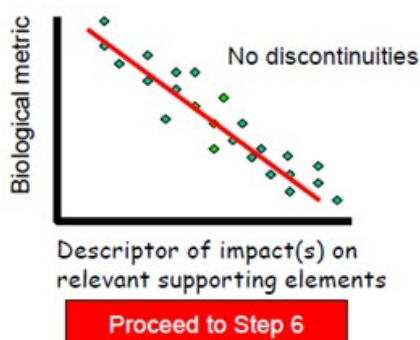
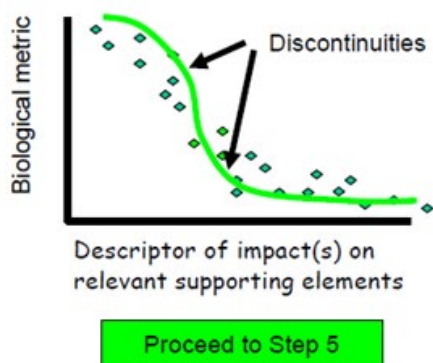


Trinn 4:

Identifiser om det er diskontinuitet i sammenhengen mellom den biologiske responsparameteren og påvirkningsgradienten.

- Dersom det er klare diskontinuiteter i sammenhengen mellom den biologiske responsparameteren og påvirkningsgradienten i datasettet (se venstre figur nedenfor), spesifiser hvordan verdiene som representerer den biologiske responsparameteren i slike knekkpunkter, kan avledes av dataene og forsett til trinn 5.
- Dersom diskontinuiteter mangler (se høyre figur nedenfor), fortsett til trinn 6.

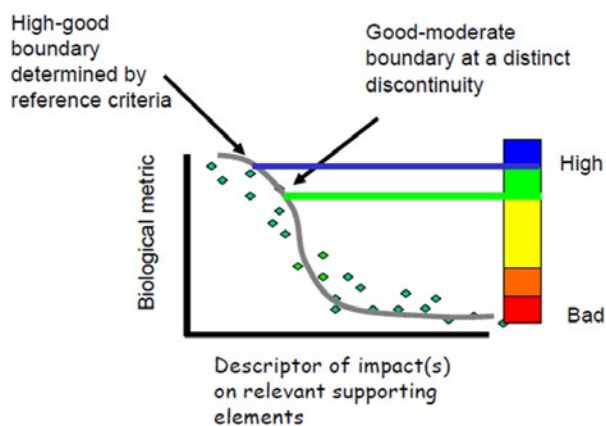
¹ Biologiske indikatorer som viser svak respons på den aktuelle påvirkningen, enten som en følge av stor naturlig variasjon eller fordi indikatoren er lite følsom, bør ikke benyttes for å fastsette grenseverdier.



Trinn 5:

Fastsett om diskontinuiteten representerer grensen mellom to tilstandsklasser, alternativt midtpunktet i en klasse.

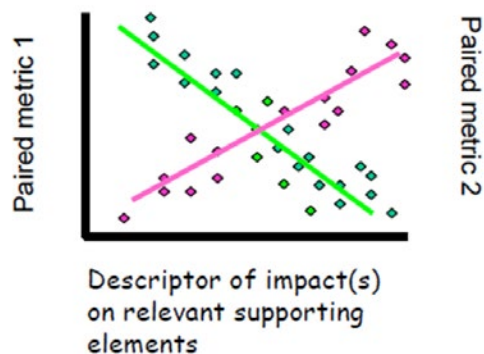
- Fastsett om knekkpunktet representerer klassegrensen eller midtpunktet i en klasse, og identifiser hvilke tilstandsklasser som knekkpunktet relaterer seg til. Dette gjøres ved å sammenligne verdiene for den biologiske parameteren (knekkpunktet og endringer rundt dette) med de normative definisjonene for tilstandsklassene og klassegrensene.
- Begrunn avgjørelsen, og fastsett verdien for den biologiske parameteren ved de aktuelle klassegrensene.
- Spesifiser hvordan det tas hensyn til usikkerhet i estimering av knekkpunktene ved fastsettelse av klassegrensene.



Trinn 6:

Vurder om det er mulig å bruke to ulike biologiske responsparametere for å fastsette grensen mellom tilstandsklasser, alternativt midtpunktet i en klasse.

- Velg to egnede parametere basert på analysen beskrevet i trinn 2.
- Eksempel 1: Analysen viser at to biologiske parametere responderer forskjellig på samme påvirkning, for eksempel % følsomme taks versus % tolerante taks relatert til en gitt påvirkning (se figur nedenfor).

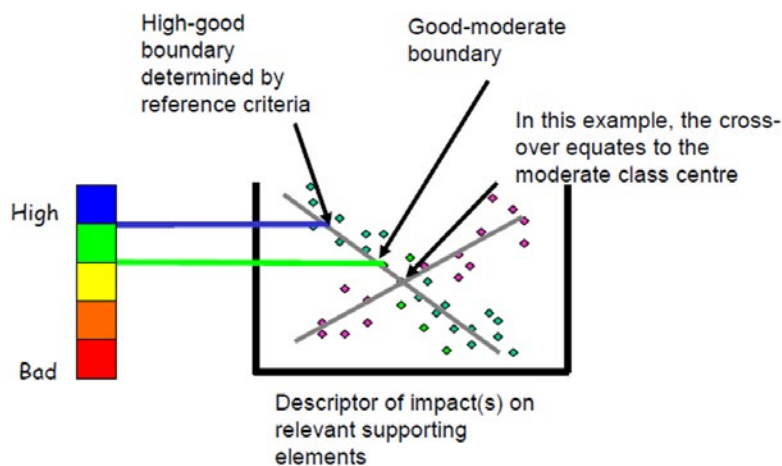


- Eksempel 2: Analysen indikerer sekundære effekter av påvirkningen etter hvert som den primære biologiske parameteren blir mer påvirket, for eksempel økning i mengden av planteplankton (gitt ved rød linje i figuren nedenfor) fører til redusert mengde av vannplanter (stiplet linje) med økende næringssaltbelastning. Studer sammenhengen mellom parameterparet (to relevante biologiske responsparametere).
- Dersom det er en økologisk relevant sammenheng mellom parameterne, forsett til trinn 7.
- Dersom det ikke er en slik sammenheng, vurder om det er mulig å forbedre datagrunnlaget for de biologiske parameterne. Dersom dette ikke gir en bedre sammenheng, fortsett til trinn 8.

Trinn 7:

Fastsett om verdier gitt av analysen over (sammenhengen mellom parameterpar) representerer klassegrenser eller midtpunktet i en klasse.

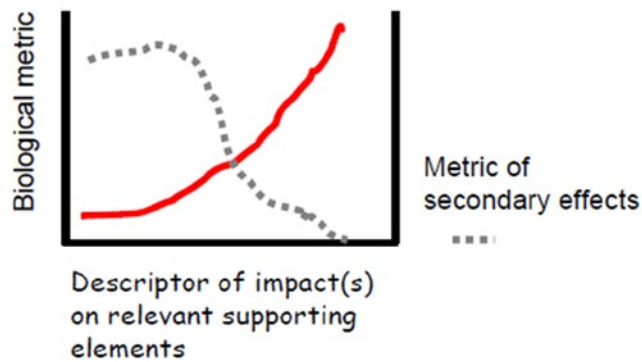
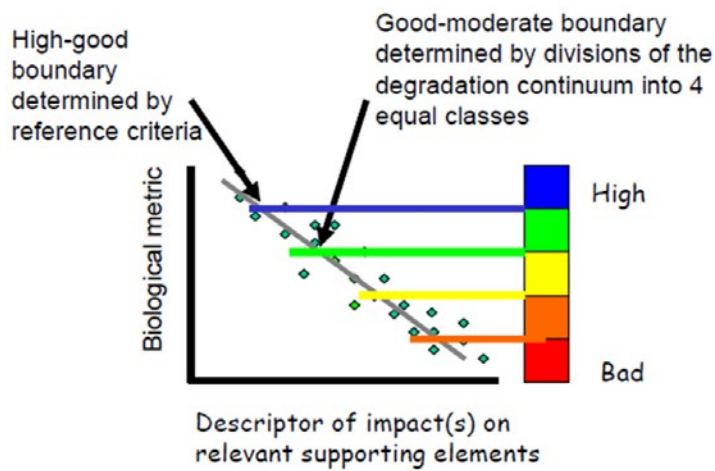
- Fastsett om de avledede verdiene representerer klassegrensen eller midtpunktet i en klasse, og identifiser hvilke tilstandsklasser som verdiene relaterer seg til. Dette gjøres ved å sammenligne de biologiske dataene med de normative definisjonene for tilstandsklassene og klassegrensene.
- Spesifiser hvordan disse verdiene er brukt for å fastsette klassegrensen god/moderat økologisk tilstand.
- Spesifiser hvordan det tas hensyn til usikkerhet i estimering av verdier som representerer parameterpar ved fastsettelse av klassegrensene.



Trinn 8:

Fastsettelse av klassegrenser dersom knekkpunkter (trinn 5) eller parameterpar (trinn 6) ikke kan brukes.

- Påvirkningsgradienten, med unntak av svært god tilstand som defineres ved hjelp av andre kriterier, deles inn i fire like brede klasser (se figur nedenfor). Må justeres dersom ikke hele påvirkningsgradienten er representert.
- Verdiene for den biologiske responsparameteren ved hhv. svært god/god- og god/moderat-klassegrensen sammenlignes med de normative definisjonene (se trinn 2).
- Revider klassegrensene inntil verdier som representerer god og moderat økologisk tilstand, er konsistente med de normative definisjonene for disse klassene.



Vedlegg 4 Definisjoner og avgrensning av våtmark

Anders Lyngstad, NTNU Vitenskapsmuseet

Som en del av arbeidet med hovedøkosystemet våtmark, ble det gjort en gjennomgang av litteratur for å gi en oversikt over avgrensinger og et utvalg aktuelle definisjoner. Et oppsummerende notat gjengis her.

I Ramsarkonvensjonen (Final Act, Annex 1, Article 1) finner vi den internasjonalt mest brukte (Whigham 2009: 43) definisjonen på våtmark: « (...) wetlands are areas of marsh, fen, peatland or water, whether natural or artificial, permanent or temporary, with water that is static or flowing, fresh, brackish or salt, including areas of marine water the depth of which at low tide does not exceed six metres». Her tolkes våtmarkbegrepet svært vidt, og det er lagt vekt på tilgjengelighet av vatn, mens vegetasjonens sammensetning og jordsmonnets beskaffenhet ikke nevnes. Ramsarkonvensjonens definisjon var nok utgangspunktet i bl.a. arbeidet med verneplaner for våtmark i Norge. Her ble det brukt en pragmatisk tilnærming til begrepet våtmark: «Som våtmarker kan vi regne: Myrer av alle slag; Tjern, grunne småvann og vegetasjonsrike innsjøer; Sumpområder; Deltaområder; Strandenger; Grunne bukter og vik; Grunne sjøområder langs kysten» (Miljøverndepartementet 1976).

I forbindelse med håndtering og rapportering av klimagassfluks i våtmark bruker IPCC følgende definisjon: «Wetlands include any land that is covered or saturated by water for all or part of the year, and that does not fall into the Forest Land, Cropland, or Grassland categories» (Blain mfl. 2006). Her er det altså valgt en pragmatisk tilnærming der våtmark er vidt definert som landområder som dekkes av vatn eller er vassmetta i det minste i en del av året, men som ikke faller inn under IPCCs definisjoner av skog, dyrkamark eller beitemark.

Disse to definisjonene (Ramsar og IPCC) mener jeg er for vide for vårt formål. Ramsarkonvensjonens definisjon vil for eksempel omfatte natur som i NiN 2.1 klassifiseres til både saltvannsbunnsystemer, ferskvannsbunnsystemer, våtmarkssystemer, marine vannmasser og limniske vannmasser.

Keddy (2010) og Mitsch & Gosselink (2015) diskuterer definisjoner av våtmark («wetlands»). Både Keddy (2010: 34) og Mitsch & Gosselink (2015: 36) skiller mellom definisjoner som er egnet for henholdsvis forskere og forvaltere. Vitenskapelige definisjoner kan sees som redskaper for å analysere naturen, mens forvaltere trenger juridisk bindende definisjoner. Noe av vanskene med å gi én definisjon på våtmark skyldes altså at definisjonene er lagd av og for ulike grupper. Keddys (2010) definisjon av våtmark er vid: «(...) an ecosystem that arises when inundation by water produces soils dominated by anaerobic processes, which, in turn, forces the biota, particularly rooted plants, to adapt to flooding». Her legges det vekt på de kjemiske og fysiske prosessene, og vegetasjonen inkluderes som et produkt av disse. Mitsch & Gosselink (2015: 26) skriver at våtmark bør defineres ut fra vitenskapelige kriterier, mens forvaltning av våtmark (ut fra den definisjonen man velger) er et politisk spørsmål. Videre skriver de at å definere våtmark er vanskelig fordi våtmarkene er en del av en kontinuerlig gradient fra fastmark til åpent vatn, og det er vanskelig å si hvor grensene går mellom våtmark og både tørrere og våtere økosystemer langs denne gradienten. De viser til flere mulige definisjoner, men for økologiske studier framhever de Cowardin mfl. (1979): «Wetlands are lands transitional between terrestrial and aquatic systems where the water table is usually at or near the surface or the land is covered by shallow water. (...) Wetlands must have one or more of the following three attributes: (1) at least periodically, the land supports predominantly hydrophytes; (2) the substrate is predominantly undrained hydric soil; and (3) the substrate is nonsoil and is saturated with water or covered by shallow water at some time during the growing season of each year.» Det legges her vekt på både vatn, vegetasjon og jordsmonn i en svært lang og omfattende definisjon. Både Keddy (2010) og Mitsch & Gosselink (2015) har et nord-amerikansk perspektiv på våtmark.

I den europeiske myrboka (Joosten mfl. 2017) defineres våtmark slik: «An area that is inundated or saturated by water at a frequency and duration sufficient to support a prevalence of vegetation typically adapted for life in saturated soil conditions». Rydin & Jeglum (2013: 320) definerer våtmark som «Land with the water table near the surface. Inundation lasts for such a large part of the year that the dominant organisms must be adapted to wet and reducing conditions. Includes shore, marsh, swamp, fen, and bog.» I NiN 2.1 defineres våtmark som «mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær

markoverflaten, eller med så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettete forhold eller som krever god og stabil vanntilgang forekommer rikelig» (Halvorsen mfl. 2016b: 140).

Mitsch & Gosselink (2015: 31) framhever tre faktorer (og samspillet mellom dem) som viktige i våtmark: Hydrologi, fysisk og kjemisk miljø (physiochemical environment) og biota. Whigham (2009: 43-44) nevner tre avgjørende elementer for å definere våtmark: Hydrologi, vegetasjon og substrat. Definisjonene over (Cowardin mfl. 1979, Keddy 2010, Rydin & Jeglum 2013, Halvorsen mfl. 2016b, Joosten mfl. 2017) legger noe ulik vekt på ulike deler, men de inkluderer alle (eksplisitt eller implisitt) disse faktorene. Definisjonene hos Rydin & Jeglum (2013), Halvorsen mfl. (2016b) og Joosten mfl. (2017) er innholdsmessig ganske like.

I norsk naturforvaltning er det i dag inndeling av natur etter NiN-systemet som er mest aktuelt. Våtmark i NiN 1 (Halvorsen mfl. 2009) omfatter myr, kilde og arktisk-alpin grunn våtmark, og i arbeidet med rødlista for naturtyper ble våtmark definert etter NiN 1 (Moen & Øien 2011). I Naturindeks (Pedersen & Nybø 2015: 23) defineres våtmark slik: «Våtmark omfatter myr og kilde (jf. NiN 2) både ovenfor og nedenfor skoggrensa.» Arealkartlegging etter NiN er i gang, og NiN 2.1 legges til grunn i et pågående arbeid med utvikling av nye faktaark for naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse (Evju mfl. 2017). I ekspertrådets arbeid skal vi også legge NiN til grunn. En nasjonal utredning om økosystemtjenester fra våtmark går parallelt med ekspertrådarbeidet, og våtmark skal der «(...) avgrenses på samme måte som i arbeidet med å fastsette god økologisk tilstand i norske økosystemer».

I NiN 2.1 trekkes grensen mellom vannsystemer (salt- og ferskvann) og landsystemer der det er dekning av vatn 50 % av tida (Halvorsen mfl. 2016b: 51). Skillet mellom fastmark og våtmark (i landsystemer) defineres av at grunnvannsspeilet skal være i eller nær markoverflata gjennom størstedelen av året i våtmarkssystemer (NiN 1; Halvorsen mfl. 2009: 187). Våtmarkssystemer i NiN 2.1 omfatter V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark, V3 Nedbørsmyr, V4 Kaldkilde, V5 Varm kilde, V6 Våtsnøleie og snøleiekilde, V7 Arktisk permafrost-våtmark, V8 Strandsumpskogsmark, V9 Semi-naturlig myr, V10 Semi-naturlig våteng, V11 Torvtak, V12 Grøftet torvmark og V13 Ny våtmark (Halvorsen mfl. 2016b: 51).

Vedlegg 5 Samlet oversikt over indikatorer

Oversikt over indikatorer foreslått i fagsystemet , fordelt på hovedøkosystem og nivå 2-økosystemer. Egenskap refererer til hvilken av de sju egenskapene som indikatoren representerer når økosystemet er i god økologisk tilstand (se kap. 3.4). De viktigste påvirkningsfaktorene er angitt. Merknadsfeltet inkluderer begrunnelse for indikatorens relevans, detaljer om datakilder, påvirkningsfaktorer, metoder for innsamling m.m. Videre spesifiseres sammenheng med økologisk tilstand (positiv – jo høyere verdi jo bedre for økologisk tilstand, negativ – jo høyere verdi jo dårligere for økologisk tilstand, begge deler – indikatorverdien har positiv eller negativ innvirkning på økologisk tilstand avhengig av hvor mye det er av den , vet ikke), metode for datainnsamling (feltinventering, fjernmåling, eksisterende databaser) og datakilde . De siste kolonnene synliggjør om indikatoren er inkludert i naturindeks, havforvaltningsplanene og Natur i Norge (1 = ja, og brukes på samme måte her, 2 = ja, men må videreutvikles, 3 = nei), og om indikatoren bør inngå i AKO (arealrepresentativ kartlegging og overvåking av terrestriske naturtyper etter NiN) (ja, nei, vet ikke, ikke relevant).

Indikatorene er sortert i to tabeller basert på kolonnen «Klar til bruk».

Vedlegg 5a viser indikatorer som er klare til bruk (1: data finnes og indikatoren er klar til bruk) eller der data finnes men noe videreutvikling er nødvendig (2: data finnes, men må videreutvikles før indikatoren kan tas i bruk). Referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand er imidlertid ikke satt for indikatorene som er klare til bruk.

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Skog	Skog	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Bestandsnivå av elg, hjort, rådyr	Beskatning		Begge deler	Eksisterende databaser	1	Hjortviltovervåking	1	3	3	Nei
Skog	Skog	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Bestandsnivå av ulv, bjørn, gaupe	Beskatning		Positiv	Eksisterende databaser	1	Rovdata	1	3	3	Nei
Skog	Skog	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Mengde av rogn, osp, selje	Arealbruk (skogbruk)	Eventuelt andre beitefølsomme arter	Positiv	Eksisterende databaser	1	Landsskog	2	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper	Treslagsfordeling	Arealbruk (skogbruk)	Gran, furu, boreal løv, edelløv, uklart hvordan indikatoren kan representere en fordeling.	Begge deler	Eksisterende databaser	2	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde død ved >20 cm i diameter på areal i tidlig suksjonsfase (m ³ /ha)	Arealbruk (skogbruk)	Dødved-dimensjon målt ved tykkeste ende.	Positiv	Eksisterende databaser	1	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde død ved totalt (m ³ /ha)	Arealbruk (skogbruk)		Positiv	Eksisterende databaser	1	Landsskog	2	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde grov (>30 cm i diameter) død ved (liggende, stående) (m ³ /ha)	Arealbruk (skogbruk)	Dødved-dimensjon målt ved tykkeste ende.	Positiv	Eksisterende databaser	1	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde mye nedbrutt (liggende) død ved (m ³ /ha)	Arealbruk (skogbruk)		Positiv	Eksisterende databaser	1	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde store/gamle/hule løvtrær (ant./ha)	Arealbruk (skogbruk)	Eventuelt skille på treslag og store vs hule.	Positiv	Eksisterende databaser	2	Landsskog, overvåking av hule eiker	3	3	2	Vet ikke

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainns- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde/andel brent skog	Arealbruk (skog- bruk)	Landsskog registrerer skader siste 5 år; må avklares hvor langt tilbake i tid det finnes areal- data for brent skog; lite relevant for edelløvsog og boreal løvskog.	Positiv	Eksisterende databaser	2	Landsskog?	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde/andel skog drept av insektangrep (barkbiller, bjørkemålere)	Klimaendringer	Landsskog registrerer skader siste 5 år; mest relevant for fjellbjørkeskog (bjørkemålere), muligens også barskog (barkbiller); et visst nivå forventes i intakte skogøkosystemer, men klima- endringer vil trolig øke frekvens, arealomfang og effekter på økosystemene.	Negativ	Eksisterende databaser, Fjernmåling	2	Landsskog, ny fjernmåling?	3	3	2	Nei
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	INON-areal	Arealbruk (fysiske inngrep)	Påvirkningsindikator.	Positiv	Eksisterende databaser	1	AR5	3	3	3	Nei
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	Konnektivitet av polygoner med biologisk gammel skog	Arealbruk (skog- bruk)	Operativ indikator må avklares; alternativt polygoner av gammel naturskog; Satskog ikke ideell datakilde.	Positiv	Eksisterende databaser, Fjernmåling	2	SatSkog? (etter hvert SR16?)	3	3	3	Nei
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	Mengde/ andel areal med rødlistete naturtyper	Arealbruk (skog- bruk)	Eventuelt naturtyper av særlig stor nasjonalt forvaltningsinteresse; data kan Eventuelt delvis genereres fra Naturbase.	Positiv	Feltinventering	2	ny overvåking (NiN)	3	3	1	Ja
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	Mengde/andel av gammel naturskog	Arealbruk (skog- bruk)	Naturskogsdefinisjonen må avklares ut fra økologisk mening og datagrunnlaget; bør omfatte all ikke-flatehogd skog med karaktertrekk i hovedsak formet av naturgitte økologiske prosesser; merk igangsatt ny metodeutvikling for kartlegging ved fjernmåling.	Positiv	Eksisterende databaser, Fjernmåling	2	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	Mengde/ andel biologisk gammel skog	Arealbruk (skog- bruk)	Aldersgrense justert etter dominerende treslag og bonitet.	Positiv	Eksisterende databaser	1	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	Størrelse på skogpolygoner	Arealbruk (fysiske inngrep)	Påvirkningsindikator.	Positiv	Eksisterende databaser, Fjernmåling	2	AR5 (ev. N50)	3	3	3	Nei
Skog	Skog	Landskapsøkologiske mønstre	Trærnes aldersfordeling	Arealbruk (skog- bruk)	Uklart hvordan indikatoren kan representere en fordeling.	Begge deler	Eksisterende databaser	2	Landsskog	3	3	3	Vet ikke
Skog	Skog	Biologisk mangfold; Funksjonelle grupper	Mengde/andel av nitrogenfølsomme arter vs nitrofile arter	Forurensning	Eutrofiering; antall N-arter, eventuelt biomasse, i henhold til Ellenberg-tall.	Positiv	Eksisterende databaser, Feltinventering	2	Artskart?	3	3	3	Vet ikke

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Skog	Skog	Biologisk mangfold	Mengde/andel kuldetolerante vs varmekjære plantearter	Klimaendringer	Eventuelt også kontinentale vs oseaniske arter; basert på Ellenberg-tall (dermed bare plantearter).	Positiv	Eksisterende databaser, Feltinventering	2	Artskart	3	3	3	Vet ikke
Skog	Skog	Biologisk mangfold	Mengde/andel stedeegne vs fremmede karplantearter	Fremmede arter	Eventuelt andre grupper enn karplanter.	Positiv	Eksisterende databaser, Feltinventering	2	Artskart	3	3	3	Vet ikke
Skog	Skog	Abiotiske forhold	Andel areal uten grøfter	Arealbruk (skogbruk)	Påvirkningsindikator. Usikker relevans for alle skogtyper.	Positiv	Eksisterende databaser, Fjernmåling	2	Landsskog, Lidar?	3	3	2	Vet ikke
Skog	Skog	Abiotiske forhold	C/N-forholdet	Forurensning	Eutrofiering: Eventuelt skogareal med overskridelse av tålegrenser for N; påvirkningsindikator. Neppe representative data for C/N.	Negativ	Eksisterende databaser, Feltinventering	2	NILU-kart	3	3	2	Nei
Skog	Skog	Abiotiske forhold	Ca/Al-forholdet	Forurensning	Forsuring: Eventuelt skogareal med overskridelse av tålegrenser for S; påvirkningsindikator. Neppe representative data for Ca/Al.	Negativ	Eksisterende databaser, Feltinventering	2	NILU-kart	3	3	2	Nei
Fjell	Høyalpin sone	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer	NDVI-indeks	Klimaendring	Økende NDVI-indeks indikerer mer vegetasjon, skal ikke øke.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Satellitt-data, flyfoto	3	3	3	Vet ikke
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funktionelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Fjellrev	Arealbruk; Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Overvåkingsprogrammet for fjellrev, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Heilo	Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	TOV-E, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funktionelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Jerv	Arealbruk; Beskatning; Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Rovdata, NINA	1	3	3	Ja

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Lappspurv	Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	TOV-E, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Lirype	Beskatning; Klima- endring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Hønsfuglportalen, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Rødrev	Arealbruk; Klima- endring	Konkurransen mellom rødrev og fjellrev. Økning av rødrevbestand er uheldig.	Negativ	Eksisterende databaser	1	Rødrevprosjekt med fokus på bevegelse- mønstre, NINA; ECOFUNC, NINA	3	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Villrein	Arealbruk; Beskatning; Klima- endring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Overvåkings- programmet for hjortevilt, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Primærproduksjon; Bio- masse i trofiske nivåer	NDVI-indeks	Arealbruk; Klima- endring	Dess høyere NDVI indeks, dess mer vegetasjon, skal ikke øke.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Satellitt-data, flyfoto, dronfoto	3	3	3	Vet ikke
Fjell	Lavalpin sone	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Dekning av busker og trær	Arealbruk; Klima- endring	Lavalpin sone skal ikke gro igjen med busker og trær.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Satellitt-data, flyfoto, dronfoto , Arealregnskap for utmark (AR18X18)	3	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Lavdekke	Beskatning; Forurensing; Klimaendring	Lavdekke skal ikke avta.	Positiv	Fjernmåling	2,3	Satellitt, flyfoto, dronfoto (AR18X18)	2	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Blåbær	Klimaendring	Blåbær er nøkkelart for lavalpin sone.	Positiv	Fjernmåling	2,3	Flyfoto, dronfoto (AR18X18)	3	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Risbjørk	Klimaendring	Lavalpin sone skal ha velutviklede risbjørk-kratt.	Positiv	Fjernmåling	2,3	Flyfoto, dronfoto (AR18X18)	3	3	3	Ja

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvå- ing (AKO)
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Boltit	Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	TOV-E, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Fjellrev	Arealbruk; Klima- endring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Overvåkingspro- grammet for fjellrev, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Fjelltype	Beskatning; Klima- endring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Hønefuglportalen, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Heilo	Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	TOV-E, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Jerv	Arealbruk; Beskatning; Klima- endring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Rovdata, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Snøspurv	Klimaendring		Positiv	Eksisterende databaser	1	TOV-E, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Villrein	Arealbruk; Beskatning; Klima- endring		Positiv	Eksisterende databaser	1	Overvåkings- programmet for hjørtevilt, NINA	1	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Biologisk mangfold	Analysér av plante-arts- sammenset- ning	Beskatning; Forurensing; Klimaendring	Her kan fastrutene i GLORIA-prosjektet benyttes. Vegetasjonens artssammensetning skal ikke endre karakter, særlig diagnostiske arter.	Begge deler	Feltinvente- ring	1	GLORIA	3	3	3	Nei

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Fjell	Mellomal- pin sone	Abiotiske forhold	Ellenbergs indi- kator verdier	Forurensing; Klimaendring	Basert på vegetasjonsanalyser i GLORIA-feltene. Her benyttes Ellenbergs indikatorverdier for britiske arter basert på Hill mfl. (1999). Lys, fuktighet, surhet, nitrogen.	Begge deler	Feltinventer- ing	1	GLORIA, Basert på analyser av artssammensetning fra ruteanalyser	3	3	3	Nei
Fjell	Mellomal- pin sone	Primærproduksjon; Bio- masse i trofiske nivåer	NDVI-indeks	Arealbruk; Klima- endring	Dess høyere NDVI indeks, dess mer vegetasjon i fjell.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Satellitt-data, flyfoto, dronefoto	3	3	3	Vet ikke
Fjell	Mellomal- pin sone	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Lavdekke	Beskatning; Forurensing; Klimaendring	Lavdekke skal ikke avta.	Positiv	Fjernmåling	2,3	Satellitt, flyfoto, dronefoto (AR18X18)	2	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Dekning av busker	Arealbruk; Klima- endring	Mellomalpin sone skal ikke gro igjen med busker og trær.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Satellitt-data, flyfoto, dronefoto Arealregnskap for utmark (AR18X18)	3	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Blåbær	Klimaendring	Blåbær skal ikke danne tette bestander i mellomalpin sone.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Flyfoto, dronefoto, (AR18X18)	3	3	3	Ja
Fjell	Mellomal- pin sone	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Risbjørk	Klimaendring	Lavalpin sone skal ikke ha velutviklede risbjørk-kratt.	Negativ	Fjernmåling	2,3	Flyfoto, dronefoto, (AR18X18)	3	3	3	Ja
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Primærproduksjon	Karplantesam- funn	Klima	Tilvekst over bakken i tundra av ulike produktivitet; kan spisfiseres til vanlige arter eller funksjonelle grupper. Kan både ha positiv (lenger og varmere vekstsesong) og negativ respons (vinterskade, plantepatogener) til klimaendringer. Feltmålinger må gjøres i herbivoruthegninger for å kunne måle brutto tilvekst.	Positiv og negativ	Feltmålinger	2	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biomasse i trofiske nivåer	Fjellrev	Klima; Arealbruk; Beskatning	Basert på bestandsestimater av ynglende par. Viktigste terrestre predator på Svalbard, responderer på klimaendringer, fangst og turisme på ulike måter og samlet response kan være både positiv og negativ.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	3	3	3	Nei

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biomasse i trofiske nivåer	Herbivore vertebrater	Klima; Beskatning	Basert på bestandsestimater av Svalbardrype, kortnebbgås, hvitkinngås og Svalbardrein. En sammensatt indeks vil ha begrenset verdi, fordi den vil ha stor statistisk usikkerhet og fordi arterne forventes å ha ulike reponser til påvirkninger.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biomasse i trofiske nivåer	Plantesamfunn i mosetundra, fjellrosehei, rabbe og fuglfjellvegetasjon	Klima	Biomasse av alle plantevekstformer over bakken i mosetundra, hei, rabbe, fuglefjellvegetasjon. Kan både ha positiv (lenger og varmere vekstsesong) og negativ respons (vinterskade, plantepatogener, mindre guano) til klimaendringer.	Positiv og negativ	Feltmålinger	2	COAT	3	3	3	Ja
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Funksjonelle grupper	Herbivore vertebrater	Klima; Beskatning	Mengdefordeling basert på bestandsnivåestimer for de 3 gruppene gjeess, Svalbardrein og Svalbardrype både på landskaps- og naturtypenivå. Dette er tre distinkte funksjonelle grupper basert på både respons og effekt-trekk som forventes å reagere forskjellig på klimaendringer.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Funksjonelle grupper	Plantevekstformer i mosetundra, reinrosehei, rabbe, fuglefjellenger	Klima	Sammensetning av ulike funksjonelle grupper definerer ulike tundratyper og bioklimatiske soner; er sensitiv for beitetrykk fra ulike herbivorer. Biomassemålinger i tundra av ulik produktivitet (fokus på mosetundra, reinrosehei, fuglefjellvegetasjon). Kan både ha positiv (lenger og varmere vekstsesong) og negativ respons (vinterskade, herbivori, plantepatogener) til klimaendringer.	Positiv og negativ	Feltmålinger	2	COAT	3	3	2	Ja
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Fjellrev	Klima; Arealbruk; Beskatning	Bestandsnivå, demografi, diett og parasitt-/sykdomsprevalens. Hiovervåking og undersøkelser av fangstet og selvdød rev. Topp-predator og vektor for zoonoser (rabies og dvergbedelmark). Forventes å reagere ulikt og komplekst til klimaendringer avhengig responsen av arter i det terrestre og det marine næringsnettet.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Kortnebbgås	Klima; Beskatning	Bestandsstørrelse og rekruttering. Strukturteiler i overvintringsområdene og hekkebestand. Sterke beiteeffekter på vegetasjon, klimasensitiv bestandsdynamikk	Positive & Negativ	Feltmålinger, database	1	COAT	3	3	3	Nei

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Moser	Klima; Arealbruk	Biomasse mosetundra, hei, rabbe. Viktig for hydrologi og jordtemperatur, sensitiv for beiting av kortnebbgås	Positiv	Feltmålinger og fjermålinger	2	COAT	3	3	2	Ja
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Svalbardrein	Klima; Beskatning	Bestandsnivå, reproduksjon, dødelighet, kroppsvekt/slaktevekt, kroppsvektsmål basert på trukturtellinger, jaktstatistikk og fangst-gjenfangstdata og beiteeffekter i sammenheng med vegetasjonsovervåking. Sterke beiteeffekter på vegetasjon; klima- og beskatningssensitiv bestandsdynamikk. Klimaeffektene forventes å være en kombinasjon påvirkninger i ulike sesonger som gir usikkerhet om forventet fortegn på effektene.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Landskapsøkologiske mønstre	Arealbegrensede naturtype	Klima; Arealbruk; Forurensning	Areal og fordeling av arealbegrensede naturtyper som forventes å være særlig sensitive for klimaendringer og slitasje på vegetasjon med økende turisttrafikk	Positiv	Fjernmålinger	2	COAT	3	3	3	Ja
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Landskapsøkologiske mønstre	Bioklimatiske undersoner A-C	Klima	Geografisk utbredelse og fordeling. Tundra-sone A forventes å være særlig følsom for klimaendringer	Positiv	Fjernmålinger	2	COAT	3	3	2	Ja
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biologisk mangfold	Genetikk fjellrev	Klima; Beskatning	Genetisk variasjon. Genflyt er avhengig av havis og redusert genflyt kan gi mindre genetisk variasjon. Populasjonsgenetikk påvirkes også av fangst.	Positiv	Feltmålinger, database	2	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biologisk mangfold	Genetikk svalbardrein	Klima; Beskatning	Genetisk variasjon. Materiale fra døde dyr over øygruppa. Genflyt er avhengig av havis og breer; genetisk isolasjon forventes å øke med klimaoppvarming.	Postiv	Feltmålinger, database	2	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biologisk mangfold	Plantesamfunn rabbe, kantlynghei	Klima; Forurensning	Artsutskiftingsrater. Forventes endret som resultat av klimaendringer og nitrogenforurensning	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	TOV	3	3	2	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Biologisk mangfold	Svalbardrype	Klima; Beskatning	Bestandsnivå og reproduksjon. Endemisk underart for Svalbard. Klimasensitiv med mulighet for både negative og positive responser.	Positiv	Bestandstelling og jaktstatistikk, satellitt telemetri	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Abiotiske forhold	Albedo	Klima	Direkte klimarelatert via snødekkets utbredelse og varigheter, samt vegetasjonsstruktur og fenologi. Viktig funksjon i klimasystemet. Forventes å avta med klimaoppvarming.	Positiv	Værstasjoner, fjernmåling	1	COAT, SIOS	3	3	3	Nei

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Abiotiske forhold	Areal bar jord	Klima; Arealbruk	Direkte klimarelaterte indikatorer med flere typer økosystemeffekter, viktig for hydrologi og jordtemperatur og dybde aktivt jordlag. Erosjon i forbindelse med permafrostsmelting, overbeiting av gjess og slitasje fra turisme	Positiv og negativ	Feltmålinger og fjermmåling	2	COAT	3	3	2	Vet ikke
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Abiotiske forhold	Permafrost	Klima	Dybde aktivt lag i borehull og fra værstasjoner. Direkte klimarelatert med effekt på hydrologi, jordprosesser og vegetasjon		Feltmålinger	1	COAT, SIOS	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høyarktisk tundra	Abiotiske forhold	Snødekke	Klima	Dybde, morfologi (inkludert islag), sesonglengde. Værstasjoner, snøprofilmålinger, modellering. Direkte klimarelaterte indikatorer med mange typer økosystemeffekter.	Positiv og negativ	Feltmålinger, database	2	COAT, SIOS	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Primærproduksjon	Karplant-samfunn i krattenger, dvergbuskehei, snøleier og skogtundra	Klima	Tilvekst over bakken i krattenger, hei, snøleier og skog-tundra. Kan både ha positiv (lenger og varmere vekstsesong) og negativ respons (vinterskade, plantepatogener) til klimaendringer. Feltmålinger må gjøres i herbivoruthegninger for å kunne måle brutto tilvekst.	Positiv og negativ	Feltmålinger	2	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Biomasse i trofiske nivåer	Alle herbivore vertebrater	Klima; Arealbruk; Beskatning	Basert på bestandsestimater av bjørkemålere, smågnagere, rypere, hare, rein og elg. En sammensatt indeks vil ha begrenset verdi; stor statistisk usikkerhet og artene forventes å ha ulike reponser til påvirkninger.	Positiv og negativ	Feltmålinger, database	1	COAT, Reinbase, FEFO	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Biomasse i trofiske nivåer	Alle karnivore vertebrater	Klima; Arealbruk; Beskatning	Basert på bestandsestimater av fjellrev, rødrev, snømus, røyskatt, jerv, fjelljo, tyvjo, fjellvåk, snøugle, kongeørn, havørn, jaktfalk, kråke og ravn. En sammensatt indeks vil ha begrenset verdi; stor statistisk usikkerhet og artene forventes å ha ulike reponser til påvirkninger.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	2	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Biomasse i trofiske nivåer	Plantevekstformer i snøleier, krattenger, hei og skogtundra	Klima; Arealbruk	Biomasse av alle plantevekstformer over bakken i krattenger, hei, snøleier, skogtundra. Kan både ha positiv (lenger og varmere vekstsesong) og negativ respons (vinterskade, plantepatogener, mindre guano) til klimaendringer.	Positiv og negativ	Feltmålinger og fjermmålinger	1	COAT	3	3	2	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelle grupper	Lemen, gråsidemus og fjellmarkmus	Klima	Mengdefordeling mellom lemen, fjellmarkmus og gråsidemus. Bestandnivåindekser basert på kamerafelledata i kratteng, hei, snøleier. Disse tre dominerende smågnagerartene har forskjellige funksjoner som beitedyr, byttedyr og ulike sensitivitet til klimaendringer.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	1	3	3	Nei

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelle grupper	Plantevekstformer	Klima; Arealbruk	Basert på biomassemålinger av alle vekstformer (=funksjonelle grupper) i kratteng, hei, snøleie, skogtundra. Sammensetning av ulike funksjonelle grupper definerer ulike tundratyper og bioklimastiske soner, og er sensitiv klima og beitetrykk fra ulike herbivorer.	Positiv og negativ	Feltmålinger og fjernmålinger	1	COAT	3	3	2	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelle grupper	Predatorlaug	Klima; Arealbruk; Beskatning	Mengdefordeling mellom ulike predatorlaug ("guilds"). Basert på bestandsindekser for følgende laug; lemenspesialister (snøugle, polarj, fjellrev), smågnagerspesialister (fjelljo, fjellvåk, snømus, røyskatt), rypespesialist (jaktfalk) og generalister (rødrev, jerv, ravn, kråke, kongeørn, havørn). Sammensetningen av disse gruppene både reflekterer og påvirker dynamikken i tundraens næringsnett.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	2	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelle grupper	Små, mellomstore og store herbivore vertebrater	Klima; Arealbruk; Beskatning	Mengdefordeling mellom størrelseskategoriene smågnagere, rype/hare, hjortedyr. Basert på bestandsnivåindekser for små (smågnagere), mellomstore (rype og hare) og store herbivorer (elg, rein). Størrelsesgruppene har vært forskjellig økosystemfunksjon og ulik klimasensitivitet	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	2	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bjørkemålere	Klima	Bestandstetthet, utbruddsdynamikk (frekvens, amplitude, varighet) for fjellbjørkemåler, liten høstmåler og gul frostmåler. Viktigste naturlige forstyrrelsefaktor i skogtundraen; dokumentert spredning av sørlige arter til Øst-Finnmark til dels inn på busktundraen (hei og kratteng). Spredningen er relatert til varmere klima og har store økosystemeffekter.	Negativ	Feltmålinger og fjernmålinger	2	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Fjellbjørk	Klima; Arealbruk	Tetthet, morfologi og geografisk utbredelse. Habitatbyggende/definerende art i skogtundra-økotonen; potensiell spredning til tundra (hei og kratteng), sensitiv til klimaendringer (både direkte og indirekte) og beitetrykk.	Positiv og negativ	Feltmålinger og fjernmålinger	2	COAT	2	3	1	Ja
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Krattdannende busker	Klima; Arealbruk	Struktur og utbredelse vier og dvergbjørk. Krattdannede planter er habitatdannende strukturer for en rekke andre arter, viktige beiteplanter (vier) og responderer på klimaendringer og beitetrykk.	Positiv og negativ	Feltmålinger og fjernmålinger	1	COAT	2	3	3	Ja

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainns- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Lemen	Klima	Populasjonsdynamikk (amplitude, syklisitet, sesongvariasjoner). Bestandindeks fra kame- rafeller. Beiteeffekter fra innhegningsstudier av vegetasjon i snøleier. Flere nøkkelfunksjoner i næringsnettet som fremmer produktivitet og mangfold av alpine/arktiske arter; sensitiv til endringer i vinterklima.	Positiv	Feltmålinger	1	COAT	1	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Reinsdyr	Klima; Arealbruk	Bestandstørrelse, flokkstruktur, arealbruk, migrasjonsmønster fra feltmålinger og database. Beiteeffekter fra innhegningstudier av vegetasjon, Dominerende beitedyr med viktige funksjoner/effekter på vegetasjon og predatorsamfunn; klimasensitiv; forvaltnings- problematikk.	Positiv og negativ	Feltmå- linger, database	1	COAT, Reinbase	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Rødrev	Klima; Arealbruk; Beskatning	Bestandsnivå, demografi, arealbruk og diett ba- sert på viltkameradata og materiale innsamlet gjennom kontrolltiltak. Viktig generalistpredator med økende bestander; reponerer på økende hjortedyrbestander, klimaendringer, befolkning og infrastruktur; gjenstand for bestandsregule- rende forvaltningstiltak i Finnmark.	Negativ	Feltmå- linger, database	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Landskapsøkologiske mønstre	Krattenger	Klima; Arealbruk	Utbredelse og fordeling i landskapet, intern arealfordeling vierkratt/eng. Krattengene er "hotspots" for bioproduksjon og arts mangfold; størrelse og grad av fragmentering av eng/ kratt er viktige prediktorer; responderer på klimaendringer (gjengroing) og beitetrykk (fragmentering).	Positiv og negativ	Feltmålinger og fjerntmå- linger	2	COAT	3	3	1	Ja
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Biologisk mangfold	Artssamfunn dødvred insekter i skogtundra	Klima; Arealbruk	Artsutsiftningsrater. Suksesjon etter popula- sjonsutbrudd av bjørkeskogsmålere.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	2	3	2	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Biologisk mangfold	Artssamfunn fugl i kratteng- er, hei og skogtundra	Klima; Arealbruk	Artsutsiftningsrater. Punktransektmålinger etter hvert erstattet av automatiske akustiske sensorer. Forventet tap av arktiske arter og kolonisering av arter fra sørligere klimasoner med er varmere klima.	Positiv og negativ	Feltmålinger	1	COAT	2	3	2	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Biologisk mangfold	Fjellrev	Klima; Arealbruk	Bestandstørrelse, demografi, genetikk. Kritisk truet i Finnmark; intensivt overvåket/forvaltet.	Positiv	Feltmålinger	1	COAT	1	3	3	Nei

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Abiotiske forhold	Albedo	Klima	Direkte klimarelatert via snødekkets utbredelse og varigheter, samt vegetasjonens struktur og fenologi; viktig funksjon i klimasystemet.	Positiv	Værstasjoner, fjernmåling	1	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Abiotiske forhold	Snødekke	Klima	Dybde, morfologi, sesonglengde. Direkte klimarelaterte indikatorer med mange typer økosystemeffekter.	Positiv og negativ	Værstasjoner, snøprofilmålinger, modellering	2	COAT	3	3	3	Nei
Våtmark	Myr og kilde	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Abiotiske forhold	Busk- og tresjikt	Arealbruk (grøfting)	Økning av busker og trær på grunn av endringer i hydrologi som følge av drenering. Målt med LIDAR. Gjelder hele landet. Gjelder ikke semi-naturlig myr.	Negativ	Fjernmåling	2	LIDAR: Statens kartverk, kommuner og andre forvaltningsenheter	3	3	2	Vet ikke
Våtmark	Myr og kilde	Primærproduksjon	Ellenberg N	Forurensing; Klimaendringer	Nitrogenfall og andre påvirkninger vil gi økning i Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen.	Negativ	Feltinventering	2		3	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Palser	Klimaendringer	Nedgang i forekomst av palser på palsmyr indikerer et varmere klima. Gjelder for palsmyr. Er ikke relevant for hydrologi eller vasskjemi.	Negativ	Fjernmåling	2	Overvåkingsprogrammet for palsmyr	2	3	2	Vet ikke
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Busk- og tresjikt	Arealbruk (opphør av hevd)	Gjengroing med busker og kratt i økende mengde mot kantene. Hovedsakelig vier-arter, dvergbjørk og bjørk. Gjelder for MB-NB. Gjelder for semi-naturlig våtmark.	Negativ	Fjernmåling	2	Flybilder og LIDAR: Statens kartverk, kommuner og andre forvaltningsenheter	3	3	2	Vet ikke
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Primærproduksjon	Ellenberg L	Arealbruk	Gjengroing vil gi en reduksjon i Ellenbergs indikatorverdi for lys.	Positiv	Feltinventering	2		3	3	3	Ja
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Jevn overflate	Arealbruk (opphør av hevd)	Positiv indikator for slått. Gjelder ikke for beite.	Positiv	Fjernmåling	2	Flybilder og LIDAR: Statens kartverk, kommuner og andre forvaltningsenheter	3	3	2	Vet ikke
Våtmark	Sumpskog	Biomasse i trofiske nivåer	Bestandsnivå av elg, hjort, rådyr	Beskatning og hogst (viltforvaltning)		Begge deler	Feltinventering	1	Hjorteviltovervåking	1	3	3	Nei
Våtmark	Sumpskog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde grov (>30 cm i diameter) død ved (liggende, stående) (m ³ /ha)	Arealbruk (skogbruk)	Død ved dimensjon målt ved tykkeste ende.	Positiv	Feltinventering	1	Landsskog	3	3	2	Vet ikke

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Våtmark	Sumpskog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde store/gamle/hule løvtrær (ant./ha)	Arealbruk (skogbruk)	Eventuelt skille på treslag og store vs hule.	Positiv	Feltinventering	2	Landsskog, overvåking av hule eiker	3	3	2	Vet ikke
Våtmark	Sumpskog	Landskapsøkologiske mønstre	Konnektivitet av polygoner med biologisk gammel skog	Arealbruk (skogbruk)	Må avklare hvilke funksjonelle grupper og egnet indikator; eventuelt data fra ny overvåking.	Positiv	Eksisterende databaser, Feltinventering	2	SatSkog? (etter hvert SR16?)	3	3	3	Nei
Våtmark	Sumpskog	Landskapsøkologiske mønstre	Mengde/andel av gammel naturskog	Arealbruk (skogbruk)	Naturskogsdefinisjonen må avklares ut fra økologisk mening og datagrunnlaget; bør omfatte all ikke-flatehogd skog med karaktertrekk i hovedsak formet av naturgitte økologiske prosesser; merk igangsatt ny metodeutvikling for kartlegging ved fjernmåling.	Positiv	Eksisterende databaser, Fjernmåling	2	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Våtmark	Sumpskog	Landskapsøkologiske mønstre	Mengde/andel biologisk gammel skog	Arealbruk (skogbruk)	Aldersgrense justert etter dominerende treslag og bonitet.	Positiv	Feltinventering	1	Landsskog	3	3	2	Vet ikke
Våtmark	Helofytt-sump	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Helofyttbeltet	Arealbruk (vannkraft og annen infrastruktur)	Reduksjon i helofyttbeltets bredde og høyde indikerer hydrologiske endringer. Bør utvikles for inkludering i pågående overvåking av miljøtilstand i vatn.	Begge deler	Fjernmåling	2	Flybilder og LIDAR: Statens kartverk, kommuner og andre forvaltningsenheter	3	3	3	Nei
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beite-/slåttemark med usikker bruksstatus	Arealbruk; Forurensning		Begge deler	Fjernmåling	2	NIBIO (3Q)	3	3	1	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beitemark	Arealbruk; Forurensning		Begge deler	Fjernmåling	2	NIBIO (3Q)	3	3	1	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beitetrykk	Arealbruk	Daa per mordyr. Positiv indikator innenfor tålegrensen.	Positiv	Eksisterende databaser	2	Landbruksstatistikk	3	3	2	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Ellenberg N	Forurensning	Indikerer næringsstatus, høye verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. En del data finnes, men også datamangel.	Negativ	Feltinventering	2	Artslister fra Handlingsplan Slåttemark, 3Q-karplanter, NIN-kartlegginger	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Solblom	Arealbruk; Forurensning	Lavlandsart sør for Trøndelag.	Positiv	Eksisterende databaser	1	artskart, NI	1	3	3	Vet ikke

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Tyngdepunktarter	Arealbruk; Forurensning	Liste utarbeidet under revidering av DN håndbok 13.	Positiv	Eksisterende databaser	2	artskart, Handlingsplan slåttemark, naturbase, NiN kartlegging	3	3	1	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Villeng/grasmark kontinuitet	Arealbruk; Forurensning		Begge deler	Fjernmåling	2	NIBIO (3Q)	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Biomasse i trofiske nivåer; Landskapsøkologiske mønstre	Gulspurv	Arealbruk	Trenger skjotta kantsoner.	Positiv	Feltinventering	1	TOV-E	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Biomasse i trofiske nivåer	Låvesvale	Arealbruk		Positiv	Feltinventering	1	NIBIO (3Q-fugl)/NINA (TOV-E)	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper	Bunnsjiktdeknning	Arealbruk; Forurensning		Positiv	Feltinventering	2	3Q, NiN-kartleggingsprosjekter	3	3	1	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper	Busksjiktdeknning	Arealbruk		Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	2	3Q, NiN-kartleggingsprosjekter	3	3	1	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper	Buskskvett	Arealbruk	Habitat: fuktige enger med busker og høy urtevegetasjon.	Positiv	Feltinventering	1	NIBIO (3Q-fugl)/NINA (TOV-E)	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Dagsommerfugler	Arealbruk	Avhengig av urterike grasmarker.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Ellenberg L	Arealbruk	Indikerer lysforhold, lave verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. Data finnes, men også datamangel.	Positiv	Feltinventering	2	Artslister fra Handlingsplan Slåttemark, 3Q-karplanter, NiN-kartlegginger	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Engtordivel	Arealbruk	Avhengig av husdyrmøkk.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Engvokssopper	Arealbruk; Forurensning	Avhengig av semi-naturlig eng i god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper	Fiolett oljebille	Arealbruk; Forurensning	Avhengig av villbier.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Heipiplerke	Arealbruk; Forurensning	Bakkeruger	Positiv	Feltinventering	1	NIBIO (3Q), TOV-E	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Humler	Arealbruk; Forurensning		Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainns- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Jordtungearter	Arealbruk; Foru- rensning	Avhengig av semi-naturlig eng i god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	1	artskart, NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Køllesopparter	Arealbruk; Foru- rensning	Avhengig av semi-naturlig eng i god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Mnemosyne- sommerfugl	Arealbruk; Foru- rensning		Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Prakttrødspore	Arealbruk; Foru- rensning	På baserik grunn/kalk.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Prestekrage	Arealbruk	Utbredelse: hele landet.	Positiv	Eksisterende databaser	1	artskart, NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mang- fold; Abiotiske forhold	Sanglerke	Arealbruk; Foru- rensning	Responderer negativt på tap av biologisk mang- fold som for eksempel følge av sprøyting.	Positiv	Feltinvente- ring	1	TOV-E	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Storspove	Arealbruk	Sårbar for tidlig slått og høstdyrket åker. Trenger åker og beitemark i nærheten av hverandre.	Positiv	Feltinvente- ring	1	NIBIO (3Q-fugl)/ NINA (TOV-E)	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre	Stær	Arealbruk	Hekker i hulrom.	Positiv	Feltinvente- ring	1	TOV_E	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Svartelista arter	Arealbruk; Foreurensning; Fremmede arter		Negativ	Feltinvente- ring	2	Artskart, skjøt- selsplaner, NiN kartlegging	3	3	1	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper	Tilstand gras og urterik mark	Arealbruk; Foru- rensning	Referansetilstand er god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	2	offisiell landbruks- statistikk, naturbase, NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper	Tresjiktdekn- ing	Arealbruk		Negativ	Feltinven- tering, Fjernmåling	2	3Q, NiN-kartleg- gingsprosjekter	3	3	1	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Vipe	Arealbruk		Positiv	Feltinvente- ring	1	NIBIO (3Q-fugl)/ NINA (TOV-E)	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Landskapsøkologiske mønstre	NI verdi åpent lavland	Arealbruk; Foreurensning; Klimaendringer		Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainns- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Semi- naturlig	Semi-na- turlig eng	Biologisk mangfold	Ellenberg R	Arealbruk	Indikerer pH nivå, lave verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. En del data finnes, men også datamangel.	Positiv	Feltinventering	2	Artslister fra Handlingsplan Slåttemark, 3Q-karplanter, NiN-kartlegginger	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beite-/ slåttemark med usikker bruksstatus	Arealbruk; Forurensning		Begge deler	Fjernmåling	2	NIBIO (3Q)	3	3	1	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beitemark	Arealbruk; Forurensning		Begge deler	Fjernmåling	2	NIBIO (3Q)	3	3	1	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beitetrykk	Arealbruk	Daa per mordyr. Positiv indikator innenfor tålegrensen.	Positiv	Eksisterende databaser	2	Landbruksstatistikk	3	3	2	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Villeng/ grasmark kontinuitet	Arealbruk; Forurensning		Begge deler	Fjernmåling	2	NIBIO (3Q)	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Ellenberg L	Arealbruk	Indikerer lysforhold, lave verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. Data finnes, men også datamangel.	Positiv	Feltinventering	2	Artslister	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Storspove	Arealbruk	Sårbar for tidlig slått og høstdyrket åker. Trenger åker og beitemark i nærheten av hverandre.	Positiv	Feltinventering	1	NIBIO (3Q-fugl)/ NINA (TOV-E)	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Svartelista arter	Arealbruk; Forurensning; Fremmede arter		Negativ	Feltinventering	2	Artskart, skjøtselsplaner, NiN kartlegging	3	3	1	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Vipe	Arealbruk		Positiv	Feltinventering	1	NIBIO (3Q-fugl)/ NINA (TOV-E)	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Landskapsøkologiske mønstre	Ni verdi åpent lavland	Arealbruk; Forurensning; Klimaendringer		Positiv	Eksisterende databaser	1	Ni	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Semi-na- turlig strandeng	Biologisk mangfold	Forekomst av rødlistearter knytta til semi-naturlig strandeng	Arealbruk; Forurensning; Fremmede arter	Strandrødtopp, dverggylden, tusengylden og jordbærkløver.	Positiv	Feltinventering	2	Relativt mange funn i artsobservasjoner og stor affinitet til strandeng.	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper	Beitetrykk	Arealbruk	Daa per mordyr. Positiv indikator innenfor tålegrensen.	Positiv	Eksisterende databaser	2	Landbruksstatistikk	3	3	2	Ja

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Semi- naturlig	Boreal hei	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Ellenberg N	Forensning	Indikerer næringsstatus, høye verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. En del data finnes, men også datamangel.	Negativ	Feltinventering	2	AR 18x18, Ulike kartleggingsprosjekter	3	3	3	Ja
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper	Busksjiktdekning	Arealbruk	Lav dekning av busksjikt har positiv sammenheng med økologisk tilstand.	Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	2	3Q, NiN-kartleggingsprosjekter	3	3	1	Ja
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Dagsommerfugler	Arealbruk	Avhengig av urterike grasmarker.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Ellenberg L	Arealbruk	Indikerer lysforhold, lave verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. Data finnes men også datamangel.	Positiv	Feltinventering	2	AR 18x18, Ulike kartleggingsprosjekter	3	3	3	Ja
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Engtordivel	Arealbruk	Avhengig av husdyrmøkk.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Engvokssopper	Arealbruk; Forensning	Avhengig av semi-naturlig eng i god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper	Fiolett oljebille	Arealbruk; Forensning	Avhengig av villbier.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Heipiplerke	Arealbruk; Forensning	Bakkeruger	Positiv	Feltinventering	1	NIBIO (3Q), TOV-E	3	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Humler	Arealbruk; Forensning		Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Jordtungearter	Arealbruk; Forensning	Avhengig av semi-naturlig eng i god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	1	artskart, NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Køllesopparter	Arealbruk; Forensning	Avhengig av semi-naturlig eng i god hevd.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Praktrødspore	Arealbruk; Forensning	På baserik grunn/kalk.	Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre	Prestekrage	Arealbruk	Utbredelse: hele landet	Positiv	Eksisterende databaser	1	artskart, NI	1	3	3	Vet ikke
Semi- naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre	Stær	Arealbruk	Hekker i hulrom.	Positiv	Feltinventering	1	TOV_E	3	3	3	Vet ikke

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Seminarlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper	Tresjiktdekning	Arealbruk	Lav dekning av tresjikt har positiv sammenheng med økologisk tilstand.	Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	2	NiN-kartleggingsprosjekter, fjernmåling	3	3	1	Ja
Seminarlig	Boreal hei	Landskapsøkologiske mønstre	NI verdi åpent lavland	Arealbruk; Forurensning; Klimaendringer		Positiv	Eksisterende databaser	1	NI	1	3	3	Vet ikke
Seminarlig	Boreal hei	Biologisk mangfold	Ellenberg R	Arealbruk	Indikerer pH nivå, lave verdier har negativ sammenheng med økologisk tilstand. En del data finnes, men også datamangel.	Positiv	Feltinventering	2	AR 18x18, Ulike kartleggingsprosjekter	3	3	3	Ja
Seminarlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Antall daa kystlynghei i hevd	Arealbruk		Positiv	Fjernmåling, Eksisterende databaser	2	Naturbase (Artsdatabanken), landbruksstatistikk, omløpsfotografering, flyfototolkning (IR-foto)	2	3	2	Ja
Seminarlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Beitetrykk	Arealbruk	Daa per mordyr. Beiting er en integrert del av naturtypen. Positiv indikator innenfor tålegrensen.	Positiv	Eksisterende databaser	2	Landbruksstatistikk	3	3	2	Ja
Seminarlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Busker, kratt og trær	Arealbruk	Gjengroing er en indikator for lav eller fraværende hevdintensitet.	Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	2	Omløpsfotografering, feltinventering	3	3	1	Ja
Seminarlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Ellenberg L	Arealbruk	Artssamfunn med generelt høye verdier for Ellenbergs indikator-verdier for lys har positiv sammenheng med økologisk tilstand.	Positiv	Feltinventering	2	Artssamfunnsdata - forskningsgrupper i LyngNett	3	3	3	Ja
Seminarlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Ellenberg N	Forurensning; Klimaendringer	Artssamfunn med generelt lave verdier for Ellenbergs indikator-verdier for nitrogen har positiv sammenheng med økologisk tilstand. Noen arter etter sviing har preferanser for nitrogen.	Negativ	Feltinventering	2	Artssamfunnsdata - forskningsgrupper i LyngNett	3	3	3	Ja

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Seminaturlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Ellenberg R	Arealbruk	Artssamfunn der Ellenbergs indikator-verdier er høyere for pH etter sviing enn før sviing har positiv sammenheng med økologisk tilstand.	Positiv	Feltinventering	2	Artssamfunnsdata - forskningsgrupper i LyngNett	3	3	3	Ja
Seminaturlig	Kystlynghei	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Biologisk mangfold	Svartlista arter	Fremmede arter	Flere svartlistede arter sprer seg i kystlynghei, ikke ønsket.	Negativ	Feltinventering	2	Naturbase, artsobservasjoner, skjøtselsplaner	3	3	1	Ja
Seminaturlig	Kystlynghei	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Bakkerugere	Arealbruk	Flere bakkerugere har åpne lyngheier som viktig habitat.	Positiv	Feltinventering	2	TOV-E, artsdata-banken	3	3	3	Vet ikke
Seminaturlig	Kystlynghei	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Oseaniske/varmekjære arter	Arealbruk	Artssamfunn med tilstedeværelse av oseaniske/varmekjære arter.	Positiv	Feltinventering	2	Artssamfunnsdata - forskningsgrupper i LyngNett	3	3	3	Vet ikke
Seminaturlig	Kystlynghei	Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Rovfugl	Arealbruk	Flere rovfugler har åpne lyngheier som viktig habitat.	Positiv	Feltinventering	2	TOV-E, artsdata-banken	3	3	3	Vet ikke
Seminaturlig	Kystlynghei	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Hubro	Arealbruk	Hubro har kystlynghei som viktig habitat.	Positiv	Feltinventering	1	TOV-E, artsdata-banken	1	3	3	Vet ikke
Seminaturlig	Kystlynghei	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Kystlynghei i naturtype-mosaikk	Arealbruk	Kystlynghei inngår gjerne sammen med andre naturtyper i kystlandskapet og generer viktige verdier sammen.	Positiv	Feltinventering, Fjernmåling	2	Omløpsfotografering, flyfototolkning, 3Q, AR18x18	3	3	2	Ja
Seminaturlig	Kystlynghei	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Svartstrupe	Arealbruk	Svartstrupe har kystlynghei som viktig habitat.	Positiv	Feltinventering	2	TOV-E, artsdata-banken	3	3	3	Vet ikke
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Primærproduksjon	Artssammensetning planteplankton	Klimaendringer	Type planteplankton kan ha stor betydning for beiterne, skifte fra for eksempel kiselalger til små flagellater kan være viktig og har vært observert vest for Svalbard.	Begge deler	Feltinventering	2	Ikke utviklet	3	2	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Barents- havet	Arktisk del av Barents- havet	Primærproduksjon	Biomasse målt som klorofyll a	Klimaendringer	Metoden er omdiskutert, vi har ikke besluttet om den bør brukes her (sterke miljø mener den ikke kan brukes). Klimaendring som påvirkning: mengde is, temperatur, forhold som påvirker stratifisering.	Positiv	Fjernmåling	1	SeaWiFS for 1998 - 2002. MODIS/Aqua fra 2003, se Arrigo K.R. and van Dijken G. (2015). Continued increases in Arctic Ocean primary pro- duction. Progress in Oceanography 136:60-70	3	1	3	Ikke relevant
Barents- havet	Arktisk del av Barents- havet	Primærproduksjon	Isutbredelse	Klimaendringer	Minkende havis gir økt primærproduksjon, viktig indikator for å kunne detektere negativ påvirkning fra andre kilder, angitt som negativt relatert til økologisk tilstand fordi nedgang i mengde havis gir økt primærproduksjon.	Negativ	Fjernmåling	1	National Snow And Ice Data Centre	3	1	3	Ikke relevant
Barents- havet	Arktisk del av Barents- havet	Primærproduksjon	Naturlige påvir- kningsfaktorer	Klimaendringer	Ferskvannstilførsel, dyp på det stabile laget, stabilitet i vannlag, næringssalter, lysforhold, angitt som uavklart forhold til økologisk tilstand fordi det er flere parametre som hver for seg kan være relatert på ulike måter.	Vet ikke	Fjernmåling og feltin- ventering	2	Ikke utviklet direkte	3	3	3	Ikke relevant
Barents- havet	Arktisk del av Barents- havet	Primærproduksjon	Tidspunkt for våroppblom- string	Klimaendringer	Målt med satellitt (klorofyll a). Kan si om noe om grad av match/mismatch med beitere.	Begge deler	Fjernmåling	1	SeaWiFS for 1998 - 2002. MODIS/Aqua fra 2003, se Arrigo K.R. and van Dijken G. (2015). Continued increases in Arctic Ocean primary pro- duction. Progress in Oceanography 136:60-70	3	1	3	Ikke relevant
Barents- havet	Arktisk del av Barents- havet	Biomasse i trofiske nivåer	Fordeling biomasse	Klimaendringer; Beskatning; Foru- rensning; fremme- de arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivå, estimert med data fra økosystemtøktet (marine pattedyr, sjøfugl, fisk, epibenthos og dyreplankton, inkludert geleplankton), økt verdi angir fordeling i retning av referansetilstand.	Positiv	Feltinven- tering	2	Økosystemtøktet for abundansdata, Data over trofisk nivå og kroppsstørrelse hen- tes fra databaser (for eksempel fishbase. org) og litteratur	3	3	3	Ikke relevant
Barents- havet	Arktisk del av Barents- havet	Funksjonelle grupper	Funksjonell diversitetet	Klimaendringer; Beskatning; Foru- rensning; fremme- de arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Målt med metoder utviklet for næringsnettstu- dier og med data på økosystemtøktet, økt verdi angir verdi i retning referanseverdi.	Positiv	Feltinven- tering	2	Økosystemtøktet for abundansdata, da for funksjon fra litteratur	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstørrelse av nordøstatlantisk torsk	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; fremmede arter		Positiv	Feltinventering	1	tokt HI/PINRO	2	1	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstørrelse av polartorsk	Klimaendringer		Positiv	Feltinventering	1	tokt HI/PINRO	2	3	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstørrelse av lodde	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinventering	1	tokt HI/PINRO	2	1	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Isbiota	Klimaendringer	Herunder isalgen Nitzschia, økt verdi angir utvikling i retning referansetilstand.	Positiv	Feltinventering	2	Finnes ikke	3	3	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengde krill	Klimaendringer	Spesielt Thysanoessa.	Positiv	Feltinventering	2	tokt HI/PINRO	3	3	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengdeforhold av Calanus-arter (finmarchicus, glacialis, hyperboreus)	Klimaendringer	Denne indikatoren er utviklet for det sørvestlige Barentshavet og er rapportert på miljøstatus.no, er ennå ikke utviklet for arktisk del av Barentshavet, økt verdi angir økt mengde Calanus glacialis og C. hyperboreus.	Positiv	Feltinventering	2	tokt HI/PINRO	3	2	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Pelagiske amfipoder	Klimaendringer	Særlig Themisto sp., økt verdi angir utvikling i retning referanseverdi.	Positiv	Feltinventering	2	tokt HI/PINRO	3	3	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Landskapsøkologiske mønstre	Isutbredelse	Klimaendringer	Måler størrelse på havis som habitat.	Positiv	Fjernmåling	1	National Snow And Ice Data Centre	3	1	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Landskapsøkologiske mønstre	Områder forstyrret av bunntråling	Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Angir størrelse på områder forstyrret av bunntråling. Kan få med norsk og internasjonal tråling - russiske data blir vanskeligere å få inkludert.	Negativ	Fjernmåling	2	Fiskeridirektoratet	3	2	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Landskapsøkologiske mønstre	Størrelse på temperaturnisjer	Klimaendringer	Algoritmer for temperaturdata må lages. Kan etter det lett oppdateres.	Begge deler	Feltinventering	2	tokt HI/PINRO	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Biologisk mangfold	Endringer i artsforekomster	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Måles som beta-diversitet mellom tidspunkter, må bruke data på arter som registreres med god sikkerhet (fisk over en viss størrelse, store epibentiske arter, sjøfugl, sjøpattedyr).	Negativ	Feltinventering	2	Økosystemtøket	3	3	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Abiotiske forhold	Isutbredelse	Klimaendringer		Negativ	Fjernmåling	1	National Snow And Ice Data Centre	3	1	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Abiotiske forhold	Salinitet	Klimaendringer		Begge deler	Feltinventering	1	tokt HI/PINRO	3	1	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Abiotiske forhold	Strømningsforhold	Klimaendringer		Begge deler	Feltinventering	1		3	1	3	Ikke relevant
Barentshavet	Arktisk del av Barentshavet	Abiotiske forhold	Vanntemperatur	Klimaendringer		Negativ	Feltinventering	1	tokt HI/PINRO	3	1	3	Ikke relevant
Nordsjøen	Nordsjøen	Primærproduksjon	Artssammensetning planteplankton	Klimaendringer; Forurensning		Begge deler	Feltinventering	2	CPR-data	3	2	3	Ikke relevant
Nordsjøen	Nordsjøen	Primærproduksjon	Biomasse målt som klorofyll a	Klimaendringer; Forurensning	Eksisterende indikator, må eventuelt utvikles for andre deler av området enn Torungen-Hirtshals, angitt som negativt relatert til økologisk tilstand fordi økt produksjon er vil være sannsynlig resultat av eutrofiering.	Negativ	Fjernmåling	1	HI-tokt for Torungen - Hirtshalt	3	1	3	Ikke relevant
Nordsjøen	Nordsjøen	Primærproduksjon	Lengde på våroppblomstring	Klimaendringer		Begge deler	Fjernmåling	2	Reposserte satellitt data fra ESA GlobColour prosjektet	3	3	3	Ikke relevant
Nordsjøen	Nordsjøen	Primærproduksjon	Tidspunkt for våroppblomstring	Klimaendringer	Målt med satellitt (klorofyll a). Kan si om noe om grad av match/mismatch med beitere.	Begge deler	Fjernmåling	1	Reposserte satellitt data fra ESA GlobColour prosjektet	3	1	3	Ikke relevant
Nordsjøen	Nordsjøen	Primærproduksjon	Årlig tilvekst av planteplankton	Klimaendringer; Forurensning	Estimert ved hjelp av satellittmålinger av klorofyll a.	Negativ	Fjernmåling	2	Må avklares	3	3	3	Ikke relevant

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- amling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegg- ing og overvåk- ing (AKO)
Nord- sjøen	Nordsjøen	Biomasse i trofiske nivåer	Fordeling biomasse	Klimaendringer; Beskatning; Foru- rensning; fremme- de arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivå for fisk, plankton og eventuelt maneter, økt verdi angir fordeling i retning av referansetil- stand.	Positiv	Feltinvente- ring	2	International Bottom Trawl Survey (IBTS) for fisk, Continuous Plankton Recorders (CPR) for plankton	3	3	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelle grupper	Funksjonell diversitet	Klimaendringer; Beskatning; Foru- rensning; fremme- de arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Funksjonell diversitetet målt med metoder utviklet for næringsnettstudier, økt verdi angir utvikling i retning av referansetilstand.	Positiv	Feltinvente- ring	2	International Bottom Trawl Survey (IBTS) for fisk, Continuous Plankton Recorders (CPR) for plankton, SEAPOP for sjøfugl, Oljeindustriens overvåkings (refe- ransestasjoner) for benthos,	3	3	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstør- relse av hyse	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinvente- ring	1	Tokt HI	1	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstør- relse av makrell	Klimaendringer; Beskatning	Bruker her indikatoren for Norskehavet, fordi det regnes som samme bestanden som Nordsjøen.	Positiv	Feltinvente- ring	1	Tokt HI	1	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestands- størrelse av nordsjøsil	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinvente- ring	1	Tokt HI	1	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstør- relse av NVG-sild	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinvente- ring	1	tokt HI	1	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstør- relse av tobis	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinvente- ring	1	Tokt HI	1	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstør- relse av torsk	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinvente- ring	1	Tokt HI	1	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bestandsstør- relse av sei	Klimaendringer; Beskatning		Positiv	Feltinvente- ring	1	Tokt HI	3	1	3	Ikke relevant
Nord- sjøen	Nordsjøen	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mengdeforhold av Calanus finmarchicus og Calanus helgolandicus	Klimaendringer	Økt verdi angir utvikling i retning dominans av Calanus finmarchicus.	Positiv	Feltinvente- ring	2	CPR	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Nord-sjøen	Nordsjøen	Landskapsøkologiske mønstre	Områder forstyrret av bunntråling	Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Angir størrelse på områder forstyrret av bunntråling, Kan få med norsk og internasjonal tråling - russiske data blir vanskeligere å få inkludert.	Negativ	Fjernmåling	2	VMS-data fra fiskeridirektoratet	3	3	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Landskapsøkologiske mønstre	Størrelse på temperaturnisjer	Klimaendringer	Algoritmer for temperaturdata må lages. Kan etter det lett oppdateres.	Begge deler	Feltinventering	2	Tokt HI	3	3	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Biologisk mangfold	Endringer i artsforekomster	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Måles som beta-diversitet mellom tidspunkter, må bruke data på arter som registreres med god sikkerhet.	Negativ	Feltinventering	2	Fisk: IBTS; Plankton: CPR; Benthos: Oljeindustriens overvåking av benthos (referansestasjoner), ytre stasjoner fra kystovervåking av benthos	3	3	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Abiotiske forhold	Metningshorisont aragonitt	Klimaendringer	Relatert til havforsuring.	Positiv	Feltinventering	2	Undersøkelser av HI, NIVA og UNI rese-arch på oppdrag fra Miljødirektoratet.	3	3	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Abiotiske forhold	pH	Klimaendringer	Relatert til havforsuring.	Negativ	Feltinventering	2	Undersøkelser av HI, NIVA og UNI rese-arch på oppdrag fra Miljødirektoratet.	3	3	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Abiotiske forhold	Salinitet	Klimaendringer		Begge deler	Feltinventering	1	Tokt HI	3	1	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Abiotiske forhold	Strømningsforhold	Klimaendringer		Begge deler	Feltinventering	1	Tokt HI	3	1	3	Ikke relevant
Nord-sjøen	Nordsjøen	Abiotiske forhold	Vanntemperatur	Klimaendringer		Negativ	Feltinventering	1	Tokt HI	3	1	3	Ikke relevant

Vedlegg 5b viser indikatorer som må utvikles når ny overvåking/datainnsamling er på plass (3: data finnes ikke, ny overvåking/datainnsamling er nødvendig).

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainnsamling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Skog	Skog	Biomasse i trofiske nivåer, Funktionelle grupper	Biomasse av primærprodusenter i ulike sjikt (felt, busk, tre)	Arealbruk (skogbruk)	Finnes bare data for tresjiktet; usikkert om det finnes andre metoder for datainnsamling enn feltinventering/ny overvåking.	Begge deler	Feltinventering	3	Ny overvåking	3	3	3	Vet ikke
Skog	Skog	Funksjonelle grupper, Biologisk mangfold	Samfunnsdata for invertebrater med viktige økologiske funksjoner	Arealbruk (skogbruk)	Må avklare hvilke funksjonelle grupper og egnet indikator; eventuelt data fra ny overvåking.	Positiv	Eksisterende databaser, Feltinventering	3	Artskart	3	3	3	Vet ikke
Skog	Skog	Biologisk mangfold	Forekomster av regionaliserte "forventningssamfunn" for lav, insekter, sopp	Arealbruk (skogbruk)	Det vil si skogarter av stor nasjonal forvaltningsinteresse; NB problemer med representativitet av Artskart-data.	Positiv	Eksisterende databaser, Feltinventering	3	Artskart	3	3	3	Nei
Fjell	Lavalpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Smågnagere	Klimaendring	TOV utvides til fjell; Ny overvåking.	Positiv	Feltinventering	3	TOV, NINA	2	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Biologisk mangfold	Analyser av plante-artssammensetning	Beskatning; Forurensing; Klimaendring	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Vegetasjonens artssammensetning skal ikke endre karakter, særlig diagnostiske arter.	Positiv	Feltinventering	3	(AR18X18), ruteanalyser	3	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Abiotiske forhold	Ellenberg's indikator verdier	Forurensing; Klimaendring	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Her benyttes Ellenberg's indikatorverdier for britiske arter basert på Hill mfl. (1999). Lys, fuktighet, surhet, nitrogen.	Begge deler	Feltinventering	3	Basert på analyser av artssammensetning fra ruteanalyser	3	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Abiotiske forhold	Indikator for forsuring, pH	Forurensing	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Lavere pH indikerer forsuring. Høyere pH indikerer mer næringstilgang ved økt mineralisering av humus.	Begge deler	Feltinventering	3	(AR18X18) Måling av pH i jord	3	3	3	Ja
Fjell	Lavalpin sone	Abiotiske forhold	Indikator for næringsomsetning-indikator: C/N forhold	Forurensing	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Lavere C/N nivå indikerer eutrofiering, økt mineralisering av humus, økt nitrogentilgang.	Negativ	Feltinventering	3	(AR18X18) Måling av C og N i jord	3	3	3	Ja
Fjell	Mello-malpin sone	Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Smågnagere	Klimaendring	TOV utvides til fjell; Ny overvåking.	Positiv	Feltinventering	3	TOV, NINA	2	3	3	Ja

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Fjell	Mello-malpin sone	Abiotiske forhold	Indikator for forsuring, pH	Forurensing	Innsamling i eksisterende GLORIA felt. Lavere pH indikerer forsuring. Høyere pH indikerer mer næringstilgang ved økt mineralisering av humus.	Begge deler	Feltinventering	3	GLORIA, Måling av pH i jord	3	3	3	Nei
Fjell	Mello-malpin sone	Abiotiske forhold	Indikator for næringsomsetning-indikator: C/N forhold	Forurensing	Innsamling i eksisterende GLORIA felt. Lavere C/N nivå indikerer eutrofiering, økt mineralisering av humus, økt nitrogentilgang.	Negativ	Feltinventering	3	GLORIA, Måling av C og N i jord	3	3	3	Nei
Fjell	Høyalpinn sone	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Issoleie	Klimaendring	Issoleie er en nøkkelart i høyalpinn sone	Positiv	Eksisterende databaser; Feltinventering	3	(AR18X18), populasjonsstudier	2	3	3	Ja
Fjell	Høyalpinn sone	Biologisk mangfold	Analyser av plante-artssammensetning	Beskatning; Forurensing; Klimaendring	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Vegetasjonens artssammensetning skal ikke endre karakter, særlig diagnostiske arter.	Begge deler	Feltinventering	3	(AR18X18), ruteanalyser	3	3	3	Ja
Fjell	Høyalpinn sone	Abiotiske forhold	Ellenbergs indikator verdier	Forurensing; Klimaendring	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Her benyttes Ellenbergs indikatorverdier for britiske arter basert på Hill mfl. (1999). Lys, fuktighet, surhet, nitrogen.	Begge deler	Feltinventering	3	Basert på analyser av artssammensetning fra ruteanalyser	3	3	3	Ja
Fjell	Høyalpinn sone	Abiotiske forhold	Indikator for forsuring, pH	Forurensing	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Lavere pH indikerer forsuring. Høyere pH indikerer mer næringstilgang ved økt mineralisering av humus.	Begge deler	Feltinventering	3	(AR18X18), Måling av pH i jord	3	3	3	Ja
Fjell	Høyalpinn sone	Abiotiske forhold	Indikator for næringsomsetning-indikator: C/N forhold	Forurensing	Ny overvåking basert på metodikk i Aarrestad mfl. (2011). Lavere C/N nivå indikerer eutrofiering, økt mineralisering av humus, økt nitrogentilgang.	Negativ	Feltinventering	3	(AR18X18), Måling av C og N i jord	3	3	3	Ja
Arktisk tundra	Høy-arktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Beiteplanters fenologi	Klima; Beskatning	Sesongmessig (fenologisk) utvikling biomasse, næringsinnhold og reproduksjon til ulike funksjonelle grupper av beiteplanter. Muligheter for mismatch mellom viktige beiteplanter og herbivorer. Feltnmålinger utføres i høydegradienter.	Positiv og negativ	Feltnmålinger og fjerntmålinger	3	COAT	3	3	3	Nei
Arktisk tundra	Høy-arktisk tundra	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Dvergbjørk	Klima	Termofil boreal og lav-arktisk art. Forventes å få økt biomasse, geografisk utbredelse i et varmere klima.	Negativ	Feltnmålinger	3	COAT	3	3	2	Ja

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Arktisk tundra	Høy-arktisk tundra	Landskapsøkologiske mønstre	Fuglefjellenger	Klima; Fremmede arter	Den naturtypen på Svalbard som kan forventes å være mest mottakelig for fremmede plantearter, avhengig av utviklingen til sjøfuglpopulasjoner.		Fjeltmålinger og fjernmålinger	3	COAT	3	3	2	Ja
Arktisk tundra	Høy-arktisk tundra	Biologisk mangfold	Fuglefjellvegetasjon	Klima; Arealbruk; Fremmede arter	Artsutsiftingsrater. Den naturtypen på Svalbard som kan forventes å være mest mottakelig for fremmede plantearter.	Positiv og negativ	Feltmålinger	3	COAT	3	3	2	Nei
Arktisk tundra	Lavarktisk tundra	Landskapsøkologiske mønstre	Snøleier	Klima	Areal og fordeling. Snøleiene er betinget av langsvarig snødekke og er en naturtype som er direkte truet forkortet snøsesong gjennom klimaendringer.	Positiv	Feltmålinger og fjernmålinger	3	COAT	3	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Blåtopp	Forurensning	Forekomst av blåtopp i nedbørmyr indikerer endringer i vasskjemi som følge av forurensning, og/eller endringer i hydrologi som følge av drenering (via mineralisering av torv). Gjelder for O2 -C1. Gjelder kun for nedbørmyr.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Duskull	Forurensning	Forekomst av duskull i nedbørmyr indikerer endringer i vasskjemi som følge av forurensning, og/eller endringer i hydrologi som følge av drenering (via mineralisering av torv). Gjelder for O3 -C1. Gjelder kun for nedbørmyr.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Torvmoser	Forurensning	Nedgang hos torvmoser og parallell økning av karplanter i nedbørmyr indikerer endringer i vasskjemi som følge av forurensning. Eksperimenter med gjødsling bør gjennomføres i ulike typer nedbørmyr, og i ulike regioner for å klargjøre effekt av nitrogentilførsel på nedbørmyr i Norge.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	2	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Brunmyrak	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av brunmyrak indikerer endringer i hydrologi som en følge av drenering. Gjelder for BN-SB.	Negativ	Eksisterende databaser	3		2	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Dystarr	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av dystarr indikerer endringer i hydrologi som en følge av drenering. Gjelder hele landet. Gjelder alle typer myr som er flat nok til å ha løsbunvegetasjon.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	3	Ja

Hoved- øko- system	Øko- system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammen- heng med økologisk tilstand	Metode for datainn- samling	Klar for bruk	Datakilde	Natur- indeks	Hav- for- valt- nings- planer	Natur i Norge	Arealrep- resentativ kartlegging og overvåk- ing (AKO)
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Kvitmyrak	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av kvitmyrak indikerer endringer i hydrologi som en følge av drenering. Gjelder for BN-SB.	Negativ	Eksisterende databaser	3		2	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Sivblom	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av sivblom indikerer endringer i hydrologi som en følge av drenering. Gjelder for BN-MB.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Smalsoldogg	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av smalsoldogg indikerer endringer i hydrologi som en følge av drenering. Gjelder for BN-SB	Negativ	Eksisterende databaser	3		2	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Strengstarr	Forurensning	Forekomst av strengstarr i nedbørmyr og fattigmyr (jordvassmyr) indikerer endringer i vasskjemi som følge av forurensning. Gjelder for O1-C1.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Myr og kilde	Abiotiske forhold	Strengstarr	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av strengstarr i intermedier myr og rikmyr (jordvassmyr) indikerer endringer i hydrologi som følge av drenering. Gjelder for O1-C1.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Konkurransesterke urter og graminider	Arealbruk (oppheving)	Dominans av høge og rasktvoksende arter som blåtopp, takrør, sumphaukeskjegg og mjødurt i kantene.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	2	Ja
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Konkurransesvake urter og graminider	Arealbruk (oppheving)	Dominans av slåtteterante arter som særbustarr, gulstarr, slåttestarr, breiull og fjellfrøstjerne indikerer god tilstand. Gjelder for slått. Gjelder ikke for beite. Gode indikatorer for intermediere og fattige slåttemyrer mangler.	Positiv	Feltinventering	3		3	3	2	Ja
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Primærproduksjon; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Torvmoser og gullmose (tuer)	Arealbruk (oppheving)	Økning i forekomst av torvmoser og gullmose (tuer) er en negativ indikator for slått. Gjelder ikke for beite.	Negativ	Feltinventering	3		3	3	2	Ja
Våtmark	Semi-naturlig myr og våteng	Funksjonelle grupper; Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Bunnsjikt	Arealbruk (oppheving)	Gjelder vegetasjon.	Positiv	Feltinventering	3		3	3	2	Ja
Våtmark	Sumpskog	Funksjonelle grupper; Abiotiske forhold	Bekkeblom	Arealbruk (oppheving)	Nedgang i forekomst av bekkeblom indikerer gjenvoksing. Gjelder for sumpskog. Gjelder ikke for semi-naturlig våtmark.	Positiv	Feltinventering	3		3	3	3	Ja

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Natur-indeks	Hav-for-valtnings-planer	Natur i Norge	Arealrep-resentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Våtmark	Sumpskog	Funksjonelle grupper; Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Nubbestarr	Arealbruk (Skogbruk)	Nedgang i forekomst av nubbestarr indikerer redusert naturskogs preg og endringer i «gap-dynamikk» pga. hogst/andre inngrep som endrer naturlig skog-dynamikk.	Positiv	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Sumpskog	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Gaps av vindfall med stort rotvelt	Arealbruk (Skogbruk)		Positiv	Feltinventering	3		3	3	2	Nei
Våtmark	Sumpskog	Abiotiske forhold	Skogsivaks	Arealbruk (grøfting)	Nedgang i forekomst av skogsivaks indikerer endringer i hydrologi som en følge av drenering. Gjelder for sumpskog	Positiv	Feltinventering	3		3	3	3	Ja
Våtmark	Helofytt- sump	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Planteplankton	Forurensning	Økning i mengde og endring i artssammensetning av planteplankton indikerer endringer i vannkjemi som følge av forurensning. Separate prøver bør tas i helofyttbeltet. Lik overvåking av påvekstalter og heterotrof begroing (Iversen & Sandøy 2013).	Negativ	Feltinventering	3		3	3	2	Nei
Våtmark	Helofytt- sump	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold; Abiotiske forhold	Påvekstorganismer	Forurensning	Økt mengde påvekstorganismer på planter indikerer endringer i vannkjemi som følge av forurensning. Bør utvikles for inkludering i pågående overvåking av miljøtilstand i vann. Lik overvåking av påvekstalter og heterotrof begroing (Iversen & Sandøy 2013).	Negativ	Feltinventering	3		3	3	2	Nei
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon	Økt biomasse	Arealbruk; Forurensning	egetasjon	Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	3	Omløpsfotografering, satellittbilder	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Dekningsgrad av en-artsbestander (storkvete arter av gras, bregner og urter)	Arealbruk; Forurensning		Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	3	Fjernmåling/ feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Tykkelse strøsjikt	Arealbruk; Forurensning		Negativ	Feltinventering	3	Feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig eng	Semi-naturlig eng	Funksjonelle grupper	Feltsjikt: andel gras/urter i forhold til lyng	Arealbruk	Lyngarter kan overta for gras- og urter i et gjengroingsforløp.	Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	3	Fjernmåling/ feltinventering	3	3	1	Vet ikke

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Semi-naturlig	Semi-naturlig strandeng	Primærproduksjon; Funksjonelle grupper; Biologisk mangfold	Dekningsgrad av en-artsbestander (største arter av gras, bregner og urter)	Arealbruk; Forurensning		Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	3	Fjernmåling/feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Semi-naturlig strandeng	Biomasse i trofiske nivåer; Biologisk mangfold	Tykkelse strøsjikt	Arealbruk; Forurensning		Negativ	Feltinventering	3	Feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Boreal hei	Primærproduksjon	Økt biomasse	Arealbruk; Forurensning	Gjelder vegetasjon.	Negativ	Feltinventering, Fjernmåling	3	Omløpsfotografering, satelittbilder	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Boreal hei	Funksjonelle grupper	Bunnsjiktdekning	Arealbruk; Forurensning	Lav dekning av moser har negativ sammenheng med økologisk tilstand.	Positiv	Feltinventering	3	NiN-kartleggingsprosjekter	3	3	1	Ja
Semi-naturlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Abiotiske forhold	Lyngbladbiller	Forurensning	Utbrudd ses i sammenheng med nitrogenberikelse.	Negativ	Feltinventering	3	Feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Kystlynghei	Primærproduksjon; Biomasse i trofiske nivåer; Abiotiske forhold	Omfang av tørkeskadet røsslyng	Arealbruk; Forurensning; Klimaendringer	Tørkeskader et økende problem når lyngheia er i dårlig hevd.	Negativ	Feltinventering	3	Feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Kystlynghei	Landskapsøkologiske mønstre; Biologisk mangfold	Brann-tilpassede pionerarter	Arealbruk	Finnes særlig brannflater i tidlige suksesjonstrinn.	Positiv	Feltinventering	3	Feltinventering, data fra forskningsgrupper i LyngNett	3	3	3	Vet ikke
Semi-naturlig	Kystlynghei	Biologisk mangfold; Funksjonelle grupper; Abiotiske faktorer	Tykkelse på mattedannende mose	Arealbruk; Forurensning	Sene suksesjonsfaser av lynghei har tykt mosedekke.	Negativ	Feltinventering	3	Feltinventering	3	3	3	Vet ikke
Hav	Arktisk del av Barentshavet	Primærproduksjon	Istype og sneforhold på isen	Klimaendringer	Muligheter for at det kan bli tilgjengelig gjennom satellittovervåking, forhold til økologisk tilstand må klargjøres når indikator utvikles.	Vet ikke	Fjernmåling	3	Ikke utviklet	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Arktisk del av Barentshavet	Biologisk mangfold	Genetisk mangfold	Klimaendringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede arter; Arealbruk (bunnpåvirkning fra tråling)	Metoder for dette finnes ikke enda, men kan bli tilgjengelige gjennom utvikling av nye genetiske metoder, kan være aktuelt om 10-20 år.	Vet ikke	Feltinventering	3	Ikke klart	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Arktisk del av Barentshavet	Abiotiske forhold	metningshorisont aragonitt	Klimaendringer; Forurensning	Relatert til havforsuring.	Positiv	Feltinventering	3	Må avklares	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Natur-indeks	Hav-for-valtnings-planer	Natur i Norge	Arealrep-resentativ kartlegging og overvåk-ing (AKO)
Hav	Arktisk del av Barents-havet	Abiotiske forhold	pH	Klima- endringer; Forurensning	Relatert til havforsuring.	Negativ	Feltinventering	3	Må avklares	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Nordsjøen	Biologisk mangfold	Genetisk mangfold	Klima- endringer; Beskatning; Forurensning; Fremmede ar- ter; Arealbruk (bunnpåvirk- ning fra tråling)	Metoder for dette finnes enda ikke, men kan bli tilgjengelige gjennom utvikling av nye genetiske metoder, kan være aktuelt om 10-20 år.	Vet ikke	Feltinventering	3	Data kan bli tilgjengelige med utvikling av ny teknologi	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø- mings- områder i Norske- havet (varme kilder)	Primærproduksjon	Kjemosyntetiske primærproduksjon	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)		Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Jaeschke et al. 2012, Steen et al. 2016) og ved Universitetet i Bergen	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø- mings- områder i Norske- havet (varme kilder)	Biomasse i trofiske nivåer	Fordeling biomasse	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	Biomasse til siboglinide rørmark, amfipoder og rørbbyggende børstemark, økt verdi angir fordeling i retning av referanseverdi.	Positiv	Feltinventering	3	Universitetet i Bergen har data til å estimere referanseverdier	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø- mings- områder i Norske- havet (varme kilder)	Funksjonelle grupper	Funksjonell diversitet	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	Funksjonell diversitet i kjemosyntetiske mikrober og større fauna, økt verdi angir utvikling i retning av referanseverdi.	Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Jaeschke et al. 2012, Steen et al. 2016) og ved Universitetet i Bergen	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø- mings- områder i Norske- havet (varme kilder)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Abundans av Siboglinide og Nicomache busk- formende rørmark	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)		Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Kongsrud and Rapp 2012) og ved Universitetet i Bergen	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Naturindeks	Havforvaltningsplaner	Natur i Norge	Arealrepresentativ kartlegging og overvåking (AKO)
Hav	Utstrømningsområder i Norskehavet (varmekilder)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Utbredelse av bakteriematter	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)		Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Jaeschke et al. 2012) og ved Universitetet i Bergen	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrømningsområder i Norskehavet (varmekilder)	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Fordeling av kilder	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	Fordeling av kilder i et større område langs undervannsryggen med tanke på metapopulasjonsdynamikk. Mangler sentral kunnskap for å sette referanseverdier. Forhold til økologisk tilstand må avklares når indikator er utviklet.	Vet ikke	Feltinventering	3	Mangler	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrømningsområder i Norskehavet (varmekilder)	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Strømvolum	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	Fra skorsteiner og diffuse utløp, mangler sentral kunnskap for å sette referanseverdier.	Positiv	Feltinventering	3	Mangler	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrømningsområder i Norskehavet (varmekilder)	Biologisk mangfold	Endringer i artsforekomster	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	Måles som beta-diversitet mellom tidspunkter, må bruke data på arter som registreres med god sikkerhet.	Negativ	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier fra (Olsen et al. 2016) og Rapp et al. In prep	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrømningsområder i Norskehavet (varmekilder)	Biologisk mangfold	Genetisk mangfold	Arealbruk (undersjøisk gruvedrift)	Metoder for dette finnes enda ikke, men kan bli tilgjengelige gjennom utvikling av nye genetiske metoder, kan være aktuelt om 10-20 år.	Vet ikke	Feltinventering	3	Data kan bli tilgjengelige med utvikling av ny teknologi	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrømningsområder i Norskehavet (kalde kilder)	Primærproduksjon	Kjemosyntetiske primærproduksjon	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); klimændringer		Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Niemann et al. 2006) og ved Universitetene i Tromsø og Bergen	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Natur-indeks	Hav-for-valtnings-planer	Natur i Norge	Arealrep-resentativ kartlegging og overvåk-ning (AKO)
Hav	Utstrø-mings-områder i Norskehavet (kalde kilder)	Biomasse i trofiske nivåer	Fordeling biomasse	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); klima-enderinger	Biomasse til dominante symbio-trofe rørmark (<i>Archeolinum</i> sp. og <i>Oligobrachia haakonmosbiensis webbi</i>) samt biomasse til heterotrof fauna, økt verdi angir fordeling i retning av referanseverdi	Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Gebruk et al. 2003, Vanreusel et al. 2009, Rybakova et al. 2013) og ved Universitetene i Tromsø og Bergen.	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norskehavet (kalde kilder)	Funksjonelle grupper	Funksjonell diversitet	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); klima-enderinger	Funksjonell diversitet i kjemosyntetiske mikrober, symbiotrofe organismer og større fauna, økt verdi angir utvikling i retning av referanseverdi.	Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Gebruk et al. 2003) og ved Universitetene i Tromsø og Bergen.	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norskehavet (kalde kilder)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Abundans av buskformende rørmark av artene <i>Archeolinum</i> sp. og <i>Oligobrachia haakonmosbiensis webbi</i>	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); klima-enderinger		Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Boetius et al. 2000, Gebruk et al. 2003, Rybakova et al. 2013) og ved Universitetene i Tromsø og Bergen.	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norskehavet (kalde kilder)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Utbredelse av bakteriematter	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); klima-enderinger		Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Boetius et al. 2000, Gebruk et al. 2003, Rybakova et al. 2013) og ved Universitetene i Tromsø og Bergen.	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norskehavet (kalde kilder)	Landskapsøkologiske mønstre	Fordeling av kalde kilder	Arealbruk (utvinning av gasshydrater); klima-enderinger	Målt over et større område med tanke på metapopulasjonsdynamikk. Forhold til økologisk tilstand må avklares når indikator er utviklet.	Vet ikke	Feltinventering	3	Mangler	3	3	3	Ikke relevant

Hoved-øko-system	Øko-system nivå 2	Egenskap	Indikator	Påvirkning	Merknad	Sammenheng med økologisk tilstand	Metode for datainn-samling	Klar for bruk	Datakilde	Natur-indeks	Hav-for-valtnings-planer	Natur i Norge	Arealrep-resentativ kartlegging og overvåk-ning (AKO)
Hav	Utstrø-mings-områder i Norske-havet (kalde kilder)	Landskapsøkologiske mønstre; Abiotiske forhold	Område påvirket av utstrømming	Arealbruk (utvinning av gasshydra-ter); klima-endringer	Inkludert områder med ulike metan-konsentrasjon.	Positiv	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier I (Gebruk et al. 2003, Rybakova et al. 2013) og ved Universite-tene i Tromsø og Bergen.	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norske-havet (kalde kilder)	Biologisk mangfold	Endringer i artsfo-rekomster	Arealbruk (utvinning av gasshydra-ter); klima-endringer	For mikrober og andre arter med gode estimater på artsdiversitet, målt som beta-diversitet.	Negativ	Feltinventering	3	Data til å estimere referanseverdier i (Gebruk et al. 2003, Niemann et al. 2006, Vanreusel et al. 2009, Rybakova et al. 2013, Olsen et al. 2016) og ved Universite-tene i Tromsø og Bergen	3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norske-havet (kalde kilder)	Biologisk mangfold	Genetisk mangfold	Arealbruk (utvinning av gasshydra-ter); klima-endringer	Metoder for dette finnes enda ikke, men kan bli tilgjengelige gjennom utvikling av nye genetiske metoder, kan være aktuelt om 10-20 år.	Vet ikke	Feltinventering	3		3	3	3	Ikke relevant
Hav	Utstrø-mings-områder i Norske-havet (kalde kilder)	Abiotiske forhold	Volum utstrøm-ming	Arealbruk (utvinning av gasshydra-ter); klima-endringer	Av væske fra kilde.	Positiv	Feltinventering	3	Data for referan-setilstand i Bunz et al. 2003 og Chand et al. 2008 og ved Universite-tene i Tromsø og Bergen	3	3	3	Ikke relevant

