

1462

NINA Rapport

Naturindeks for Norge – fjell og våtmark

Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder

Bård Pedersen, Jarle W. Bjerke, Hans Christian Pedersen, Tor Erik Brandrud, Jan Ove Gjershaug, Oddvar Hanssen, Anders Lyngstad og Dag-Inge Øien



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Naturindeks for Norge – fjell og våtmark

Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder

Bård Pedersen, Jarle W. Bjerke, Hans Christian Pedersen, Tor Erik Brandrud, Jan Ove Gjershaug, Oddvar Hanssen, Anders Lyngstad og Dag-Inge Øien

Pedersen, B., Bjerke, J.W., Pedersen, H.C., Brandrud, T.E., Gjershaug, J.O., Hanssen, O., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2018. Naturindeks for Norge – fjell og våtmark. Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder. NINA Rapport 1462. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, februar 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3193-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Magni Olsen Kyrkjeeide og Erlend Birkeland Nilsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-886|2017

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Marie Løbersli

FORSIDEBILDE

Våtmarksmassiv med palser i fjellet, Finnmark.

© Jarle W. Bjerke

NØKKEWORD

Indikatorer for økologisk tilstand, datakvalitet, presisjon, vektning av målinger, avgrensning av hovedøkosystem, tilhørighet til økosystem, funksjonell og taksonomisk sammensetning av hovedøkosystem, Norge, ekspertvurderinger, overvåkning, fjernmåling, miljø-DNA.

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Pedersen, B., Bjerke, J.W., Pedersen, H.C., Brandrud, T.E., Gjershaug, J.O., Hanssen, O., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2018. Naturindeks for Norge – fjell og våtmark. Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder. NINA Rapport 1462. Norsk institutt for naturforskning.

Naturindeksen oppsummerer tilstanden til økosystemenes biologiske komponenter som et veid middel av målinger av indikatorstilstander. Indikatorene er biologiske variabler som oftest representerer artsabundanser. Målingene vektet etter et *a priori* fastsatt system. Her beskriver og evaluerer vi utvalget av indikatorer og datagrunnlaget som lå til grunn for beregningen av Naturindeks for Norge for hovedøkosystemene fjell og våtmark i 2015. Datagrunnlaget for den enkelte indikator evalueres bl.a. mht. dataenes presisjon, deres geografiske dekning og oppløsning. Indikatorutvalgenes representativitet vurderes også. Videre vurderes den enkelte indikator tilhørighet til fjell og våtmark. Rapporten diskuterer dessuten om vektningssystemet fungerer etter hensikten med dagens datasett. Det gis råd for hvordan datagrunnlaget kan styrkes.

Som grunnlag for disse vurderingene gis en kort beskrivelse av de to hovedøkosystemene mht. taksonomisk og funksjonell sammensetning, naturtypene og livsmediene som forekommer og de viktigste påvirkningsfaktorene. Avgrensingen av hovedøkosystemene diskuteres i lys av inndelingen av natursystemer i NiN. Vi foreslår å avvente en endelig avgrensing av hovedøkosystemene innenfor Naturindeksens rammeverk inntil naturkompleksnivået i NiN er ferdig utviklet. Vi foreslår at brunbjørn og havelle ikke benyttes som indikatorer for fjell, og at buttsnutefrosk, elvesandjeger, fossefall, småsalamander, storsalamander, svømmesnipe og mosesumpløper utgår av indikatorsettet for våtmark på grunn av manglende eller svak tilhørighet eller sviktende datatilgang. Dette reduserer antall indikatorer for fjell fra 31 til 29, og for våtmark fra 33 til 26. For et flertall av de resterende indikatorene bør det vurderes nærmere om datagrunnlaget reflekterer tilstanden i fjell eller våtmark. Det inngår da ingen sopp eller invertebrater i de to indikatorsettene. Tilsvarende mangler nedbrytere blant indikatorene for fjell og våtmark, herbivorer og toppredatorer mangler for våtmark. Toppredatorer er godt representert blant indikatorene for fjell. Mellompredatorer er godt representert i begge indikatorsettene.

Indeksverdiene beregnet for fjell og våtmark er i hovedsak basert på svært usikre ekspertvurderinger og målinger med lav geografisk oppløsning. Målingenes usikkerhet angis i Naturindeks-sammenheng som en interkvartildistans. Vi har estimert hva målingenes usikkerhet tilsvarer mht. evnen til å påvise endringer i indikatorenes tilstand som er signifikante. For 33 av de 64 indikatorene er interkvartildistansen i gjennomsnitt større enn 0,2 målt på Naturindeksens verdiskala. For hele 17 av indikatorene tilsvarer denne lave presisjonen at vi ikke kan påvise en endring i tilstand som går fra nær referanseverdien til bortfall/utryddelse av indikatoren. Hele 29 av indikatorene har målinger med en geografisk oppløsning tilsvarende landsdelsvise observasjoner eller grovere. Kun seks av indikatorene fra fjell har en finere oppløsning enn fylkesvise observasjoner. Dagens datagrunnlag begrenser bruken av Naturindeksen og dens nytteverdi i forvaltningen av det biologiske mangfoldet. Dersom Naturindeksens rammeverk skal være et verktøy i en mer presis, målretta forvaltning av biologisk mangfold, må langt mer presis informasjon om tilstanden til det biologiske mangfoldet inkluderes i datagrunnlaget. Dette vil kreve langt høyere innsats enn i dag på overvåking av terrestrisk natur. Våre beregninger viser at usikre ekspertvurderinger har svært begrenset verdi i en slik sammenheng.

Naturindeksens vektningssystem reduserer presisjonen i estimatene av indeksverdiene for fjell og våtmark. Eventuelle endringer i verdiene over tid blir dermed vanskeligere å påvise som signifikante enn uten vektning. Vektene fordeles svært ujevnt over målingene som inngår i beregningen av indeksene, der et fåtalls målinger tillegges stor vekt. Vi foreslår endringer i vektningssystemet som vil gi mer presise estimat av Naturindeksen.

Bård Pedersen (bard.pedersen@nina.no), Hans Christian Pedersen (hans.pedersen@nina.no), Jan Ove Gjershaug (jan.o.gjershaug@nina.no), Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Jarle Werner Bjerke (jarle.bjerke@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø.

Tor Erik Brandrud (tor.brandrud@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Anders Lyngstad (anders.lyngstad@ntnu.no), Dag-Inge Øien (dag.oien@ntnu.no), NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7491 Trondheim.

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	8
1 Innledning	9
2 Naturindeksen – formål, metode og datagrunnlag	11
2.1 Beregningsmetode.....	11
2.2 Indikatorer.....	12
2.3 Observasjoner av tilstand.....	12
2.4 Ekspertenes rolle.....	12
3 Evalueringskriterier	13
3.1 Kriteriesett for indikatorer.....	13
3.1.1 Tilstand skal kunne måles i naturen.....	13
3.1.2 En skal kunne estimere referanseverdier.....	13
3.1.3 Tilhørighet til hovedøkosystem.....	14
3.1.4 Populasjonsegenskaper og samfunnsindekser.....	15
3.1.5 Framtidig datatilfang.....	15
3.1.6 Datakvalitet.....	15
3.2 Kriterier for indikatorutvalg.....	16
3.2.1 Taksonomisk representativitet.....	17
3.2.2 Representativitet med hensyn til økologiske funksjoner.....	19
3.2.3 Representativitet med hensyn til naturtyper og livsmedier.....	20
3.2.4 Representativitet med hensyn til påvirkningsfaktorer.....	21
3.2.5 Vekting.....	21
4 Fjell	23
4.1 Avgrensning, naturtyper og livsmedier, referansetilstand.....	23
4.2 Taksonomisk sammensetning.....	26
4.3 Funksjonell sammensetning.....	30
4.4 Påvirkningsfaktorer.....	32
5 Datagrunnlag fjell	34
5.1 Indikatorutvalgets taksonomiske sammensetning.....	35
5.1.1 Virveldyr.....	35
5.1.2 Planter og lav.....	36
5.1.3 Geografisk fordeling.....	36
5.2 Indikatorutvalgets funksjonelle sammensetning.....	37
5.3 Indikatorutvalgets sammensetning og påvirkningsfaktorer.....	38
5.4 Forekomst i naturtyper og livsmedier.....	39
5.4.1 Forekomst i naturtyper og indikatorenes tilhørighet til fjell.....	39
5.4.2 Livsmedier.....	42
5.5 Fastsetting av referanseverdier.....	42
5.6 Indikatorobservasjoner.....	43
5.6.1 Datatyper.....	43
5.6.2 Geografisk oppløsning.....	43
5.6.3 Fordeling av indikortilstander.....	45
5.6.4 Presisjon.....	46
5.6.5 Fordeling av vekter.....	50
5.6.6 Framtidig datatilfang.....	52

6 Våtmark	54
6.1 Avgrensning, naturtyper og livsmedier, referansetilstand	54
6.1.1 Avgrensning og definisjon av våtmark, torvmark og myr	54
6.1.2 Myr- og våtmarksareal	55
6.1.3 Inndeling og klassifisering.....	56
6.1.4 Livsmedier.....	57
6.1.5 Referansetilstand for våtmark.....	58
6.2 Taksonomisk sammensetning.....	58
6.3 Funksjonell sammensetning.....	62
6.4 Påvirkningsfaktorer	63
7 Datagrunnlag våtmark	65
7.1 Indikatorutvalgets taksonomiske sammensetning	65
7.1.1 Virveldyr	65
7.1.2 Invertebrater.....	67
7.1.3 Planter.....	67
7.1.4 Sopp inkludert lav	67
7.1.5 Geografisk fordeling.....	68
7.2 Indikatorutvalgets funksjonelle sammensetning.....	68
7.3 Indikatorutvalgets sammensetning med hensyn til påvirkningsfaktorer.	70
7.4 Forekomst i naturtyper og livsmedier	70
7.4.1 Naturtyper	70
7.4.2 Livsmedier.....	73
7.5 Fastsetting av referanseverdier	73
7.6 Indikatorobservasjoner	73
7.6.1 Datatyper.....	73
7.6.2 Geografisk oppløsning.....	73
7.6.3 Fordeling av indikatortilstander.....	75
7.6.4 Presisjon	76
7.6.5 Fordeling av vektor	78
7.6.6 Framtidig datatilfang	82
8 Diskusjon og sammenfatning	84
8.1 Avgrensning av hovedøkosystemene	84
8.2 Representativitet.....	86
8.3 Tilhørighet.....	87
8.4 Vektingssystemet.....	88
8.5 Datakvalitet	90
8.6 Veien videre	92
9 Anbefalinger	95
9.1 Anbefalinger vedrørende indikatorsettets sammensetning.....	95
9.2 Anbefalinger om endringer i rammeverket	96
9.3 Anbefalinger vedrørende datakvalitet, metodikk og innsatsnivå.....	96
10 Referanser	98
Vedlegg 1 Beregning av effektstørrelse	110
Vedlegg 2 Taksonomisk representativitet	111
Vedlegg 3 Kartlegging og overvåking av myr ved hjelp av fjernanalysemetoder – nyvinninger	112
Vedlegg 4 Hvilke muligheter gir miljø-DNA til å styrke datagrunnlaget for Naturindeksen for fjell og våtmark?	114

Hva er miljø-DNA?.....	114
Hva brukes miljø-DNA til?	114
Begrensninger i dag.....	114
Miljø-DNA og Naturindeksen	115
Konklusjon	116
Hva kan framtiden bringe?	116
Kostnader.....	116

Forord

Denne rapporten beskriver og evaluerer datagrunnlaget for beregning av Naturindeks for fjell og våtmark. Rapporten gir anbefalinger om hvordan datagrunnlaget kan styrkes i framtiden. Rapporten inngår i arbeidet med å styrke Naturindeksens datagrunnlag som ledes av Miljødirektoratet. Miljødirektoratet har finansiert arbeidet.

Arbeidet er et samarbeidsprosjekt mellom NTNU Vitenskapsmuseet og NINAs avdelinger i Oslo og Tromsø samt Terrestrisk avdeling i Trondheim. Bård Pedersen ved NINA har vært prosjektleder.

Vi ønsker spesielt å takke Marte Fandrem ved NTNU Vitenskapsmuseet og Frode Fossøy ved NINA for deres bidrag til rapporten. Videre takk til Magni Olsen Kyrkjeide, Erlend Birkeland Nilsen og Inga Elise Bruteig, alle ved NINA, og Else Marie Løbersli ved Miljødirektoratet for nyttige innspill til rapporten.

Trondheim 15.02.2018
Bård Pedersen

1 Innledning

Naturindeksen er en sammensatt indeks som har som hensikt å sammenfatte utviklingen for biologisk mangfold i Norge for ulike hovedøkosystemer, og presentere denne utviklingen i kondensert form. Naturindeksen henvender seg til beslutningstakere og det generelle publikum, og skal være relevant for internasjonal rapportering om tilstand og utvikling av biologisk mangfold i Norge (Miljøverndepartementet 2006). Videre er formålet med Naturindeksarbeidet å identifisere viktige kunnskapsbehov for å kunne følge utviklingen i biologisk mangfold framover.

Indeksen beregnes for et hovedøkosystem innenfor et nærmere definert areal/havområde og for et angitt tidspunkt. Ambisjonen var i utgangspunktet at Naturindeks for Norge skulle kunne presentere naturtilstanden i norske kommuner (Stoltenberg mfl. 2009). Men på grunn av lav romlig oppløsning i datagrunnlaget beregnes Naturindeksen per i dag for hele landet samlet og for 5 landsdeler (Framstad 2015, Pedersen 2015). Foruten fjell og våtmark beregnes Naturindeksen for hovedøkosystemene hav (bunn og pelagisk), kystvann (bunn og pelagisk), ferskvann, skog og åpent lavland.

Naturindeksens rammeverk begrenser imidlertid ikke bruken av indeksen til overordnede, nasjonale sammenfatninger av tilstanden til det biologiske mangfoldet. Naturindeksen kan potensielt benyttes til å oppsummere tilstanden for avgrensede arealer, f.eks. et spesifikt fylke eller en spesifikk naturtype innenfor en eller flere geografiske regioner. Et eksempel på sistnevnte er temaindeksen for kystlynghei som dekker store deler av Norges kystlinje og som har geografisk oppløsning på kommunenivå (Johansen mfl. 2015).

Naturindeksen kan også anvendes i andre sammenhenger. For eksempel kan Naturindeksen benyttes som verdiskala for biologisk mangfold i økosystemregnskap og til å beregne økosystemtjenester (naturgoder) for spesifikke regioner og/eller hovedøkosystem (Nybø mfl. 2015a). Økosystemtjenester inngår f.o.m 1. juli 2017 i Forskrift for konsekvensutredninger, og dette temaet har derfor fått ytterligere aktualitet. Videre kan Naturindeksen benyttes til å sammenfatte og synliggjøre biologiske verdier i beslutningsprosesser. Rammeverket legger også til rette for å formulere overordnede målsettinger for forvaltning av biologisk mangfold i et område, og Naturindeksen kan benyttes til å etterprøve om disse målene nås.

Naturindeks for Norge ble første gang presentert i 2010 (Nybø 2010a). Datagrunnlaget og det teoretiske og metodiske rammeverket som da ble benyttet er beskrevet i Certain og Skarpaas (2010), Nybø (2010b) og Certain mfl. (2011). Imidlertid ble rammeverk og datagrunnlag revidert i perioden etter første publisering fram mot relanseringen av Naturindeks i 2015 (Framstad 2015). Rammeverket ble revidert med hensyn til utvalget av indikatorer benyttet ved beregningen av Naturindeks, og det konseptuelle grunnlaget for å fastsette referanseverdier ble presisert. Det reviderte rammeverket er presentert i Pedersen og Nybø (2015).

Med unntak av overvåking av humler og dagsommerfugler i skog og åpent lavland (Åström mfl. 2016) og en begrenset overvåking av enkelte mosearter i våtmark og fjell (Jordal mfl. 2010, 2014, Lyngstad & Hassel 2011), er det ikke opprettet egne overvåkningsprogram spesielt designet for Naturindeksen. I stedet er indeksen basert på kunnskap og data som er innhentet i andre sammenhenger. Nybø mfl. (2015b) gir en samlet oversikt over de mange datakildene, mens datagrunnlaget for den enkelte indikator er presentert på Naturindeksens innsynsløsning <http://www.naturindeks.no/>. En gjennomgang viser imidlertid at det er behov for å styrke data- og kunnskapsgrunnlaget Naturindeksen bygger på (Pedersen 2015). Dette for å gi en jevnere geografisk dekning av indikatorer, gi datagrunnlaget en høyere geografisk oppløsning, samt gjøre utvalget av indikatorer mer representativt med hensyn til taksonomi, økologiske funksjon, forekomst i naturtyper og følsomhet overfor påvirkningsfaktorer. Grunnlaget varierer mellom indikatorene også mht. egenskaper som presisjon i målinger og vurderinger, observasjonsserienes lengde og frekvensen av hull i observasjonsseriene. Dagens datagrunnlag begrenser dessuten bruken av Naturindeksen og dens nytteverdi i forvaltningen av det biologiske mangfoldet.

Neste oppdatering av Naturindeksen vil bli presentert i 2020 basert på data om tilstanden for biologisk mangfold som vil bli samlet inn i 2019. Fram til da vil fokus i arbeidet med Naturindeksen bl.a. være å styrke dens datagrunnlag ved å mobilisere nye datasett og bedre utnytte data som allerede inngår i grunnlaget i dag.

Det er utviklet et ideelt sett av kriterier som utvalget av indikatorer for et hovedøkosystem samlet bør oppfylle, og i tillegg et annet sett av kriterier som hver enkelt indikator må oppfylle (Nybø mfl. 2015c). Imidlertid begrenses indikatorutvalget i dag av hva som er tilgjengelig av data og kunnskap slik at disse kriteriene på flere områder ikke er oppfylt. I denne rapporten evaluerer vi dagens datagrunnlag for hovedøkosystemene fjell og våtmark med hensyn til kriteriene samt dataenes kvalitet. Formålene er å:

- Identifisere svakheter og styrker ved dagens sett av indikatorer.
- Vurdere utvalgenes representativitet mht. taksonomisk sammensetning, økologisk funksjon, forekomst i naturtyper og følsomhet overfor påvirkningsfaktorer.
- Vurdere slik representativitet i en geografisk kontekst.
- Identifisere styrker og mangler ved den enkelte indikator ut fra i hvilken grad kunnskapsgrunnlaget er godt nok til at trender i indikatoren kan anslås, i hvilken grad tidsseriene er komplette, og hvilke strategier og metoder som er benyttet til å estimere referanseverdier.
- Evaluere andre kvaliteter ved indikatorene og deres datagrunnlag som er viktige for Naturindeksen. Dette gjelder f.eks. dataenes presisjon, geografiske dekning og oppløsning, samt utsiktene for at dataseriene blir oppdatert med nye data framover.
- Studere hvilke indikatorer, og hvilke kvaliteter som blir vektlagt ved beregning av Naturindeks for fjell og våtmark under dagens vektningssystem. Dette for å se om vektningssystemet fungerer etter hensikten på dagens indikator- og datasett, om vektningssystemet vektlegger data av god kvalitet, og hvordan data og vektning sammen påvirker presisjonen i estimatene av Naturindeksen for fjell og våtmark.
- Gi en samlet kvalitetsvurdering av indikatorsettene for våtmark og fjell.
- Vurdere mulighetene for å benytte fjernmåling som grunnlag for å etablere nye indikatorer eller erstatte gamle som styrking av datagrunnlaget for våtmark og fjell.
- Tilsvarende vurdere hvilket potensiale overvåkning basert på innsamling av miljø-DNA har i denne sammenhengen.
- Gi råd om hvilken strategi som bør følges for å styrke datagrunnlaget for beregning av Naturindeks for våtmark og fjell, herunder vurdere behovet for å igangsette ny overvåkning, og om hvilke indikatorer (nye eller gamle) som bør prioriteres i denne sammenheng.

I denne rapporten beskrives og evalueres dagens indikatorsett og datagrunnlaget for fjell og våtmark i henholdsvis kapittel 5 og 7. Resultatene sammenfattes og diskuteres i kapittel 8. Det er datasettene som ble benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015, der resultatene av beregningene er presentert i Framstad (2015), som analyseres og vurderes i rapporten. Disse er hentet fra Naturindeksbasen (Pedersen og Kvaløy 2015). Kapitlene 4 og 6 definerer og avgrenser de to hovedøkosystemene og diskuterer hvilke naturtyper de omfatter. Videre gir de en kortfattet beskrivelse av de to hovedøkosystemenes taksonomiske og funksjonelle sammensetning, livsmedier og viktige påvirkningsfaktorer. De to kapitlene er ment å gi et grunnlag for å evaluere indikatorutvalgenes representativitet i kapittel 5 og 7. Kapittel 3 presenterer og diskuterer evalueringskriteriene vi benytter. Her diskuteres bl.a. prinsipielle problemstillinger knyttet til indikatorenes tilhørighet til økosystemer, indikatorsettene representativitet og dataenes kvalitet. Kapittel 2 gir en kortfattet beskrivelse av Naturindeksen. Kapittel 9 oppsummerer våre anbefalinger for det videre arbeidet med å styrke Naturindeksen for fjell og våtmark. Våre anbefalinger omfatter ikke kun forbedringer av datagrunnlaget og endringer i utvalget av indikatorer, men også endringer i Naturindeksens rammeverk og i hvordan hovedøkosystemene avgrenses.

2 Naturindeksen – formål, metode og datagrunnlag

2.1 Beregningsmetode

Naturindeksen beregnes som et veid gjennomsnitt av observasjoner av tilstanden til et utvalg biodiversitetsindikatorer etter at indikatorenes tilstand er skalert til en felles måleskala som har 0 som minimumsverdi og 1 som maksimumsverdi (Certain mfl. 2011). Dette innebærer at Naturindeksen også varierer mellom 0 og 1.

Datagrunnlaget utgjøres av observasjoner av indikatorenes tilstand innenfor angitte områder. Indikatorområdenes avgrensning for de terrestriske hovedøkosystemene følger kommunegrensene, dvs. at et område består av én eller flere kommuner. Områdenes størrelse og avgrensning avhenger av type indikator og begrensninger i datagrunnlaget. Områdeinndelingen er spesifikk for den enkelte indikator og varierer derfor mellom dem. Måleenhet velges ut fra det som er relevant for den enkelte indikator.

Indikatorobservasjonene skaleres til en felles skala for å kunne beregne Naturindeksen som et gjennomsnitt av disse. Skalering av indikatorverdier skjer ved hjelp av ikke-lineære skaleringsfunksjoner som inneholder kun én parameter, den såkalte referanseverdien (Pedersen og Skarpaas 2015). Referanseverdier angis for hvert geografiske område en indikator observeres i.

Indikatorenes referanseverdier fastsettes med utgangspunkt i en referansetilstand som defineres for et helt hovedøkosystem, dvs. en tilstand som i teorien skal kunne være oppnåelig for alle indikatorer samtidig. Rammeverket beskriver to ulike typer av referansetilstander – «intakte, naturgitte system» og «seminaturlige system i god hevd». Ved beregning av Naturindeks for fjell og våtmark benyttes i dag det intakte, naturgitte systemet som referansetilstand, beskrevet som en tilstand der påvirkningen fra menneskelig aktivitet er, eller har vært, så begrenset at den har minimal påvirkning på det biologiske mangfoldet. Artssammensetningen, de ulike populasjonenes størrelse og tilstand og de økologiske funksjoner er intakte (Nybø mfl. 2015c). Med god hevd menes derimot arts mangfoldet en tradisjonelt forbinder med seminaturlige system, en tilstand som har blitt formet over lang tid gjennom tradisjonell, ekstensiv jordbruksdrift, og som er avhengig av fortsatt skjøtsel for å bli opprettholdt (Pedersen mfl. 2013, Nybø mfl. 2015c). Begge referansekonseptene er relevante for mange fjell- og våtmarkssystem. Det er imidlertid så langt i Naturindeksammenheng ikke utviklet indikatorsett med tilhørende referanseverdier for å karakterisere tilstanden i seminaturlige våtmarker (f.eks. slåttemyrer) og seminaturlige økosystemer i fjellet. Vi har i denne rapporten ikke vurdert mulighetene for å utvikle indikatorsett for seminaturlige system.

Indikatorobservasjonene vektet først og fremst for å rette på skjevheter i datagrunnlaget. Den skalerte indikatorverdien vektet ut fra hvor stor grad av tilhørighet indikatoren har til det gitte økosystemet, og indikatorens andel av den funksjonelle gruppen den tilhører. De ulike indikatorene for et gitt økosystem representerer ulike funksjonelle grupper: nedbrytere, spesialister og generalister av primærprodusenter, herbivorer, spesialister og generalister av mellompredatorer og av toppredatorer. Hver av disse åtte funksjonelle gruppene gis samme vekt i beregningene og teller til sammen 50 % ved beregning av Naturindeksverdien for en kommune. Nøkkelindikatorer teller også til sammen 50 %. Nøkkelindikatorer er enten indikatorer som har nøkkelfunksjoner i økosystemene, eller de er artsindekser som omfatter mange arter.

Ved beregning av Naturindeksen for et større geografisk område som omfatter flere kommuner, vektet indeksverdiene for enkeltkommuner med andelen av det større området kommunen representerer (Pedersen og Skarpaas 2015). I slike beregninger vil derfor indikatorer med god arealmessig dekning få større betydning enn indikatorer med lav dekning.

2.2 Indikatorer

Datagrunnlaget bak Naturindeks for Norge omfatter per i dag 301 ulike indikatorer fordelt på ni hovedøkosystemer. Fullstendige oversikter over samtlige indikatorer som inngår i beregning av Naturindeks er gjengitt i Framstad (2015) og Pedersen og Nybø (2015). De enkelte indikatorene er nærmere beskrevet på nettstedet <http://www.naturindeks.no/>.

Dagens utgave av Naturindeksen har av ulike årsaker fokus på artsmangfold. De aller fleste indikatorene som inngår i grunnlaget for å beregne Naturindeks, representerer derfor bestander av en rekke arter (Pedersen og Nybø 2015). Disse måles typisk, men ikke nødvendigvis, som antall, biomasse, tetthet eller annet mengdemål (abundans).

Videre inngår en del samfunnsindekser. Dette er indikatorer som representerer artsgrupper, eller de er sammensatte indekser for flere arter (takson) med representanter fra ulike dyre-/plante-grupper, men som oftest med noenlunde lik økologisk funksjon (for eksempel smågnagerindeks). Indekser er ofte brukt for artsgrupper med mange arter. Disse indeksene er ofte satt sammen for å måle påvirkning fra en gitt ytre faktor.

Såkalte indirekte indikatorer inngår også i datagrunnlaget for Naturindeksen. Dette er enten enheter som representerer viktige ressurser for mange arter slik som død ved i skog, eller arter som har en negativ effekt på det biologiske mangfoldet, og denne negative effekten er representert ved indikatoren.

2.3 Observasjoner av tilstand

Observasjoner av indikatorenes tilstand er ofte basert på overvåkningsdata, men kan også være modellbaserte estimat av tilstand eller basert på ekspertvurderinger. Disse typene av tilstands-observasjoner beskrives og diskuteres nærmere i Pedersen (2015).

Beregningene av Naturindeks håndterer usikkerhet i observasjonene (jf. Pedersen og Skarpaas 2015). Indikatorverdiene blir derfor i Naturindekssammenheng angitt som sannsynlighetsfordelinger der spredningen representerer denne usikkerheten.

På grunn av en ujevn geografisk dekning av indikatorer og en gjennomgående lav romlig presisjon i indikatorobservasjonene beregnes ikke Naturindeks for hver enkelt kommune. Slike beregninger basert på dagens datagrunnlag ville ikke vært informative og ikke egnet til å sammenlikne tilstanden til det biologiske mangfoldet i de ulike kommunene (Pedersen 2015).

2.4 Ekspertenes rolle

Hver indikator er tilrettelagt for Naturindeks av en eller flere eksperter knyttet til forskningsinstituttene HI, NIBIO, NINA og NIVA, samt NTNU Vitenskapsmuseet. Ekspertene mobiliserer og tilpasser data til Naturindeksens rammeverk. Dette innebærer bl.a. å velge ut relevante variabler som måler indikatorens tilstand, skalere disse på en fornuftig måte i forhold til rammeverket og fastsette referanseverdier for hvert område indikatoren rapporteres fra.

3 Evalueringskriterier

3.1 Kriteriesett for indikatorer

Nybø mfl. (2015c) gjengir følgende sett av kriterier som en indikator skal oppfylle:

1. En indikators tilstand skal kunne måles i naturen.
2. Målingene skal kunne knyttes til definerte, avgrensede arealer.
3. Man skal kunne estimere en referanseverdi.
4. Den skal kunne knyttes til ett eller flere hoved-økosystem.
5. For hvert av hoved-økosystemene forventes indikatoren å kunne opprettholde en vedvarende bestand når økosystemet er i sin referansetilstand.
6. Kunnskapsgrunnlaget er godt nok til at trender i indikatoren kan anslås.
7. Indikatoren bør fortrinnsvis angis som en populasjonsegenskap.
8. Den skal respondere på miljøendringer.

Kriteriene 1 til 5 er direkte konsekvenser av Naturindeksens rammeverk og representerer nødvendige forutsetninger for at observasjoner av en indikators tilstand skal kunne inngå i beregningen av Naturindeks. Av disse igjen regner vi at kriterium 5 vil være oppfylt for alle aktuelle indikatorer. Kriteriene 6 til 8 følger ikke direkte av Naturindeksens rammeverk. Kriterium 6 reflekterer et ønske om at Naturindeksen skal bygge på gode data og kunnskaper. Kriterium 7 gjenspeiler dagens strategi som går ut på å rendyrke Naturindeksen mht. populasjonsegenskaper, mens kriterium 8 tilsvarende gjenspeiler ønsket fra miljøforvaltningen om at Naturindeksen skal være følsom for miljøendringer (Pedersen mfl. 2013).

3.1.1 Tilstand skal kunne måles i naturen

Rent generelt vil indikatorenes tilstand variere på de fleste geografiske skalaer. Som grunnlag for beregning av Naturindeks skal imidlertid indikatormålingene angis kommunevis eller for områder bestående av flere kommuner (f.eks. regioner). Det betyr at indikatormålingene bør utgjøre en representativ oppsummering av indikatorens tilstand innenfor de enkelte indikatorområdene, i form av f.eks. en gjennomsnittstilstand. Usikkerheten i estimatet av en slik gjennomsnittstilstand vil for en indikator basert på overvåkingsdata avhenge av antall «punktmålinger» innenfor det geografiske området og hvor stor variasjonen i tilstand er innenfor området. Det vil derfor være en avveining mellom indikatormålingenes presisjon og deres geografiske oppløsning. Begrensningen en slik avveining representerer kan motvirkes ved å øke antall «punktmålinger» innenfor det aktuelle området. Tilsvarende begrensninger gjelder også for modellbaserte og ekspertvurderte indikatormålinger. Svært usikre indikatormålinger er imidlertid ikke av verdi for beregning av Naturindeks. Slike målinger kan ikke sies å oppfylle kriteriene 1, 2 og 6.

3.1.2 En skal kunne estimere referanseverdier

Referanseverdier skal gis for alle indikatorområder. Referanseverdien til et område representerer det som i Naturindeksammenheng regnes som den beste tilstand indikatoren kan ha i området (skalert indikatorverdi lik 1). Som beskrevet over skal den fastsettes ut fra en felles referansetilstand for et hovedøkosystem, enten fra et intakt, naturgitt system, eller fra et seminaturlig system i god hevd. Dette representerer kanskje den største utfordringen ved å tilpasse et datasett til Naturindeksens rammeverk.

Ulike strategier kan benyttes ved fastsetting av referanseverdiene for den enkelte indikator. En mulighet er å benytte eksisterende, intakte hoved-økosystem som referansegrunnlag, eller dokumenterte, tidligere tilstander. Historiske data, overvåkingsdata fra intakte økosystemer i Norge, undersøkelser fra intakte økosystemer i land vi kan sammenligne oss med, eller modeller kan benyttes til å fastsette referanseverdier.

En alternativ tilnæringsmåte er å basere fastsettingen på eksplisitt spesifiserte faktorer som påvirker indikatorenes verdi negativt i forhold til referansetilstanden. Slike faktorer vil f.eks. være

ulike former for høsting, klimaendringer, ulike typer av forurensing, opphør av hevd, beiting av husdyr osv. Referanseverdien viser til indikatorens tilstand (indikatorverdi) i situasjoner der disse faktorene enten ikke er til stede, ikke har negativ effekt på indikatoren, eller selv er i en referansestilstand, avhengig av hva som er relevant for den enkelte miljøfaktor. En slik framgangsmåte forutsetter imidlertid at sammenhengen (dose – respons) mellom indikatoren og påvirkningsfaktorene er dokumentert. Eksempler på denne tilnæringsmåten finnes for utvikling av indikatorer og deres grenseverdier innenfor vanddirektivets rammeverk ved fastsetting av den økologiske tilstanden til vannforekomster (jf. Direktoratgruppen for vanddirektivet 2013).

Her evaluerer vi referanseverdiene ut fra om det for indikatorene er formulert en strategi for fastsetting av referanseverdiene, og om de er i tråd med referansekonseptene for våtmark og fjell. Vi karakteriserer dem ut fra om de er fastsatt basert på data fra intakte system, som prediksjoner fra modeller eller ved ekspertvurderinger. Vi baserer evalueringen på beskrivelsene av indikatorene som er gitt i Naturindeksdatabasen.

3.1.3 Tilhørighet til hovedøkosystem

Indikatorene skal knyttes til hovedøkosystem. Imidlertid problematiseres fastsetting av indikatorernes tilhørighet ved at organismer og arter utnytter og forekommer i flere hovedøkosystem. I beskrivelsene av Naturindeksens rammeverk har en i liten grad diskutert eller formulert hvilke kriterier som skal legges til grunn for å avgjøre om en bestand eller art har tilhørighet til et hovedøkosystem og dermed potensielt være en indikator for tilstanden i systemet. I denne rapporten har vi benyttet følgende avgrensning av hvilke arter som vi anser å tilhøre et hovedøkosystem:

- Fastsittende organismer: Arter som eksklusivt forekommer i hovedøkosystemet, arter med hovedtyngden av forekomstene i hovedøkosystemet, og arter som naturlig er vanlig eller ofte forekommende i hovedøkosystemet.
- Mobile organismer: Arter der naturlig en, flere eller alle livsprosesser (f.eks. næringssøk, pardannelse, hekking) eller livsstadier vanligvis, eller ofte gjennomføres i hovedøkosystemet, eller at hovedøkosystemet på annen måte direkte er en forutsetning eller påvirkes av disse (f.eks. trekkfuglers rasteplasser).

Tilhørighet angår imidlertid også dataene som ligger til grunn for indikatorobservasjonene. For arter som forekommer i flere hovedøkosystem, bør indikatorobservasjonene reflektere tilstanden i det aktuelle systemet som skal karakteriseres. For eksempel blåbær finnes i både skog og fjell. Men som eventuell indikator for fjelløkosystemer må dataene som ligger til grunn for indikatoren være fra fjellet.

For mange mobile organismer vil tilstanden påvirkes av forholdene i flere hovedøkosystem. Ofte er det også slik at de viktigste negative påvirkningsfaktorene for en indikator, er forhold i andre økosystem enn det hovedøkosystemet indikatoren inngår i beregningen av Naturindeks for. Her anser vi imidlertid ikke det som en grunn for å ekskludere indikatoren eller gi den redusert vekt i beregningen, dette fordi Naturindeksen skal reflektere tilstanden i de ulike økosystemene, ikke påvirkningsfaktorene (Pedersen og Nybø 2013). Dette avviker fra dagens praksis for nedveining av indikatorer som har tilhørighet til flere økosystem.

En bør imidlertid redusere en indikators vekt ved beregning av Naturindeks i tilfeller der indikatorobservasjonene reflekterer tilstanden i flere hovedøkosystem, og det samtidig er grunn til å anta at tilstanden varierer mellom systemene. I slike tilfeller mener vi at indikatorens tilhørighet skal fordeles over de aktuelle hovedøkosystemene. For eksempel, indikatoren lavhei inkluderer i hovedsak data fra fjellet, men det inngår også observasjoner fra våtmark, hvor lavhei finnes på tuer og i halvtørre fastmatter. Derfor har denne indikatoren en fordeling på 85-15 mellom fjell og våtmark.

Alternativt kan en indikator med tilhørighet i flere hovedøkosystem splittes i to eller flere separate indikatorer. Datasetset for smågnagere er et eksempel på dette – det finnes to indikatorer for

smågnagere, en for fjellbestander og en for skogbestander. Dette presiseres i indikatorenes navn slik at dette ikke skal kunne misforstås.

Indikatorenes tilhørighet til hovedøkosystemene avhenger også av hvordan systemene avgrenses i forhold til hverandre. Det eksisterer f.eks. mange ulike definisjoner av våtmark som innbyrdes ikke er konsistente. For økosystemene i fjellet må en avgjøre om våtmarks- og ferskvannsføremster skal inkluderes i hovedøkosystemet fjell eller hovedøkosystemene våtmark og ferskvann. Ved relansering av Naturindeksen i 2015 ble beskrivelsene av hovedøkosystemene revidert til i større grad å være i overenstemmelse med NiN2 (Nybø mfl. 2015d, Halvorsen mfl. 2016). Spesielt for våtmark innebar dette en omfattende endring av hvilke naturtyper som inngikk i hovedøkosystemet sammenliknet med avgrensningen som i praksis ble benyttet ved første lansering av Naturindeksen. Imidlertid ble ikke tilhørigheten til økosystemene revidert for alle indikatorer. I denne rapporten vurderes derfor indikatorenes tilhørighet til våtmark og fjell på nytt.

3.1.4 Populasjonsegenskaper og samfunnsindekser

Vi vil her fokusere og gi prioritet til populasjonsegenskaper og «samfunnsindekser» som indikatorer. Dette i tråd med dagens Naturindeks sitt fokus på artsnivået (jf. Nybø mfl. 2015c). Samfunnsindekser sammenfatter eller aggregere observasjoner av flere enkeltarter til en indeksverdi som karakteriserer sammensetningen av samfunnet som enkeltartene til sammen utgjør. Det er indeksverdien, og ikke artsobservasjonene som inngår i grunnlaget for beregning av Naturindeksen. Beregning av samfunnsindekser fra artsobservasjoner er en parallell til beregning av Naturindeksen fra rene enkeltartsindikatorer. Samfunnsindekser kan derfor inngå i utvalget av biodiversitetsindikatorer uten at de bryter med konseptet om en artsbasert Naturindeks (Pedersen og Nybø 2013). Samfunnsindekser er aktuelt å bruke i stedet for enkeltarter til å representere tilstanden i artsrike samfunn der det i referansetilstanden gjerne er en viss turnover i artssammensetning mellom år og lokaliteter.

I tråd med rammeverket for Naturindeks vil vi her ikke vektlegge eller prioritere indirekte indikatorer og indikatorer basert på naturtyper. Disse vurderes som aktuelle kun for å representere funksjonelle grupper som ikke eller i liten grad vil bli representert i utvalget av populasjons- og samfunnsbaserte indikatorer.

3.1.5 Framtidig datatilfang

I tillegg til kriteriene over vurderer vi for hver indikator mulighetene for i fremtiden å opprettholde tidsseriene som utgjør indikatorens datagrunnlag. Naturindeksen skal beregnes hvert 5. år og vise utviklingstrender over tid. Den bør derfor baseres på indikatorer som med stor sannsynlighet vil bli oppdatert med nye observasjoner i tiden framover.

3.1.6 Datakvalitet

Kvaliteten til datagrunnlaget for den enkelte indikator vurderes ut fra følgende egenskaper: datatype, geografisk dekning, geografisk oppløsning og presisjon. Med datatype menes hvorvidt indikatorobservasjonene er basert på overvåkningsdata, modellbaserte estimat eller ekspertvurderinger.

Geografisk dekning måles her som andelen av kommuner med det aktuelle hovedøkosystemet som en indikator dekker med observasjoner. Geografisk oppløsning måles som gjennomsnittlig antall kommuner som inngår i et indikatorområde. En bedre geografisk oppløsning enn det som er gjennomgående i dag er en forutsetning for å kunne beregne meningsfulle Naturindeksverdier for fylker og enkeltkommuner (Pedersen 2015).

Innenfor dette prosjektet har vi ikke vurdert kunnskapsgrunnlaget for den enkelte indikator med hensyn til å kunne identifisere trender i indikatorens tilstand over år og skille disse fra årlige/kortvarige svingninger i tilstand. For mange av indikatorene for fjell og våtmark kan en likevel uten videre fastslå at de nødvendige data for å gjøre den typen analyser ikke er samlet inn. I denne

rapporten har vi i stedet valgt å vurdere kunnskapsgrunnlaget ut fra presisjonen i indikatorobservasjonene i Naturindeksbasen. Presisjonen til en indikator verdier angis her som de normaliserte verdienes gjennomsnittlige variasjonskoeffisient. Normaliserte verdier er de opprinnelige indikatorobservasjonene skalert mot de tilhørende referanseverdiene. Vi benytter normaliserte verdier for å kunne sammenlikne indikatorene med hverandre på en felles måleskala som mellom 0 og 1 tilsvarer verdiskalaen til naturindeksen. Variasjonskoeffisienten er de normaliserte verdienes standardavvik dividert på deres forventningsverdi. Koeffisienten korrigerer med andre ord for forskjeller i verdienes lokasjon på verdiskalaen.

I tillegg har vi konstruert et mål som beskriver datagrunnlaget for hver enkelt indikator mht. hvor god kunnskap om endringer i indikatortilstander dataene representerer. Målet kvantifiserer hvor små forskjeller en typisk kan påvise med høy sikkerhet gitt datagrunnlaget for indikatoren slik det foreligger i Naturindeksbasen. Høy sikkerhet tilsvarer her et signifikansnivå på 0,05. Den minste påviselige størrelsen ved dette nivået kaller vi her *effektstørrelse*. Se vedlegg 1 for en nærmere beskrivelse og formalisering av denne størrelsen. For hver indikator har vi beregnet effektstørrelsen for et «gjennomsnittlig» indikatorområde. Den er også beregnet for indikatorens gjennomsnittlige tilstand i hele det geografiske området i Norge som indikatoren dekker med data, og som omfatter flere indikatorområder. Effektstørrelsen angis på samme skala som Naturindeksen.

3.2 Kriterier for indikatorutvalg

Det er utviklet et ideelt sett av kriterier som utvalget av indikatorer for et hovedøkosystem bør oppfylle (jf. Nybø mfl. 2015c). I følge disse skal indikatorutvalget:

1. Være taksonomisk representativt.
2. Til sammen representere artenes ulike økologiske funksjoner.
3. Inkludere både vanlige og sjeldne arter.
4. Inkludere nøkkelarter.
5. Inneha indikatorer som til sammen er følsomme for ulike typer påvirkninger.
6. Representere ulike naturtyper og naturlige suksesjonsstadier innenfor de ulike store økosystemene.
7. Representere ulike hovedtyper av livsmedier en finner innenfor de ulike store økosystemene
8. Ikke inkludere fremmede arter.

Kriteriene vektlegger at utvalget skal være representativt med hensyn til taksonomisk sammensetning, økologiske funksjoner, naturtyper og livsmedier, samt påvirkninger. Begrepet representativt utvalg kan imidlertid tolkes i ulike retninger og er lite diskutert i Naturindekssammenheng.

I statistisk sammenheng er et representativt utvalg et utvalg med samme frekvensfordeling som populasjonen utvalget tas fra (Underwood 1997). En slik tolkning mht. taksonomi ville innebære at andelen insekter, moser, frøplanter, pattedyr osv. i et hovedøkosystem skulle gjenspeiles i utvalget, noe som skulle tilsi et utvalg dominert av insektindikatorer. En alternativ tolkningsmulighet er et utvalg som representerer variasjonsbredden (eng: heterogenous sample, maximum variation sample, Marshall 1996). Dvs. et utvalg som inneholder alle de viktige og vanlige taksonomiske-, funksjonelle- etc. grupper som forekommer i systemet. Det er denne tolkningen vi legger til grunn i denne rapporten.

Vurdering av representativitet avhenger imidlertid også av hvilke skala og oppløsninger en velger for de aktuelle egenskapene. På hvilket taksonomisk nivå skal en vurdere taksonomisk representativitet, hvilken klassifisering av økologiske funksjoner, naturtyper, osv. skal en basere vurderingen av representativitet på?

Arter som er sjeldne i referansetilstanden, blir ikke vektlagt i denne gjennomgangen. Sjeldne arter, ofte med begrenset utbredelse, vil ha liten innvirkning på Naturindeks. Det inngår slike arter i indikatorutvalgene for både fjell og våtmark. Men vi har her i stedet vektlagt at indikatorsettene samlet skal ha god geografisk dekning.

3.2.1 Taksonomisk representativitet

Ved vurdering av taksonomisk representativitet har vi valgt ulik tilnærming for forskjellige organismegrupper ut fra dagens kunnskap om gruppene og praktiske begrensninger. Vi har så langt der lar seg gjøre valgt å benytte utelukkende norske navn på underarter, arter og høyere taksa. Alle norske navn er søkbare i Artsdatabanken (www.artsdatabanken.no). Vi henviser til denne siden for vitenskapelige navn.

Virveldyr

Vi har god kunnskap om hvilke virveldyr som forekommer i de ulike hovedøkosystemene i Norge. I terrestriske system i Norge er virveldyrene representert med klassene amfibier, reptiler, fugler og pattedyr. Av terrestriske arter i Norge, inklusive arter knyttet til våtmark, er amfibiene representert med 6 arter, reptilene med 5 arter, hekkende fugler med ca. 260 arter (inkludert vannfugler og sjøfugler) og pattedyr med 58 arter. Vurdering av indikatorutvalgenes representativitet mht. virveldyr baseres i hovedsak på ordensnivået i det taksonomiske hierarkiet.

Invertebrater

Det inngår svært få invertebrater (virvelløse dyr) som indikatorer for Naturindeksen for fjell og våtmark. Samtidig er antall arter av invertebrater som finnes i Norge svært høyt sammenliknet med de andre organismegruppene som vurderes i denne rapporten (Elven og Søli 2016, Vedlegg 2). Videre eksisterer det for flere grupper av invertebrater til dels store kunnskapshull mht. taksonomisk inndeling, deres forekomst i Norge og deres tilhørighet til hovedøkosystemene. Det å utarbeide et taksonomisk representativt indikatorutvalg mht. invertebrater byr dermed på utfordringer som vi ikke kan løse innenfor rammen av denne rapporten. I tillegg kommer metodiske utfordringer knyttet til å innhente data om forekomst og bestandstettheter slik at det i praksis kun er et begrenset utvalg av invertebrater som vil være aktuelle som indikatorer for Naturindeks. For invertebrater har vi i stedet for å vurdere taksonomisk representativitet derfor valgt å identifisere og omtale de gruppene det kan være aktuelt å inkludere i Naturindeksens datagrunnlag.

Invertebrater i hovedøkosystemene fjell og våtmark har for det meste terrestrisk levevis, men i våtmark inngår det også en andel semiakvatiske og akvatiske (limniske) arter. Invertebrater i limniske (l.) og terrestriske (t.) omgivelser i Norge omfatter tolv rekker hvor artsantall for kjente arter er hentet fra Elven & Søli 2016).

En praktisk tilnærming til videre utvelgelse av de artsgrupper som er best egnet for overvåking i fjell og våtmark, og som kan inngå som indikatorer i Naturindekssammenheng, vil være å se bort fra de fleste rekkene som utelukkende eller overveiende består av limniske arter. Det samme gjelder også rekkene som overveiende er parasittiske, samt de som det finnes lite økologisk kunnskap om. Da står en igjen med de to rekkene leddyr og bløtdyr, som er de dominerende i fjell og våtmark.

Blant edderkoppdyrene er arter av edderkopper og vevkjerringer aktuelle i Naturindekssammenheng, mens midd er for dårlig kjent til å være aktuell. Spretthaler forekommer i både fjell og våtmark og omfatter arter som er karakteristiske for disse natursystemene. Fra klassen insekter er det totalt sett snakk om mange artsgrupper og arter, men i tilknytning til Naturindeksen er det et fåtall grupper som utpeker seg både mht. økologisk kunnskap, registrerbarhet (metoder) og bestembarhet. Dette gjelder særlig flere familier, artsgrupper og/eller enkeltarter innen ordenene biller, sommerfugler, veps, øyestikkere og rettvinger. For de aktuelle naturtypene under våtmark og fjell er det i hovedsak terrestriske arter som er aktuelle. Siden våtmark omfatter ulike typer myr, inneholder dette natursystemet også små vannansamlinger (pytter, sig og temporære vannhabitater), hvor det inngår semiakvatiske og akvatiske (limniske) arter. Da de semiakvatiske

artene i sitt voksne stadium utnytter fastmarksarealene omkring de små vannhabitatene, defineres de som tilhørende disse naturtypene. Dette gjelder f.eks. øyenstikkere, vårfluer og en del tovinger. Representanter fra flere familier vannlevende biller og teger har også sitt voksne stadium i vann, men da habitatet er tett vegetasjon som bl.a. torvmoser, regner vi også de som tilhørende i våtmarkssystemet. Hvorvidt noen av artene med akvatisk levevis er spesifikt knyttet til små vannhabitater i våtmark, finnes det kun sporadisk informasjon om. Blant de fire klassene som representerer krepsdyrene er det få arter som er aktuelle for våtmark og fjell fordi de primært tilhører det limniske elementet.

Blant bløtdyrene er sneglene den eneste aktuelle klassen når en ekskluderer de rent akvatiske (limniske og/eller marine) gruppene. Terrestriske sneglearter forekommer både i fjell og våtmark, men også her foreligger det lite spesifikk kunnskap om artenes tilknytning til disse natursystemene. Flere arter er imidlertid avgrenset til kalkrike områder, og snegler er generelt regnet som gode indikatorer på urørthet.

Planter

Elven & Søli (2015) fordeler 4458 norske arter på ti ulike rekker av planter (Tabell 3.1). Noen av rekkene består utelukkende eller i hovedsak av limniske og marine arter. Dette gjelder algerekene kransalger, grønnalger, rødalger og Streptophyta. Taksonomisk, biogeografisk og økologisk kunnskap er generelt best for de rekkene med en høy andel av arter i terrestriske miljøer. Disse rekkene har også mange representanter i våtmark og fjell. For å oppnå en god taksonomisk representativitet bør det være et mål at alle disse rekkene med dominans i det terrestriske miljøet bør være representert med indikatorer i Naturindeks, og da både for våtmark og fjell. Det gjelder da rekkene bladmoser, dekkfrøete blomsterplanter, levermoser, nakenfrøete blomsterplanter og karsporeplanter.

Tabell 3.1. Oversikt over planteriket (Plantae) i Norge, med antall kjente arter og estimert antall arter (hentet fra Elven & Søli 2016). De tre kolonnene helt til venstre (taksonomi, utbredelse og økologi) angir kunnskapsstatus på en skala fra 0 til 5, der 0 representerer ingen kunnskap og 5 representerer sikker kunnskap. i.e. = ikke estimert.

Rekke	Norsk navn	Totalt antall arter	Marine arter	Limniske arter	Terrestriske arter	Antatt antall arter	Taksonomi	Utbredelse	Økologi
Anthocerotophyta	Nålkapselmoser	2	0	0	2	2	4	4	4
Bryophyta	Bladmoser	839	0	75	764	914	3	2	3
Charophyta	Kransalger	25	0	25	0	i.e.	i.e.	i.e.	i.e.
Chlorophyta	Grønnalger	504	193	306	5	i.e.	2	2	2
Magnoliophyta	Dekkkfrøete blomsterplanter	2155	7	106	2042	4150	4	4	4
Marchantiophyta	Levermoser	296	0	20	276	336	2	2	2
Pinophyta	Nakenfrøete blomsterplanter	42	0	0	42	54	4	4	5
Pteridophyta	Karsporeplanter	75	0	4	71	90	4	4	5
Rhodophyta	Rødalger	259	235	24	0	300	4	3	3
Streptophyta		262	57	205	0	i.e.	2	2	2

Sopp og lav

Sopp regnes i dag som et eget rike, sidestilt med plante- og dyreriket. Det er kjent drøyt 8000 sopp i Norge i dag (Elven og Søli 2016), men mange grupper er dårlig undersøkt, og det reelle antallet er trolig over 10 000 arter. Over 90% av de kjente artene tilhører enten sekksporesopper eller stilksporesopper. Mange sekksporesopper danner lav.

Sopporganismen består i hovedsak av tynne tråder (hyfer/mycel) som lever nede i substratet, f.eks. i jord, torv eller ved. Noen danner organiserte vevsstrukturer på overflaten, f.eks. lavartene. Iblant danner soppene iøynefallende fruktlegemer, som er de generative, sporebærende organene. Det er disse fruktlegemene vi gjerne registrerer når en foretar en soppkartlegging. En

utfordring i forhold til kartlegging/overvåking er således at registreringsenheten fruktlegeme ikke alltid er tilstede, og for å fange opp sopppforekomster bør man ha repeterende registreringer (bortsett fra for lav og flerårige, vedboende sopper). En alternativ registrering vil være med miljø-DNA-metodikk, der man kan fange opp sopppforekomstene, dvs. mycelet som alltid er tilstede, ved å DNA-sekvensere jordprøver, rotprøver eller vedprøver.

Av praktiske grunner deler man gjerne soppene inn i makrosopper/storsopper som danner synlige fruktlegemer over ca. 5 mm i størrelse, og mikrosopper som har svært små fruktlegemer, eller mangler fruktlegemer. Det aller meste av vår kunnskap om sopp, f.eks. kunnskap om forekomst, habitat-tilhørighet, funn i Artsdatabankens Artskart osv. dreier seg om makrosopper, med unntak av enkelte økonomisk viktige mikrosopp som f.eks. skadegjørere i landbruket. I praksis vil derfor indikatorer i Naturindeksen dreie seg om arter og samfunn av makrosopper.

Generelt er Norge et av de landene i Europa som har mest omfattende og best dokumenterte, stedfestede data om sopparter, gjennom langvarig og aktiv bruk av artsdatabaser tilgjengelige på nett (nå samlet i Artskart) samt omfattende studier av enkelt-grupper. De fleste, godt kartlagte makrosopper tilhører stilksporesoppene, som omfatter grupper som skivesopper, poresopper og piggsopper. En del makrosopper tilhører også sekksporesoppene, selv om flertallet har helt små og uanselige fruktlegemer. Eksempler på større arter sekksporesopper finner man bl.a. i morkler, trøfler og begersopper. Grunnet tilgjengelige datamengder, og tilfang av eksperter, er det først og fremst de nevnte, godt kjente gruppene av makrosopper som er egnet for indikatorer og overvåking. Det virker lite realistisk pr. i dag å gjøre noen taksonomisk representativ utvalgelse utover disse gruppene. Alle de nevnte gruppen er rikelig tilstede både i fjell og våtmark. Spesielt for disse økosystemene er kanskje en overrepresentasjon av sekksporesopper som morkler og begersopper (se kap 4 og 6), og disse bør derfor vektlegges ved utvalg.

De aller fleste licheniserte sopp, dvs. lav, tilhører sekksporesoppene. Her fordeles lavene på tre underklasser hvorav den mest artsrike underklassen omfatter navlelav, kartlav, druelav og vinlav, årenever, knappenålslav, messinglav og skjeggjav, steinlav og fargelav. De tre sistnevnte tilhører den mest artsrike ordenen i Norge med omtrent 1172 kjente arter (tall fra Artsdatabankens nettside). Neste underklasse inneholder én orden, som består av 11 slekter med små, skorpedannende lav, bl.a. den sitrongule laven puteklorlav. Den tredje underklassen inneholder fire-fem ordener (avhengig av hvilken fylogenetisk analyse man baserer seg på). Alle artene i denne underklassen er små, skorpedannende lav, de fleste uten norske navn. For Naturindeks er det mest naturlig å benytte seg av velkjente arter som lar seg artsbestemme i felt. Det vil si at mange mikrolav er lite aktuelle som indikatorer for Naturindeks, men mikrolav fra terrestrisk overvåking kan likevel være aktuelle. Denne overvåkingen foregår imidlertid ikke i våtmark eller på fjellet.

Det finnes også seks andre klasser av sekksporesopp med licheniserte arter. De aller fleste lavene i disse klassene er små og skorpedannende og mangler norske navn. Holien og Tønnsberg (2006) navnga noen få av disse, f.eks. gammelgranlav, klippepulverlav og rødflekkjav. Vanlig trådlav er også et eksempel på art med norsk navn fra disse klassene. Noen få arter i rekken stilksporesopper er licheniserte. Eksempler er slektene lavnavlesopp og algekøller.

I all lichenisert sopp lever det en eller flere partnere. De vanligste er grønnalger og cyanobakterier, og i noen arter er begge disse to til stede. Nylig har det vist seg at en type gjærsopp som tilhører stilksporesoppene, også ser ut til å være til stede i mange lav (Spribille et al. 2016).

3.2.2 Representativitet med hensyn til økologiske funksjoner

Økologiske funksjoner defineres her først og fremst med hensyn til næringsomsetning og energiflyt i økosystemer, dvs. nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellom- og topp-predatorer. Dette samsvarer med inndelingen som ligger til grunn for fastsetting av vekter ved beregning av Naturindeksen. I tillegg har vi tatt hensyn til funksjonelle grupper definert med utgangspunkt i til dels andre viktige økosystemprosesser som mykorrhiza-dannelse, nitrogenfiksering, pollinering og dannelse av torv og andre viktige, biologisk baserte livsmedier som levende og død ved.

3.2.3 Representativitet med hensyn til naturtyper og livsmedier

Ved vurdering av naturtyper og livsmedier tar vi utgangspunkt i hhv. hovedtypene av natursystem i NiN2 (Halvorsen mfl. 2016) og hovedtypene av livsmedier i NiN1 (Ødegaard mfl. 2009). Natursystemet i NiN2 passer imidlertid ikke alltid godt til Naturindeksens rammeverk. Dette gjelder for eksempel natursystem som i NiN2 er definert som egne typer og hovedtyper, men som i Naturindekssammenheng bør betraktes som økosystem i dårlig tilstand. Eksempler er hovedtypene V11 Torvtak og V12 Grøftet åpen torvmark. Det gjelder videre seminaturlige natursystem som er behandlet konseptuelt forskjellig i NiN2 og Naturindeksens rammeverk. I NiN2 representerer seminaturlige system gjerne egne typer og hovedtyper, eksempler er V9 Semi-naturlig myr og V10 Semi-naturlig våteng. I Naturindeksens rammeverk skiller en mellom «naturgitte» og «seminaturlige» system som to alternative måter å vurdere tilstand på. Som naturgitt system vurderes systemets tilstand mot en referanse som ikke er påvirket negativt av antropogene faktorer, mens som et seminaturlig system vurderes systemet mot en referanse som representerer «god hevd» (Pedersen og Nybø 2015). Et og samme økosystem kan i prinsippet bli vurdert på begge måter.

Tabell 3.2. Inndeling av livsmedier på land ifølge NiN1 (Ødegaard mfl. 2009).

Kode	Navn på livsmedium
	Substrat på land
T1	Grovere uorganiske substrater på land
T2	Finere uorganiske substrater på land
T3	Organisk jord
T4	Levende planter på land
T5	Levende vedaktige planter
T6	Ved-livsmedier
T7	På bark
T8	Lav og markboende sopp
T9	Levende dyr og dyrebo
T10	Dødt plantemateriale
T11	Dødt animalsk materiale
T12	Dyremøkk og fuglegjødsel
T13	Syntetiske livsmedier på land
	Substratfrie livsmedier på land
T14	Snø og is på land
T15	Luft

Livsmedium er et begrep innført av NiN. Inndelingen i livsmedier skal gi oss begreper for å karakterisere individers og arters livsbetingelser. Livsmedium-inndelingen omfatter bunn, mark, vannmasser og luft (NiN1, Ødegaard mfl. 2009). Terrestriske økosystemer inneholder ifølge denne inndelingen to grupper av livsmedier. Disse er substrat på land og substratfrie livsmedier på land. Substrat på land inkluderer 13 undergrupper mens substratfrie livsmedier på land deles inn i to undergrupper (Tabell 3.2).

Ved vurdering av indikatorutvalgenes representativitet mht. livsmedier vektlegger vi her ikke livsmediene T4, T5, T8 – T13. Livsmediet T14 Snø og is på land utgår i denne vurderingen som en konsekvens av beskrivelsen av hovedøkosystemene i Nybø mfl. (2015d).

3.2.4 Representativitet med hensyn til påvirkningsfaktorer

Ved vurdering av representativitet med hensyn på påvirkningsfaktorer baseres denne på den grove inndelingen av slike faktorer benyttet i Framstad mfl. (2015, Tabell 3.3), som er en forenkling av inndelingen presentert i Nybø (2015). Inndelingen i Nybø (2015) er tidligere benyttet i Naturindekssammenheng. Den er igjen en modifisert utgave av et tidligere forslag til norsk standard for påvirkningsfaktorer (Norsk Standard 2012).

Vurderingen baseres videre på opplysninger om indikatorenes sensitivitet med hensyn til påvirkningsfaktorene gitt av de ansvarlige ekspertene for hver indikator i Naturindeksens database. For hver indikator har ekspertene der angitt hva som er de 2-3 viktigste negative påvirkningsfaktorene (ifølge Nybø 2015) indikatorene er mest følsomme for og som kan opptre der indikatoren er.

3.2.5 Vekting

Vektingssystemet er en integrert del av beregningen av Naturindeks. Vektene som tilordnes en indikators observasjoner bestemmes i utgangspunktet av indikatorens egne egenskaper og arealet de enkelte observasjonene dekker. Men vektene avhenger også av de andre indikatorenes egenskaper, dvs. indikatorenes tilhørighet og fordeling over økologiske grupper, forekomsten av nøkkelindikatorer og den geografiske fordelingen av observasjonene til de økologiske gruppene.

Systemet er i første omgang motivert ut fra behovet for å rette opp skjevheter i datagrunnlaget. Men i og med at vektene delvis fastsettes *a priori* ut fra indikatorenes egenskaper (f.eks. økologisk funksjon, tilhørighet til økosystem), altså av variablene som inngår i beregningen og ikke kun egenskapene til observasjonene (f.eks. deres presisjon), gjenspeiler systemet samtidig Naturindeksens meningsinnhold, ettersom meningsinnholdet er det eneste grunnlaget for *a priori* å velge et sett av variabler til å definere vektene. Slik sett kan Naturindeksen defineres som en arealrepresentativ sammenfatning av tilstandene til de biologiske komponentene i hovedøkosystemene der det legges lik vekt på de økologiske funksjonene knyttet til ulike trofiske nivå.

Fordelingen av vekter mellom indikatorobservasjonene vil potensielt både påvirke selve estimatet av indeksen og hvor presist dette estimatet er. Her undersøker vi hvordan systemet påvirker estimatet av Naturindeksen for våtmark og fjell ved å sammenlikne fordelingen til Naturindeks for Norge for 2010 med tilsvarende fordelinger når indeksen beregnes som et ordinært gjennomsnitt av indikatorobservasjonene, og som et «arealrepresentativt» gjennomsnitt der vektene fastsettes med utgangspunkt i kun arealet indikatorobservasjonene dekker. Vi undersøker også om det er systematiske forskjeller i datasettet mellom tilstanden til indikatorer som tilhører ulike økologiske og taksonomiske grupper. Hensikten her er ikke å forsøke å forklare forskjellene i tilstand mellom de økologiske gruppene, men å undersøke om dette aspektet av vektingssystemet har en effekt på Naturindeksen, dernest å vurdere om eventuelle forskjeller mellom de økologiske gruppene kan gjenspeile en skjevhet knyttet til hvilke indikatorer som inngår i de enkelte gruppene.

Vi beregner også den samla vekten til hver enkelt indikator, fordelingen av vekter over datatyper og økologiske og taksonomiske grupper. Videre undersøker vi om det er noen systematisk sammenheng mellom enkeltobservasjonenes presisjon og vektene som tilordnes.

Tabell 3.3. Sammenlikning av tre inndelinger av påvirkningsfaktorer hhv. benyttet av Framstad mfl. (2015), presentert i Nybø (2015) og NS 9452 (Norsk Standard 2017).

Framstad mfl. 2015	Nybø 2015	NS 9452
Beskatning og høsting	Beskatning og høsting	[H101] fiske [H102] jakt og fangst [H104] høsting, innhøsting
Fremmede arter	Fremmede arter	[H201 - E1401] amensalisme – fremmed art [H202 - E1401] konkurranse – fremmed art [H203 - E1401] antagonisme – fremmed art [H204 - E1401] kommensalisme – fremmed art [H205 - E1401] mutualisme – fremmed art
Forurensning	Eutrofiering	[H301 – E17] tilførsel av eutrofierende stoffer
	Forsuring	[H301 – E18] tilførsel av helse- og miljøfarlige stoffer [H301 – E19] tilførsel av ozonreducerende gasser
	Annen forurensning	[H301 – E20] tilførsel av klimagasser og partikler [H301 – E21] tilførsel fra luft [H301 – E22] tilførsel av stoffer som påvirker surhetsgrad i vann [H301 – E23] tilførsel av prioriterte kjemikalier [H301 – E24] tilførsel av radionukleider
Klimaendringer	Klimaendringer	[H402] vær- og klimaforhold, [H403] klimakonsekvenser
Arealbruk og inngrep	Arealbruk / habitatkvalitet	[H105] hogst [H5030101] grøfting og drenering [H50402] beite og annen aktivitet knyttet til beiting (fra husdyr) [H50404] skjøtsel av skog [] høsting som påvirker bunnforhold i ferskvann og sjø eks tråling
	Opphør av trad. drift	[H505] opphør av bruk (slått, brenning, styving, husdyrbeiting, m.m.)
	Fysiske inngrep	[H502] dyrking [H50303] bakkeplanering [H506] anleggs- og byggeaktivitet [H106] bryting og utvinning, graving og boring [H5 – E25] Fysiske inngrep i form av installasjoner som tilretteleggingstiltak [H5 – E26] Gjerder [H5 – E31] Fysiske inngrep i form av kulturminner og kulturmiljø; anlegg og bebyggelse, akvakulturanlegg, transportinfrastruktur, teknisk infrastruktur
	Forstyrrelser ved human aktivitet	[H601] motorisert ferdsel, på transportinfrastrukturen og i utmark [H602] ikke-motorisert ferdsel og utøvelse av friluftsliv [H6030102] idrettsaktivitet i terrenget (terrengløp, orienteringsløp, ski osv.) [H302] Emisjon av støy og trykklølger
	Annet	[H40402] brann [H7] Andre påvirkninger som skyting og sprenging, kollisjoner, brannsløkking, miljøforbedrende tiltak, fjerning eller ødeleggelse av kulturminne, forskning og kartlegging
	Ukjente eller naturlige prosesser	[H404] geofysiske prosesser [H405] kjemiske prosesser [Hxxx] ukjent
	Hydrologiske endringer	[H507] hydromorfologiske tiltak.

4 Fjell

4.1 Avgrensning, naturtyper og livsmedier, referansetilstand

Hovedøkosystemet er kalt fjell. Det innebærer imidlertid ikke at alle landskapsformer og naturtyper ovenfor skoggrensen er inkludert i hovedøkosystemet. Ferskvann ovenfor skoggrensen inngår i hovedøkosystemet ferskvann, mens våtmark ovenfor skoggrensen inngår i hovedøkosystemet våtmark. Nybø mfl. (2015d) avgrensner hovedøkosystemet på følgende måte: «Fjell omfatter alt areal over skoggrensa unntatt breer og annen snø- eller isdekt mark. Ras- og skredområder over skoggrensa inngår i fjell. Våtmark og ferskvann er definert som egne økosystemer og inngår ikke i fjell.»

Denne avgrensningen av hovedøkosystemet gjør at det ikke samsvarer med noen av hovedtypegruppene eller hovedtypene av hverken landskapstyper i NiN1 (Erikstad mfl. 2009) eller natursystemer i NiN2 (Halvorsen mfl. 2016). Ettersom hovedøkosystemet ikke inkluderer noen av natursystemene ferskvannsbunnsystemer, limniske vannmasser, våtmarkssystemer og varige snø- og issystemer, er fjell begrenset til et utvalg fastmarkssystemer. Fastmarkssystemer omfatter økosystemer på land med mark som ikke er mer eller mindre permanent vannmettet (NiN 2). Hovedtyper av fastmarkssystemer som finnes delvis eller i sin helhet ovenfor eller nord for skoggrensen er listet og kort omtalt i tabell 4.1. Beskrivelsene i tabellen er hentet fra NiN2.0 (Halvorsen mfl. 2016), mens vi har lagt til merknader om typenes forekomst i fjellet. De hovedtypene som er mest relevant for fjellet er listet under tabellen.

Tabell 4.1. Hovedtyper av fastmarkssystemer som finnes delvis eller i sin helhet ovenfor eller nord for skoggrensen på Norges fastland.

Kode i NiN2.0.	Hovedtype	Kort beskrivelse hentet fra NiN2.0, samt våre vurderinger av typenes forekomst i fjellet
T1	Nakent berg	Med nakent berg menes berg uten jorddekke. Oftest er nakent berg mer eller mindre dekket av vegetasjon dominert av moser og lav. Karplanter kan forekomme i sprekker, og inngår herunder når sprekken er omgitt av nakent berg på alle kanter.
T3	Fjellhei, leside og tundra	Jorddekt fastmark over eller nær skoggrensa som ikke er sterkt påvirket av frostprosesser (oppfrysing) eller jordflyt. Den dekker store arealer i lavalpint og til dels også mellomalpint belte.
T5	Grotte og overheng	Grotter er spesielt knyttet til kalkområder og finnes enkelte steder over skoggrensen. Overheng finnes både i kalkfattige og kalkrike fjellområder.
T7	Snøleie	Jorddekt fastmark med etablert vegetasjon over eller nær skoggrensa med langvarig snødekke. Den har glidende overganger til våtmarkshovedtypen Våtsnøleie og snøleiekilde (V6).
T8	Fuglefjell-eng og fugletopp	Åpne engpregete områder som har en artssammensetning preget av regelmessig fuglegjødsling. Vanligst langs kysten i Nord-Norge der skoggrensen går nært havnivå, men finnes også spredt i fjellet under reirplasser for store rovfugler og på fugletopper.
T9	Mosetundra	Mosedominert tundra betinget av permafrost og naturlig gjødsling, og i NiN beskrevet basert på data fra Svalbard. Det bør avklares om denne typen finnes i det mellom- eller høyalpine beltet på fastlandet, eventuelt om den finnes i nord- eller østvendte skråninger under fuglefjell langs kysten fra nordre Nordland til Øst-Finnmark (der dog uten permafrost). Mosedominert vegetasjon på jord rundt fuglegjødslete steiner og topper i permafrostområder i fjellet bør trolig defineres som mosetundra, ettersom hovedtype T8 (se ovenfor) domineres av karplanter. Mosedominerte samfunn kan forekomme på høyfjellet ved hvileplasser for fjelljo og andre store fugler, og trolig også rundt fjellrevhi. Noen av disse forekomstene kan trolig ha permafrost i grunnen. Gullmose, som er hovedarten for mosetundra på Svalbard, er for øvrig tallrik også på fastlandet hvor den går høyt opp i det alpine beltet.

Tabell 4.1 (forts.)

Kode i NiN2.0.	Hovedtype	Kort beskrivelse hentet fra NiN2.0, samt våre vurderinger av typenes forekomst i fjellet
T13	Rasmark	Taluskråninger uten jord, oppstått som resultat av massebevegelse i skrånninger. Rasmark finnes både ovenfor og nedenfor skoggrensen, og lange rasmarker kan ofte skjære gjennom skoggrensen.
T14	Rabbe	Mark i fjellet og i arktis som bærer klart preg av vindpåvirkning, forårsaket først og fremst av mangelen på stabilt snødekke om vinteren.
T15	Fosse-eng	Naturlig åpne, grunnlendte, men jorddekte, engpregete arealer i fosse-sprutsonen langs elveløp med fosser og fossestryk. Som for rasmark kan en og samme fosse-eng strekke seg fra langt over til godt under skoggrensen. Problemer med innfrysing i is hos vedplanter fører til at fosse-enger forblir uten skog også under skoggrensen.
T16	Rasmarkhei og -eng	Taluskråninger med stabilisert, jorddekt mark og sluttet vegetasjon med hei- eller engpreg, med betydelige likhetstrekk med T3.
T17	Aktiv skredmark	Mark på ustabil substrat, dominert av jord eller oftere fint mineralmateriale. Den finnes hyppigst langs elver og bekker som renner gjennom tjuke løsmasselag, og er i så måte vanligst under skoggrensen, men også vassdrag over skoggrensen har slik skredmark.
T18	Åpen flomfastmark	Åpne arealer i flomsonen, først og fremst langs større elver, men også ved innsjøer, på sedimenter med korntørrelse fra stein til leire. Finnes både ovenfor og nedenfor skoggrensen. Denne hovedtypen er ikke definert eksplisitt under våtmark i Naturindeksen, men inngår implisitt i våtmark, bl.a. ved at elvesandjeger, som lever på åpen flomfastmark, er del av indikatorsettet til våtmark. Slik våtmark er definert (jf. kapittel 6), passer den imidlertid ikke inn under våtmark. Den passer trolig best under åpent lavland under skoggrensen og fjell over skoggrensen, hvis da ikke all ikke-kulturbetinget åpen fastmark samles i et felles hovedøkosystem, som diskutert i kapittel 8.
T19	Oppfrysingsmark	Mark over og nord for skoggrensen hvor permafrost og sterk frostvirkning gir opphav til karakteristiske mikro-landformer i et mer eller mindre regelmessig mønster.
T20	Isinnfrysingsmark	Forsenkninger i terrenget, fortrinnsvis dødisgroper, som i perioder kan dekkes av stagnerende vann og i blant fryse inn i is om vinteren. Slike forekommer både ovenfor og nedenfor skoggrensen.
T21	Sanddynemark	Åpne områder med mer eller mindre ustabil og sanddominert substrat, fortrinnsvis langs kysten. Er sjelden over skoggrensen, men i Troms og Finnmark, der skoggrensen mange steder er nær havnivå finnes sanddynemark også over skoggrensen, f.eks. på Rolvsøya (Bråthen & Alm 1993, Bjerke mfl. 2005). Vi har også registrert sanddynemark langt fra kysten, f.eks. ved Iešjávri i indre Finnmark. Disse arealene er lett synlige på offentlig tilgjengelige flybilder fra området. Sanddynemark påtreffes også langs enkelte vassdrag.
T22	Fjellgrashei og grastundra	Mark i fjellet dominert eller med spredt forekomst av tørketålende gress, siv og starr og med dekkende lavsjikt dominert av saltlav og islandslav.
T23	Ferskvannsdriftvoll	Driftvoller i supralitoral- og øvre geolitoralbeltet langs store innsjøer som tilføres betydelige mengder mer eller mindre grovt organisk materiale. Vanligst ved produktive innsjøer i lavlandet, men selv ovenfor skoggrensen kan det dannes små driftvoller, spesielt i enden av vatn med én dominerende vindretning.
T25	Historisk skredmark	Mark dominert av jord eller fint mineralmateriale som er blottlagt i relativt ny tid gjennom en enkeltstående forstyrrelsesbegivenhet, som ikke etterfølges av gjentatte, liknende forstyrrelsesbegivenheter, og hvor den blottlagte (mineral)jorda derfor gjennomgår rask suksesjon mot en ettersuksjonstilstand. Det er mulig at ingen skredmarker ovenfor skoggrensa inngår i denne typen, men heller i T13, T16 eller T17.
T26	Breforland og snøavsmeltingsområde	Løsmassedekkete fastmarksarealer som har smeltet fram etter lille istids maksimum og er en hovedtype som i stor grad er begrenset til ovenfor skoggrensen. Enkelte breforland, f.eks. ved Svartisen og Øksfjordjøkulen, er imidlertid nedenfor skoggrensen.

Tabell 4.1 (forts.)

Kode i NiN2.0.	Hovedtype	Kort beskrivelse hentet fra NiN2.0, samt våre vurderinger av typenes forekomst i fjellet
T27	Blokkmark	Sammenhengende områder dominert av blokker eller steiner og som sporadisk kan ha innslag av finere mineralmateriale, men som stort sett mangler jordsmunn mellom blokkene. Finnes både ovenfor og nedenfor skoggrensen.
T29	Grus- og steindominert strand og strandlinje	Åpne områder med mark dominert av grus, stein eller skjellsand. Vanligst langs kysten, men når grus- og steinmark som fortsatt er i langsom suksjon finnes et godt stykke fra kysten, skyldes dette oftest at en kombinasjon av sterk vindvirkning og grovt substrat har holdt marka åpen. Spesielt ved større innsjøer over skoggrensen kan slike strandlinjer forekomme.
T31	Boreal hei	Åpen hei uten et dominerende tresjikt formet gjennom avskoging og opprettholdt ved rydding og beite. Kan også være engpreget på kalkrik grunn. Er per definisjon nedenfor klimatisk skoggrense, men deler av arealet som kartlegges som fjell er egentlig avskogede områder der skogen ennå ikke har kommet tilbake.
T36	Tørrlagte våtmarks- og ferskvannssystemer	Tidligere våtmark og ferskvann som er blitt tørrlagt og som dermed ikke lenger kan defineres som våtmark eller ferskvann. Finnes også ovenfor skoggrensen, men er langt vanligere i lavlandet. Deler av kantsoner av innsjøer i regulerte vassdrag inngår herunder. Flere slike innsjøer befinner seg over skoggrensen.
T39	Hard sterkt endret fastmark	Ny fastmark i langsom suksjon. Finnes også over skoggrensen hvor omfattende inngrep og blokkdeponier fører til et substrat som koloniseres omtrent like raskt, eller seinere enn, nakent berg.

De hovedtypene av fastmark som dekker størsteparten av arealet i fjellet, eller som er mest karakteristisk for fjellet, er T1 nakent berg, T3 fjellhei, leside og tundra, T7 snøleie, T14 rabbe, T19 oppfrysningsmark, T22 fjellgrashei og grastundra og T27 blokkmark. Representativitet av indikatorsettet (Kapittel 5) vil bli vurdert i forhold til disse hovedtypene.

Fjell innbefatter to grupper av livsmedier (jf. tabell 3.2). Disse er substrat på land og substratfrie livsmedier på land. Samtlige typer av substrat og substratfrie livsmedier på land finnes i fjellet. Av disse er det T1 Grovere uorganiske substrater på land, T2 Finere uorganiske substrater på land og T3 Organisk jord som utgjør de mest sentrale substratene for planter og mange sopp og insekter, mens T4 Levende planter på land er viktig substrat/beiteobjekter for fugl, pattedyr og insekter samt patogener og biotrofe sopp. Selv om T5 Levende vedaktige planter, T6 Ved-livsmedier og T7 Bark forbindes mest med skog, er de også til stede i fjellet. Dvergbjørk, vierbusker og lyngplanter er viktige vedaktige planter i fjellet, særlig i lavalpin sone, men også i mellomalpin (dvergvier som musøre). De danner substrat for bl.a. en lang rekke insekter, lav, sopp og moser og er viktige beiteplanter for flere pattedyr og fugler. Organismer som lever på lav og jordboende sopp i fjellet (T8) begrenser seg i stor grad til insekter, slimsopp, bakterier samt sopp som angriper sopp og alger. Levende dyr og dyrebo (T9) omfatter terrestriske dyr som er vertsdyr for andre organismer, inkludert dyr som fungerer som næringsmedium for parasitter og parasitoider, samt hi og bo av større og mindre pattedyr, smånagere, fuglereir, maurtuer og vepse- og humlebol. Dyrebo er livsmedium for en lang rekke andre organismer enn primærbrukerne av slike levesteder. Mange organismer, især insekter og sopp, lever på dødt materiale av dyr og planter og på avføring (T10- T12). Noen moser, lav og sopp vokser mer eller mindre spesialisert på kadaver av dyr og avføring av elg og rein. T13 Syntetiske livsmedier finnes sporadisk i fjellet, f.eks. betong og avfall (plast og glass) som mennesker har kastet fra seg.

For de fleste organismer utgjør T14 Snø og is snarere en hindring for liv enn et livsmedium som sådan. I polare og høyereliggende strøk gjennomlever imidlertid en del arter store deler av sin livssyklus i tilknytning til snø og is, og mange arter bruker snøen som livsmedium i den kalde årstiden (NiN 2, Figur 4.1). T15 Luft er viktig for forflytning for både planter og dyr. Sporer, pollen

og frø fra planter spres med vind, mens mange dyr bruker luft og luftstrømmer aktivt eller passivt til forflytning og spredning (NiN 2).



Figur 4.1. Lemmen lever om vinteren i subnivalen hvor den får beskyttelse mot predatorer, og hvor den i stor grad lever av moser som vokser i snøleier. Foto: © Jan Ove Gjershaug

Nybø mfl. (2015d) beskriver referansetilstanden i fjell som en tilstand «preget av naturgitte forstyrrelser fra frost, is, snø, vann og vind, og naturlige bestandsvariasjoner av dominerende arter (f.eks. smågnagere, insekter) og suksessjoner i vegetasjonen som følge av dette. Referansetilstanden i fjell karakteriseres av at økosystemet i liten grad er påvirket av infrastruktur, bebyggelse og annen arealbruk eller beiting fra husdyr. Fjellet har naturlige bestandsstørrelser av rovdyr, villrein og andre naturlig forekommende arter. Bestandene av villrein og tamrein er på et nivå tilpasset en naturlig rovvilttetthet. Bestandene av rovpattedyr, rovfugl, rein og småvilt er ikke vesentlig påvirket av jakt eller annen etterstrebelse, og bestandene av tamrein antas å være under naturlig regulering. Fjellet er ikke tilført nitrogen, fosfor, forsurende forbindelser eller miljøgifter, utover det som er naturlig. Dette inkluderer også at tilførslene av antropogene forbindelser fra luft er så lave at det ikke påvirker vegetasjonen eller fauna. Radioaktive stoffer og tungmetaller finnes i bakgrunnsnivåer.»

4.2 Taksonomisk sammensetning

Vertebrater

Av amfibier er det bare buttsnutefrosk som forekommer i fjellet. Den er avhengig av ferskvann for å reprodusere. Av reptiler kan både firfisle og hoggorm forekomme i fjellet, selv om de er langt vanligere nedenfor skoggrensa.

Av fugler forekommer arter fra flere ordener i fjellet. Av hønsefuglene er fjellrype og liryper arter som primært forekommer i fjellet, mens orrfugl og storfugl som hovedsakelig finnes i skogen også kan opptre over skoggrensa. Av haukefugler er myrhauk, fjellvåk og kongeørn primært fjellfugler, selv om også de forekommer i lavlandet. Av falkene er jaktfalken primært en fjellfugl, mens tårnfalk og dvergfalk ofte kan påtreffes i fjellet. Av uglene er snøugle primært en fjellfugl, mens jordugle forekommer både i fjellet og lavlandet. Typiske vadefugler i fjellet er boltit, heilo,

sandlo, fjæreplytt og temmincksnipe. Mens de to første er uavhengig av ferskvann for fødesøk, finner de tre sistnevnte ofte føde i strandsonen av ferskvann. Fjelljoen er en måkefugl som primært forekommer i fjellet, der den i hovedsak lever av smågnagere og insekter. Gjøken, som er den eneste representanten for gjøkefuglene, er i Norge vanligst i fjellet og fjellnære strøk, selv om den også hekker i lavlandet. Av spurvefugler er fjellerke, lappspurv og snøspurv primært fjellfugler, mens heipiplerke, blåstrupe, steinskvett, ringtrost, gråtrost, løvsanger og ravn forekommer både i fjellet og i andre hovedøkosystem.

Av pattedyr kan hare (ordenen haredyr) ofte påtreffes i fjellet, men hare er ikke primært en fjellart. Av smågnagere er lemen og fjellmarkmus fjellarter, mens markmus og gråsidemus finnes både i fjellet og andre hovedøkosystemer. Av insekter kan krattspissmus, dvergspissmus og vannspissmus forekomme i fjellet. Den sistnevnte finner mye av maten sin i tilknytning til ferskvann. Av rovpattedyr er jerv og fjellrev hovedsakelig knyttet til fjellet, selv om jerven i det seinere er observert langt ned i barskogen. Røyskatt, snømus, rødrev, brunbjørn, gaupe og villmink er ikke fjellarter, men forekommer allikevel ofte i fjellet. Av klauvdyr er villrein og moskus typiske fjellarter, mens elg, hjort og rådyr er mer typiske skogsarter som kan forekomme i fjellet.

Invertebrater

Artsmangfoldet av invertebrater avtar dramatisk fra lavland til fjell, og fra sør mot nord, men artsinventaret i fjellet overlapper også en god del med det andre åpne naturtyper. Lavalpin sone har mange felles arter med subalpin og boreal sone, mens mellomalpin og høyalpin sone totalt sett har mange færre arter og flest felles med lavalpin. Flere av de typiske fjellartene går helt ned til havnivået der habitatet er tilstede, men det finnes også reine alpine arter.

Av edderkopper og spretthaler i fjellet, har mange en vid økologisk amplitude og finnes i mange naturtyper. Imidlertid utmerker snøleiesamfunnet seg for begge gruppenes vedkommende med flere spesialister.

Blant insektene er det mange ordener som er godt representert i fjellet, jf. vedlegg 2. Et studium av Fjellberg (1972), som omfatter 299 lokaliteter på Hardangervidda, lister 327 arter biller fra 33 familier; deriblant 23 arter vannkalver, 48 arter løpebiller, 127 arter kortvinger og 28 arter snutebiller. Blant andre studier som omfatter biller og andre invertebrater i norske fjellområder, kan nevnes Bråten mfl. (2012), Pedersen (1996) og Ottesen (1996). Biller inngår med en rekke arter i flere av naturtypene i fjellet, dette gjelder særlig de overveiende karnivore familiene, løpebiller og kortvinger. Videre har de fytofage familiene, bladbiller og snutebiller flere arter med fjellarter av vier som næringsplanter. Et fåtall av billeartene er i hovedsak utbredt i fjellet, men den mest ekstreme er løpebilleren *Nebria nivalis*, som lever i kanten av snøbreer hvor den bl.a. jakter på kuldefangete insekter på breen.

Også blant sommerfuglene er mange familier representert i fjellet. Dette er fytofage arter som har sine larvestadier på en rekke ulike plantearter, og de mest kjente tilhører dagsommerfugler, dagflyvende målere og nattfly. Flere av dem forekommer bare i Nord-Norge og andre bare i den sørnorske fjellheimen. Blant de vanligste og mest kjente artene i fjellet er fjellbloddråpesvermer, fjellringvinge og svartflekkeifly. Aarvik mfl. (2009) omhandler alle «storsommerfuglene» i Norge, og 72 arter nevnes særskilt å ha sin utbredelse i fjellet.

Blant veps er mange familier representert i fjellet, men for mange av dem er kunnskapsgrunnlaget dårlig. Humler er blant de vepsene i fjellet vi har mest kunnskap om, hvorav fjellhumle, tundrahumle, berghumle, lapphumle, alpehumle og polarhumle regnes som fjellarter. I tillegg er mange arter planteveps knyttet til vier og således godt utbredt i fjellet. Flere av de øvrige insektordenene, f.eks. nebbmunner og tovinger, har representanter i fjellet, men disse er generelt sett mindre studert og kunnskapsgrunnlaget derfor dårlig. Allikevel er mange arter av blomsterfluer (tovinger) kjent for å tilhøre fjellfaunaen (Bartsch mfl. 2009a,b). Fjellgresshoppe, som tilhører ordenen rettvinger, finnes i fjellregionen i hele Norge.

Planter

Grønne alger er i fjellet representert med frittlevende og licheniserte alger. En spesiell art for fjellet er en encellet snøalge som vokser i smeltevann i tinende snø, spesielt nær overflaten av snøen.

Levermoser er representert med en rekke arter, både fra gruppen thalløse levermoser (f.eks. fjelltvare og bergkrokodillemose) og gruppen bladlevermoser (f.eks. fra slektene åmemose, skjeggmose og snøemose). Vi kjenner ikke til om det eksakte tallet av levermosearter for fastmark over skoggrensen er blitt estimert.

Bladmoser er også representert med en lang rekke arter i fjellet, trolig mangler det eksakte estimater over antall arter også for denne gruppen. Man finner arter fra alle klassene av bladmoser i fjellet; torvmoser, sotmoser, bjørnemoser, klubbemose, firtannmose og «egentlige bladmoser» som består av et stort antall slekter fordelt på mange familier og ordener.

Av karsporeplanter, forekommer syv kråkefotarter, fire marinøkkelararter og fire snelleplanter på fastmark i fjellet. Omtrent 22 arter av ekte bregner forekommer på fastmark i fjellet, men de fleste av disse har sin hovedtyngde nedenfor skoggrensen.

Vanligste representant i fjellet fra de nakenfrøete blomsterplantene er fjelleiner. Furu og gran forekommer spredt som enkeltindivider over skoggrensen.

Flere hundre arter av dekkfrøete blomsterplanter vokser på fastmark i fjellet, og mange av disse har tyngdepunkt i fjellet. Hele 62 arter eller underarter har norsk navn som starter med «fjell», f.eks. fjellarve, fjellhvitkurle og fjellpyrd.

Blant de tofrøbladete har soleieordenen flere soleie-arter i fjellet samt et fåtalls arter og underarter av arktisk-alpine valmuer.

Innenfor superrosidene er sildreordenen representert med en rekke arter som er vanlige i fjellet, f.eks. grannsildre, grynsildre, knoppsildre, rødsildre, snøisildre og stivsildre, mens andre arter fra ordenen, som rosenrot, småbergknapp, fjellrips og dvergmaigull, har spredte forekomster over skoggrensen.

Blant *fabidene* er erterblomstordenen representert med syv arter eller underarter som har sin hovedutbredelse i fjellet. Disse er blåmjelt, fjellrundskolm, fjelltiriltunge, gulmjelt, reinmjelt, russemjelt og setermjelt. Noen andre erte-planter forekommer i tillegg spredt ovenfor skoggrensen. Innenfor bøkeordenen er dvergbjørk tallrik i fjellet, mens dunbjørk og kolagråor kan finnes som små busker eller enkeltstående trær ovenfor skoggrensen. Flere arter i roseordenen er å finne på fastmark i fjellet, men relativt få, slik som fjellmarikåpe, reinrose, snøemure og trefingerurt, har sin hovedutbredelse i fjellet. Molte er en annen art som er tallrik i fjellet, men da primært i våtmark. Vierordenen er representert med en rekke vierarter som til dels dominerer i fjellheimen, f.eks. bleikvier, grønnvier, lappvier, musøre, polarvier, småvier, sølvvier og ullvier. Noen av disse vokser imidlertid primært i våtmarkssystemer. Osp og selje kan forekomme som småbusker ovenfor skoggrensa, mens av fioler forekommer bl.a. fjellfiol og lifiol. Frøbuskordenen og gjøkesyreordenen har én art hver som vokser i norske fjell, hhv. ljåblom, som hovedsakelig er en våtmarksart og gjøkesyre som er langt mer vanlig i skogsområder.

Blant *malvidene* er den artsrike korsblomstordenen. Alperubloom, bergubloom, bleikrubloom, dvergubloom, fjellskrinneblom, gullrubloom, halvukulerubloom, høg fjellskarse, lappubloom, polarkarse, purpurkarse, rosekarse, skredubloom, snørubloom og tinderubloom vokser alle utelukkende eller i hovedsak på fastmark i fjellet. Storkenebbordenen er representert med skogstorkenebb som har spredte forekomster ovenfor skoggrensen. Fra myrteordenen er kun dvergmjølke vanlig på fastmark i fjellet, mens geitrams, hvitmjølke og linmjølke forekommer spredt på fastmark over skoggrensen.

Innenfor *superasteridene* er den tallrike nellikordenen med flere fjellarter og flere primært skogsarter som også forekommer i fjellet. Eksempler på arter med hovedutbredelse på fastmark i fjellet er blindurt, fjellsmelle, fjellstjerneblom, fjelltjæreblom, grannarve, jøkulsmåarve, kalkarve, seter-småarve, skredarve, snøarve, snøstjerneblom, tuearve, sibirkoll, fjellsyre, harerug og setersyre. To arter soldogg forekommer i fjellet, men da primært i våtmark. Lyngordenen er en viktig orden i fjellet. Den har en rekke arter som er tallrike i fjellet, spesielt i lavalpint belte og også nedenfor skoggrensen. Vi kan nevne blokkebær, blåbær, greplyng, hvitlyng, kantlyng, krekling, lapprose, moselyng og rypebær. Videre forkommer fjellpryd, fjellnøkleblom, smalnøkleblom, fjellflokk og lappflokk.

Småsøte og snøsøte er to fjellarter innenfor søteordenen som vokser på fastmark, mens fjellminneblom fra rubladordenen er stedvis vanlig i fjellet. Flere arter innenfor leppeblomstordenen er vanlig på våtmark i fjellet, langt færre på fastmark. Eksempler på sistnevnte er brannmyrklegg, fjellengkall, gullmyrklegg, lappøyentrøst, lodnemyrklegg og svarttopp, mens tettegras og fjelltettegras har spredte forekomster på fastmark, f.eks. i bergsprekker og snøleie.

Flere arter eller underarter i korgplanteordenen har sin hovedutbredelse på fastmark i fjellet, f.eks. blankbakkestjerne, blyttsveve, dovreløvetann, dverggråurt, fjellbakkestjerne, fjellfølblom, fjellgullris, fjellkattfot, fjellsolblom, gaissakattfot, lapplandsløvetann, snøbakkestjerne, svartbakkestjerne og sølvkattfot. I tillegg til disse korgplantene er høyfjellsklokke en typisk fjellplante. Blåklokke forekommer også i fjellet, spesielt underarten fjellblåklokke. Innenfor skjermplanteordenen kan et fåtalls arter påtreffes med små bestander ovenfor skoggrensa, f.eks. gjeldkarve, hundekjeks og underarten fjellkvann.

Fra de enfrøbladete plantene er det tallrike representanter fra grasordenen med gress, siv og starr. Dette er trolig den mest artsrike karplanteordenen i norske fjell, og mange går høyt opp i mellomalpin sone. Viktige arter i fjellet er bl.a. rabbesiv, aksfrytle og buefrytle fra sivfamilien; fjellstarr, jøkulstarr, lemenstarr, rabbestarr, rabbetust, reinstarr, rypestarr, skjeggstarr, snøull, stivstarr og svart-starr fra starrfamilien; og fjellbunke, fjellgulaks, fjellkvein, fjellkveke, fjellmari-gras, fjellrapp, fjelltimotei, jervrapp, polarrødsvingel, rypebunke, sauesvingel, snøgras og sprike-snøgras fra grasfamilien. De enfrøbladete plantene er også representert med bl.a. en del orkidéer, arter i marihandfamilien, f.eks. fjellhvitkurle, fjellkurle, grønnkurle, svartkurle og brude-spore.

Lav

Svært mange lav fra underklassen kantlav er tallrike på fastmark i fjellet. De dominerer både på harde og løse substrater, inkludert i overganger mot våtmark. Lav på bakken (fra gruppene begerlav, reinlav og kruslav) utgjør den største lavbiomassen og er næringskilde for rein som holder den totale lavbiomassen nede i mange reinbeiteområder. Almelav, klubbeklav, rosenlav (lokalt kalt torvmosedreperlav), stor køllelav og vinlav er eksempler på arter fra underklassen Ostropomycetidae som forekommer på fjellet. I klassen Eurotiomycetes finnes lærlavslekta med arter som brunlær, glatt lærlav og putelær. Flere av artene i denne slekta har sin hovedutbredelse i fjellet. Et fåtall arter licheniserte stilksporesopper finnes også i fjellet, bl.a. kantarellnavlesopp og fjellalgekølle.

Sopp

En gjennomgang av alle taksonomiske soppgrupper i økosystemet fjell blir svært omfattende. Dessuten er kunnskapen for flere grupper liten, og taksonomisk tilhørighet under sterk endring som følge av molekylære data. Vi følger derfor den vanlige inndelingen av soppene i funksjonelle grupper (jf. bl.a. Brandrud m. fl. 2015); (i) vedboende arter og jordboende arter, og de sistnevnte i (ii) mykorrhizasopper (som danner sopprot; mutualisme med plantearter), (iii) saprotrofer (nedbrytere, strøsopper) og i noen sammenhenger også (iv) «beitemarksopper», med arter knyttet til ekstensivt hevdete beite/slåttemarker og naturlig åpen engmark.

De fleste jordboende og vedboende sopper er knyttet til skog, og diversiteten avtar fra skog til fjell. Men, særlig fordi fjelløkosystemet har med seg «mikroskoger» av dvergbjørk, vierarter og

fjelleiner i lavalpin sone og dvergvier som musøre i mellomalpin sone, har fjellet også svært artsrike samfunn av sopp. Dette gjelder mange vedboende sopp knyttet til mer storvokste dvergbjørk-/vierkratt, og mange mykorrhizasopp som har samliv med trerøttene både i dvergbjørk-/vierkrattene og dvergviernøleiene.

Mens snøleiene i mellomalpin sone stort sett kun har én forvedet art (musøre; polarvier på Svalbard), så er sopp-samfunnene her svært rike, med flere hundre arter som har mykorrhiza med denne ene vertsplanten (Knudsen og Vesterholt 2012). En del sopparter kan også danne mykorrhiza med urter og gras/halvgras, f.eks. er mange arter dokumentert å ha mykorrhiza med harerug. En del av mykorrhizasoppene i fjellet har et bredt vertsspekter, og kan derfor også opptre i lavlandet. Noen mykorrhiza-slekter har imidlertid mange fjellararter, dvs. arter som opptre bare eller har tyngdepunkt i alpine soner (Knudsen og Vesterholt 2012). Dette gjelder særlig en del slekter innenfor stilksporesoppene. Et godt eksempel på dette er slekten reddiksopp der over halvparten av artene har en forkjærlighet for selje og vier-arter som vertsplanter, og der nesten halvparten av artene er fjellararter, inkludert flere arter som nylig er beskrevet som nye for vitenskapen fra nordiske fjellområder (Beker mfl. 2016). Også innenfor slekten risikerer det i de senere år dokumentert en god del arter knyttet til fjellet, med mykorrhiza med dvergbjørk eller vierarter. Videre er slektene slørsopp og trevlesopp eksempler på (mykorrhiza-)grupper med svært mange arter i fjellet, ikke minst i musøresnøleier, og særlig på kalkrik mark. Her vet vi imidlertid ennå ikke nøyaktig hvor mange av disse som er «gode fjellararter» og hvor mange som kun representerer vekstformer (dvergformer) av lavlandsarter. Samlet sett virker det naturlig å vekte arter/grupper av mykorrhizasopp som indikatorer i overvåking av de ellers ofte svært artsfattige musøresnøleie-samfunnene.

Også blant de jordboende saprotrofene (strønedbryterene) finnes en del spesialiserte fjellararter, f.eks. flere arter som bare er knyttet til reinrose, slike som reinroseseigsopp. Hettesopper er en viktig slekt med saprotrofer på strø, småpinner og moser. Den er også godt representert i fjellet, likeledes enkelte sterkt mosetilknyttede slekter som mosekantareller (Knudsen og Vesterholt 2012).

Selv om de fleste makrosoppene i fjellet er stilkporesopper, spiller også sekksporesoppene med grupper som morkler og begersopper en relativt stor rolle i fjellet. Mange begersopper og morkler er forstyrrelsesbegunstigete og kan opptre ganske høyt til fjells på mineralrik mark der vegetasjonsdekket ikke lengre er sluttet. Da gjerne i tilknytning til rasmark, solifluksjonsmark, elvebaner (se våtmarker) og snøleier. Slike spesialiserte fjellararter vil være en annen aktuell gruppe som indikatorer for overvåking i ellers artsfattige mellomboreale naturtyper.

4.3 Funksjonell sammensetning

Økosystemfunksjonene på fastmark i fjellet skiller seg ikke spesielt fra andre hovedøkosystemer, dvs. at de samme økosystemkomponentene er til stede. Karplanter og moser utgjør de mest sentrale primærprodusentene. Grønnalger i lav er imidlertid også en viktig produsent i enkelte fjelløkosystemer. Frittlevende grønnalger er mindre sentrale, men utgjør en andel av såkalt «biological soil crust», heretter kalt biologiske jordskorper.

Primærproduksjonen i fjellet reguleres i stor grad av snødekket. På de snøfattige rabbene er produksjonen begrenset av skader på plantevev om vinteren (Sakai & Larcher 1987). Overjordiske skudd som ikke er dekket av snø er utsatt for store temperaturvariasjoner i løpet av vinteren, noe som kan føre til frosttørkeskader. Skuddene er også utsatt for mekanisk stress av snøkrystaller som blåser over overflaten. Derfor er rabbevegetasjon kortvokst. Typiske arter er ulike busklav (der reinbeitet er lavt til fraværende), f.eks. gulskinn, hvitkrull, jervskjegg og rabbeskjegg, flerårige krypende buskvekster, spesielt fjellpyrd, greplyng, reinrose og rypebær, samt kortvokste graminider som aksfrytle, rabbesiv og sauesvingel (Fremstad 1998). Ulike levermoser, da spesielt åmemoser, og bladmoser, f.eks. heigråmose og labbmose, kan også utgjøre en stor andel av biomassen.

I lesidene er primærproduksjonen høyest, fordi snødekket gir beskyttelse om vinteren, men tiner tidlig nok til at vekstperioden blir lang. Størst produktivitet har rike høystaudekratt der busksjiktet kan være 1 til 1,5 m høyt og feltsjiktet domineres av høystauder og høye gress. Typiske arter er sølvvier, bleikvier, grønnvier, lappvier og ullvier i busksjiktet og ballblom, fjellkvann, fjellrapp, fjelltimotei, hundekjeks, skogørkvein, turt og ulike marikåpearter i feltsjiktet (Fremstad 1998).

I snøleiene gir snødekket beskyttelse mot ekstreme temperaturvariasjoner og mekanisk stress, men begrenser lengden på vekstsesongen betydelig. Derfor er produktiviteten liten, spesielt i de middels til svært sent utsmeltende snøleiene. Vegetasjonen i snøleiene varierer fra dominans av kortvokste urter og graminider via musøre-polarvier-dominans til ren mosedomnans. Typiske arter i mosesnøleier er bl.a. levermosene bremose, krypsnøsmose, snøglefsemose og snøhutmose og bladmosene snøbinnemose, snøfrostmose og snøsotmose (Fremstad 1998).

Frittlevende, kolonidannende cyanobakterier (*Nostoc*) danner mest biomasse i våtmark, men kan også finnes i mindre mengder på fastmark i fjellet, sammen med bl.a. frittlevende grønnalger i biologiske skorper, særlig på nakne, overrislete bergflater. I symbiose med lav er cyanobakterier primært en kilde til nitrogen. Lav med cyanobakterier utgjør en forholdsvis liten biomasse i fjellet, men enkelte steder kan det være rikelig med saltlav, fjellvrenge og årenever. Det vokser også cyanobakterier på blad av moser, noe som mosene trolig nyttiggjør seg av. I jordsmonnet og på jordoverflaten finnes også heterotrofe nitrogenfikserende bakterier, enten i symbiose med erteplanter, eller frittlevende, eventuelt i mer løse symbioser med andre organismer, slik som omtalt ovenfor om cyanobakterier på moseblader.

I fjellet bestøves mange planter ved hjelp av vindpollinering. Det er likevel et høyt antall insektpollinerte planter. Viktige insekter er humler, fluer og sommerfugler (Figur 4.2). Noen planter i fjellet kan pollinere seg selv, en prosess kalt fakultativ selvpollinering.



Figur 4.2. Alpehumle som samler nektar og pollen fra greplyng. Foto: © Jan Ove Gjershaug

Sopprot (mykorrhiza) er minst like viktig for karplanter i fjellet som for karplanter i lavlandet. En rekke hattsopper med hovedutbredelse i fjellet danner sopprot med planter. Se nærmere eksempler på viktige grupper i kapittel 4.2. I tillegg viser molekylærgenetiske undersøkelser at det

finnes en rekke andre sopp i tilknytning til planterøtter – dette er gjerne sopp som aldri observeres i fertilt stadium (Blaalid mfl. 2012, 2014). Sopp er viktige nedbrytere i fjellet og bidrar sterkt til jordsmonnsdannelse.

Vind kombinert med landskapsform er en svært viktig regulerende faktor for vegetasjons-sammensetning i fjellet, også for fordeling av dyr. Herskende vindretning avgjør i stor grad hvor snøen blåses bort og hvor den akkumuleres. Dette fører til de velkjente gradientene fra rabbe via lesider til snøleier.

Herbivorer er tallrike i fjellet. Reinsdyr konsumerer mest biomasse, men smågnagere kan i enkelte toppår konsumere mer biomasse enn rein, og for øvrig gjøre langt større skade på vegetasjonen ved gnaging av røtter og omvelting av mosematter (Ericson 1977, Moen mfl. 1993, Olofsson mfl. 2012). Storfe, geit og sau har vært store konsumenter i fjellet, men modernisering av gårdsdrift har ført til langt mindre bruk av fjellet til utmarksbeite. Blant fugl er lirype og fjellrype, de viktigste herbivorene som konsumerer mye plantemateriale, men også lappspurv og snøspurv spiser mye frø selv om de mater ungene med insekter. Flere av fjellfuglene spiser dessuten bær. Insekter konsumerer mye bladmateriale, mens spretthaler konsumerer sopp, alger og dødt bladverk.

Rovdyr som konsumerer herbivorer, dvs. mellompredatorer eller sekundærkonsumenter, er det flere av. Edderkopper og fugl konsumerer insekter og spretthaler. Rype og rein blir jaktet på av store rovdyr som jerv, gaupe og kongeørn. Ulv har tidligere jaktet rein, men omfanget er nå svært begrenset. Ryper og smågnagere tas av rødrev, fjellrev og rovfugl som fjellvåk, myrhauk og tårnfalk, samt uglene jordugle og snøugle.

Toppredatorer, dvs. rovdyr som konsumerer sekundærkonsumenter, er fåtallig i forhold til andre trofiske nivåer. Insektspisende fugl tas ofte av rovfugl som dvergfalk. Insektspisende edderkopper er føde for enkelte fugler. Større rovdyr er som oftest føde for andre dyr etter at de har dødd av andre årsaker, dvs. de utnyttes som åtsel. Det er særlig kongeørn og ravn som er fjellets åtseletere sammen med fjellrev, rødrev og jerv.

Rovdyr som konsumerer herbivorer, dvs. sekundærkonsumenter, er det flere av. Edderkopper og fugl konsumerer insekter og spretthaler. Rype og rein blir spist av jerv, gaupe og kongeørn. Ulv har også tidligere jaktet rein, men omfanget er nå svært begrenset. Ryper og smågnagere spises av rødrev, fjellrev og rovfugl som fjellvåk, myrhauk og tårnfalk, i tillegg til jordugle og snøugle. Rovdyr som konsumerer sekundærkonsumenter, er imidlertid fåtallig i forhold til andre trofiske nivåer. Insektspisende fugl spises ofte av rovfugl som dvergfalk. Insektspisende edderkopper er føde for enkelte fugler. Større rovdyr er som oftest føde for andre dyr etter at de har dødd av andre årsaker, dvs. de utnyttes som åtsel. Det er særlig kongeørn og ravn som er fjellets åtseletere sammen med fjellrev, rødrev og jerv.

4.4 Påvirkningsfaktorer

Endringer i fjellet de siste 100 årene skyldes hovedsakelig menneskelig påvirkning gjennom arealbruk som redusert setring, økt turisme, utbygging av vei og jernbane, akselererende hytteutbygging, kraftutbygging, forurensing, jakt og fangst, samt klimaendring med global oppvarming og utvidelse av vekstsesongens lengde (Pedersen & Eide 2010, Pedersen & Aarrestad 2015). De viktigste påvirkningsfaktorene for indikatorer i fjell er endret arealbruk, klima, fysiske inngrep/arealtap og opphør av tradisjonell drift, men også faktorer som beskatning/høsting og naturlig påvirkning kan være av betydning (Karlsen mfl. 2009, Austrheim mfl. 2015). Utbygging av vei og jernbane har ført til at tidligere sammenhengende fjellområder har blitt fragmentert (Riksrevisjonen 2007), med negative effekter på en av nøkkelindikatorene i fjellet, villrein (Andersen og Hustad 2004). Vei og jernbane vil også kunne oppfattes som barrierer som reduserer bruken av tidligere viktige områder (Nellemann mfl. 2001). Infrastruktur knyttet til vei, jernbane, kraftledninger og gjerder vil også ha negativ effekt på flere av artene i fjellet gjennom økt dødelighet på grunn av kollisjoner. Kraftutbygging og hytteutbygging fører til arealtap gjennom neddemming

og fysiske inngrep, og gjennom økt trafikk og potensiell slitasje og forstyrrelse av fjellområder. Dette kan gi negativ effekt på både flora og fauna.

Gjennom flere århundrer har den fjellnære skogen og fjellet blitt benyttet til husdyrbeite og seterbruk, og områdene er dermed i stor grad kulturpåvirket mark. I løpet av de siste 150 årene har imidlertid denne bruken av fjellet avtatt sterkt, og mange kulturbetingete habitater knyttet til denne driftsformen, er i sterk tilbakegang (Austrheim mfl. 2009, Fremstad og Moen 2001). Mange fjellarter har en sterk tilknytning til kortvokst, mer eller mindre beitet engmark i fjellet (særlig i kalkområder), og en betydelig tilgroing i seterregionene har sannsynligvis ført til en betydelig tilbakegang av mange slike «fjellengarter» som marinøkkel-arter og orkidéer. Imidlertid er det vanskelig å si hvor mye dette påvirker det biologiske mangfold i fjellet generelt, da effektene varierer med beitetrykket og typen beitedyr (Danell mfl. 2006). En reduksjon i seterbruket med tilhørende hogst og slått vil føre til gjengroing og heving av skoggrensa (Linkowski & Lennartsson 2006). På sikt vil dette kunne ha betydning for en rekke typiske fjellarter som nettopp finnes i de åpne områdene i nær tilknytning til fjellskogen.

Jakt og fangst har svært lange tradisjoner i Norge, men er i dag i første rekke rettet mot matnyttig vilt og vil kunne påvirke arter som villrein, fjellrype og lirype. Jakt og fangst på disse artene 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). Når det gjelder toppredatorer i fjellet er bestandene av disse underlagt dagens rovviltpolitikk. Politikken setter klare begrensninger på bestandenes størrelse for rovpattedyr, mens toppredatorer som kongeørn og jaktfalk er fredet og dermed ikke underlagt begrensninger i form av politiske vedtak.

Klimaendringer påvirker fjellet på ulike måter. Med varmere klima er det antatt at vegetasjonsgrenser vil forflytte seg oppover i høyden og nordover. Mange arter vil dermed følge etter eller bli presset foran denne endringen i vegetasjonssoner, og mange arter kan forvente en dramatisk tilbakegang i Norge. Tidspunkt for snøsmelting og lengden på vekstsesongen vil også endre seg med et endret klima (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Dette kan igjen påvirke bestandsdynamikken for mange arter. Hos noen fuglearter er det vist at endret klima har ført til redusert hekkesuksess. Årsaken synes å være et misforhold mellom vårens ankomst og hekketidspunkt. Endrete snøforhold, med økte innslag av mildvær og isdannelse, gir dårligere forhold for smånagere under snøen, noe som kan føre til mindre regulære smånagersykluser (Kausrud mfl. 2008). Dette kan ha følger for hele økosystemet (Ims mfl. 2008), med stor betydning for blant annet ryper og en rekke andre fuglearter som jaktfalk og kongeørn, samt fjellrev.

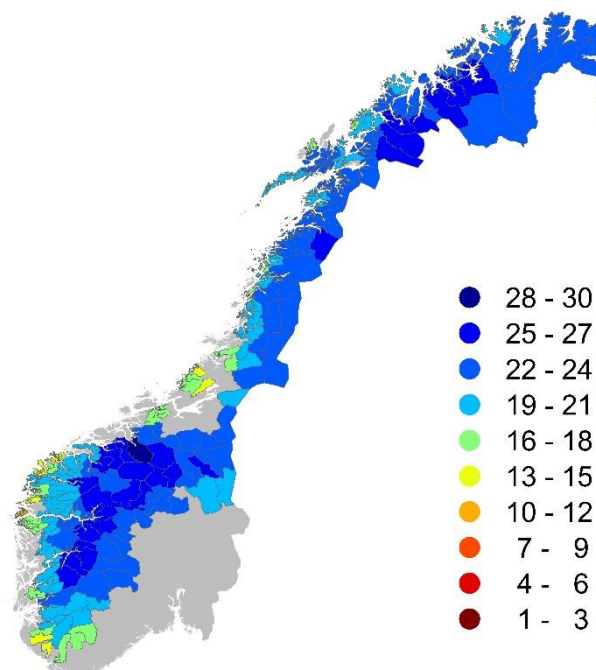
Endringer i de lokale økologiske miljøfaktorene som påvirker rabb-snøleiegradienten (vind, temperatur, nedbør i form av snø og vekstsesongens lengde), vil bidra til endringer i vegetasjonstypenes artssammensetning (Klanderud & Totland 2005, Olsen & Klanderud 2014). Økte sommertemperaturer kan føre til økt mengde av karplanter og moser på bekostning av bakkeboende lav (f.eks. Cornelissen mfl. 2001, van Wijk mfl. 2004, Elmendorf mfl. 2012). Det er imidlertid skepsis til resultatene fra disse studiene som har brukt såkalte 'Open Top Chambers', dette fordi metoden gir flere utilsiktede endringer i mikroklima (Bokhorst et al. 2013). Økt nedbør og tidligere avsmelting kombinert med frostperioder får våt snø til å fryse til is på bakken, såkalt «isbrann» som kan skade karplanter, moser og lav. Særlig lavmattene og flerårige dvergbusker er utsatt. Slike klimaendringer kan føre til irreversible vegetasjonsendringer mot heier dominert av graminider, urter og moser (Gudleifsson 2009, Bjerke 2011, Bjerke mfl. 2013, 2017, Bokhorst mfl. 2012). Overbeite fra tamrein vil ha de samme fragmenteringseffektene på lavdekket (Tømmervik mfl. 2012).

5 Datagrunnlag fjell

Naturindeks for fjell 2015 er basert på 31 indikatorer som er helt eller delvis knyttet til fjellet (Tabell 5.1). Av disse er 29 basert på eller avledet fra estimat av abundans, mens de resterende 2 (Lavhei og Vier alpint belte) kan betraktes som estimat av tilstanden til økologiske samfunn.

Tabell 5.1. Indikatorer for hovedøkosystemet fjell benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (Framstad 2015). For hver indikator angis organismetype og økologisk funksjon. Alle opplysninger er hentet fra Naturindeksbasen.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Taksonomisk gruppe	Funksjonell gruppe
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	Fugl	Mellompredator
Boltit	<i>Charadrius morinellus</i>	Fugl	Mellompredator
Brunbjørn	<i>Ursus arctos</i>	Pattedyr	Toppredator
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>	Fugl	Mellompredator
Fjellfiltmose	<i>Aulacomnium turgidum</i>	Bladmose	Primærprodusent
Fjellrev	<i>Vulpes lagopus</i>	Pattedyr	Toppredator
Fjellrype	<i>Lagopus muta</i>	Fugl	Herbivor
Fjellvalmue	<i>Papaver radicum radicum</i>	Frøplante	Primærprodusent
Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	Fugl	Toppredator
Greplyng	<i>Kalmia procumbens</i>	Frøplante	Primærprodusent
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	Fugl	Mellompredator
Heilo	<i>Pluvialis apricaria</i>	Fugl	Mellompredator
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	Fugl	Mellompredator
Issoleie	<i>Ranunculus glacialis</i>	Frøplante	Primærprodusent
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	Fugl	Toppredator
Jerv	<i>Gulo gulo</i>	Pattedyr	Toppredator
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	Fugl	Toppredator
Lappspurv	<i>Calcarius lapponicus</i>	Fugl	Mellompredator
Lavhei	<i>Cladonia & Cetraria s.l. spp.</i>	Lav	Primærprodusent
Lirype	<i>Lagopus lagopus</i>	Fugl	Herbivor
Nipdraugmose	<i>Anastrophyllum joergensenii</i>	Levermose	Primærprodusent
Praktdraugmose	<i>Anastrophyllum donnianum</i>	Levermose	Primærprodusent
Ravn	<i>Corvus corax</i>	Fugl	Mellompredator
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	Fugl	Mellompredator
Smågnagere – fjellbestander		Pattedyr	Herbivor
Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>	Fugl	Mellompredator
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Fugl	Mellompredator
Sylmose	<i>Atractylocarpus alpinus</i>	Bladmose	Primærprodusent
Torntvebladmose	<i>Scapania nimbose</i>	Levermose	Primærprodusent
Vier alpint belte		Frøplanter	Primærprodusent
Villrein	<i>Rangifer tarandus</i>	Pattedyr	Herbivor



Figur 5.1. Antall indikatorer for fjell per kommune.

Datasettene for de enkelte indikatorene har gjennomgående god geografisk dekning. For hele 17 av indikatorene dekker dataene mer enn 75% av kommunene med fjell i Norge. Dette medfører at stort sett hele arealet med fjell er dokumentert med tilstanden til fra 19 til 25 indikatorer, bortsett fra enkelte områder i randen av fjellstrøkene som dekkes av færre indikatorer (Figur 5.1). I gjennomsnitt inngår en fjellkommune i indikatorområdene til 21,4 indikatorer. Det minste antall indikatorer for en fjellkommune er 12, mens maksimum er 28 (alle beregninger basert på data fra Naturindeksbasen).

5.1 Indikatorutvalgets taksonomiske sammensetning

Bestander av virveldyr er representert med 21 indikatorer, mens planter er representert med 9 indikatorer (inklusive Vier alpint belte). Det inngår også en indikator som representerer lav (Lavhei). Invertebrater og sopp mangler i utvalget. Fordelingen av indikatorer over organismegruppene virveldyr, invertebrater, planter, lav og sopp blir dermed henholdsvis 67,7%, 0%, 29,0%, 3,2% og 0%.

5.1.1 Virveldyr

I Naturindeks for 2015 inngikk 16 fuglearter og 5 pattedyrarter. Av disse er «smågnagere – fjellbestander» en sammensatt indikator som representerer alle smågnagerartene i fjellet. Smågnagene blir regnet som nøkkelarter i fjelløkosystemene da de påvirker en rekke andre arter direkte og indirekte.

Fuglene utgjør alene mer enn 50% av indikatorene for fjell. Av disse tilhører lirype og fjellrype fasanfamilien i ordenen hønsfugler. Havelle tilhører andefuglfamilien i ordenen, og er den mest typiske andearten i fjellet. Selv om den legger reiret på land, finner den sin næring i vann, og burde derfor heller tilhøre hovedøkosystemet ferskvann. Boltit og heilo tilhører begge familien loer i ordenen vadefugler. Kongeørn og fjellvåk tilhører haukefamilien i ordenen haukefugler

(rovfugler), mens jaktfalk tilhører falkefamilien i ordenen falker. Artene heipiplerke, lappspurv, snøspurv, blåstrupe, steinskvett, ringtrost og ravn tilhører alle ordenen spurvefugler. Hverken ugler eller gjøker er representert i Naturindeksen selv om de har arter i fjellet. Av dem er det bare snøugle som primært er knyttet til fjellet. Dens sjeldenhet og begrensete utbredelse gjør den lite egnet som indikator.

Pattedyrene er representert av brunbjørn, fjellrev og jerv fra familiene bjørner, hundedyr og mårdyr i orden rovdyr, villrein fra familien hjortedyr i orden klovdyr, og smågnagere fra ordenen gnagere. Hverken amfibier eller reptiler er representert blant indikatorene.

5.1.2 Planter og lav

I Naturindeks for 2015 inngikk det ni planteindikatorer. En av disse, «Vier alpint belte», er en sammensatt indikator som representerer de vanligste vierartene i fjellet. Den er også ment å representere en rekke andre arter som nyttiggjør seg dette leveområdet. Tre av indikatorene er artsindikatorer som tilhører de dekkfrøete plantene. To av disse tilhører soleieordenen, issoleie og fjellvalmue. Den siste artsindikatoren er greplyng, i lyngfamilien. Det innebærer at flere artsrike grupper av karplanter ikke er representert i Naturindeks for fjellet. Det gjelder kråkefotplanter, snelleplanter, marinøkler, ekte bregner, nakenfrøete- og enfrøbladete blomsterplanter.

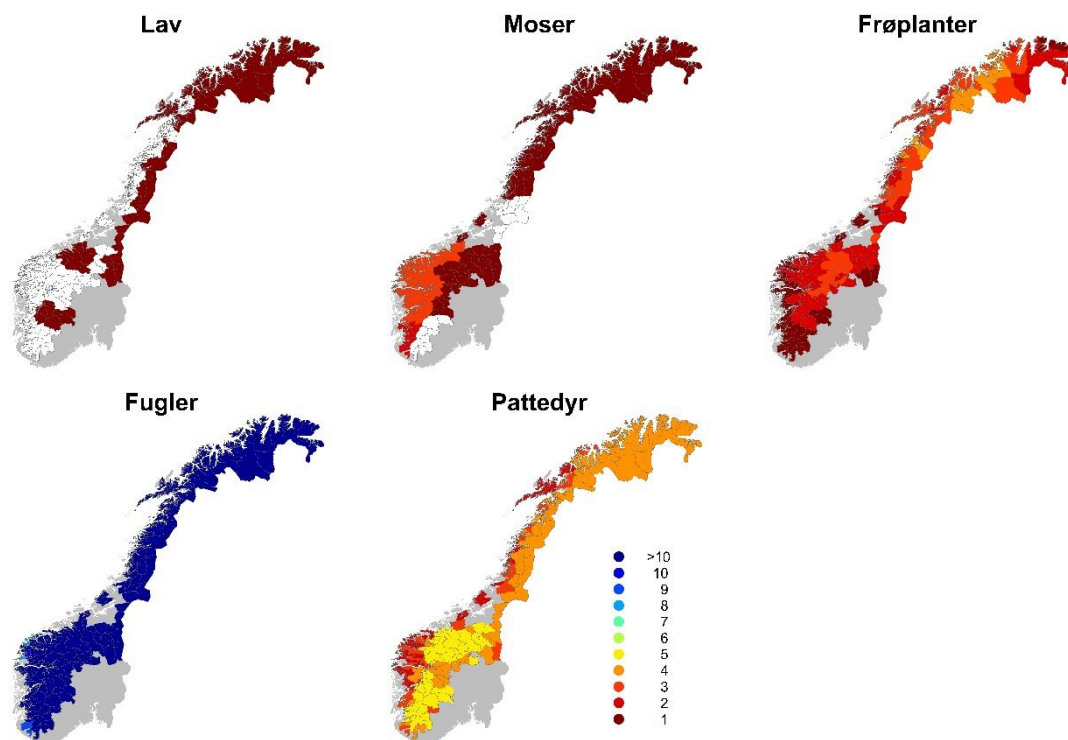
Blant vanlig forekommende tofrøbladete planteordener i fjellet er følgende ikke representert: er-teblomstordenen, bøkeordenen, roseordenen, korsblomstordenen, storkenebbordenen, myrteordenen, nellikordenen, søteordenen, rubladordenen, leppeblomstordenen og korgplanteordenen.

To av de tre hovedgruppene av moser er representert. Levermosene er representert med tre arter, herav to fra samme slekt, draugmoseslekta. Den tredje arten tilhører tvebladmoseslekta. Disse to slektene tilhører bladlevermoseordenen. Det vil si at de thalløse levermosene ikke er representert. Bladmosene er representert med de to artene fjellfiltmose og sylmose. Disse tilhører begge klassen egentlige bladmoser, men to ulike underklasser. De fem andre klassene av bladmoser er dermed ikke representert.

Grønne alger er ikke representert med spesifikke arter, men inngår indirekte gjennom indikatoren lavhei. Dette er også den eneste indikatoren fra soppriket. Lavhei er en naturtypeindikator kjennetegnet primært av reinlav- og kruslavarter.

5.1.3 Geografisk fordeling

Majoriteten av fugleindikatorer er dokumentert med data fra et fåtalls, store indikatorområder, tilsvarende landsdeler eller større. Områdene for en enkelt indikator dekker tilsammen gjerne en stor del av utbredelsen til hovedøkosystemet fjell. I stort sett hele dette området er derfor tilstanden til mer enn 10 fugleindikatorer dokumentert. Tilstanden i sør-norske fjell er dokumentert med to til fem pattedyrindikatorer, mens fjellområdene i Nord-Norge gjennomgående er dokumentert med tilstanden til fire pattedyr (Figur 5.2). En stor andel av de ni planteindikatorer har en begrenset geografisk dekning, slik at størstedelen av fjellområdene kun er dokumentert med fem eller færre slike indikatorer. Fordelingen av indikatorer over organismegruppene virveldyr, invertebrater, planter, lav og sopp i en gjennomsnittskommune er henholdsvis 81,3%, 0%, 16,7%, 2,0% og 0%. Fugler utgjør alene 65,3% av indikatorene dokumentert for en gjennomsnittskommune. Tar man hensyn til indikatorenes geografiske dekning, blir dermed indikatorsettets taksonomiske fordeling i enda sterkere grad dominert av vertebrater.



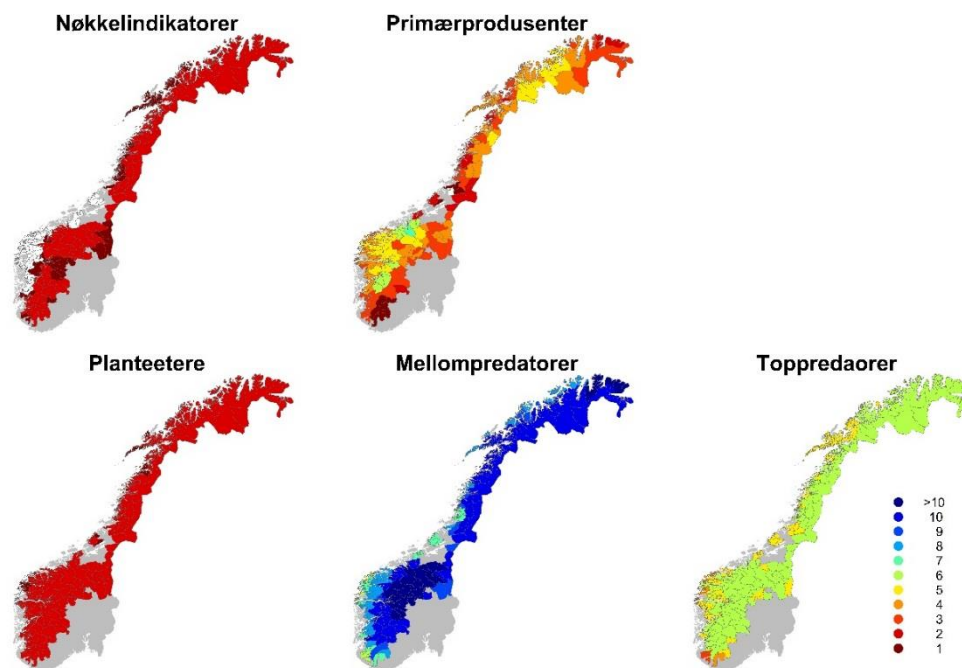
Figur 5.2. Geografisk fordeling av indikatorer for fjell per taksonomiske gruppe. Sopp og invertebrater inngår ikke blant indikatorer. Fargeskalaen angir antall indikatorer per kommune. I områder med hvit farge er ingen indikatorer fra den aktuelle gruppa dokumentert med data.

5.2 Indikatorutvalgets funksjonelle sammensetning

Det inngår tre nøkkelindikatorer i utvalget, disse er smånagere – fjellbestander, vier alpint belte og villrein. Primærprodusenter er representert med 10 indikatorer, fire indikatorer er herbivorer, 11 beskrives som mellompredatorer, mens seks er toppredatorer. Det mangler nedbrytere i utvalget. Når de tre nøkkelindikatorer inkluderes i sine respektive funksjonelle grupper er den prosentvise fordelingen over gruppene nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og toppredatorer hhv. 0%, 32,3%, 12,9%, 35,5% og 19,4%.

Det inngår ingen pollinatorer eller mykorrhiza-dannende sopp i indikatorutvalget. Det er mer uklart hvorvidt det inngår verter for nitrogenfikserende organismer (f.eks. saltlav som del av indikatoren lavhei). Forvedete planter er representert først og fremst ved indikatoren vier alpint belte.

Observasjoner av de tre nøkkelindikatorer har begrenset geografisk dekning (Tabell 5.1). Vestlige deler av fjellkjeden i Sør-Norge er uten slike observasjoner (Figur 5.3). Observasjoner av primærprodusentene er ujevnt fordelt med flest indikatorer representert i nordlige deler av Vestlandet og indre deler av Troms og Vest-Finnmark. De to herbivorene som ikke inngår blant nøkkelindikatorer (fjellrype og lirype) har begge en vid utbredelse i fjellkjeden. Alle 11 mellompredatorer er fugler, slik at den geografiske fordelingen av observasjoner av mellompredatorer viser et tilsvarende mønster som for fugle-indikatorer (Figur 5.2 og 5.3). Toppredatorer er pattedyr og fugler med indikator-observasjoner fra det meste av fjellkjeden. Fordelingen av indikatorer over de funksjonelle gruppene nøkkelindikatorer, nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og toppredatorer per kommune er i gjennomsnitt hhv. 6,1%, 0%, 16,6%, 8,7%, 43,0% og 25,6%.



Figur 5.3. Geografisk fordeling av indikatorene for fjell per funksjonelle gruppe. Fargeskalaen angir antall indikatorene per kommune. I områder med hvit farge er ingen indikatorene fra den aktuelle gruppa dokumentert med data.

5.3 Indikatorutvalgets sammensetning og påvirkningsfaktorer.

De viktigste påvirkningsfaktorene i fjell er arealbruk og fysiske inngrep, samt klimaendringer, men også beskatning og høsting er av betydning (Kapittel 4.4). Blant indikatorene for fjell inngår det flere som er følsomme overfor flere kategorier av påvirkninger. Hele 21 av de 31 indikatorene er oppgitt å være følsomme overfor arealbruk og fysiske inngrep, 18 er følsomme overfor klimaendringer og fire overfor beskatning og høsting (Tabell 5.2).

Tabell 5.2. Antall indikatorene for fjell som er angitt å være fra middels til svært følsomme for ulike påvirkningsfaktorer. Tallene er basert på opplysninger hentet fra Naturindeksdatabasen. En indikator er ofte følsom for flere kategorier av påvirkningsfaktorer og inngår dermed flere ganger i denne tabellen.

Påvirkningsfaktor	Antall sensitive indikatorene
Beskatning og høsting	4
Fremmede arter	0
Forsurende stoffer	0
Eutrofierende stoffer	0
Annen forurensning	0
Klima	18
Arealbruk	13
Opphør av tradisjonell drift	8
Fysiske inngrep	10
Ferdsel	1
Annet	2
Ukjent eller naturlig påvirkning	6
Hydrologiske endringer	1

5.4 Forekomst i naturtyper og livsmedier

5.4.1 Forekomst i naturtyper og indikatorenes tilhørighet til fjell

Indikatorenes forekomst i naturtyper og deres tilhørighet til hovedøkosystemet fjell er analysert i tabell 5.3. Indikatorene fra plante- og soppriket utgjør naturlig nok kun en marginal andel av den totale diversiteten, både i et artsperspektiv og i et grovere taksonomisk perspektiv (se kapittel 5.1.1). Også fra et naturtypeperspektiv er deknningen begrenset. Tre indikatorer har fjellhei, leside og tundra (T3) som hovedtype, en indikator har snøleie (T7) som hovedtype, og en indikator har rabbe (T14) som hovedtype, mens to har den som sekundærtype. Åpen flomfastmark (T18) er sekundærtype for to indikatorer, mens oppfrysningsmark (T19) og fjellgrashei og grastundra (T22) er sekundærtype for en indikator hver.

For fire moseindikatorer tyder vår analyse på at de trolig passer best i hovedøkosystemet åpent lavland, som inkluderer all åpen fastmark under skoggrensen. Et annet alternativ for disse indikatorene er en delt tilhørighet, med en viss prosentandel tilhørende fjell. Dette bør vurderes for flere andre indikatorer under hovedøkosystem fjell, eller det bør presiseres i indikatornavnet at indikatoren kun inkluderer observasjoner fra fastmark i fjellet. Det gjelder også fjellfiltmose som finnes nedenfor skoggrensen og i våtmark. Tilsvarende for fjellvalmue som også forekommer på elvører (T18 åpen flomfastmark) nedenfor skoggrensen og greplyng som har tallrike forekomster nedenfor skoggrensen og på tuer i våtmark. Lavhei har allerede en delt tilhørighet mellom fjell og våtmark. Indikatoren finnes imidlertid også i skog og i åpent lavland, og en ytterligere tilhørighetsfordeling bør vurderes.

Virveldyrene i fjellet er alle knyttet til naturtypen fjellhei, leside og tundra (T3) som hovedtype. Seks indikatorer (fjellvåk, jaktfalk, kongeørn, ravn, steinskvett og snøspurv) plasserer reiret sitt i berg eller steinur, hovedtypen T1 (nakent berg). Indikatoren havelle søker næring i ferskvann, naturtype limnisk vannmasser og limnisk sedimentbunn (L2). Dens tilhørighet under fjell bør derfor vurderes på nytt. Brunbjørn er i hovedsak knyttet til naturtypen fastmarkskogmark (T4).

Følgende hovedtyper av fastmarkssystemer som finnes ovenfor skoggrensen er dermed ikke dekket av Naturindeks: T5 Grotte og overheng, T8 Fuglefjell-eng og fugletopp, T9 Mosetundra, T15 Fosse-eng, T16 Rasmarkhei og –eng, T17 Aktiv skredmark, T21 Sanddynemark, T23 Ferskvannsdriфтvoll, T25 Historisk skredmark, T26 Breforland og snøavsmeltingsområde, T27 Blokkmark, T29 Grus- og steindominert strand og strandlinje, T31 Boreal hei, T36 Tørrlagte våtmarks- og ferskvannssystemer, og T39 Hard sterkt endret fastmark.

Tabell 5.3. Indikatorartenes forekomst i naturtyper og tilhørighet til hovedøkosystem. Beskrivelsene av forekomst i fastmarkssystem er delvis basert på opplysninger fra naturindeks.no. Disse opplysningene er forsøkt tolket i form av typeinndelingen av fastmarkssystemer i NiN2. Disse er her gjengitt med deres typekode. Vurderingen av tilhørighet er basert på prinsippene beskrevet i kapittel 3.1.3.

Indikator	Organismegruppe	Alpint fastmarkssystem	Kode i NiN2	Vurdering av tilhørighet
Nipdraugmose	Levermose	Åpen hei med høy fuktighet. Den er sårbar for gjenvoksing på grunn av opphør av beite eller endret klima med bedre vekstforhold for busker og trær	Usikker	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell. Rapporter som datasettet trolig baserer seg på (Jordal mfl. 2010, 2014), viser at arten i stor grad forekommer nedenfor klimatisk skoggrense.
Praktdraugmose	Levermose	Samme som for nipdraugmose	Usikker	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.

Tabell 5.3 (forts.)

Indikator	Organisme-gruppe	Alpint fastmarkssystem	Kode i NiN2	Vurdering av tilhørighet
Fjellfiltmose	Bladmose	Åpen og baserik fjellhei	T3	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Sylmose	Bladmose	Fuktig torvholdig jord og indikerer åpen, beitet fjellhei på kystfjell	T1 eller T16?	Ifølge indikatoransvarlig vokser arten kun over klimatisk skoggrense.
Torntveblad-mose	Levermose	Samme som for nipdraugmose	Usikker	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Fjellvalmue	Frøplante	Vokser mest på ustabil mark ganske høyt til fjells	T13, T18, T14 (basert på beskrivelse i Lid 2005). Forekomstene i T18 er ofte nedenfor skoggrensen, f.eks. i Alta kommune helt ned til havnivå.	Datasettet baserer seg trolig på alle tilgjengelige data, også de fra under skoggrensen. Antatt ca. 90 % tilhørighet til fjell, resterende 10 % til flomfastmark nedenfor skoggrensen.
Greplyng	Frøplante	Greplyng er lite næringskrevende og tåler svært godt vindslit. Den er derfor mest typisk for rabb.	T14 (basert på beskrivelse på naturindeks.no). Lid (2005) begrenser den også til «tørr rabb i fjellet». Det er imidlertid velkjent at greplyng forekommer nedenfor skoggrensen i store deler av landet, f.eks. i Nannestad, Nittedal og Oslo ikke har fjell. Fremstad (1998) omtaler den fra «ikke-fjell» vegetasjonstyper, deriblant lavskog og ombrotrof tuemyr.	Datasettet baserer seg trolig på alle tilgjengelige data, også de fra under skoggrensen. Antatt ca. 90 % tilhørighet til fjell, 7 % til boreal hei og grunnlendte knauser nedenfor skoggrensen, og de resterende 3 % til våtmark.
Issoleie	Frøplante	Høyalpin art med nokså vid utbredelse langs fjellkjeden	T7, T18, T19 (basert på beskrivelse i Lid 2005).	Fjell
Vier alpint belte	Frøplante	Vier alpint belte representerer de vanligste vierartene i fjellet, samt en rekke andre arter som nyttiggjør seg dette leveområdet.	T3	Disse beltene finnes i overgang mellom fjell og skog. En andel kan derfor antas å være i øvre skogsbelte, trolig 20 %.
Lavhei	Lav	Lavhei omfatter en rekke natur- og vegetasjonstyper avhengig av om den inntreffer på fjellet, i skogen eller på våtmark/hei nedenfor skoggrensen	T3, T14, T20, T22 (på fastmark ovenfor skoggrensen). V1 og V3 på våtmark. Finnes også i T2, T4, T21 under skoggrensa.	Er i dag fordelt mellom fjell og våtmark, men en andel bør vurderes også for skog, omtrentlig 10 %.
Blåstrupe	Fugl	Lavalpin art, vier i alpint belte	T3 (fjellhei, leside og tundra). Finnes også i T4 under skoggrensa.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Boltit	Fugl	Åpen fjellhei, tundra	T3	Har bare tilknytning til fjell
Fjellerke	Fugl	Mellomalpin art, åpen fjellhei, tundra	T3	Har bare tilknytning til fjell

Tabell 5.3 (forts.)

Indikator	Organisme-gruppe	Alpint fastmarkssystem	Kode i NiN2	Vurdering av tilhørighet
Fjellrype	Fugl	Mellom- og høyalpin art, åpen fjellhei, tundra	T3	Har bare tilknytning til fjell
Fjellvåk	Fugl	Åpen fjellhei, tundra	T3 (reir i T1). Finnes også i T4 under skoggrensa.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Havelle	Fugl	Mellom- og høyalpin art, åpen fjellhei, tundra	F2, L2 (søker næring i limnisk vannmasser og på limnisk sedimentbunn). Overvintret i marint miljø.	Har tilknytning til ferskvann for føde, men hekker på fastmark T3. Primært tilknyttet ferskvann, ikke alpine fastmarkssystemer.
Heilo	Fugl	Lav- og mellomalpin art, åpen fjellhei, tundra	T3 Finnes også i T31 og T34 under skoggrensa.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Heiplierke	Fugl	Lav- og mellomalpin art, åpen fjellhei, tundra	T3. Finnes også i T31 og T34 under skoggrensa.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Jaktfalk	Fugl	Åpen fjellhei, tundra	T3 og T4 (reir i T1). Finner det meste av byttedyrene over skoggrensen.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Kongeørn	Fugl	Åpen fjellhei, tundra	T3 og T4 (reir i T1). De fleste parene finner næring både under og over skoggrensen.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Lappspurv	Fugl	Lavalpin art, vier i alpint belte	T3	Har bare tilknytning til fjell
Lirype	Fugl	Lavalpin art, vier i alpint belte	T3 og T4	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Ravn	Fugl	Åpen fjellhei, tundra	T3, T4 (reir i T1) og i fuglefjell på kysten.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Ringtrost	Fugl	Vier i alpint belte	T3	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Snøspurv	Fugl	Høyalpin art, åpen fjellhei, tundra	T3	Har bare tilknytning til fjell.
Steinskvett	Fugl	Åpen fjellhei, tundra	T2 T3 T34 samt åpne områder i lavlandet.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Brunbjørn	Pattedyr	Åpen fjellhei, tundra, men har primær tilhørighet til skog.	T3 T4 (fastmarkskogmark)	Tvilsomt om datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Fjellrev	Pattedyr	Åpen fjellhei, tundra	T3	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Jerv	Pattedyr	Åpen fjellhei, tundra	T3	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.
Smågnagere fjellbestander	Pattedyr	Åpen fjellhei, tundra	T3	Fjell
Villrein	Pattedyr	Åpen fjellhei, tundra	T3 Beiter også i skog og på myr.	Har tilhørighet til fjell forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell.

5.4.2 Livsmedier

Indikatorerne som inngår i datagrunnlaget for fjell benytter flere ulike livsmedier. De mest sentrale livsmediene for hovedøkosystemet er uorganiske substrater, både grove og fine. Dette gjelder generelt, og spesifikt for dagens indikatorsett. Det er på disse substratene de fleste artene tilbringer mest tid. Mobile arter bruker også en del av tiden eller livssyklusen i substratfrie livsmedier, dvs. snø, is og luft, men ingen eller svært få arter bruker all sin tid i disse livsmediene. Organiske livsmedier er ikke like sentrale for fjell-hovedøkosystemet som for andre økosystemer, men insekter i fjellet er gjerne knyttet til organiske livsmedier, da spesielt frodige kratt av vier og dvergbjørk og blomsterrike fjellenger. Kratt inngår i livsmediet levende vedaktige planter, mens enger inngår i livsmediet levende planter på land. Andre organiske livsmedier i fjellet er bl.a. vedlivsmedier, lav- og markboende sopp, levende dyr og dyrebo, dødt plantemateriale, dødt animalsk materiale, samt dyremøkk og fuglegjødsel. Organiske livsmedier er imidlertid ikke representert blant indikatorerne fra hovedøkosystemet fjell. En utvidelse av indikatorsettet bør bestrebe å inkludere disse livsmediene, da spesielt levende planter på land og/eller levende vedaktige planter.

Uorganiske substrater benyttes av flere indikatorer. Karplantene fjellvalmue, greplyng og isssoleie vokser i mosaikk av grovere og finere uorganiske substrater, slik som grus- og steinmark, silt, sand og fin grus. Levermosene vokser primært på torvjord, men kan også vokse direkte på berg (Jordal mfl. 2010). Torv inngår i livsmediet organisk jord (Ødegaard mfl. 2009) og skal i all hovedsak begrenses til hovedøkosystemet våtmark. Bladmosen sylmose vokser på jord og i jordfylte bergsprekker, altså på livsmediet finere uorganiske substrater. Fjellfiltmose vokser også primært på uorganisk substrater. Den kan også forekomme på steiner langs bekker, på tuer i rikmyr og i blokkmark, men dette regnes som sekundære voksesteder.

Kongeørn, fjellvåk, jaktfalk og ravn hekker i bergskrenter i fjellet. De øvrige fugleartene hekker på bakken. Snøspurv og steinskvett plasserer reiret under en stein, mens blåstrupe, fjellerke, heipiplerke, lappspurv og ringtrost gjerne plasserer reiret under en gresstue eller inne i tettere vegetasjon. Boltit og heilo legger reiret helt åpent og stoler på kamuflasjen sin. Selv om lirype og fjellrype også kan legge reiret helt åpen er det vanligvis skjult av noe vegetasjon.

Snø og is inngår i kategorien substratfrie livsmedier på land, sammen med luft. Villrein og en del andre dyr tilbringer mye tid på isbreer om sommeren og snø om vinteren. Jerv bruker gjerne steinurer som hiplasser om sommeren, etter først å ha gravd ut hi i en snøbre. Fjellrev graver ut hi i sand og morenehauger. Fjell- og lirype bruker å grave seg ned i snøen, «gå i dokk», for å redusere varmetapet om vinteren. Mobile indikatorer, spesielt fugl, benytter luften til forflytning og delvis matsøk. Karplantene sprer pollen og frø med vind, mens mosene og lavene sprer sporer og vegetative formeringsenheter med vind.

5.5 Fastsetting av referanseverdier

I Naturindeksbasen foreligger det beskrivelser av hvordan referanseverdiene er fastsatt for alle de 31 indikatorerne. Fra beskrivelsene framkommer det at alle referanseverdiene er fastsatt med utgangspunkt i økosystem som er minimalt påvirket av menneskelig aktivitet, noe som er i tråd med referansekonseptet for fjell (jf. kapittel 4.1).

Strategien som er fulgt for å fastsette verdiene er kun beskrevet for 15 av indikatorerne. Av disse tas det for 5 indikatorer utgangspunkt i historiske tilstander og data, referanseverdiene for 5 andre er anslag med utgangspunkt i dagens tilstand og en vurdering av effekten av de viktigste negative antropogene faktorene, mens verdiene for de resterende 5 baserer seg på modellbetraktninger over territoriestedstørrelser eller potensielle tettheter kombinert med estimat over tilgjengelig egnet areal for indikatoren. Fra 26 av beskrivelsene framgår det hvorvidt fastsettelsen er basert på ekspertvurderinger, modellering og/eller overvåkningsdata. For to tredjedeler av disse er referanseverdiene basert på ekspertvurderinger. Referanseverdiene for en av indikatorerne er

basert på overvåkingsdata, mens referanseverdiene for resten framkommer gjennom modeller som igjen er basert på historiske- eller overvåkingsdata.

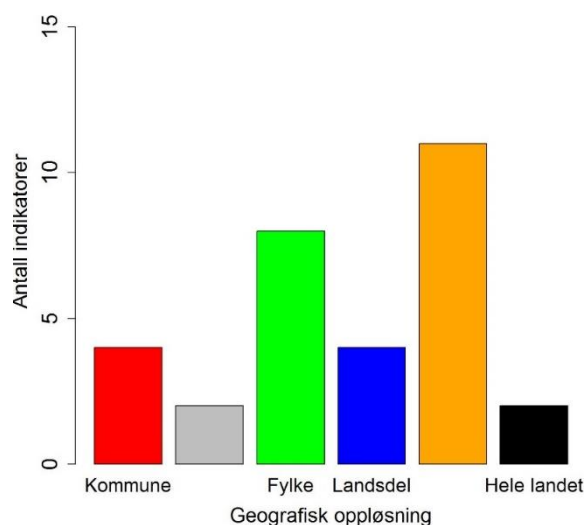
5.6 Indikatorobservasjoner

5.6.1 Datatyper

Av indikatorobservasjonene som lå til grunn for beregning av Naturindeksen for fjell i 2015, er 25% oppgitt å være ekspertvurderinger, 17% overvåkingsdata og 58% modellbaserte estimat av tilstand. Imidlertid varierer antall observasjoner per indikator systematisk med datatypen, slik at disse tallene kan gi et skjevt inntrykk av datasettet og hvor viktige de ulike datatypene er som grunnlag for beregning av Naturindeksen. Andelen av indikatorer basert på hhv. ekspertvurderinger, overvåkingsdata og modeller er derimot 55%, 31% og 14% (Pedersen og Aarrestad 2015). I tillegg er det en systematisk sammenheng mellom datatype og arealet av området en indikatorobservasjon representerer og den vekt observasjonen får ved beregning av Naturindeksen. Tar en også hensyn til vekten som tilordnes observasjonene ved beregningen, utgjør ekspertvurderinger en vektandel på 77%, overvåkingsdata 11% og modellbaserte data 12% (andelen gjelder for beregning av Naturindeks for hele Norge for året 2010). Naturindeksen for fjell er derfor i hovedsak basert på ekspertvurderinger.

5.6.2 Geografisk oppløsning

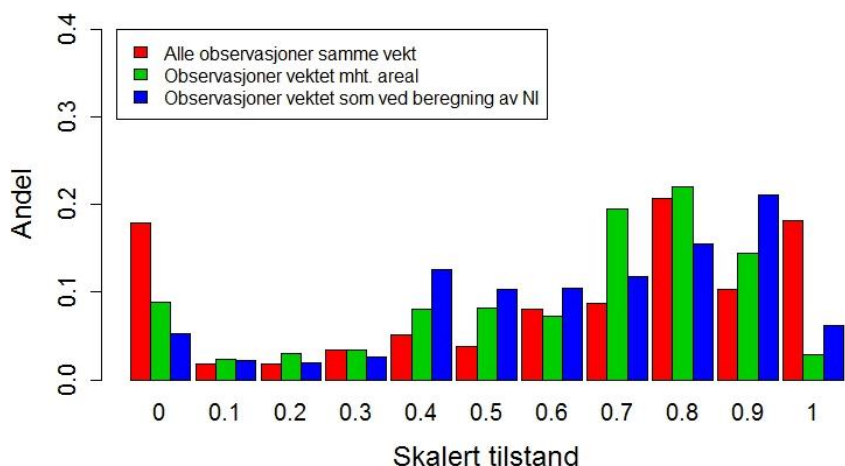
De fleste indikatorene som inngår i datagrunnlaget for fjell har observasjoner med lav romlig oppløsning. Kun seks av indikatorene har en finere oppløsning enn fylkesvis observasjoner eller tilsvarende (Figur 5.4, Tabell 5.4). Hele 17 av de 31 indikatorene har en oppløsning tilsvarende landsdelsvis observasjoner eller grovere.



Figur 5.4. Fjell-indikatorenes geografiske oppløsning. Geografisk oppløsning er for hver indikator målt som gjennomsnittlig antall kommuner et indikatorområde består av. Figuren viser fordelingen av indikatorene over klasser som representerer ulik romlig oppløsning i deres datagrunnlag. Oppløsningen avtar fra venstre mot høyre langs første-aksen. Kommune = indikatorer med kommunevis oppløsning. Fylke = indikatorer med fylkesvis eller tilsvarende oppløsning. Landsdel = indikatorer med landsdelsvis (Nord-Norge, Midt-Norge, Vestlandet, Sørlandet, Østlandet) oppløsning eller tilsvarende. De to søylene uten benevnelse representerer hhv. indikatorer med oppløsning mellom kommunevis og fylkesvis angivelse av verdier (grå), og indikatorer med en oppløsning mellom landsdelsvis verdier og en verdi for hele landet (oransje). Ved beregning av indikatorenes fordeling over disse gruppene har en tatt hensyn til at en fylkesvis oppløsning for hovedøkosystemet fjell tilsvarer et lavere antall kommuner per fylke enn for våtmark.

Tabell 5.4. Karakterisering av datagrunnlaget for hver indikator for fjell som ble benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis antall indikatorområder, gjennomsnittlig områdestørrelse (antall kommuner per indikator-område), andel manglende verdier i tidsseriene (basert på observasjoner fra årene 1990, 2000, 2010 og 2014), og andelen av observasjonene som enten er ekspertvurdert (E), beregnet fra modeller (M) eller overvåkningsdata (O). Videre er den gjennomsnittlige, normaliserte (jf. figur 5.6) tilstanden og den gjennomsnittlige usikkerheten angitt. Usikkerhet er her angitt som de normaliserte verdiens variasjonskoeffisient (c_v). Effektstørrelse er estimat av den minste, påviselige forskjell innenfor et indikatorområde (I) eller indikatorens gjennomsnittstilstand innenfor det samla området som er dekket med data (II), ved et signifikansnivå på 0,05, basert på usikkerhetene oppgitt i Naturindeksbasen. Størrelsene er nærmere forklart i kapittel 3.1.6 og vedlegg 1.

Norsk navn	Antall områder	Områdestørrelse	Andel manglende verdier (%)	E/M/O	Tilstand	c_v	Effektstørrelse	
							I	II
Blåstrupe	1	196,0	50	0 / 0 / 100	0,54	0,31	0,47	0,47
Boltit	2	74,0	0	100 / 0 / 0	0,81	0,13	0,32	0,22
Brunbjørn	1	196,0	0	0 / 38 / 63	0,01	0,68	0,02	0,02
Fjellerke	2	27,0	0	100 / 0 / 0	0,51	0,17	0,26	0,18
Fjellfiltmose	10	16,8	0	100 / 0 / 0	1,11	1,15	3,84	1,14
Fjellrev	112	1,0	0	33 / 0 / 67	0,03	0,02	0,03	0,00
Fjellrype	15	11,8	0	100 / 0 / 0	1,18	0,67	2,92	0,77
Fjellvalmue	24	1,0	0	0 / 100 / 0	0,38	0,29	0,35	0,08
Fjellvåk	2	96,0	0	50 / 0 / 50	0,53	0,38	0,58	0,41
Greplyng	183	1,0	0	0 / 100 / 0	1,28	0,19	0,70	0,05
Havelle	2	49,0	0	100 / 0 / 0	0,80	0,14	0,32	0,22
Heilo	2	98,0	0	50 / 0 / 50	0,80	0,13	0,31	0,22
Heipiplerke	3	65,3	0	33 / 0 / 67	0,84	0,19	0,44	0,26
Issoleie	106	1,0	0	0 / 100 / 0	0,86	0,21	0,65	0,06
Jaktfalk	2	90,0	0	100 / 0 / 0	0,85	0,14	0,34	0,24
Jerv	7	28,0	0	0 / 0 / 100	0,14	0,22	0,08	0,03
Kongeørn	2	97,5	0	100 / 0 / 0	0,84	0,14	0,33	0,23
Lappspurv	2	70,0	0	50 / 0 / 50	0,70	0,32	0,70	0,50
Lavhei	39	2,2	1	77 / 2 / 21	0,55	0,21	0,41	0,07
Lirype	15	12,5	0	100 / 0 / 0	0,51	0,53	1,43	0,37
Nipdraugmose	1	24,0	0	80 / 0 / 20	0,84	0,41	0,96	0,96
Prakt draugmose	4	16,0	0	90 / 0 / 10	0,93	0,79	2,28	1,09
Ravn	2	98,0	25	0 / 0 / 100	0,97	0,40	1,08	0,76
Ringtrost	2	98,0	50	25 / 0 / 75	1,10	0,28	0,85	0,60
Smågnagere – fjellbestander	11	11,3	0	100 / 0 / 0	0,64	1,02	2,14	0,63
Snøspurv	2	92,0	0	50 / 0 / 50	1,22	0,35	1,87	1,34
Steinskvett	2	98,0	0	50 / 0 / 50	0,73	0,16	0,33	0,23
Sylmose	2	11,0	0	100 / 0 / 0	0,90	0,78	2,10	1,46
Torntveblad mose	1	18,0	0	80 / 0 / 20	0,96	0,43	1,14	1,14
Vier alpint belte	10	8,8	0	83 / 0 / 17	0,95	0,17	0,71	0,21
Villrein	18	2,4	0	0 / 100 / 0	0,83	0,00	0,00	0,00



Figur 5.5. Fordeling av skalerte tilstander i 2010 for indikatorer fra fjell under tre ulike vektingsregimer. Tilstandene er skalert med hensyn til de tilhørende referanseverdiene og skaleringsmodellene oppgitt for indikatorene. Fordelingene er basert på bootstrap-estimat av de enkelte indikatorobservasjonenes forventningsverdi etter skalering. Røde søyler viser fordelingen til indikatortilstandene. Grønne søyler viser en arealrepresentativ fordeling av tilstander der tilstandene er vektet mht. arealet det tilhørende indikatorområdet dekker. Blå søyler viser den vektete fordelingen der tilstandene er vektet slik som ved beregning av Naturindeks for fjell for hele Norge, dvs. med hensyn til indikatorenes tilhørighet til fjell og deres fordeling over funksjonelle grupper i tillegg til indikatorområdenes areal.

5.6.3 Fordeling av indikatortilstander

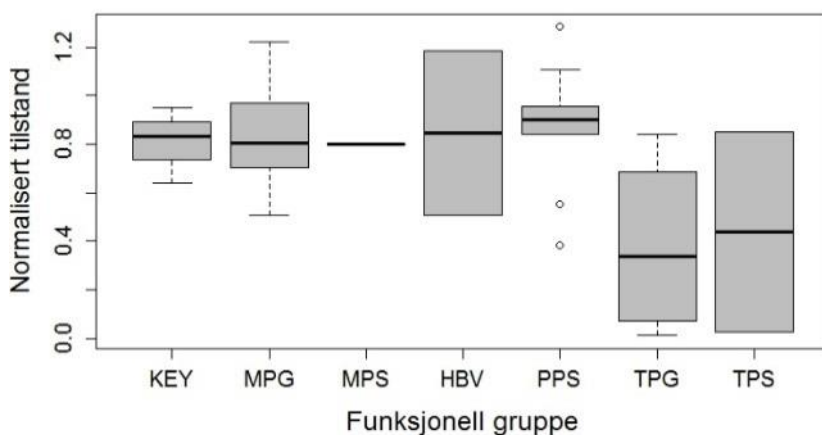
Det er stor spredning på indikatortilstandene i fjell. Både svært dårlige indikatortilstander og fra gode til svært gode tilstander opptrer med høy frekvens i datagrunnlaget (Figur 5.5).

Det er ingen klar, systematisk sammenheng mellom indikatorenes gjennomsnittstilstand og den funksjonelle gruppen de tilhører ($p = 0,63$, robust ANOVA). Imidlertid er det stor spredning mellom toppredatorenes gjennomsnittstilstander, og de svært dårlige tilstandene i datamaterialet er begrenset til denne økologiske gruppa (Figur 5.6a). Gjennomsnittstilstanden til nøkkelindikatorer er ikke forskjellig fra majoriteten av de andre indikatorene.

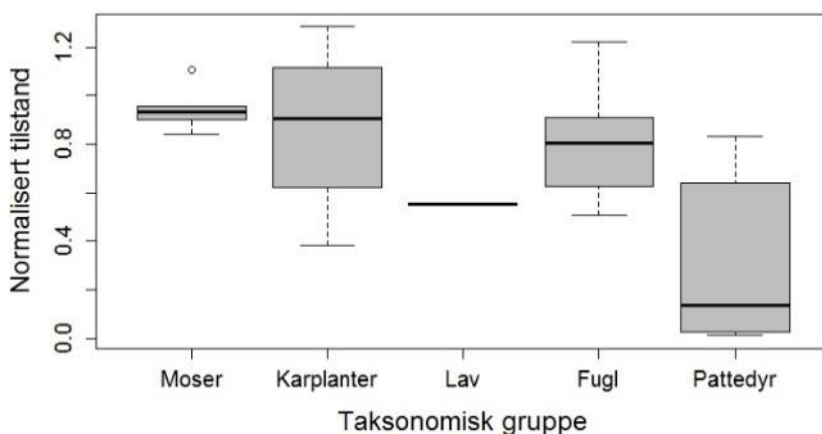
Pattedyrindikatorer har gjennomgående en dårligere tilstand enn de andre taksonomiske gruppene som er representert i datagrunnlaget ($p = 0,02$, robust ANOVA, Figur 5.6b). Det ser ikke ut til å være noen systematisk sammenheng mellom tilstand og arealet en observasjon representerer når en har tatt høyde for at arealet varierer systematisk mellom de taksonomiske gruppene (ikke vist med egen figur).

Det er ikke forskjeller mellom datatypene i indikatorenes gjennomsnittstilstand ($p = 0,12$, robust ANOVA). Imidlertid er alle observasjoner av svært dårlige tilstander i datagrunnlaget basert på overvåking. Dette har trolig ingen sammenheng med en skjevhet knyttet til hvordan indikatorenes tilstand estimeres, men er i stedet knyttet til en skjevhet i utvalget av indikatorer som overvåkes i fjellet. Igangsatte overvåkingsprogram relevant for fjelløkosystemene er i stor grad knyttet til arter som er i en utsatt situasjon, slik som fjellrev, jerv og bjørn som er tre av de fem indikatorene der tilstandene estimeres gjennom overvåking.

a)



b)

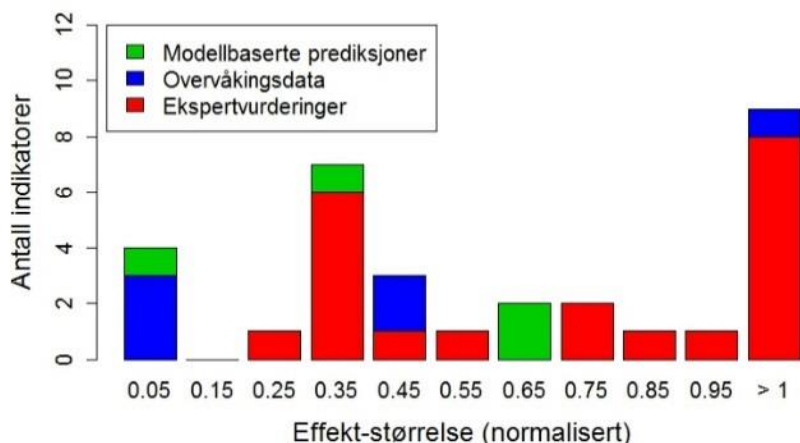


Figur 5.6. Fordeling av gjennomsnittlige normaliserte tilstander i 2010 for indikatorer fra fjell over funksjonelle (a) og taksonomiske (b) grupper. KEY er nøkkelindikatorer, MPG mellompredatorer generalister, MPS mellompredatorer spesialister, HBV herbivorer, PPS primærprodusenter spesialister, TPG toppredatorer generalister, TPS toppredatorer spesialister. Normalisering er her gjennomført ved å dele tilstanden til indikatoren målt på den opprinnelige måleskalaen, på den tilhørende referanseverdien. Boksene representerer interkvartil-distansen i gruppenes fordelinger, tykke, horisontale linjene på tvers av boksene er medianene, mens sirklene representerer avvikende observasjoner i forhold til resten av gruppa.

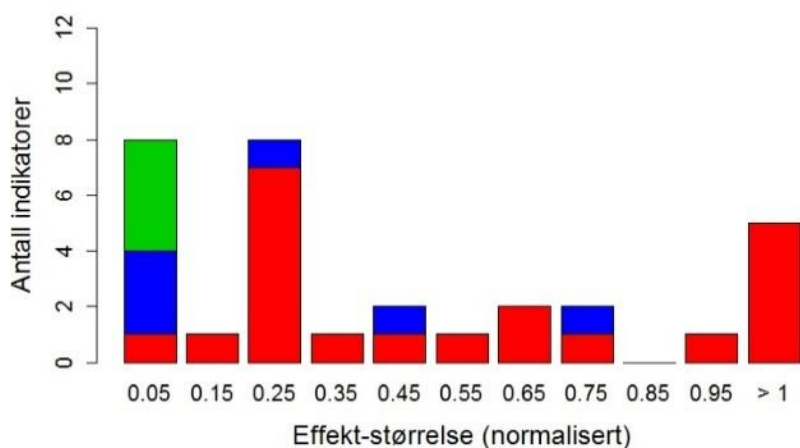
5.6.4 Presisjon

Datagrunnlaget for fjell, slik det foreligger i Naturindeksbasen, består gjennomgående av svært usikre observasjoner av indikatorernes tilstand. For 18 av de 31 indikatorene er observasjonene i gjennomsnitt oppgitt med en normalisert interkvartildistans større enn 0,2 (ikke vist), dvs. større enn en tilstandskategori i vannforskriftens klassifiseringssystem (jf. Direktoratets gruppa for vandirektivet 2013). Normalisert interkvartildistans er interkvartildistansen (dvs. et mål på observasjonens usikkerhet), skalert mot den tilhørende referanseverdien. Figur 5.7a viser hva denne lave presisjonen tilsvarer i evnen til å oppdage endringer i indikatorernes tilstand. Kun for 4 av indikatorene (brunbjørn, fjellrev, jerv, og villrein) vil en kunne påvise en endring mindre enn 0,2 på naturindeksskalaen ved et signifikansnivå på 0,05. For hele 10 av indikatorene vil en ikke ved dette signifikansnivået kunne påvise en endring i tilstand innenfor et indikatorområde tilsvarende fra nær referanseverdien til bortfall/utryddelse av indikatoren.

a)



b)



Figur 5.7. Fordeling av evnen til å påvise endringer i indikatorenes tilstand. For hver indikator for fjell har en estimert den minste påviselige endringen i normalisert tilstand (jf. figur 5.6) ved et signifikansnivå på 0,05 (effekt-størrelse). Effektstørrelse er nærmere forklart i kapittel 3.1.6 og vedlegg 1. Fordelingen i a) gjelder endring i tilstand innenfor et indikatorområde, mens fordelingen i b) er for endring i indikatorenes gjennomsnittlige tilstand der en tar hensyn til at antall områder dekket med data varierer mellom indikatorene. Estimatenes er basert på usikkerhetene som ekspertene har oppgitt for indikatorobservasjonene i Naturindeksbasen.

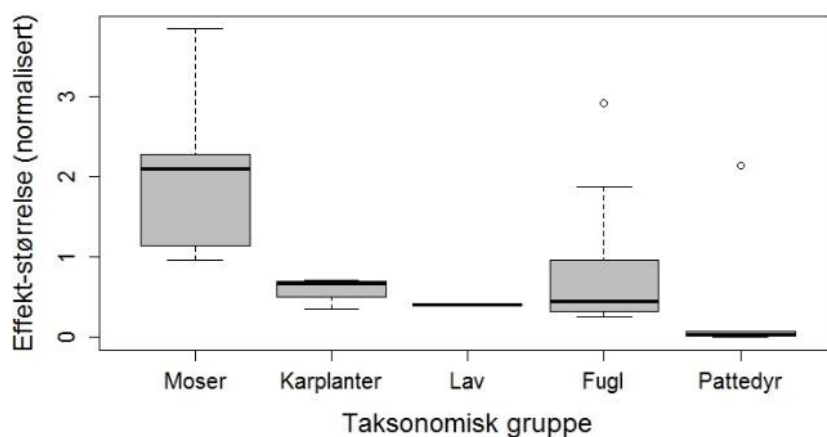
Det er store forskjeller mellom indikatorene i områdenes størrelse og antall (Tabell 5.4). Et bedre grunnlag for å sammenlikne indikatorenes datasett mht. usikkerhet kan derfor være å se på evnen til å oppdage endringer i gjennomsnittstilstanden innenfor hele området indikatoren er dokumentert (Figur 5.7b). Men også for gjennomsnittsverdien vil en kun for 9 av indikatorene kunne påvise en endring mindre enn 0,2.

Det er ingen sammenheng mellom indikatorobservasjonenes presisjon og datatype ($p = 0,30$, robust ANOVA). Til det er det for stor spredning i presisjon innenfor hver datatype. Imidlertid er alle de fire indikatorene med presise data basert på omfattende overvåking, evt. i kombinasjon med modellering. Men ikke alle overvåkingsserier gir presise data (Figur 5.7). Ekspertvurderinger fra fjellet har fra lav til svært lav presisjon. Det er ingen klar sammenheng mellom presisjon og arealet observasjonene representerer, heller ikke mellom presisjon og funksjonell økologisk gruppe (ikke vist med egen figur). Imidlertid er det en sammenheng mellom taksonomiske grupper og presisjon ($p = 0,01$, robust ANOVA). Observasjoner av pattedyr er med ett unntak mer

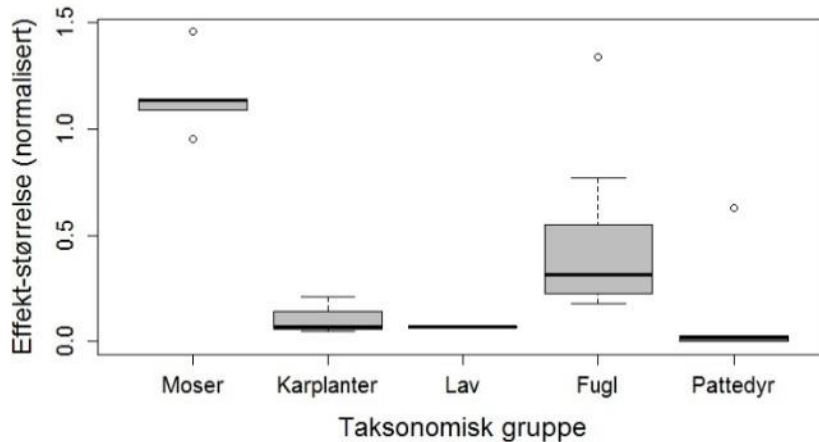
presise enn observasjoner av de andre taksonomiske gruppene, mens observasjoner av moseindikatorer er svært upresise (Figur 5.8a). Dette gjenspeiler forskjeller mellom de taksonomiske gruppene i metodikk og den innsatsen som investeres i innsamling av data. Også med hensyn til observasjonenes variasjonskoeffisienter (Tabell 5.4), som korrigerer for forskjeller i gjennomsnitt, avviker mosene med høyere koeffisienter enn de andre taksonomiske gruppene. Det er ingen forskjeller mellom de andre gruppene. Imidlertid er det stor variasjon mellom pattedyrenes variasjonskoeffisienter.

Ser en i stedet på presisjonen av estimat av indikatorenes gjennomsnittstilstand, er disse mer presise for pattedyr og karplanter enn for fugl, som igjen er mer presis enn estimatene for moser (Figur 5.8b).

a)



b)

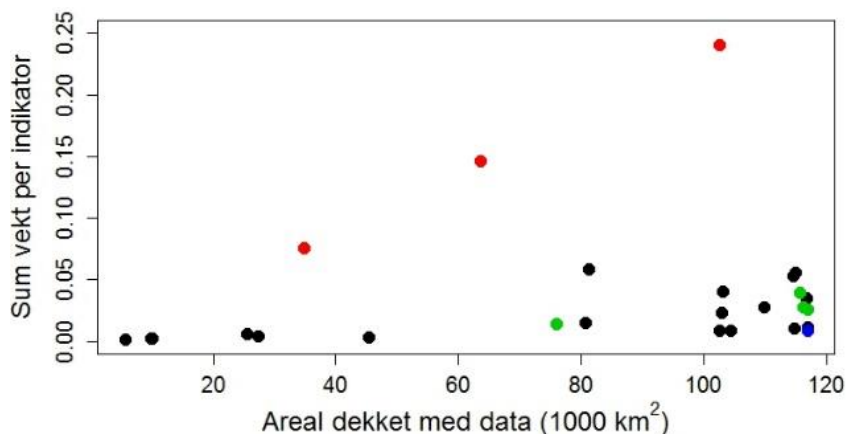


Figur 5.8. Fordeling av evnen til å påvise endringer i fjellindikatorenes tilstand over taksonomiske grupper. Effektstørrelse er nærmere forklart i kapittel 3.1.6 og vedlegg 1, mens normalisering av indikatorverdier er forklart i teksten til figur 5.6. Fordelingen i a) gjelder endring i tilstand innenfor et indikatorområde, mens fordelingen i b) er for endring i indikatorenes gjennomsnittlige tilstand.

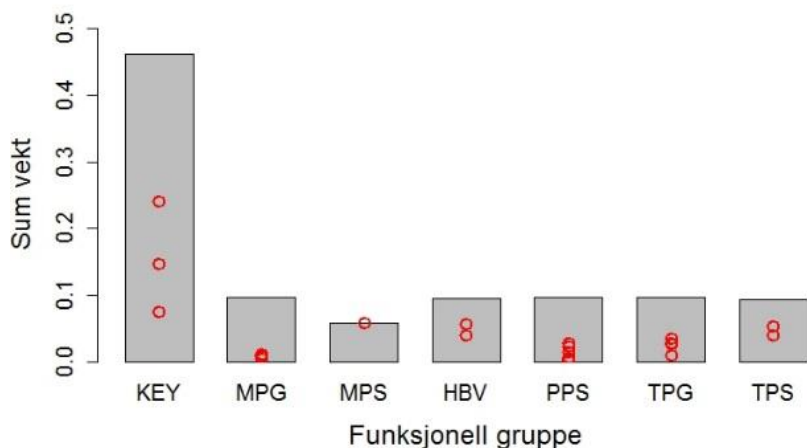
Tabell 5.5. Vekting av indikatorene for fjell benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis tilhørighet til fjell, hvorvidt den er en nøkkelindikator (x) og dekningsandel (andelen av kommuner med fjell der indikatoren er dokumentert). Alle disse opplysningene er hentet fra Naturindeksbasen. Dessuten gjengis vektandelen i snitt per observasjon og summert for hver indikator ved beregning av Naturindeks for Norge for året 2010.

Navn	Nøkkel indikator	Funksjonell gruppe	Tilhørighet	Dekningsandel	Vektandel	
					sum	per obs.
Blåstrupe		MPG	1,00	1,00	0,011	0,0109
Boltit		MPG	1,00	0,89	0,009	0,0045
Brunbjørn		TPG	0,25	1,00	0,009	0,0087
Fjellerke		MPG	1,00	0,39	0,004	0,0018
Fjellfiltmose		PPS	1,00	0,88	0,023	0,0023
Fjellrev		TPS	1,00	0,88	0,040	0,0004
Fjellrype		HBV	1,00	0,98	0,056	0,0037
Fjellvalmue		PPS	1,00	0,23	0,004	0,0002
Fjellvåk		TPG	0,80	0,99	0,028	0,0138
Greplyng		PPS	1,00	0,94	0,028	0,0002
Havelle		MPS	1,00	0,70	0,058	0,0292
Heilo		MPG	1,00	1,00	0,011	0,0055
Heipiplerke		MPG	1,00	1,00	0,011	0,0036
Issoleie		PPS	1,00	0,69	0,015	0,0001
Jaktfalk		TPS	1,00	0,98	0,053	0,0266
Jerv		TPG	0,75	1,00	0,026	0,0037
Kongeørn		TPG	1,00	1,00	0,035	0,0173
Lappspurv		MPG	1,00	0,88	0,008	0,0042
Lavhei		PPS	0,85	0,65	0,014	0,0004
Lirype		HBV	0,70	0,99	0,040	0,0026
Nipdraugmose		PPS	1,00	0,08	0,003	0,0026
Praktdraugmose		PPS	1,00	0,22	0,006	0,0016
Ravn		MPG	1,00	1,00	0,011	0,0055
Ringtrost		MPG	1,00	1,00	0,011	0,0055
Smågnagere – fjellbestander	x	HBV	1,00	0,88	0,240	0,0218
Snøspurv		MPG	1,00	0,98	0,010	0,0052
Steinskvett		MPG	1,00	1,00	0,011	0,0055
Sylmose		PPS	1,00	0,09	0,003	0,0013
Torntvebladmose		PPS	1,00	0,05	0,001	0,0011
Vier alpint belte	x	PPG	1,00	0,54	0,146	0,0146
Villrein	x	HBV	1,00	0,30	0,075	0,0042

a)



b)



Figur 5.9. Summen av vektorer tilordnet de ulike indikatorenes observasjoner (a og åpne punkter i b) ved beregning av Naturindeksen for fjell for 2010 (jf. Framstad 2015), samt summen av vektene innenfor de funksjonelle gruppene (søylor i b) som er representert i indikatorutvalget for fjell. Figur a) viser sammenhengen mellom sumvekt og indikatorens geografiske dekning og tilhørighet til hovedøkosystemet. Opplysninger om indikatorenes tilhørighet er hentet fra Naturindeksbasen. Blå punkter representerer indikatorer med tilhørighet mindre enn 30%, grønne punkter indikatorer med tilhørighet mellom 70% og 100%, sorte indikatorer med 100% tilhørighet. Røde punkter representerer nøkkelindikatorer. Figur b) viser hvordan vektningssystemets fordeling av vektorer over funksjonelle grupper og nøkkelindikatorer bestemmer vekten som tilordnes den enkelte indikator. Summen av nøkkelindikatorenes vektorer er lavere enn 0,5 fordi de til sammen ikke dekker alle fjellområdene (se figur 5.3). Tilsvarende er det noe variasjon i den samlede geografiske dekningen mellom de andre gruppene av indikatorer slik at gruppene totale vekt varierer noe.

5.6.5 Fordeling av vektorer

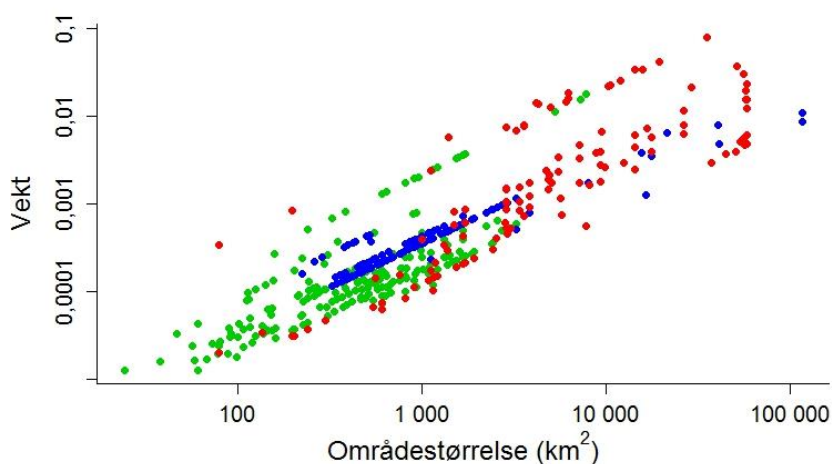
Noen få fjell-indikatorer gis høy vekt ved beregning av Naturindeksen for Norge, mens flertallet av indikatorene har fra liten til svært liten og neglisjerbar innflytelse på indeksen. På den ene siden teller smågnagere alene 24% ved beregning av Naturindeks for Norge for 2010, mens på den andre siden teller over halvparten av indikatorene hver rundt 1% eller mindre (Tabell 5.5, Figur 5.9). Denne effekten av vektningssystemet har først og fremst sammenheng med indikatorsettets sammensetning, nærmere bestemt fordelingen av indikatorer over de økologiske grup-

pene (Figur 5.9b). Det inngår kun tre nøkkelindikatorer i datasettet for fjell (smågnagere – fjellbestander, vier alpint belte og villrein). Til sammen har de tre indikatorene en relativt god geografisk dekning (Figur 5.3). Det er videre en svært ujevn fordeling av øvrige indikatorer over de resterende økologiske gruppene (Figur 5.9b). Generalister av mellompredatorer (MPG) og spesialister av primærprodusenter (PPS) utgjør flertallet av indikatorene, mens det er kun to herbivorer (som ikke samtidig er nøkkelindikatorer) og kun en spesialist blant mellompredatorene.

Men slik ulik vektning av indikatorer har også uheldige konsekvenser. For det første blir Naturindeksen for fjell mer utsatt for utvalgsfeil knyttet til sammensetningen av indikatorsettet. Hvorvidt den beregnede indeksverdien reflekterer den økologiske tilstanden i fjellet er i stor grad avhengig av at utvalget bestående av de få, mest vektlagte indikatorene alene er representative for fjelløkosystemets biologiske komponenter. De minst vektlagte indikatorene bidrar i praksis ikke til å øke denne representativiteten. Det «effektive» antallet indikatorer mht. hvor presist Naturindeksen «estimerer» den økologiske tilstanden i fjellet, blir derfor langt lavere enn 31. For det andre reduseres evnen til å påvise endringer i indeksverdien over tid når en samtidig skal ta hensyn til usikkerheten i indikatorobservasjonene. Dette omtales nærmere nedenfor.

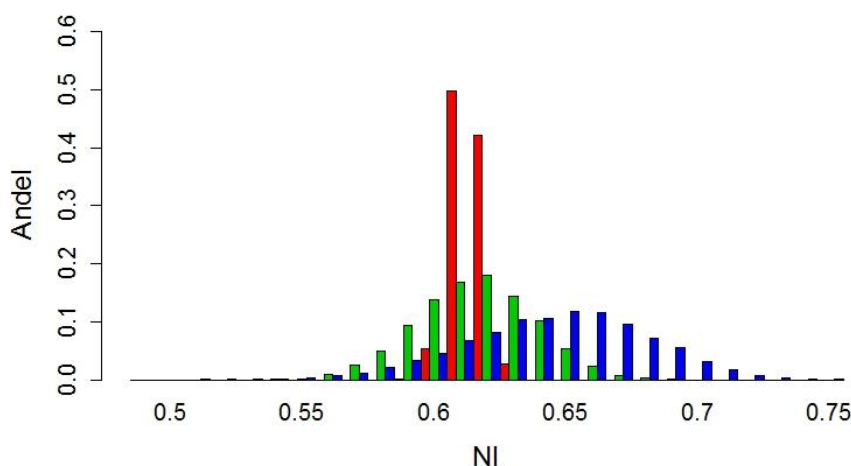
I datasettet for fjell er det i tillegg en positiv korrelasjon mellom vekten (w) en observasjon får ved beregning av Naturindeksen og hvor usikker (IQ - skalert interkvartilavstand) observasjonen er ($\rho_{w,IQ} = 0.29$). Dette har delvis sammenheng med at både vektene (Figur 5.10) og usikkerheten øker med størrelsen (a) av området en observasjon dekker. Imidlertid er partiell-korrelasjonen mellom vekt og usikkerhet fortsatt positiv ($\rho_{w,IQ,a} = 0.18$) etter å ha korrigert for områdestørrelsen. Dette er en utilsiktet og uheldig effekt av vektningssystemet ettersom vektningen dermed bidrar til å øke effekten av usikkerheten i enkeltobservasjonene på usikkerheten i Naturindeksen.

Det er videre en tendens til at modellbaserte observasjoner gis noe lavere vekt enn overvåkningsbaserte observasjoner og ekspertvurderinger, selv etter å ha korrigert for forskjellene i områdestørrelse mellom datatypene (Figur 5.10). Effekten oppstår antagelig ved at de modellbaserte indikatorene for fjell stort sett er i samme økologiske gruppe (primærprodusenter spesialister, PPS) som er representert med relativt mange indikatorer, noe som medfører lav vekt.



Figur 5.10. Sammenhengen mellom vektene tilordnet de enkelte indikatorobservasjonene ved beregning av Naturindeksen for fjell for 2010 (jf. Framstad 2015), størrelsen på området observasjonene representerer og datatypen. Røde punkter representerer ekspertvurderte observasjoner, grønne representerer prediksjoner fra modeller og blå overvåkningsdata. Legg merke til at begge aksene har logaritmisk skala.

Vekting påvirker både punkttestimatet av Naturindeksen for fjell og usikkerheten i dette estimatet. Figur 5.11 viser fordelingen til Naturindeksen for Norge for 2010 beregnet under tre ulike vektingsregimer; ett der alle observasjoner gis lik vekt og ett der vektene fastsettes kun ut fra arealet indikatorobservasjonen dekker. Det tredje er Naturindeksens vektingsregime som i tillegg til arealet også tar hensyn til indikatorenes økologiske funksjon og deres tilhørighet til fjellet. Vekting påvirker både indeksens lokasjon (jf. figur 5.11) og dens usikkerhet. Fordelingenes medianer er hhv. 0,609, 0,611 og 0,641, mens 95% konfidensintervallenes størrelse er hhv. 0,022, 0,087 og 0,131. Til sammenlikning varierte medianen i fordelingene til Naturindeksen for fjell i Norge for årene 1990, 2000, 2010 og 2014 mellom 0,581 og 0,641. Tilsvarende endringer ville under det første vektingsregimet ha vært signifikant større enn det som med rimelighet kan forklares ut fra usikkerheten i indikatorobservasjonene, men ikke under Naturindeksens vektingsregime (jf. Cumming og Finch 2005).



Figur 5.11. Bootstrapfordeling til Naturindeks for Norge i 2010 for fjell under tre ulike vektingsregimer. Røde søyler viser fordelingen til Naturindeksen uten vekt av indikatorobservasjonene. Grønne søyler viser fordelingen til indeksen når indikatorobservasjonene vektet mht. arealet de tilhørende indikatorområdene dekker. Blå søyler viser fordelingen når indikatorobservasjonene vektet etter Naturindeksens vektingsregime, dvs. med hensyn til indikatorenes tilhørighet til fjell og deres fordeling over funksjonelle grupper i tillegg til indikatorområdenes areal.

Endringer i lokasjon kan betraktes som en tilsiktet og ønsket effekt av Naturindeksens vektingsregime som søker å rette opp skjevheter i datagrunnlaget og en eventuell bias assosiert med disse skjevhetene. En økning i fordelingens spredning er imidlertid en utilsiktet og uheldig effekt av vektingen som reduserer indeksens evne til å påvise endringer i tilstand. Økningen skyldes den ujevne vektingen av indikatorobservasjonene (jf. figur 5.10) der et lite mindretall av observasjonene fra fjellet har fått høy vekt, og forsterkes av den positive korrelasjonen mellom observasjonenes vekt og usikkerhet (se over). Spredningen i Naturindeksens fordeling bestemmes langt på vei alene av usikkerheten til de mest vektlagte observasjonene, mens det store antallet av observasjoner med lav vekt så å si ikke bidrar til å redusere usikkerheten i indeksverdien.

5.6.6 Framtidig datatilfang

Rovpattedyr: Bestandssituasjonen for de store rovpattedyrene i fjell, også fjellrev, er i dag underlagt stor overvåkingsinnsats. Fordi store rovpattedyr forvaltes i henhold til gitte bestandsmål vil det også i framtida være nødvendig med et solid datagrunnlag for estimering av disse artenes bestandssituasjon. Dette er data som derfor vil være tilgjengelig i lang tid. For fjellrev er en lignende overvåking nødvendig for å kunne evaluere i hvor stor grad man lykkes med reetablering av arten i de norske høyfjellsøkosystemet.

Smågnagere: På samme måte som for en rekke fuglearter i fjellet inngår smågnagere i TOV-programmet. Imidlertid innhentes også data på forekomster av smågnagere i flere andre forskningsprosjekter. Når det gjelder videreføring av datatilfanget fra TOV er dette beskrevet ovenfor. Men når det gjelder tilgang på smågnagerdata fra andre forskningsprosjekt er dette mer usikkert og avhengig av midler til videreføring av denne type overvåking/forskning også i framtida.

Fugler: Det meste av data er her hentet fra overvåkingsprogrammer som TOV og TOV-e. I hvor stor grad disse programmene vil bli videreført også i årene som kommer er vanskelig å si. Men i den grad dette skjer vil innhenting av data for en stor del av indikatorene som representerer fjell kunne videreføres. På bakgrunn av klimaendringer og effekter av dette i fjelløkosystemet er det grunn til å tro at disse programmene også blir viktige i framtida.

Vier alpint belte: Datasettet baserer seg på ulike kilder, i all hovedsak tidsserier fra fjernmålingsanalyser gjort under forskningsprosjekter av tidsbegrenset varighet. Det er ingen overvåking av vierbelter etter det vi kjenner til. For at nye data skal kunne komme til, må ekstern finansiering på plass. Det er relativt liten innsats som skal til for at de eksisterende datasettene skal kunne forlenges.

Mosenes tilstandsobservasjoner baseres på data fra universitetsmuseenes databaser og Artskart. I tillegg er det opprettet overvåking i lokaliteter for alle de fire indikatorene (Jordal mfl. 2010, 2014, Lyngstad og Hassel 2011). Overvåkingen ble i 2014 finansiert av miljødirektoratets naturindeksmidler. Framtidig oppdatering av indikatorene forutsetter at eksperter i bryologi fortsetter oppdateringen av lokalitetsdata i Artskart og at det avsettes finansiering til oppdatering av overvåkningsseriene. Det er per i dag uavklart hvorvidt disse forutsetningene blir oppfylt.

De øvrige planteindikatorene baseres på opplysninger i Artskart som kan forventes å bli oppdatert med nye data.

Lavhei: Datasettet baserer seg i stor grad på overvåking og tilstandsvurderinger gjort på oppdrag for Reindriftsforvaltningen, som nå er innlemmet i Landbruksdirektoratet. I 2013 ble deler av Indre Finnmark kartlagt på nytt. Etter det vi kjenner til, er det ikke gjennomført kartlegginger etter 2013 som er relevante for denne indikatoren, og vi kjenner heller ikke at det er planer om nye kartlegginger. Tilfanget av nye data er derfor usikker. Det er mulig å overvåke lavheiene vha. fjernmåling. Det er imidlertid også noe tidkrevende, og vil derfor være avhengig av offentlig finansiering.

6 Våtmark

6.1 Avgrensning, naturtyper og livsmedier, referansetilstand

6.1.1 Avgrensning og definisjon av våtmark, torvmark og myr

Våtmark, torvmark og myr er begreper som i mange sammenhenger har blitt brukt litt om hverandre, og ofte med noe ulikt innhold. Våtmark i NiN 1.0 (Halvorsen 2009) omfatter myr, kilde og arktisk-alpin grunn våtmark, mens Våtmarkssystemer i NiN 2 (Halvorsen mfl. 2016) omfatter myrer og kilder og andre økosystemer på mer eller mindre permanent vannmettet mark. Dette inkluderer våtsnøleier, arktisk permafrost-våtmark, strandsumpskog, sumpskogsmark og ulike typer våtmark som er sterkt endret av menneskelig forstyrrelse. For Naturindeks er våtmark avgrenset som følger (Nybø mfl. 2015d): «Våtmark omfatter myr og kilde (jf. NiN 2.0) både ovenfor og nedenfor skoggrensa. Et våtmarksmassiv er en naturlig hydromorfologisk enhet der de ulike delene er gjensidig avhengige av hverandre for at et grunnvannsspeil nær markoverflata skal kunne opprettholdes (jf. NiN 2.0). Dette er en forutsetning for at funksjonen som våtmarkssystem skal være til stede. Våtmarksmassiv omfatter også all annen torvmark (inkludert kilder med djup torv) og annen natur-våtmark. Myr har et torvlag dypere enn 30 cm. SSBs offisielle arealstatistikk viser at 5,8 % av landarealet er myr. I myr inngår også områder med grunnere torv der vegetasjonen er dominert av myrarter. Naturindeks for våtmark avspeiler tilstanden i våtmarker med ferskvannstilsig, både over og under skoggrensa.»

I Ramsarkonvensjonen artikkel 1.1 benyttes en svært vid definisjon av våtmark (wetland): «... 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» (Ramsarkonvensjonen 1994). Her er det lagt vekt på tilgjengelighet av vann, og vegetasjonens sammensetning nevnes ikke. Dette vil i NiN 2 omfatte både saltvannsbunnsystemer, ferskvannsbunnsystemer, våtmarkssystemer, marine vannmasser og limniske vannmasser, og i Naturindeksen vil en så vid definisjon ikke være hensiktsmessig. En annen definisjon av våtmark er «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» (Keddy 2010). Her legges det vekt på de kjemiske og fysiske prosessene, og vegetasjonen inkluderes som et produkt av disse. Det er vanligvis enklere å karakterisere et areal ut fra vegetasjonsdekket (jf. NiN) enn ut fra målinger av fysiske og kjemiske forhold i jordsmonnet.

European Nature Information System (EUNIS) er et system for beskrivelse, klassifisering og innsamling av informasjon av natur i Europa (Davies m.fl. 2004, Schaminee m.fl. 2014). Naturtypene er basert på plante- og dyresamfunn og miljøfaktorer, og enhetene er plassert i et hierarkisk system. EUNIS-systemet er brukt som basis i NATURA 2000 (utviklet innen EU Birds and Habitat directives) og Emerald Network (for Bern-konvensjonen). Det ligger ulike inndelinger til grunn for EUNIS-typer innen våtmark; hydromorfologi, vegetasjon, miljøforhold, geografi, grad av inngrep (tilstand) og regional variasjon. Dette innebærer at ett og samme areal ofte kan klassifiseres som flere ulike EUNIS-typer, avhengig av hvilken inndeling man legger vekt på.

Fremstad (2002) gir en oversikt over enheter i NATURA 2000, og dermed EUNIS, jamført med «norske» naturtyper (Direktoratet for naturforvaltning 2007) og vegetasjonstyper (Fremstad 1998, Moen m.fl. 2001). Der framgår det at enheter som kan tolkes som våtmark (avhengig av hvor vidt våtmark defineres) er spredd på mange av de overordnede EUNIS-kategoriene, se tabell 1 hos Fremstad (2002). I samband med evalueringer av myrvern i Norge og Emerald Network (Lyngstad 2014, Lyngstad m.fl. 2016a) ble sju EUNIS-kategorier myr behandlet. Blant disse var det hydromorfologiske enheter (myrmasstyper): Høgmyr (flere myrmasstyper), ter- rengdekkende myr og palsmyr, en hydromorfologisk komplekstype (aapamy), en hydrologisk/geografisk type («Transitional mires and quaking bogs»), og to enheter basert på vegeta-

sjon, men som i tillegg inkluderer miljøforhold og regional variasjon («Rich fens, including eutrophic tall-herb fens and calcareous flushes and soaks», «Basic mountain flushes and stream-sides, with a rich arctic-montane flora»).

I arbeidet med rødlista for naturtyper ble våtmark definert etter NiN 1.0; myr ble definert som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv, mens torvmark ble definert som arealer med en viss torvdybde (ofte minimum 30 cm) (Moen & Øien 2011). Disse definisjonene på myr og torvmark har vært vanlig brukt i Norge i lang tid, og i senere år også i f.eks. faggrunnlag for handlingsplaner for typisk høgmyr, oseanisk nedbørmyr, rikmyr og slåttemyr (Moen mfl. 2011a, b, Øien mfl. 2015, Lyngstad mfl. 2016b). I den europeiske myrboka (Joosten mfl. 2017) defineres våtmark (wetland) 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». Torvmark (peatland) defineres som «An area with or without vegetation with a naturally accumulated peat layer at the surface». Myr (mire) defineres som «peatland with a vegetation that forms peat». Vi ser at definisjonen av myr er den samme i den europeiske myrboka som hos f.eks. Moen & Øien (2011), mens det for torvmark ikke er krav til torvtykkelse. Våtmarksdefinisjonen er vid hos Joosten mfl. (2017), og våtmark etter NiN og i Naturindeks faller inn under denne.

Vi benytter her definisjonene av myr og torvmark som er brukt i Moen & Øien (2011), og med en presisering i forhold til Nybø mfl. (2015d): Myr omfatter landområder med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv, uten krav til torvdybde. Torvmark omfatter arealer med mer enn 30 cm torv, men uten krav til fuktighetskrevede vegetasjon. For eksempel omfatter denne definisjonen av torvmark dyrka mark med mer enn 30 cm torv. Torvmark er med andre ord ikke nødvendigvis også våtmark.

Våtmark definerer vi ut fra NiN 2 (Halvorsen mfl. 2016), der hovedtypegruppa Våtmarkssystemer omfatter tolv hovedtyper: 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 og V12 Grøftet åpen torvmark.

I denne rapporten avgrensner vi våtmark til hovedtyper med myr, sumpskog og kilde. Naturindeks omfatter ikke Svalbard, Jan Mayen og Bjørnøya, og V5 Varm kilde og V7 Arktisk permafrost-våtmark er derfor ikke aktuelle. V11 Torvtak og V12 Grøftet åpen torvmark betrakter vi i Naturindeks-sammenheng som tilstander av påvirkning på våtmark, og de inkluderes derfor ikke som egne kategorier her. Videre faller V6 Våtsnøleie og snøleiekilde utenfor vår avgrensning av våtmark da de stort sett er begrenset til de alpine sonene og naturlig hører inn under fjell. Dette er i samsvar med utredningen fra ekspertrådet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). Når det gjelder V9 Semi-naturlig myr og V10 Semi-naturlig våteng er det per i dag ikke utviklet en Naturindeks med tilhørende indikatorsett og beskrivelse av referansetilstand for seminaturlige våtmarker. Mulighetene for å benytte overvåkingsdata fra slåttemyr inn i Naturindeks utredes i et separat prosjekt (ledet av NTNU Vitenskapsmuseet) som går parallelt med arbeidet som beskrives i foreliggende rapport. V9 Semi-naturlig myr og Naturindeks vil bli behandlet der.

Vi står igjen med fem aktuelle hovedtyper:

- V1 Åpen jordvannsmyr,
- V2 Myr- og sumpskogsmark,
- V3 Nedbørsmyr,
- V4 Kaldkilde,
- V8 Strandsumpskogsmark.

6.1.2 Myr- og våtmarksareal

Det har versert, og verserer, ulike angivelser av myrareal i Norge. I Naturindeks har så langt SSBs offisielle arealstatistikk blitt brukt, og den viser at 5,8 % (tilsvarer knapt 18 000 km²) av landarealet er myr (Nybø mfl. 2015d). I 2017 justerte SSB dette til 5,4 % for våtmark (SSB 2017,

<https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/arealstat>). I SSBs standard for klassifisering av arealer til statistikkformål består våtmark av «Åpen myr» og «Annen våtmark», men disse er ikke nærmere definert (SSB 2012, <http://www.ssb.no/klass/klassifikasjoner/118>). I 2016 kom NIBIO med estimat for myrareal basert på dekning av myr i AR18x18-prøveflater. Estimaten viste at det er ca. 37 700 km² myr, tilsvarende noe over 12 % av landarealet på hovedlandet i Norge (Rekdal mfl. 2016). Vi mener dette er et mer presist estimat på myrareal enn vi tidligere har hatt tilgjengelig. NIBIO opererer med to hovedkategorier: «myr» som dekker ca. 28 300 km² (ca. 9 %, hovedsakelig åpen myr), samt «sumpskog» som dekker 9 400 km² (ca. 3 %, inkludert trebevokst myr). «Myr» hos Rekdal mfl. (2016) tilsvarer i grove trekk NiN 2-typene V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr, V4 Kalkkilde og V9 Semi-naturlig myr. «Sumpskog» er kun definert som «anna forsumpa areal», og vi tolker det slik at det omfatter NiN 2-typene V2 Myr- og sumpskogsmark og V8 Strandsumpskogsmark. Rekdal mfl. (2016) har kun inkludert intakt myr, og vi regner med at det i tillegg er ca. 7 000 km² (ca. 2 % av landarealet) som nå er ødelagt som fungerende myr, slik at det «opprinnelige» myrarealet (for om lag 150-200 år siden) var ca. 44 700 km² (knapt 15 % av landarealet). Dette baserer vi på at rundt midten av 1990-tallet utgjorde myr som er grøfta og betydelig endret av jord- og skogbruk mer enn 6 300 km² (Løddesøl 1948, Johansen 1997). I tillegg kommer myrer som er dyrka opp, bygd ned eller betydelig påvirket av slike inngrep gjennom de siste 20 åra. For ytterligere diskusjon av estimat på myrareal se f.eks. Øien mfl. (2015), Lyngstad mfl. (2016a: vedlegg 5) og Joosten mfl. (2015).

6.1.3 Inndeling og klassifisering

Myrene kan deles i to hovedkategorier etter tilgangen på mineralnæring. Minerotrof/minerogen myr (jordvannsmyr) får tilført mineraler fra vatn som har vært i kontakt med mineraljord eller berggrunn, dvs. minerogent (geogent) vatn. Ombrotrof/ombrogen myr (nedbørsmyr) får bare tilført næring fra nedbøren. Ombrotrof myr har pH 3,5-4,2 i myrvatnet (Fremstad 1998, Rydin & Jeglum 2013), dette er surere enn myrvatnet i de aller fleste minerotrofe myrer. Minerotrof myr deles inn i fattig, intermediær, middelsrik og ekstremrik, basert på variasjon i vegetasjonen langs fattig-rik-gradienten. Fattigmyr har pH 4,0-5,5 i myrvannet, intermediær myr har pH 5-6, middelsrik myr 5,5-7,0, mens ekstremrik myr har baserisk torv med pH vanligvis over 6,5. Innenfor et myrkompleks (se under) er det ofte en mosaikk mellom ulike typer ombrotrof og/eller minerotrof myr.

Vi skiller mellom regional og lokal variasjon, og den *regionale variasjonen* i vegetasjonen beskrives i vegetasjonsgeografiske regioner som deles i vegetasjonssoner og vegetasjonsseksjoner (Moen 1998) eller i bioklimatiske regioner med tilsvarende soner og seksjoner (Bakkestuen mfl. 2008). Den *lokale variasjonen* fanges opp gjennom en inndeling etter de tre hovedgradientene på myr: Fattig-rik (se over), myrkant-myrflate, samt tue-løsbunn som er en tørr-fuktig-gradient på myrflate. Den lokale variasjonen ligger til grunn for vegetasjonsenhetene på myr som ble brukt i arbeidet med den norske myrreservatplanen, og en noe forenklet versjon brukes i «Vegetasjonstyper i Norge» (Fremstad 1998, jf. avsnitt 2.5.2).

Myrkompleks brukes om hele myra slik den er avgrenset mot fastmark eller vann. Myrkomplekset består av en mosaikk mellom enheter i ulik skala, og vi opererer med fem nivåer fra fin til grov skala, slik det er gjort i NiN. I tillegg brukes ofte myrlokalitet om et myrområde som består av ett til mange myrkompleks. Se Moen mfl. (2011a, b) for mer informasjon om disse geografiske nivåene, inkludert historisk utvikling og bruk av begreper.

Myrstrukturdel: Den minste enheten, definert etter naturtype (vegetasjon med miljøforhold). Karakteriseres av vegetasjonen, og omfatter tue, fastmatte, mykmatte og løsbunn.

Myrstruktur: Mosaikker mellom myrstrukturdeler danner typiske enheter, for eksempel hølje (forsenkning på nedbørsmyr), flark (forsenkning på jordvassmyr) og tuestreng (langstrakte tuedominerte partier).

Myrelement: Typiske kombinasjoner av myrstrukturer danner elementer som f.eks. lagg, kantskog og myrflate på ei høgmyr.

Myrmasiv: Hydromorfologiske enheter som danner typiske kombinasjoner av myrelementer, og som ofte betegnes myrtyper. For eksempel flatmyr, bakkemyr og strengmyr.

Myrkompleks: Hele myrlandskapet slik det er avgrenset mot fastmark eller vann, for eksempel ei myr med mosaikker mellom bakkemyr, planmyr og flatmyr.

I Naturindeks er begrepet våtmarksmassiv vektlagt, og det beskrives som en «naturlig hydro-morfologisk enhet der de ulike delene er gjensidig avhengige av hverandre for at et grunnvannspeil nær markoverflata skal kunne opprettholdes (jf. NiN 2.0)» (Nybø mfl. 2015d). Dette tilsvarer begrepet myrmasse (Moen 1983,1985), og myrmasse typene har vært mye brukt som enheter i forbindelse med myrkartlegging for ulike formål, f.eks. verneplanarbeid og naturtypekartlegging. I NiN 2 (Halvorsen mfl. 2016) finner vi igjen myrmasse typene som «Torvmarksformer» (nivå Landformer). Sammenlignet med myrmasse inndelingen hos Moen (1983) er det i NiN 2 inkludert polygonmyr samt noen flere typer jordvannsmyr (flommyr, gjennomstrømningsmyr, gjenvoksningsmyr). Polygonmyr finnes bare på Svalbard, og omtales ikke i det videre. Moen (1983) har på sin side noe finere inndeling blant nedbørmyrene, men viktigst er at planmyr er inkludert der, mens den mangler i NiN 2. Planmyr omfatter alle nedbørmyrer som ikke kommer inn under høgmyr (mangler markert torvkuppel) eller terrengdekkende myr, de dekker anslagsvis 6 700 km² i Norge (Lyngstad mfl. 2016a: vedlegg 5), og vil sortere under V3 Nedbørsmyr. Tabell 6.1 gir en oversikt over hvilke av de torvdannende våtmarkssystemene V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark, V3 Nedbørsmyr og V4 Kaldkilde som er mest aktuelle for de ulike torvmarksformene. I V8 Strandsumpskogsmark er det lite eller ingen torvdannelse, og vi inkluderer den ikke i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Torvmarksformer (3TO) og hovednaturtyper innen våtmark som inngår i torvmarksformene (NiN 2). Hovednaturtyper som er marginale eller som dekker lite areal i en torvmarksform er vist i parentes.

Torvmarksform	Våtmarkssystem
BA Bakkemyr	V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark
BS Strengblandingsmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr
BØ Øyblandingsmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr
DK Djupkilde	V4 Kaldkilde
FA Flatmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark
FL Flommyr	V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark
GS Gjennomstrømningsmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, (V2 Myr- og sumpskogsmark)
GV Gjenvoksningsmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, (V2 Myr- og sumpskogsmark)
HA Atlantisk høgmyr	V3 Nedbørsmyr, (V1 Åpen jordvannsmyr)
HE Eksentrisk høgmyr	V3 Nedbørsmyr, (V1 Åpen jordvannsmyr), (V2 Myr- og sumpskogsmark)
HK Konsentrisk høgmyr	V3 Nedbørsmyr, (V1 Åpen jordvannsmyr), (V2 Myr- og sumpskogsmark)
HN Kanthøgmyr	V3 Nedbørsmyr, (V1 Åpen jordvannsmyr), (V2 Myr- og sumpskogsmark)
HP Platåhøgmyr	V3 Nedbørsmyr, (V1 Åpen jordvannsmyr), (V2 Myr- og sumpskogsmark)
PA Palsmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr
ST Strengmyr	V1 Åpen jordvannsmyr, (V2 Myr- og sumpskogsmark)
TE Terrengdekkende myr	V3 Nedbørsmyr, (V1 Åpen jordvannsmyr)

6.1.4 Livsmedier

Livsmedier er så langt ikke utviklet i NiN 2, og vi benytter derfor inndeling av livsmedier fra NiN 1.0 (Ødegaard mfl. 2009). Den sentrale livsmedium-hovedtypen for Våtmark er TS Substrat på land. I kilder og gjøler kan FS Substrat i ferskvann også være aktuelt, men vi omtaler ikke dette

i det videre. Den klart viktigste livsmediet for torvmark er T3 Organisk jord som omfatter torvjord og råhumus. Dannelse og akkumulering av torv er grunnleggende prosesser som gir de spesielle livsbetingelsene som definerer våtmark som hovedøkosystem.

Andre livsmedier som er av betydning er torvjord T4 Levende planter på land, hvor torvmose-substrat er skilt ut som eget trinn, T5 Levende vedaktige planter, T7 På bark og T10 Dødt plantemateriale. Også andre typer av Substrater på land kan være av en viss betydning, men vi anser ikke at de bør prioriteres med tanke på indikatorer i Naturindeks.

6.1.5 Referansetilstand for våtmark

Nybø mfl. (2015d) definerer referansetilstanden for Våtmark slik: «Referansetilstanden i våtmarkene er karakterisert ved fravær av menneskeskapt aktivitet som påvirker hydrologiske forhold, eksempelvis gjennom drenering, grøfting, oppdyrking, nedbygging eller fragmentering. De er ikke tilført næringsstoffer gjennom nedbør, gjødsling eller kalking. Menneskeskapt forurening av våtmarker og miljøgifter er fraværende. Hydrologiske forhold er naturlige, og ikke endret pga. menneskeskapt inngrep. Referansetilstanden til våtmarker er karakterisert med populasjonsstørrelser vi finner i intakte våtmarker.» Vi holder oss til denne definisjonen her, og går ikke inn på å definere referansetilstand for V9 Semi-naturlig myr (se over).

6.2 Taksonomisk sammensetning

Vertebrater

Av amfibier er det buttsnutefrosk (Figur 6.1), småsalamander og storsalamander som oftest treffes i våtmark, ofte i tilknytning til ferskvann hvor de formerer seg. Av reptiler er det firfisle og hoggorm som oftest påtreffes.



Figur 6.1. Buttsnutefrosken er sterkt knyttet til ferskvann hvor den legger egg og hvor rumpetrolene vokser opp. De utvikla froskene forekommer i alle naturtyper, men er særlig vanlig på myr med et rikt insektliv. Foto: © Jan Ove Gjershaug.



Figur 6.2. Dobbeltbekkasinen er særlig knyttet til rikmyrer, hvor den har sine spillplasser, finner næring og hekker. Foto: © Jan Ove Gjershaug.

Av andefugler er det særlig grågås som hekker og furasjerer i våtmark. Ordenen tranefugler er representert med trane, som primært er knyttet til våtmark. Av haukefugler er det ingen arter som har hovedtilknytning til våtmark, men myrhauk forekommer som navnet tilsier ofte på myr. Heller ikke av falkefuglene er det noen art som primært er knyttet til våtmark, men dvergfalk, lerkfalk og tårnfalk forekommer ofte i tilknytning til våtmark. Av uglene er jordugle den som oftest finnes på myrer. Vadefuglene er representert med vipe, myrsnipe, fjellmyrløper, brushane, storspove, småspove, lappspove, rødstilk, sotsnipe, gluttsnipe, grønnsilk, dobbeltbekkasin, enkeltbekkasin og kvartbekkasin. Alle disse er typiske våtmarksarter. Av spurvefugler er det representanter fra flere familier som kan forekomme i våtmark. Sivsanger og sivspurv er hovedsakelig knyttet til våtmark, mens heiplerke, gulerle, tornskate, varsler og kråke ofte finnes i tilknytning til våtmark.

Det er ingen pattedyr som har våtmark som sitt primære leveområde. Men særlig elg, hjort og villrein kan beite i våtmark. Arter som brunbjørn, ulv, mår og røyskatt finner også næring i våtmark, men skogen er deres primære oppholdsområde.

Invertebrater

Både edderkoppdyr, spretthaler og insekter forekommer med mange arter i natursystemet våtmark. De tørreste utformingene av våtmark har en del arter felles med andre åpne og fuktige habitater, og omfattes til dels av arter som kan betegnes som ubikvister. I de våteste utformingene og i mindre vannansamlinger inngår også et utvalg akvatiske arter. Artssammensetningen i de aktuelle naturtypene varierer noe etter høyde over havet og breddegrad, men mange av artene forekommer både i lavlandet og et stykke opp i fjellet. Krogerus (1960) undersøkte 38 myrer i Fennoskandia og listet til sammen 3 095 arter invertebrater. Dette er den mest omfattende studien over myrarter i Norden, til tross for bare to norske og fem svenske lokaliteter, resten fra Finland.

Innen edderkoppdyrene er edderkopper godt representert i våtmark. Midd er dårlig kjent, mens mosskorpioner ikke er hjemmehørende i dette natursystemet. Spretthaler har også et sett arter som er karakteristiske for naturtypene i våtmark.

Blant insektene er de fleste ordener representert i våtmark, men de mest artsrike er biller, tovinger, nebbmunner, veps og sommerfugler, og blant de mer fåtallige ordener nevnes her rettvinger, øyestikkere og vårfluer. De to sistnevnte ordener, samt enkelte familier fra de førstnevnte, har arter med akvatisk levevis som er aktuelle for dette natursystemet.

Minst 15 billefamilier er ofte å finne i våtmarkshabitater. Fra løpebillene er arter fra slektene *Elaphrus*, *Dyschirius*, *Pterostichus* og *Agonum* vanlige; innen kortvinger er særlig arter fra slekten *Stenus* gjengangere, sammen med arter av bladbiller, f.eks. med sivbukk-slektene *Donacia* og *Plateumaris*. Flere billearter utgjør karakteristiske artssammensetninger i torvmoser, og her inngår det også noen arter vannbiller, f.eks. vannkalver og vannkjær.

Også blant sommerfuglene er det arter fra mange familier som gjennom sine næringsplanter er knyttet til våtmark. Foruten en rekke «småsommerfugler», som vi har noe mindre kunnskap om, er «storsommerfuglene» godt representert i dette natursystemet. Aarvik mfl. (2009) omhandler alle «storsommerfuglene» i Norge, og 57 arter nevnes særskilt å ha sin utbredelse i myr. Dette gjelder dagsommerfugler som myrgulvinge, myrblåvinge, myrperlemorvinge og myrringvinge og typiske myrarter av målerne som tranebærmåler og myrkorsmåler.

Innen ordenen veps kan følgende arter maur være gode eksempler fra våtmark og myr: lys heimaur, dvergheimaur, uralmaur og myreitermaur. Dette er arter som til en viss grad kan bestemmes på grunnlag av tuenes form og byggematerialer. Fra ordenen rettvinger er myrgresshoppe og sumpgresshoppe aktuelle arter. For øvrig bruker de voksne individene av flere arter av våre øyestikkere, våtmarksbiotoper som levested. En rekke arter av tovinger og mange nebbmunner hører også hjemme i ulike typer myr, men her er kunnskapsnivået ennå noe lavt.

Planter

I myr og kilde gir mangelen på oksygen dårlige livsbetingelser for mange plantearter, men det finnes spesialister som har tilpasset seg livet på myr både blant moser og karplanter. Ombrotrof myr har lav pH og særlig lite tilgjengelig mineralnæring, og dette gir dårlige livsbetingelser for de fleste planter. I Norge opptrer i overkant av 30 karplantearter på nedbørmyr, og alle disse finnes også på minerotrof myr. Størst tilgang på mineralnæring finner vi på minerotrof myr med tilførsel av vatn fra rike kilder eller nærliggende innsjøer og vassdrag og i myr- og sumpskogene. Disse kan være svært artsrike (Moen mfl. 2010, Øien mfl. 2015).

Blant mosene regner vi med at om lag 300 arter forekommer i myr og kilde (Frisvoll 1996), og her finner vi myrenes spesialister framfor noen annen plantegruppe, nemlig torvmosene (se også avsnitt 6.3). Av Norges 49 torvmosearter (Flatberg 2013, Kyrkjeeide mfl. 2017) forekommer alle på myr, og de aller fleste er enten eksklusive myrarter eller har sin hovedforekomst på myr. Blant bladmosene ellers er det spesielt mange arter fra flettemoseordenen (familiene Amblystegiaceae, Calliergonaceae, Brachytheciaceae og Hypnaceae) og tannmoseordenen (f.eks. familierne Bryaceae, Minaceae og Plagiomniaceae) i myr. En god del av disse er eksklusive myrarter eller har sin hovedforekomst i myr og kilde, f.eks. flere arter vrangmoser, sigdmoser, tjønmoser og makkmoser. I tillegg vil vi nevne at arter av slektene kildemoser og nikkemoser er eksklusive kildearter. Det er også en god del arter blant levermosene i myr og kilde. Disse fordeler seg på mange familier og slekter, men hovedtyngden finner vi innenfor sleivmoseordenen (f.eks. familierne Cephaloziaceae og Scapaniaceae).

Det er minst 400 arter av karplanter som finnes i myr og kilde (Moen mfl. 2010). Noen har tilpasset seg livet på myra ved å utvikle luftvev i stengel og rot, slik at oksygen kommer ned til røttene. Dette gjelder for eksempel mange av artene i starrfamilien, spesielt innen slektene starr og myrull. Starr er den viktigste karplanteslekta i myr, med mange eksklusive myrarter. Tilsvarende tilpasninger har også f.eks. snellene og bukkeblad.

Andre arter har tilpasset seg myr ved å leve på overflaten der det er nok oksygen, men ofte svært lite næring. Dette gjelder for eksempel soldoggartene og tettegras, som i tillegg har utviklet evnen til å utnytte insekter og andre smådyr som tilleggsnæring i det næringsfattige miljøet. Noen arter kompenserer næringsmangelen ved å snylte på andre, slik som myrkleggartene.

Det finnes et betydelig antall karplanter som er eksklusive myrarter. I tillegg til myrull- og starrarter som f.eks. breiull, strengstarr og dystarr, finner vi bl.a. myggblom, nøkkesiv, myrak-artene, brunskjene og sivblom blant disse.

Lav

De aller fleste markboende lav i våtmark tilhører gruppene reinlav, begerlav og kruslav og forekommer på nedbørmyr, på tuer i jordvannsmyr og på toppen av palser. Artsmangfoldet, og ikke minst biomassen, av markboende lav på enkelte myrer, spesielt lengst nord og vest i landet, kan være høyt (Gaare mfl. 2006, Lund mfl. 2014), og flere arter kan forekomme i mattevegetasjonen. Dette gjelder også mange lavararter som vokser i lavalpin hei. Flere arter av bladlav fra slektene vregelav og årenever kan også forekomme på tørrere deler av myr. I tillegg er det flere vedboende lav som vokser på greinene av dvergbjørk, vier, finnmarkspors og lyngarter. Det finnes knapt eksklusive myrarter blant lav.

Sopp

I likhet med situasjonen i fjellet, så synker artsdiversiteten av sopp fra skog til myr og annen våtmark. Andelen mykorrhizasopp (som har samliv med planterøtter) synker sterkt i myr, fordi forekomsten av de viktigste mykorrhizatrer og -busker her tynnes kraftig ut. Det samme gjelder vedboende sopp. Selv i de tresatte våtmarkene (sumpskog) tynnes inventaret av mykorrhizasopper ut, dels fordi en del av treslagene her (som ask og gråor) har artsfattige mykorrhizatyper (ask mangler bl.a. helt ektotrof mykorrhiza som omfatter de aller fleste makrosoppene), men også fordi de naturlige nitrogennivåene i sumpskogsjord ser ut til å være for høye for mange mykorrhizasopper (i sumpskog med nitrofile arter finner man knapt mykorrhizasopper). Sumpskogene huser imidlertid mange vedboende arter, inkludert en del spesialiserte arter på perio-devis neddykket ved/læger.

I myrer finner vi en del saprotrofer (nedbrytere) og parasitter som er sterkt spesialiserte på torvmoser, f.eks. innenfor gruppene klokkehatter og hettesopper (begge skivesopper innenfor ordenen Agaricales blant stilksporesoppene), og begge grupper er også godt representert blant brunmosene i rikmyr, og sistnevnte også med mange spesialister knyttet til sivarter i sumpmarker, f.eks. sivsokkelhette. Av arter knyttet til torvmoser kan nevnes myrklokkehatt og melet torvmoseklokkehatt. Myrgråhatt er eksempel på parasitt på torvmose. Den lager hvite soner i torvmosemattene. Nye studier med molekylærbiologiske metoder viser også at det forekommer rike samfunn av mikrosopper på moser (jf. bl.a. Davey mfl. 2012).

Rikmyrer skiller seg ut ved en høy diversitet av spesialiserte, kalkkrevende sopp, særlig blant de såkalte beitemarksoppene. En særlig viktig gruppe er rødspore-soppene med arter som fiolett rødspore, mørktannet rødspore og tyrkerrødspore. Dette er arter som ellers opptrer i åpne beite- og slåttemarker og naturlig åpne kalktørrenger. Mange av disse har en bemerkelsesverdig stor amplitude langs tørr-fuktig-gradienten, og opptrer i rikmyr bare disse er kalkrike nok. I rikmyr er de antageligvis knyttet til visse plantearter som harerug og starr-arter. Denne tosidige økologien minner mye om habitatkravene til visse kalkkrevende orkidéer, som flueblom, brudespore og stortveblad.

Også blant sekksporesoppene finnes det en del iøynefallende spesialister knyttet til våtmarker. En av de mer kjente er skarlagensvårbeger som vokser på nedfalte ask, or og hasselgreiner i rike sumpskog om våren.

Basert på det foregående kan det være aktuelt å inkludere sopp-indikatorer (i) i fattig, torvmosedominert myr, da sopp her dominerer nedbrytningen, med mange spesialiserte arter på torvmose-

ser, (ii) rikmyr, der sopp-samfunnet av kalkrevende arter er artsrikt, og sårbart f.eks. overfor grøf-ting/drenering og redusert kalk-tilførsel, samt (iii) i sumpskog, der forekomsten av grupper av mykorrhizasopp kan være en sterkt følsom indikator på nitrogen-nivået i jordsmonn.

6.3 Funksjonell sammensetning

Primærprodusenter, inklusive torvdannende organismer

Våtmark skiller seg fra de andre hovedøkosystemene på land ved at et mer eller mindre stabilt høyt grunnvannsnivå gir høy markfuktighet og oksygenfattig miljø nesten opp til overflata. Vannmetning og oksygenmangel gir dårlig tilgang på mineralnæring (viktigst er N og P). Her virker også basemetningen (pH) i myrvannet og torva inn. Dette er grunnlaget for variasjonen i plantedekket langs de tre hovedgradientene på myr: Fattig-rik, myrkant-myrflete og tue-løsbunn (se avsnitt 6.1.3). Disse sentrale økologiske faktorene er avgjørende for plantedekkets sammensetning, og utvikling av myrene over tid gjennom dannelsen av torv.

Mosene er de viktigste primærprodusentene på ombrotrof og fattig myr med lite tilgjengelig mineralnæring. Spesielt gjelder dette torvmosene som er godt tilpasset det næringsfattige, sure, våte og oksygenfattige miljøet gjennom stor evne til utveksling av kationer og rask lengdevekst. Torvmosene vokser i skuddspissen og dør nedenfra. De bygger sitt eget livsmiljø, og døde torvmoser utgjør en stor del av torva (særlig på ombrotrofe og fattige myrer) som er grunnlaget for mye av det biologiske mangfoldet i myr. I intermedieær myr (pH ca. 5-6) kan torvmosene fortsatt være dominante i bunnsjiktet, men høyvokste starrarter som trådstarr og flaskestarr kan ha en betydelig andel av biomasseproduksjonen og er viktige i torvdannelsen. I rikmyr (pH > ca. 5,5) er særlig de såkalte brunmosene (men også andre bladmoser) viktige primærprodusenter, og de er viktige torvdannere sammen med starr og andre dominerende karplantegrupper (se 7.1.1).

Karplantenes betydning som primærprodusenter øker med tilgangen på mineralnæring, og er av stor betydning på intermedieære og rike myrer. De takler det oksygenfattige og hovedsakelig næringsfattige miljøet på ulike måter, f.eks. ved fysiske (luftvev i røtter) eller fysiologiske tilpasninger (evne til å tåle næringsstress).

Mykorrhiza

De aller fleste plantearter danner en eller annen form for mykorrhiza med sopp, men det er særlig trær og busker som huser artsrike samfunn av (ekto)mykorrhizasopp. I våtmarker er disse samfunnene således særlig knyttet til sumpskog, men er også her relativt artsfattig pga. naturlig høyt innhold av nitrogen og sammensetning av treslag (se ovenfor).

Nitrogenfiksering

Det er kjent at flere arter av levermoser får mye av sitt nitrogen fra nitrogenfikserende blågrønnbakterier. Nitrogenfiksering assosiert med blågrønnbakterier er funnet relativt vanlig både hos torvmoser og andre boreale og arktiske myrmoser (Basilier 1979, Solheim & Zielke 2002, Adams & Duggan 2008). Torvmoser ser ut til å overta en betydelig andel nitrogen fra nitrogenfikserende blågrønnbakterier (Berg mfl. 2013). Metanoksiderende bakterier i myrvannet har imidlertid vist seg også å spille en svært viktig rolle for nitrogenakkumuleringen i torv (Larmola mfl. 2013). Denne prosessen kalles metanindusert nitrogenfiksering. Disse metanoksiderende bakteriene bidrar dermed med både karbon og nitrogen til torvmosene.

Pollinering

Flere forskjellige grupper av insekter er viktige pollinatorer i våtmark. Disse er først og fremst humler og bier, fluer, sommerfugler og biller. Ofte er de forekommende, pollinerende artene innen disse gruppene knyttet til kun våtmark som habitat.

Herbivorer

Insekter (biller, sommerfugllarver, spretthaler, bladsikader) og smånagere utgjør hoveddelen av herbivorene i myr. Hjortedyr kan også ha en viktig rolle i de mer produktive myrtypene og i myrskogsmarka, og snegler er kjent for å være tallrike i rikere myrer. Fugler har liten innvirkning

på plantedekket på myr, men trane er observert å spise planterøtter, bl.a. orkideer på rikmyr, og tiur beiter på furu. Svalbard-hekkende bestander av kortnebbgås og hvitkinngås beiter på kystnære myrer og annen våtmark fra Trøndelag og nordover under vår- og høsttrekket. Gjessene grubber, dvs. de river opp mosedekket for å nå ned til karplanterøtter, så deres beiteaktivitet er i etterkant lett synlig gjennom avføring, løse torvmosefragmenter og tallrike hull i mosedekket.

Predatorer

Store biller (Carabider), edderkopper og fugler (hovedsakelig vannfugl, men i myrskogsmarka også spurvefugler) er vanlige mellompredatorer i myr. Fugler utgjør mesteparten av toppredatorene, f.eks. arter som jordugle, tårnfalk, fjellvåk.

Nedbrytere

Bakterier og sopp er viktige nedbrytere i myr, og generelt er det slik at sopp dominerer ved lav pH (ombrotrof og fattig myr) og bakterier dominerer under mer nøytrale forhold (rikmyr). Selv om nedbryter-soppene får lov å ha matfatet for seg selv i sur fattigmyr, går nedbrytningen her meget sakte (og torvtykkelsen blir større enn i rikmyr), og soppsamfunnet er nokså artsfattig, langt mer artsfattig enn i rikmyr (se forrige kap.). Bakterier og cyanobakterier har også viktige roller i nitrogensyklusen. I tillegg til mikroorganismene er en rekke insekter og andre leddyr (f.eks. midd) og nematoder viktige nedbrytere.

6.4 Påvirkningsfaktorer

Fysiske inngrep i form av grøfting og drenering med påfølgende endring i arealbruk er de viktigste påvirkningsfaktorene i våtmark. Nedbygging (vegbygging, boligbygging, etablering av industri og annen infrastruktur), oppdyrking, skogplanting, torvtekt og vassdragsregulering har mange steder redusert antallet og arealet av myrer, spesielt i nemoral-sørboreal sone og i de tettest befolkede områdene av landet. I senere år har vindkraftutbygging (som er en form for nedbygging og fragmentering) og spredning av fremmede treslag (på kystmyrer) kommet som nye trusler.

Fysiske inngrep som tråkk og motorisert ferdsel etter skogsdrift eller friluftsliv forårsaker vanligvis skader på mindre skala enn for eksempel grøfting, men kan føre til erosjon eller økt gjengroing. Dette kan gi tydelige endringer i sammensetningen i vegetasjonen og være en lokal trussel mot sjeldne, truede og prioriterte arter. Det samme gjelder eutrofiering i form av næringssig fra landbruksareal. I deler av landet er også kjøring med terrenggående kjøretøy på myr i ferd med å bli et alvorlig problem, og de nordlige eller høyereliggende myrene er utsatt. Opphør av myrslått (tradisjonell drift) fører også til at vegetasjonen i mange minetrofe myrområder er i endring, men disse endringene er små sammenlignet med endringene forårsaket av de fleste andre påvirkningsfaktorene (Lyngstad mfl. 2016b).

Intakt hydrologi (vannhusholdning) er det mest vesentlige for at ei myr skal fortsette å være funksjonell som myr over tid. Ved grøfting senkes grunnvannsnivået, og myras tilførsel og gjennomstrømning av vann endres. Vanligvis opphører torvakkumuleringen, og ofte blir nedbrytningen av plantemateriale større enn produksjonen, noe som fører til erosjon og utslipp av klimagasser. Hvor stort område som påvirkes av ei grøft avhenger i hovedtrekk av vassnivået i grøfta i forhold til myroverflata rundt, samt konduktivitet (evne til å lede vann) i torva (Molen 1981, Eggelsmann 1982). I Norge har vi mye myr i hellende terreng, og det kompliserer bildet.

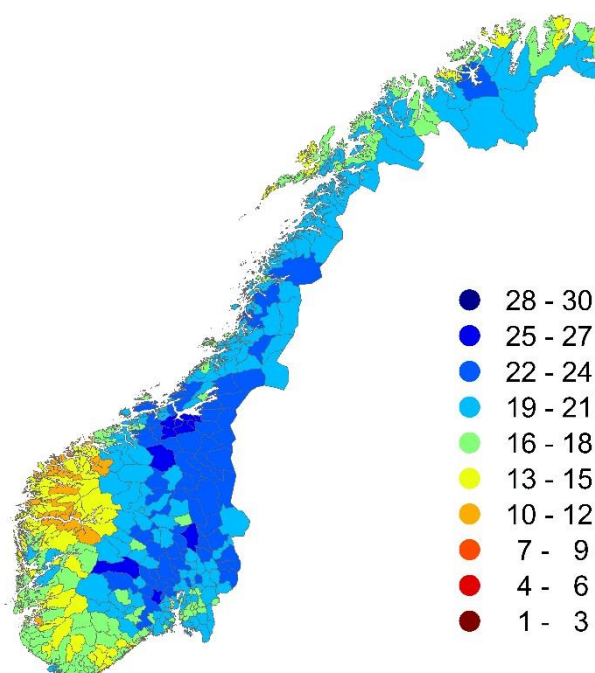
Pågående og framtidige klimaendringer med økt temperatur i deler av året, økt (eller endret) nedbørmengde i noen årstider, økt vindhastighet m.m. kan føre til endringer i hydrologien til myr og kilder, men vil påvirke våtmarksnaturtypene ulikt. Økte nedbørmengder vil trolig gi bedre livsbetingelser for de fleste våtmarksartene (Aarrestad mfl. 2015). På sikt kan dette gi økt utbredelse av flere myrtyper. Ekstremvær med alvorlig flom eller tørke kan imidlertid påvirke våtmarker negativt, enten ved total utvasking av flommarker eller ved senkning av grunnvannsnivået. Økte temperaturer i kombinasjon med økt nedbør kan virke positivt, særlig i fjellområder hvor dagens grunnlag for torvdannelse er begrenset. For palsmyr virker klimaendringene negativt og utgjør

hovedtrusselen for naturtypen. Palsene i Sør-Norge, og andre palser i ytterkanten av utbredelsesområdet står i akutt fare for å smelte under de klimaforholdene som forventes i framtida.

7 Datagrunnlag våtmark

Naturindeks for våtmark 2015 er basert på 33 indikatorer som helt eller delvis er knyttet til våtmark (Tabell 7.1). Av disse er 30 artsindikatorer som for det meste er basert på estimat av abundans, mens de resterende 3 (atlantisk høgmyr, lavhei og palsmyr) kan betraktes som estimat av tilstanden til økologiske samfunn. Atlantisk høgmyr og palsmyr er begge arealbaserte indikatorer.

Kun en tredjedel av indikatorene dekker mer enn 75% av kommunene i Norge med observasjoner. Spesielt fra den nordlige halvdel av Vestlandet er det få våtmarks-indikatorer som er dokumentert med observasjoner (Figur 7.1), men også Sørlandet og kystkommuner fra Lofoten til Øst-Finnmark har et lavt antall indikatorer sammenliknet med resten av landet. I gjennomsnitt inngår en kommune i indikatorområdene til 18,2 indikatorer. Det minste antall indikatorer for en kommune er 9, mens maksimum er 27 (alle beregninger basert på data fra Naturindeksbasen).



Figur 7.1. Antall indikatorer for våtmark per kommune.

7.1 Indikatorutvalgets taksonomiske sammensetning

Seksten av indikatorene for våtmark er virveldyr, mens to indikatorer er invertebrater, begge er insekter. Det inngår videre 12 planter og en lav (Lavhei). Sopp mangler i utvalget. Fordelingen av indikatorer over gruppene virveldyr, invertebrater, planter, lav, sopp og andre (dvs. Atlantisk høgmyr areal og Palsmyr areal) blir dermed henholdsvis 48,5%, 6,1%, 36,4%, 3,0%, 0% og 6,1%.

7.1.1 Virveldyr

I Naturindeks for 2015 inngikk 13 fuglearter og tre amfibiearter. Reptiler og pattedyr mangler blant indikatorene for våtmark, men blant disse klassene er det ingen arter som primært er knyttet til våtmark slik hovedøkosystemet nå avgrenses (Kap 6.2.1).

Tabell 7.1. Indikatorer for hovedøkosystemet våtmark benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis organismetype og økologisk funksjon. Alle opplysninger er hentet fra Naturindeksbasen.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Taksonomisk gruppe	Funksjonell gruppe
Alvemose	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Bladmose	Primærprodusent
Atlantisk høgmyr areal			
Brunmyrak	<i>Rhynchospora fusca</i>	Frøplante	Primærprodusent
Buttsnutefrosk	<i>Rana temporaria</i>	Amfibium	Mellompredator
Dikesoldogg	<i>Drosera intermedia</i>	Frøplante	Primærprodusent
Dobbeltbekkasin	<i>Gallinago media</i>	Fugl	Mellompredator
Elvesandjeger	<i>Cicindela maritima</i>	Insekt	Mellompredator
Engmarihand	<i>Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata</i>	Frøplante	Primærprodusent
Enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>	Fugl	Mellompredator
Fjellgittermose	<i>Cinclidium arcticum</i>	Bladmose	Primærprodusent
Fossefall	<i>Cinclus cinclus</i>	Fugl	Mellompredator
Gluttsnipe	<i>Tringa nebularia</i>	Fugl	Mellompredator
Grønnstilk	<i>Tringa glareola</i>	Fugl	Mellompredator
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>	Fugl	Mellompredator
Hvitmyrak	<i>Rhynchospora alba</i>	Frøplante	Primærprodusent
Kysttorvmose	<i>Sphagnum austinii</i>	Bladmose	Primærprodusent
Lavhei	Dominert av <i>Cladonia & Cetraria s.l. spp.</i>	Lav	Primærprodusent
Mosesumpløper	<i>Elaphrus uliginosus</i>	Insekt	Mellompredator
Myrsnipe	<i>Calidris alpina</i>	Fugl	Mellompredator
Myrtelg	<i>Thelypteris palustris</i>	Bregne	Primærprodusent
Palsmyr areal			
Rødstilk	<i>Tringa totanus</i>	Fugl	Mellompredator
Sennegrass	<i>Carex vesicaria</i>	Frøplante	Primærprodusent
Sivsanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Fugl	Mellompredator
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Fugl	Mellompredator
Smalsoldogg	<i>Drosera anglica</i>	Frøplante	Primærprodusent
Småsalamander	<i>Lissotriton vulgaris</i>	Amfibium	Mellompredator
Småspove	<i>Numenius phaeopus</i>	Fugl	Mellompredator
Stakesvanemose	<i>Meesia longiseta</i>	Bladmose	Primærprodusent
Storsalamander	<i>Triturus cristatus</i>	Amfibium	Mellompredator
Sveltstarr	<i>Carex pauciflora</i>	Frøplante	Primærprodusent
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	Fugl	Mellompredator
Trane	<i>Grus grus</i>	Fugl	Mellompredator

Fuglene utgjør ca. 40% av alle indikatorene for våtmark. Av disse tilhører trane en egen familie i traneordenen. Dobbeltbekkasin, enkeltbekkasin, gluttsnipe, grønnstilk, rødstilk, myrsnipe, småspove og svømmesnipe tilhører alle snipefamilien. Fossefall, gulerle, sivsanger og sivspurv tilhører spurvefuglene i hver sin familie. Fuglene er representert med alle ordener som normalt forekommer på myr unntatt gress, falker og ugler (jf. Kap 6.2). Svømmesnipe og fossefall er ikke primært knyttet til våtmark, men til ferskvann slik hovedøkosystemet nå avgrensnes (Kap 6.2.1).

Det samme gjelder amfibiene som er representert med alle artene som oftest påtreffes i våtmark. De reproducerer i ferskvann. Buttsnutefrosk tilhører ordenen haleløse amfibier (frosker og padder), mens småsalamander og storsalamander tilhører ordenen salamandere.

7.1.2 Invertebrater

Kun to arter av invertebrater inngår som indikatorer for våtmark, nemlig elvesandjeger og mose-sumpløper som begge tilhører ordenen biller. Elvesandjeger er dessuten nøkkelindikator for våtmark.

Elvesandjeger er en middels stor bille som hører hjemme blant løpebillene. Elvesandjeger er i Norge nesten utelukkende knyttet til sand og siltflater langs elvebredder. Bestanden av denne arten har blitt redusert som følge av menneskelige inngrep som vassdragsregulering, veibygging og oppdyrking. Den er derfor klassifisert som sterkt truet (EN) på Norsk rødliste fra 2015, og dessuten utpekt som prioritert art i 2011 etter Naturmangfoldloven. Elvesandjeger er imidlertid trolig ikke en egnet indikator for våtmark, ettersom avgrensingen av våtmark nå er endret, jmfør kapittel 6. Dens habitat regnes som fastmark.

7.1.3 Planter

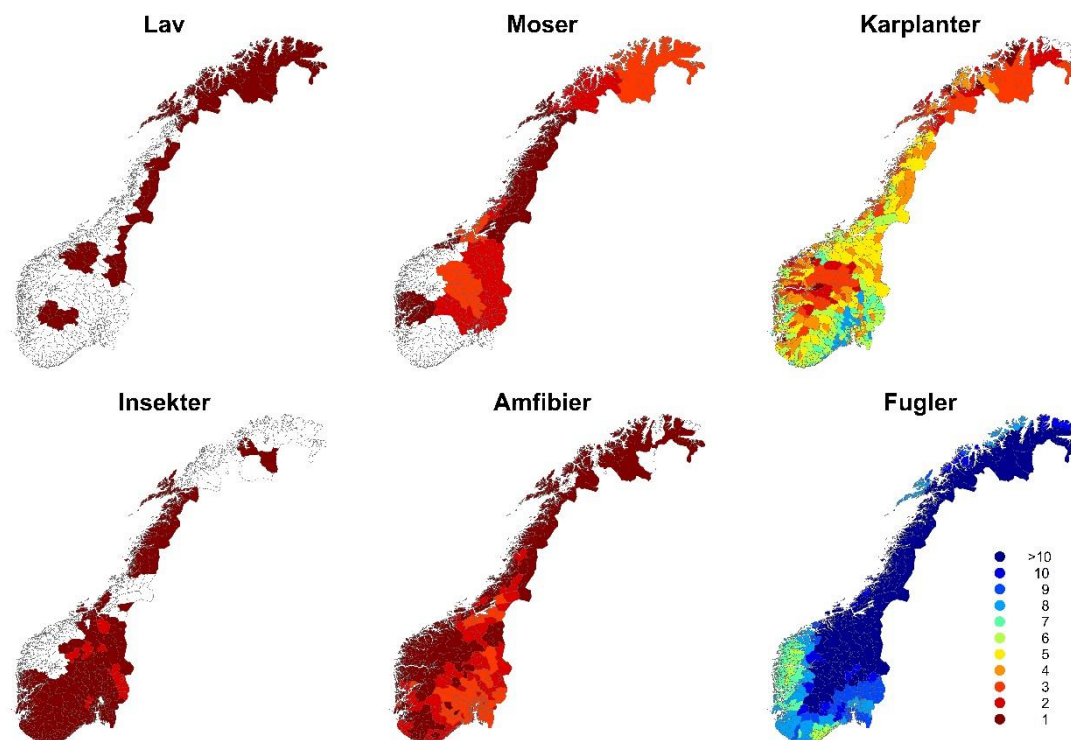
I Naturindeks for 2015 inngikk 12 plantearter, åtte karplanter og fire moser. Sju av karplantene tilhører frøplantene, fem er enfrøbladete og to er tofrøbladete. Blant de enfrøbladete er det fire arter fra starrfamilien og én art fra orkidéfamilien. De to tofrøbladete artene i slekta soldogg hører inn under nellik-ordenen. Den siste karplanten i utvalget (en karsporeplante) er bregnen myrtelg, som tilhører hengevingfamilien.

Utvalget av karplanter er svært snevert. Starrfamilien er en viktig gruppe som riktignok er inkludert, men der utvalget av arter kan diskuteres (se under). Myrullslekta omfatter eksklusive myrarter, og den bør være representert. Andre familier som bør være representert i utvalget er f.eks. brunrotfamilien, sivfamilien og lyngfamilien. Brunrotfamilien omfatter mange halvparasitter som er vanlige eller eksklusive i myr (arter i slekta myrklegg, øyentrøst og svarttopp). Utvalget av karsporeplanter bør suppleres med andre, mer vanlige arter, f.eks. arter i snelleslekta, som også inkluderer eksklusive myrarter.

Av de fire mosene er tre på rødlista, mens den fjerde, kysttorvmose, har en begrenset utbredelse. De er alle bladmoser og representerer hver sin orden: alvemose er i flettemoseordenen, fjellgittermose er i tannmoseordenen, kysttorvmose er i torvmoseordenen, mens stakesvanemose er i møkkmoseordenen. Utvalget representerer et bredt spekter av mosegrupper, men viktige familier innen flettemoseordenen, som omfatter de såkalte «brunmosene» (arter i familiene Amblystegiaceae, Calliergonaceae, Brachytheciaceae og Hypnaceae), og som er de viktigste torvbyggerne på rikmyr, er kun representert med én art, alvemose. Dette er en sårbar art med få kjente forekomster i Norge (Hassel mfl. 2015). En så viktig gruppe som torvmosene bør være representert med flere arter som bedre reflekterer lokal og regional variasjon. Dessuten mangler det levemosearter i utvalget. Her kan lett gjenkjennelige arter fra familiene Anastrophyllaceae, Cephaloziaceae og Scapaniaceae være aktuelle.

7.1.4 Sopp inkludert lav

Organismeriket er i dag ikke representert med indikatorer, bortsett fra at indikatoren lavhei har en 5 % tilhørighet i våtmark. Selv om sopp og lav kanskje utgjør en mindre funksjonell rolle i våtmark enn de gjør i andre økosystemer, er antallet arter relativt høyt totalt sett for all norsk våtmark. Derfor bør utvalgte arter eller grupper av sopp og lav innlemmes som indikatorer for våtmark.



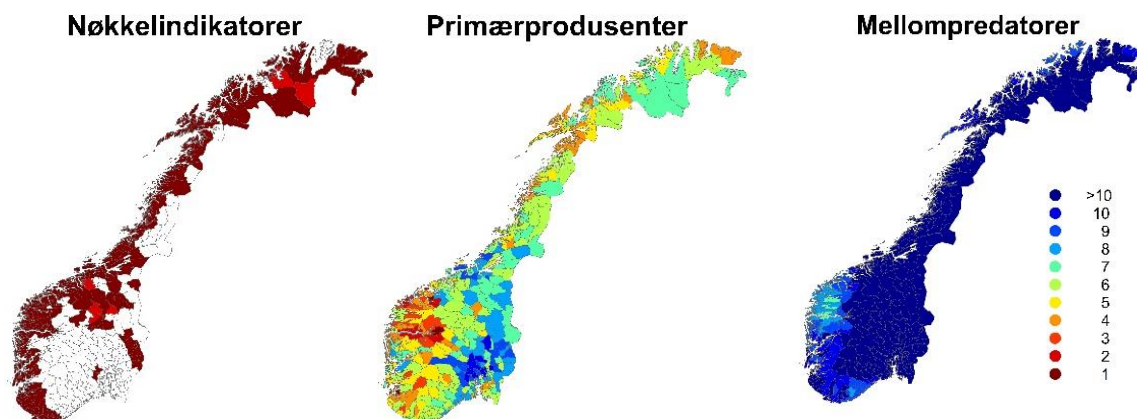
Figur 7.2. Geografisk fordeling av indikatorer for våtmark per taksonomiske gruppe. Sopp som ikke er lichenisert mangler blant indikatorer, og er derfor ikke vist grafisk. Karplanter omfatter både bregner og frøplanter. Fargeskalaen angir antall indikatorer per kommune. I områder med hvit farge er ingen indikatorer fra den aktuelle gruppa dokumentert med data.

7.1.5 Geografisk fordeling

Majoriteten av fugleindikatorer er dokumentert med data fra store indikatorområder, tilsvarende landsdeler eller større, som for mange av indikatorer til sammen dekker en stor del av landarealet. I store deler av landarealet er derfor tilstanden til mer enn 10 fugleindikatorer dokumentert (Figur 7.2). Dette gjelder imidlertid ikke Vest- og Sørlandet, der et færre antall indikatorer er dokumentert. Det samme geografiske mønsteret har også moseindikatorer som knapt nok er dokumentert fra Vest- og Sørlandet, og amfibiene der kun buttsnutefrosk har en geografisk utbredelse som dekker mesteparten av landet. Det er få karplanteindikatorer fra den nordlige halvdel av Vestlandet og fra områdene fra Lofoten og nordover sammenliknet med resten av landet. Fordelingen av indikatorer over gruppene virveldyr, invertebrater, planter, lav, sopp og andre som er dokumentert i en gjennomsnittskommune er henholdsvis 61,3%, 4,0%, 30,5%, 1,1%, 0% og 3,1%. Fugler utgjør alene 52,4% av indikatorer dokumentert for en gjennomsnittskommune.

7.2 Indikatorutvalgets funksjonelle sammensetning

Det inngår tre nøkkelindikatorer i utvalget: Atlantisk høgmyr areal, elvesandjeger (insekt) og palsmyr areal. Primærprodusentene er representert med åtte karplanter, fire moser og lavhei. Det inngår 18 mellompredatorer, og av disse er 16 vertebrater (13 fugler, tre amfibier) og to invertebrater (insekt). Nedbrytere og herbivorer er viktige funksjonelle grupper som mangler i utvalget. Når de tre nøkkelindikatorer inkluderes i sine respektive funksjonelle grupper er den prosentvise fordelingen over gruppene nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer, toppredatorer og andre henholdsvis 0%, 39,4%, 0%, 54,5%, 0% og 6,1%.



Figur 7.3. Geografisk fordeling av indikatorer for våtmark per funksjonelle gruppe. Fargeskalaen angir antall indikatorer per kommune. I områder med hvit farge er ingen indikatorer fra den aktuelle gruppa dokumentert med data.

Det inngår ingen pollinatorer eller mykorrhiza-dannende sopp i indikatorutvalget. Kun en av planteindikatorer (kysttorvmose) kan karakteriseres som viktig bidragsyter til torvdannelse i myr.

Nøkkelindikatoren elvesandjeger har svært begrenset geografisk utbredelse og dessuten ikke egnet som våtmarksindikator med den definisjonen på våtmark som er brukt her (se over). Palsmyr er vanligst i indre Troms og Finnmark, men forekommer også sparsomt i høgereliggende områder i Sør-Norge, særlig på Dovre. Palsmyrregionen (Moen 1998) er definert basert på utbredelse hos palsmyr, og typen opptrer mest i nordboreal og lavalpin/sørarktisk vegetasjonssone og i overgangsseksjonen eller svakt kontinental vegetasjonssesksjon. Atlantisk høgmyr forekommer i hovedsak i boreonemoral og sørboreal sone (noen lokaliteter bl.a. i Nord-Norge ligger i nedre del av mellomborealen) i sterk oseanisk og klart oseanisk seksjon, og i praksis er dette et nokså smalt belte langs kysten fra Agder til Finnmark. Det er noe usikkerhet knytta til om høgmyrene nord i Troms og i Finnmark er av samme type, alder og opprinnelse som de «klassiske» atlantiske høgmyrene på f.eks. Smøla og Andøya. Det kan tenkes at slike nordlige høgmyrer strengt tatt bør sortere under planmyr, men det gjenstår et arbeid med klassifisering og typifisering på dette området. De nåværende nøkkelindikatorer på Våtmark har begrenset geografisk dekning, og det er store områder som er uten data for nøkkelindikatorer (Figur 7.3). Her vil typisk høgmyr og strengmyr/strengblandingsmyr (Moen 1983, Moen mfl. 2011a) kunne være et supplement. De nøkkelindikatorer som inngår i Naturindeksen i dag har til dels en klar, men begrenset regional dekning, og den regionale variasjonen er ikke tilfredsstillende dekt opp.

Den geografiske fordelingen til indikatorobservasjoner for primærprodusenter og mellompredatorer gjenspeiler fordelingene til henholdsvis frøplanter og fugler (Figur 7.2 og 7.3) som dominerer innenfor hver sin funksjonelle gruppe. Fordelingen av indikatorer over de funksjonelle gruppene nøkkelindikatorer, nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og toppredatorer som er dokumentert per kommune er i gjennomsnitt henholdsvis 3,3%, 0%, 31,6%, 0%, 65,1% og 0%.

7.3 Indikatorutvalgets sammensetning med hensyn til påvirkningsfaktorer.

De viktigste påvirkningsfaktorene i våtmark er arealbruk og fysiske inngrep, inkludert endringer i hydrologiske forhold (Kapittel 6.4). Derneft kommer klimaendringer som en viktig påvirkningsfaktor. Blant indikatorene for våtmark er hele 31 av de 33 indikatorene oppgitt å være fra middels til svært sensitive overfor endringer i arealbruk og/eller fysiske inngrep. Kun 3 av indikatorene er oppgitt å være tilsvarende sensitive overfor klimaendringer (Tabell 7.2).

Tabell 7.2. Antall våtmarksindikatorer som er angitt å være fra middels til svært følsomme for ulike påvirkningsfaktorer. Tallene er basert på opplysninger hentet fra Naturindeksdatabasen. En indikator er ofte følsom for flere kategorier av påvirkningsfaktorer og inngår dermed flere ganger i denne tabellen.

Påvirkningsfaktor	Antall sensitive indikatorer
Beskatning og høsting	1
Fremmede arter	3
Forsurende stoffer	3
Eutrofierende stoffer	3
Annen forurensning	0
Klima	3
Arealbruk	28
Opphør av tradisjonell drift	1
Fysiske inngrep	20
Ferdsel	2
Annet	2
Ukjent eller naturlig påvirkning	1
Hydrologiske endringer	7

7.4 Forekomst i naturtyper og livsmedier

7.4.1 Naturtyper

Av de 16 vertebratindikatorer er alle unntatt to begrenset til de tre hovednaturtypene V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark og V3 Nedbørsmyr (Tabell 7.3). To av indikatorene er knyttet til ferskvann (F1, F2 og L2), noe som skyldes at en tidligere regnet slike ferskvannsforkomster som del av våtmarksystemet.

De 12 planteindikatorer er begrenset til de tre hovednaturtypene V1 Åpen Jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark og V3 Nedbørsmyr (Tabell 7.4). Det mangler indikatorer som forekommer i V4 Kaldkilde og V8 Strandsumpskog.

Tabell 7.3. Vertebrat- og invertebratindikatorernes forekomst i hovednaturtyper i våtmark etter NiN (Halvorsen mfl. 2009, 2016). Beskrivelsene av forekomst i våtmarks- og andre natursystem er delvis basert på opplysninger fra naturindeks.no. Disse opplysningene er forsøkt tolket i form av typeinndelingen av fastmarkssystemer i NiN2. Vurderingen av tilhørighet er basert på prinsippene beskrevet i kapittel 3.1.3.

Indikator	Organisme-gruppe	Våtmark-sys-tem	Naturtyper	Vurdering av tilhørighet
Buttsnutefrosk	Amfibier	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V2 Myr- og sumpskogsmark V3 Nedbørsmyr Opptrer i en rekke andre naturtyper. Legger egg i ferskvann (F og L). Trolig lettest å overvåke der den legger egg.	Har hovedsakelig tilhørighet til ferskvann.
Småsalamander	Amfibier	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V2 Myr- og sumpskogsmark V3 Nedbørsmyr Legger egg i ferskvann (F og L). Trolig lettest å overvåke der den legger egg.	Har hovedsakelig tilhørighet til ferskvann.
Storsalamander	Amfibier	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V2 Myr- og sumpskogsmark V3 Nedbørsmyr Legger egg i ferskvann (F og L). Trolig lettest å overvåke der den legger egg.	Har hovedsakelig tilhørighet til ferskvann.
Trane	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V2 Myr- og sumpskogsmark V3 Nedbørsmyr	Har tilhørighet til våtmark
Dobbeltbekkasin	Fugl	Rikmyr	V1 Åpen jordvannsmyr	Har tilhørighet til våtmark
Enkeltbekkasin	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr	Har tilhørighet til våtmark
Gluttsnipe	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V2 Myr- og sumpskogsmark V3 Nedbørsmyr	Har tilhørighet til våtmark
Grønnstilk	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr	Har tilhørighet til våtmark
Rødstilk	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr T12 Strandeng	Har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.
Myrsnipe	Fugl	Rikmyr	V1 Åpen jordvannsmyr	Har tilhørighet til våtmark
Småspove	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr Kan også hekke i kystlynghei T34 og i ulike typer kulturmark T40-T44.	Har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.
Svømmesnipe	Fugl	Finner næring hovedsakelig i ferskvann	F2 Sirkulerende innsjøvannmasser L2 Grunn limnisk sedimentbunn Reiret ligger i vannkanten i våtmark.	Har tilhørighet til ferskvann
Fossefall	Fugl	Finner næring hovedsakelig på hardbunn i rennende vann	F1 Ellevannmasser	Har tilhørighet til ferskvann

Tabell 7.3 (forts.)

Indikator	Organisme-gruppe	Våtmark-sys-tem	Naturtyper	Vurdering av tilhørighet
Gulerle	Fugl	Myr	V1 Åpen jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr Hekker også på setervoller T41	Har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.
Sivsanger	Fugl	Tresatt myr	V2 Myr- og sumpskogsmark T4 Fastmarksskogsmark L Ferskvannsbunnsystemer (takrørskog).	Har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.
Sivspurv	Fugl	Tresatt myr	V2 Myr- og sumpskogsmark T4 Fastmarksskogsmark L Ferskvannsbunnsystemer (takrørskog).	Har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.
Elvesandjeger	Insekt	Elvebredder	T18 Åpen flomfastmark Enkeltlokaliteter også i andre fastmarkssystemer som T17 Aktiv skredmark.	Har ikke tilhørighet til våtmark.
Mosesumpløper	Insekt		V1 Åpen jordvannsmyr T12 Strandeng T33 Seminaturlig strandeng mfl.	Har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.

Tabell 7.4. Planteindikatorenes forekomst i hovednaturtyper og livsmedier på våtmark etter NiN (Halvorsen mfl. 2009, 2016). Hovednaturtyper og livsmedier der arten forekommer i svært liten grad er vist i parentes.

Indikator	Organisme-gruppe	Naturtyper	Livsmedier
Sveltstarr	Frøplante	V1 Åpen Jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr	T3 Organisk jord
Sennegrass	Frøplante	V1 Åpen Jordvannsmyr V2 Myr- og sumpskogsmark	T3 Organisk jord
Engmarihand	Frøplante	V1 Åpen jordvannsmyr	T3 Organisk jord
Dikesoldogg	Frøplante	V1 Åpen Jordvannsmyr	T3 Organisk jord
Smalsoldogg	Frøplante	V1 Åpen Jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr	T3 Organisk jord
Kvitmyrak	Frøplante	V1 Åpen jordvannsmyr V3 Nedbørsmyr	T3 Organisk jord
Brunmyrak	Frøplante	V1 Åpen jordvannsmyr	T3 Organisk jord
Myrtelg	Bregne	V2 Myr- og sumpskogsmark	T3 Organisk jord
Fjellgittermose	Bladmose	V1 Åpen Jordvannsmyr	T3 Organisk jord
Alvemose	Bladmose	V1 Åpen Jordvannsmyr	T3 Organisk jord
Stakesvanemose	Bladmose	V1 Åpen Jordvannsmyr	T3 Organisk jord
Kysttorvmose	Bladmose	V3 Nedbørsmyr	T3 Organisk jord

7.4.2 Livsmedier

Trane, dobbeltbekkasin, enkeltbekkasin, gluttsnipe, grønnstilk, rødstilk, myrsnipe og småspove legger alle reiret på en relativt tørr tue i våtmarka. Vadefuglene søker næring ved å stikke det lange nebbet ned i myr eller jord på jakt etter invertebrater, mens tranen er mer allsidig i kosten og spiser alt fra frosk, fugleegg og fugleunger til planterøtter. Svømmesnipa søker hovedsakelig næring i ferskvann, og den bør derfor flyttes til hovedøkosystemet ferskvann. Det samme gjelder fossefall som hovedsakelig finner sin næring på bunnen av elver. Den plasserer gjerne reiret i en bergvegg i elvekanten. Sivsanger og sivspurv er knyttet til busk- og trevegetasjon i tilknytning til våtmark, og legger reiret på bakken i tett vegetasjon.

Buttsnutefrosk og våre to salamanderarter er avhengige av tjern og småpytter for å legge eggene sine. Igjen er det snakk om ferskvann, og artene hører derfor best hjemme i hovedøkosystemet ferskvann.

De 12 planteindikatorerne er begrenset til livsmedietyper T3 Organisk jord (Tabell 7.4). Det mangler indikatorer som forekommer på andre aktuelle livsmedier innen TS Substrat på land.

7.5 Fastsetting av referanseverdier

I Naturindeksbasen foreligger det beskrivelser av hvordan referanseverdiene er fastsatt for alle de 33 indikatorene. For de fleste av indikatorene er det oppgitt at referanseverdiene er fastsatt med utgangspunkt i økosystem som er minimalt påvirket av menneskelig aktivitet, noe som er i tråd med referansekonseptet for våtmark (jf. kapittel 6.1). Imidlertid er det uklart om referanseverdiene for de tre amfibie-indikatorene også er fastsatt med utgangspunkt i det samme referansekonseptet eller er helt eller delvis basert på seminaturlige ferskvanns- og våtmarksystem.

Strategien som er fulgt for å fastsette verdiene er kun beskrevet for 17 av indikatorene. Av disse tas det for 10 indikatorer utgangspunkt i historiske tilstander og data, verdiene for 6 indikatorer er basert på anslag med utgangspunkt i dagens tilstand og en vurdering av effekten av de viktigste negative antropogene faktorene, mens for 1 er referanseverdiene basert på indikatorens tilstand i system som betraktes å være lite påvirket av menneskelig aktivitet. Fra 28 av beskrivelsene framgår det hvorvidt fastsettelsen er basert på ekspertvurderinger, modellering og/eller overvåkingsdata. For 18 av disse er referanseverdiene basert på ekspertvurderinger. Referanseverdiene for to av indikatorene er basert på overvåkingsdata, mens referanseverdiene for de 8 karplanteindikatorerne framkommer gjennom modeller som igjen er basert på historiske data.

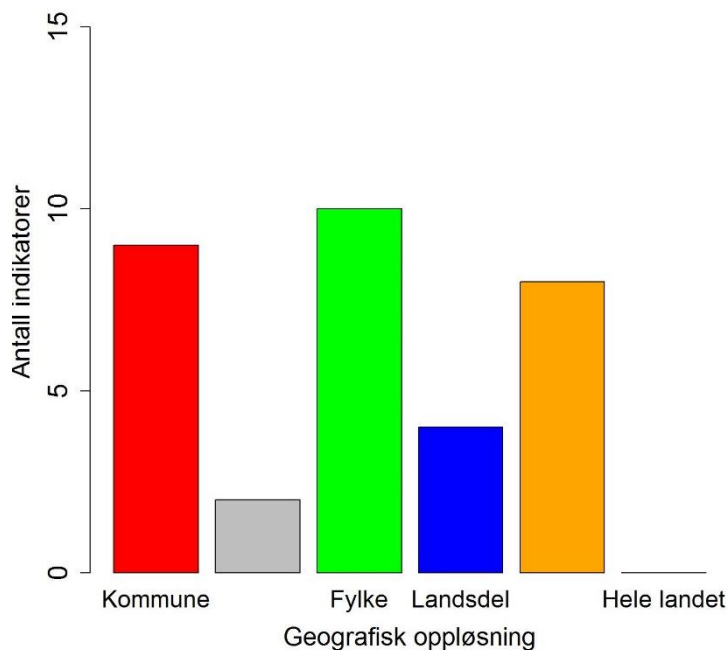
7.6 Indikatorobservasjoner

7.6.1 Datatyper

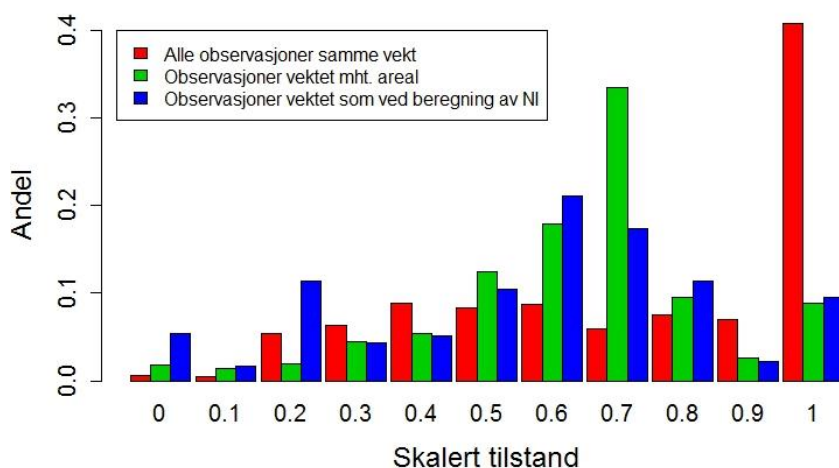
Av indikatorobservasjonene som lå til grunn for beregning av Naturindeksen for våtmark i 2015, er 6% oppgitt å være ekspertvurderinger, 2% overvåkingsdata og 92% modellbaserte estimat av tilstand. Ser en i stedet på indikatorandeler utgjør ekspertvurderinger, overvåkingsdata og modeller derimot henholdsvis 54%, 22% og 24% (Bjerke mfl. 2015). Tar en også hensyn til vekten som tilordnes observasjonene ved beregningen, utgjør ekspertvurderinger en vektandel på 64%, overvåkingsdata 8% og modellbaserte data 28% (andelene gjelder for datagrunnlaget for beregning av Naturindeks for hele Norge 2010). Som for fjell er Naturindeksen for våtmark derfor i hovedsak basert på ekspertvurderinger. Indeksverdiene for våtmark er imidlertid i større grad basert på modellbaserte estimat enn verdiene for fjell.

7.6.2 Geografisk oppløsning

Som for fjell er datagrunnlaget for våtmark preget av observasjoner med lav romlig oppløsning. Imidlertid er andelen av indikatorer med kommunevis eller tilsvarende oppløsning større enn blant indikatorene for fjell (Figur 7.4), mens 12 av de 33 indikatorene har en oppløsning tilsvarende landsdelsvis observasjoner eller grovere.



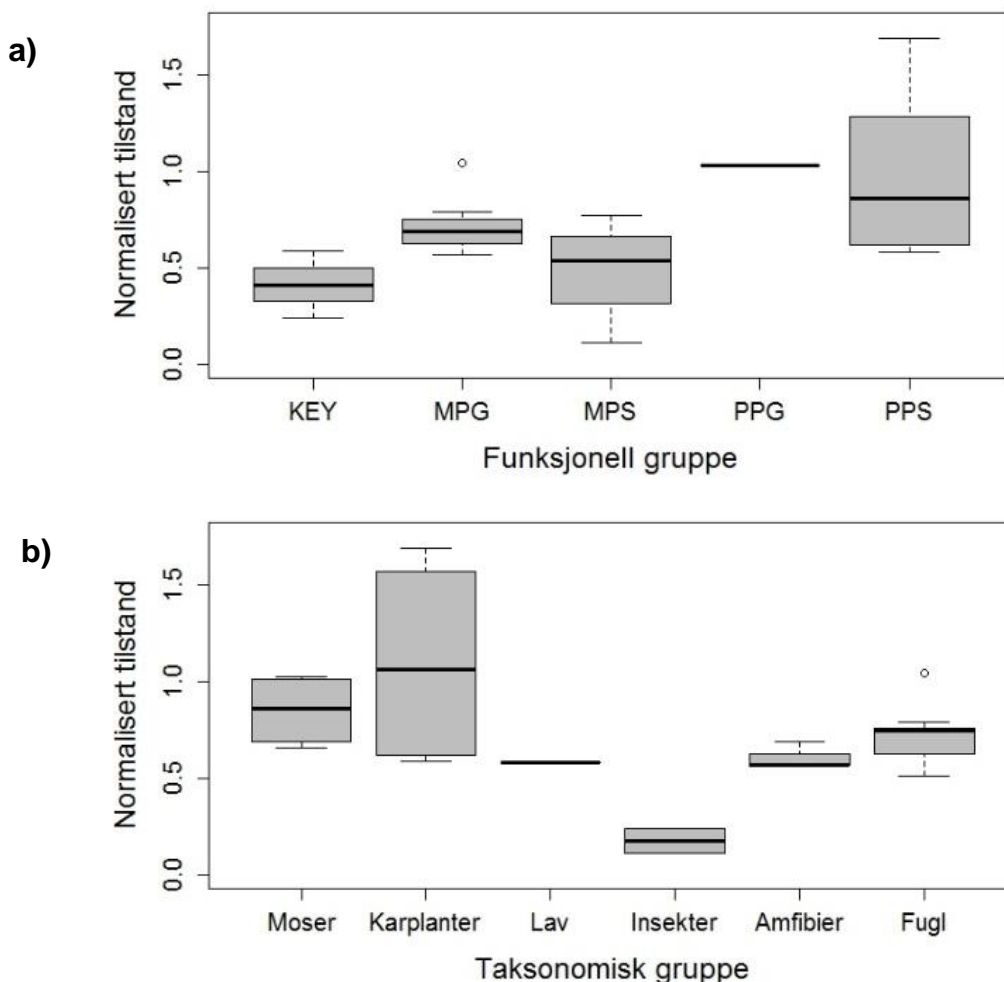
Figur 7.4. Våtmarksindikatorenes geografiske oppløsning. Se figur 5.4 for nærmere forklaring.



Figur 7.5. Fordeling av skalerte tilstander i 2010 for indikatorer fra våtmark under tre ulike vektingsregimer. Tilstandene er skalert med hensyn til de tilhørende referanseverdiene og skaleringsmodellene oppgitt for indikatorene. Fordelingene er basert på bootstrap-estimat av de enkelte indikatorobservasjonenes forventningsverdi etter skalering. Røde søyler viser fordelingen til indikatorstilstandene. Grønne søyler viser en arealrepresentativ fordeling av tilstander der tilstandene er vektet med hensyn til arealet det tilhørende indikatorområdet dekker. Blå søyler viser den vektede fordelingen der tilstandene er vektet slik som ved beregning av Naturindeks for våtmark for hele Norge, dvs. med hensyn til indikatorenes tilhørighet til våtmark og deres fordeling over funksjonelle grupper i tillegg til indikatorområdenes areal.

7.6.3 Fordeling av indikatortilstander

Fordelingen av skalerte indikatortilstander har et markert modus ved 1, dvs. tilstander tilsvarende referansetilstanden for våtmark og bedre. Resten av observasjonene fordeler seg noenlunde jevnt utover tilstandsskalaen bortsett fra de svært dårlige tilstandene som forekommer sjeldent i datamaterialet (se røde søyler i figur 7.5). Imidlertid tar ikke denne fordelingen hensyn til arealet de ulike observasjonene representerer eller de andre aspektene ved Naturindeksens vektingsregime. Fordelingen av vektete tilstander skiller seg betydelig fra fordelingen ved uvektet tilstand, jamfør forskjellene mellom røde søyler (uvektet) og blå og grønne søyler (vektet) i figur 7.5. De mest frekvente tilstandene er rundt 0,6 – 0,7, de svært gode tilstandene har kraftig redusert vektfrekvens, samtidig som de svært dårlige tilstandene får en høyere vektfrekvens.



Figur 7.6. Fordeling av gjennomsnittlige normaliserte tilstander i 2010 for indikatorer fra våtmark over funksjonelle (a) og taksonomiske (b) grupper. KEY er nøkkelindikatorer, MPG mellompredatorer generalister, MPS mellompredatorer spesialister, PPG primærprodusenter generalister, PPS primærprodusenter spesialister. Normalisering er her gjennomført ved å dele tilstanden til indikatoren målt på den opprinnelige måleskalaen, på den tilhørende referanseverdien. Boksene representerer interkvartil-distansen i gruppenes fordelinger, tykke, horisontale linjene på tvers av boksene er medianene, mens sirklene representerer avvikende observasjoner i forhold til resten av gruppa.

Disse effektene av vektingsregimet har først og fremst sammenheng med at de svært gode tilstandene stort sett forekommer blant modellbaserte indikatorer for primærprodusenter med kommunevis oppløsning (se under), dvs. indikatorer med mange observasjoner som hver får lav vekt ved beregning av Naturindeksen. I tråd med dette har de modellbaserte indikatorene gjennomgående bedre tilstand enn de andre indikatorene i utvalget for våtmark ($p = 0,03$, robust ANOVA, ikke vist). Videre har primærprodusentene en bedre gjennomsnittstilstand enn de andre indikatorene ($p = 0,067$, robust ANOVA, Figur 7.6a). Vekting med hensyn til økologisk funksjon og nøkkelindikatorer forventes derfor å ha en effekt på Naturindeksen for våtmark (se under).

Insektindikatorerne for våtmark har en langt dårligere tilstand enn tilsvarende for de andre taksonomiske gruppene inkludert i datasettet ($p = 0,008$, robust ANOVA, Figur 7.6b). Dette gjenspeiler mest sannsynlig forskjeller mellom gruppene for hvilke indikatorer det foreligger kunnskaper om tilstand. Det er grunn til å tro at det er en større bias i utvalget på to insektindikatorer som begge er karakterisert som sterkt truet i Norsk rødliste for arter (Henriksen og Hilmo 2015), sammenliknet med de andre taksonomiske gruppene. Det ser ikke ut til å være noen systematisk sammenheng mellom tilstand og arealet en observasjon representerer (ikke vist).

7.6.4 Presisjon

Som for fjell består datagrunnlaget for våtmark gjennomgående av svært usikre observasjoner av indikatorenes tilstand. For 15 av de 33 indikatorene er observasjonene i gjennomsnitt oppgitt med en normalisert interkvartildistans større enn 0,2 (ikke vist), dvs. større enn en tilstandskategori i vannforskriftens klassifiseringssystem. Figur 7.7a viser hva denne lave presisjonen tilsvarer i evnen til å oppdage endringer i indikatorenes tilstand. For ingen av indikatorene som inngår i figuren, vil en kunne påvise en endring mindre enn 0,2 ved et signifikansnivå på 0,05 (Tabell 7.5). For 7 av indikatorene vil en ikke ved dette signifikansnivået kunne påvise en endring i tilstand tilsvarende fra nær referanseverdien til bortfall/utryddelse av indikatoren.

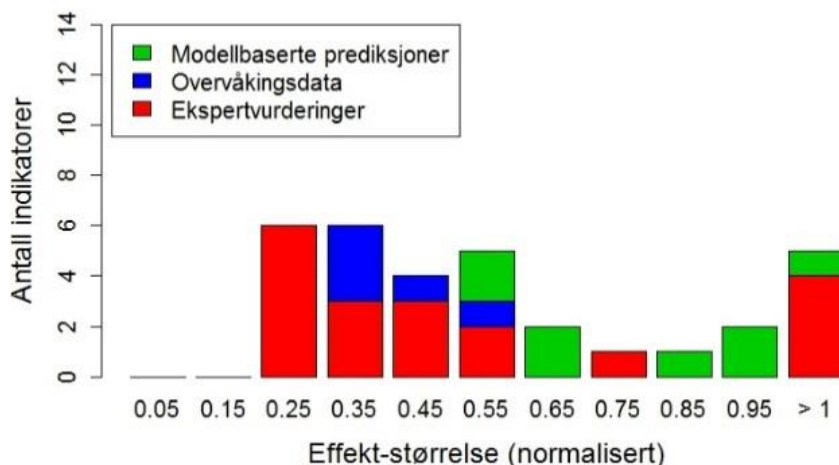
Modellbaserte observasjoner fra våtmark har en lavere presisjon enn overvåkningsbaserte ($p = 0,021$, robust ANOVA), mens det er stor spredning på presisjonen av ekspertvurderinger (Figur 7.7a). De modellbaserte indikatorene er alle karplanter. Blant de ekspertvurderte indikatorene har mosene observasjoner med den laveste presisjonen. Presisjonen varierer med andre ord systematisk over de taksonomiske gruppene som inngår ($p = 0,002$, robust ANOVA, Figur 7.8b). Som en konsekvens av disse mønstrene har primærprodusentene som gruppe observasjoner med en lavere presisjon enn de andre økologiske gruppene i indikatorutvalget ($p = 0,039$, robust ANOVA). Det er ingen sammenheng mellom presisjon og arealet observasjonene representerer (ikke vist).

Ser en i stedet på presisjonen av estimat av indikatorenes gjennomsnittstilstand, er disse mer presise for karplanter enn for fugl, som igjen er mer presis enn estimatene for moser (Figur 7.8a). Noe som igjen innebærer at det er langt større spredning i presisjon blant primærprodusentene enn blant mellompredatorene.

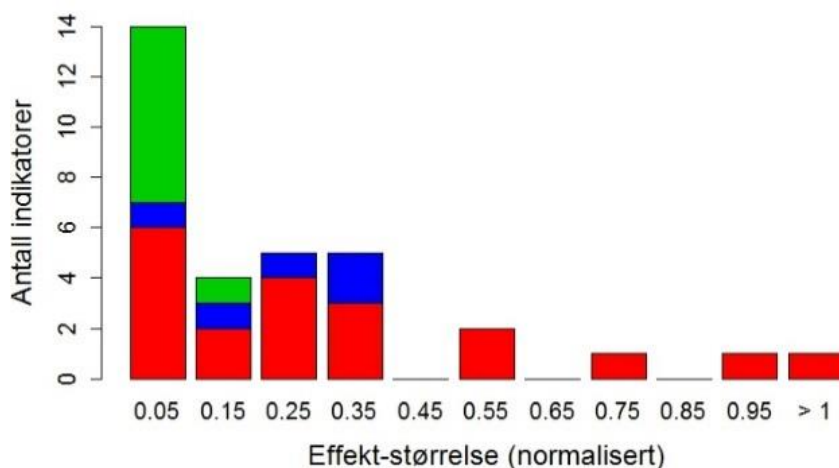
Tabell 7.5. Karakterisering av datagrunnlaget for hver indikator for hovedøkosystemet våtmark som ble benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis antall indikatorområder, gjennomsnittlig områdestørrelse (antall kommuner per indikatorområde), andel manglende verdier i tidsseriene (basert på observasjoner fra årene 1990, 2000, 2010 og 2014), og andelen av observasjonene som enten er ekspertvurdert (E), beregnet fra modeller (M) eller overvåkningsdata (O). Videre er den gjennomsnittlige, normaliserte (jf. figur 7.6) tilstanden og den gjennomsnittlige usikkerheten angitt. Usikkerhet er her angitt som de normaliserte verdienes variasjonskoeffisient (c_v). Effektstørrelse er estimat av den minste, påviselige forskjell innenfor et indikatorområde (I) eller indikatorens gjennomsnittstilstand innenfor det samla området som er dekket med data (II), ved et signifikansnivå på 0,05. Størrelsene er nærmere forklart i kapittel 3.1.6 og vedlegg 1.

Norsk navn	Antall områder	Områdestørrelse	Andel manglende verdier (%)	E/M/O	Tilstand	c_v	Effektstørrelse	
							I	II
Alvemose	8	21,0	0	100 / 0 / 0	0,72	0,93	2,17	0,75
Atlantisk høgmyr	11	19,2	0	100 / 0 / 0	0,59	0,05	0,22	0,06
Brunmyrak	156	1,0	0	0 / 100 / 0	0,58	0,29	0,50	0,04
Buttsnutefrosk	17	24,1	0	100 / 0 / 0	0,69	0,21	0,40	0,10
Dikesoldogg	168	1,0	0	0 / 100 / 0	0,61	0,28	0,51	0,04
Dobbeltbekkasin	3	27,3	0	100 / 0 / 0	0,51	0,17	0,25	0,14
Elvesandjeger	18	1,0	0	100 / 0 / 0	0,24	0,26	0,34	0,08
Engmarihand	201	1,0	0	0 / 100 / 0	1,47	0,21	1,03	0,07
Enkeltbekkasin	2	214,5	0	33 / 0 / 67	0,58	0,31	0,52	0,37
Fjellgittermose	4	23,8	0	100 / 0 / 0	1,02	1,14	3,54	1,68
Fossekall	2	214,0	0	100 / 0 / 0	0,77	0,13	0,29	0,21
Gluttsnipe	2	113,5	0	50 / 0 / 50	0,75	0,21	0,49	0,34
Grønnstilk	2	149,5	0	50 / 0 / 50	0,79	0,28	0,73	0,52
Gulerle	2	175,5	0	50 / 0 / 50	1,04	0,30	1,39	0,98
Hvitmyrak	275	1,0	0	0 / 100 / 0	1,09	0,19	0,60	0,03
Kysttorvmose	1	30,0	75	50 / 0 / 50	1,00			
Lavhei	41	2,2	24	76 / 2 / 21	0,58	0,20	0,40	0,07
Mosesumpløper	10	29,8	0	100 / 0 / 0	0,11	0,33	0,29	0,08
Myrsnipe	2	166,5	0	100 / 0 / 0	0,74	0,14	0,29	0,21
Myrtelg	37	1,0	0	0 / 100 / 0	0,62	0,37	0,94	0,15
Palsmyr areal	8	3,6	0	91 / 0 / 9	0,41	0,59	0,57	0,20
Rødstilk	2	214,5	0	33 / 0 / 67	0,61	0,26	0,43	0,30
Sennegras	285	1,0	0	0 / 100 / 0	1,03	0,19	0,63	0,04
Sivsanger	2	168,5	0	100 / 0 / 0	0,64	0,15	0,27	0,19
Sivspurv	2	214,5	0	33 / 0 / 67	0,64	0,23	0,39	0,28
Smalsoldogg	374	1,0	0	0 / 100 / 0	1,69	0,18	0,94	0,05
Småsalamander	11	16,0	0	16 / 0 / 84	0,57	0,20	0,31	0,09
Småspove	2	164,0	0	50 / 0 / 50	0,75	0,19	0,43	0,30
Stakesvanemose	9	22,8	0	100 / 0 / 0	0,65	0,87	1,75	0,56
Storsalamander	7	15,7	0	25 / 0 / 75	0,56	0,20	0,31	0,12
Sveltstarr	386	1,0	0	0 / 100 / 0	1,67	0,18	0,86	0,04
Svømmesnipe	2	79,0	0	100 / 0 / 0	0,76	0,14	0,30	0,21
Trane	3	88,3	0	67 / 0 / 33	0,62	0,30	0,57	0,32

a)



b)



Figur 7.7. Fordeling av evnen til å påvise endringer i indikatorenes tilstand. For hver indikator for våtmark har en estimert den minste påviselige endringen i normalisert tilstand (jf. figur 7.6) ved et signifikansnivå på 0,05 (effekt-størrelse). Effektstørrelse er nærmere forklart i kapittel 3.1.6 og vedlegg 1. Fordelingen i a) gjelder endring i tilstand innenfor et indikatorområde, mens fordelingen i b) er over endring i indikatorenes gjennomsnittlige tilstand. Estimatenes er basert på usikkerhetene som ekspertene har oppgitt for indikatorobservasjonene i Naturindeksbasen. Indikatoren Kysttorvmose er utelatt fordi den er representert med kun 2 observasjoner i datamaterialet.

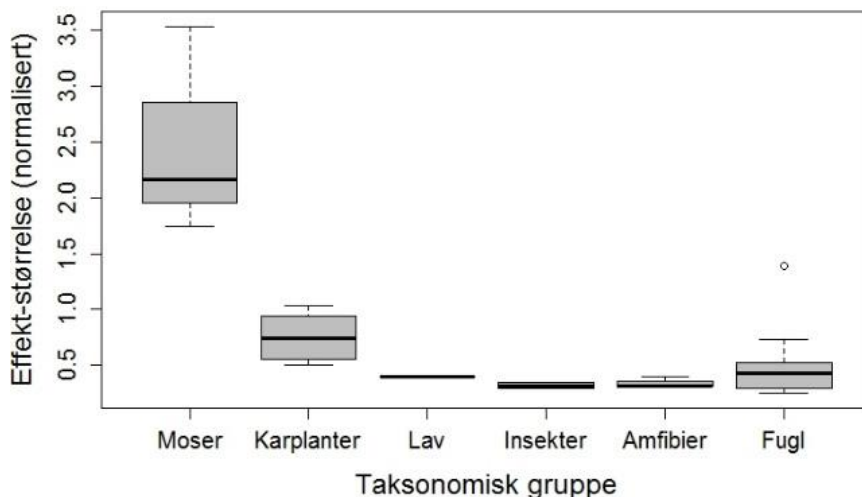
7.6.5 Fordeling av vekter

Som for fjell er det stor variasjon i hvor stor vekt våtmarksindikatorerne får ved beregning av Naturindeksen for Norge. Noen få indikatorer gis høy vekt, mens flertallet av indikatorerne har fra liten til svært liten innflytelse på indeksen (Figur 7.9). På den ene siden teller atlantisk høgmyr, palsmyr og sennegras hver fra 12% til 16% ved beregning av Naturindeks for Norge for 2010, mens 21 av indikatorerne hver teller mindre enn 2% (Tabell 7.6). Som for fjell har dette først og fremst sammenheng med fordelingen av indikatorer over de økologiske gruppene der det inngår 13 generalister av mellompredatorer (MPG) og 12 spesialister av primærprodusenter (PPS), men kun en generalist blant primærprodusentene og kun 4 spesialister av mellompredatorer. To av de tre nøkkelindikatorerne, teller mye ved beregningen av Naturindeks, men overraskende nok vektlegges primærprodusenten sennegras mest. Dette har sammenheng med at sennegras er den eneste generalisten blant primærprodusentene i datamaterialet, at nøkkelindikatorerne hver enkelt og tilsammen har begrenset geografisk dekning (Figur 7.3), og at det er kun fire

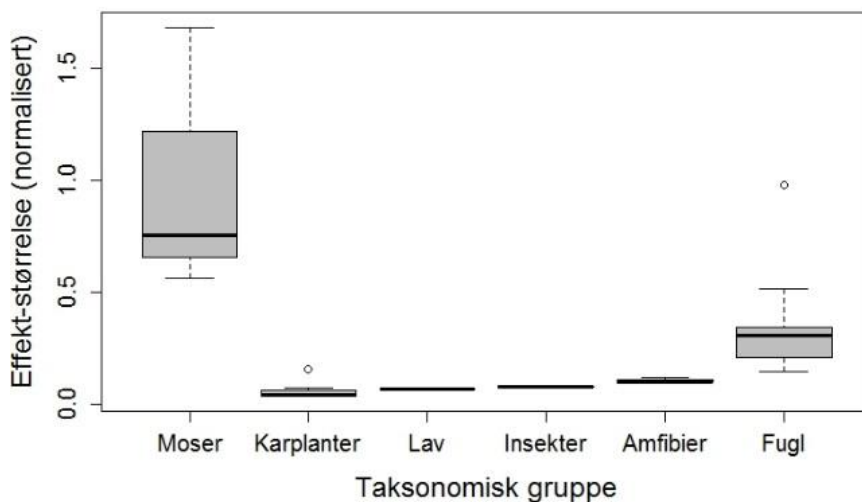
økologiske grupper representert blant indikatorene. Konsekvensene av slik ulik vektning er som for fjell (se kapittel 5.6.5). Naturindeksen blir mer utsatt for utvalgsfeil knyttet til sammensetningen av indikatorsettet, og evnen til å påvise endringer i indeksverdien over tid reduseres.

I datasettet for våtmark er det ingen korrelasjon mellom vekten (w) en observasjon får ved beregning av Naturindeksen og observasjonens usikkerhet ($\rho_{w,IQ} = -0,02$, IQ - skalert interkvartil-distanse).

a)



b)

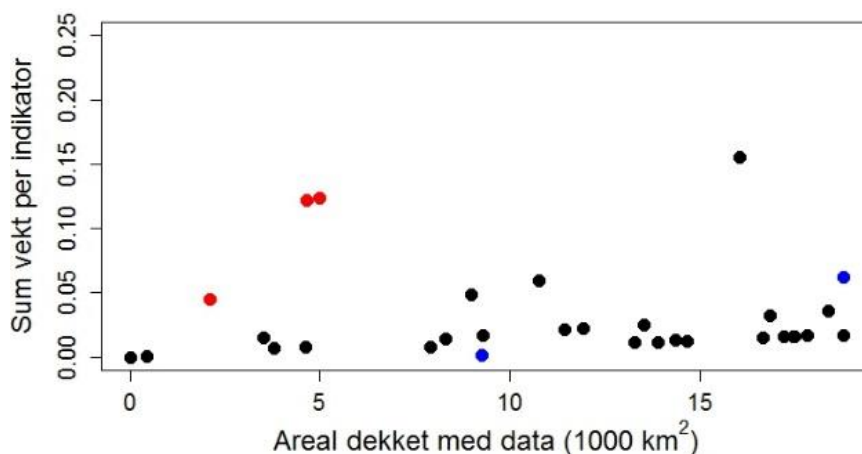


Figur 7.8. Fordeling av evnen til å påvise endringer i våtmarks indikatorenes tilstand over taksonomiske grupper (effekt-størrelse). Effektstørrelse er nærmere forklart i kapittel 3.1.6 og vedlegg 1, mens normalisering av indikatorverdier er forklart i teksten til figur 7.6. Kysttorvmose er utelatt fordi den er representert med kun 2 observasjoner i datamaterialet. Fordelingen i a) gjelder endring i tilstand innenfor et indikatorområde, mens fordelingen i b) er over endring i indikatorenes gjennomsnittlige tilstand.

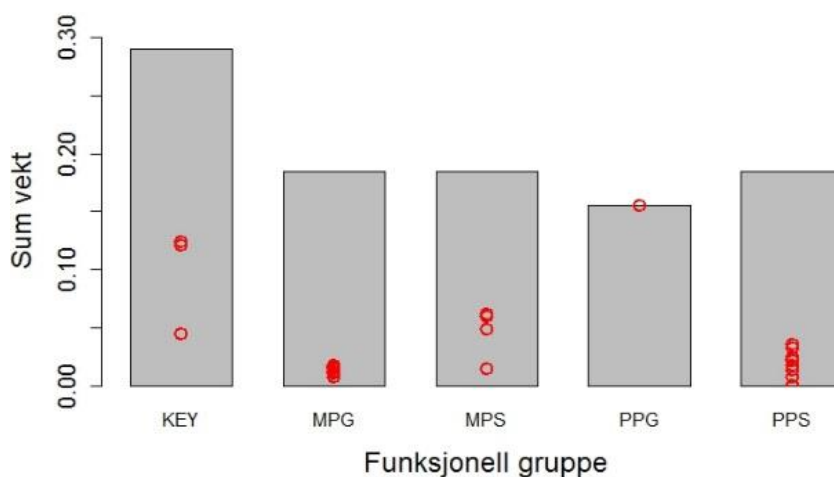
Tabell 7.6. Vekting av indikatorene for våtmark benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis tilhørighet til våtmark, hvorvidt den er en nøkkelindikator (x) og dekningsandel (andelen av kommuner med våtmark der indikatoren er dokumentert). Alle disse opplysningene er hentet fra Naturindeksbasen. Dessuten gjengis vektandelen i snitt per observasjon og summert for hver indikator ved beregning av Naturindeks for Norge for året 2010.

Navn	Nøkkel indikator	Funksjonell gruppe	Tilhørighet	Dekningsandel	Vektandel	
					sum	per obs.
Alvemose		PPS	1,00	0,64	0,022	0,0028
Atlantisk høgmyr areal	x		1,00	0,25	0,121	0,0110
Brunmyrak		PPS	1,00	0,25	0,008	0,0000
Buttsnutefrosk		MPG	1,00	0,95	0,016	0,0010
Dikesoldogg		PPS	1,00	0,20	0,007	0,0000
Dobbeltbekkasin		MPS	1,00	0,48	0,049	0,0162
Elvesandjeger	x	MPS	1,00	0,11	0,045	0,0025
Engmarihand		PPS	1,00	0,61	0,021	0,0001
Enkeltbekkasin		MPG	1,00	1,00	0,017	0,0086
Fjellgittermose		PPS	1,00	0,44	0,014	0,0035
Fossekall		MPS	0,25	1,00	0,062	0,0311
Gluttsnipe		MPG	1,00	0,89	0,015	0,0073
Grønnstilk		MPG	1,00	0,92	0,016	0,0078
Gulerle		MPG	1,00	0,93	0,016	0,0079
Hvitmyrak		PPS	1,00	0,49	0,017	0,0001
Kysttorvmose		PPS	1,00	0,07	0,001	
Lavhei		PPS	0,05	0,49	0,001	0,0000
Mosesumpløper		MPS	1,00	0,57	0,060	0,0060
Myrsnipe		MPG	1,00	0,78	0,012	0,0061
Myrtelg		PPS	1,00	0,02	0,001	0,0000
Palsmyr areal	x		1,00	0,26	0,124	0,0155
Rødstilk		MPG	1,00	1,00	0,017	0,0086
Sennegras		PPG	1,00	0,85	0,155	0,0005
Sivsanger		MPG	1,00	0,74	0,011	0,0056
Sivspurv		MPG	1,00	1,00	0,017	0,0086
Smalsoldogg		PPS	1,00	0,90	0,032	0,0001
Småsalamander		MPG	1,00	0,42	0,008	0,0007
Småspove		MPG	1,00	0,93	0,015	0,0077
Stakesvanemose		PPS	1,00	0,72	0,025	0,0027
Storsalamander		MPS	1,00	0,19	0,015	0,0021
Sveltstarr		PPS	1,00	0,98	0,036	0,0001
Svømmesnipe		MPG	1,00	0,71	0,011	0,0056
Trane		MPG	1,00	0,77	0,013	0,0044

a)

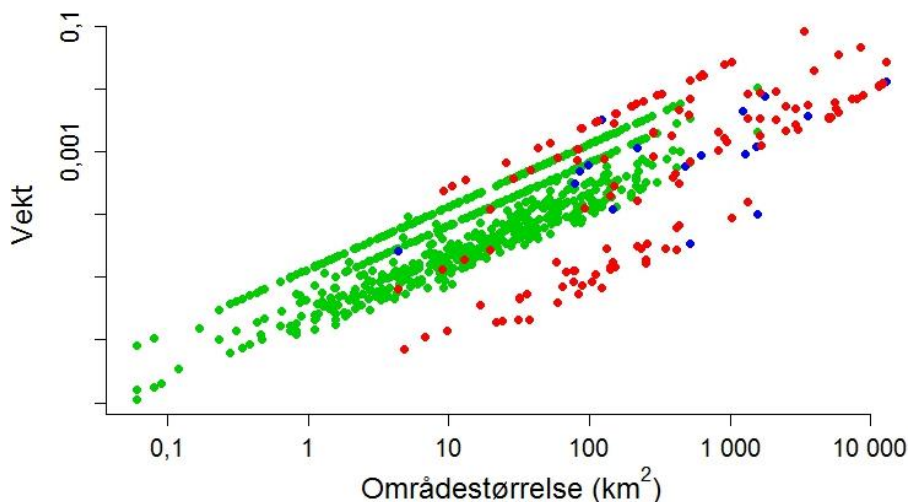


b)



Figur 7.9. Summen av vekt tilordnet de ulike indikatorenes observasjoner (a og åpne punkter i b) ved beregning av Naturindeksen for våtmark for 2010 (jf. Framstad 2015), samt summen av vektene innenfor de funksjonelle gruppene (søylor i b) som er representert i indikatorutvalget for våtmark. Figur a) viser sammenhengen mellom sumvekt og indikatorens geografiske dekning og tilhørighet til hovedøkosystemet. Opplysninger om indikatorenes tilhørighet er hentet fra Naturindeksbasen. Blå punkter representerer indikatorer med tilhørighet mindre enn 30%, sorte indikatorer med 100% tilhørighet. Røde punkter representerer nøkkelindikatorer. Figur b) viser hvordan vektningssystemets fordeling av vekt over funksjonelle grupper og nøkkelindikatorer bestemmer vekten som tilordnes den enkelte indikator. Summen av nøkkelindikatorenes vekt er lavere enn 0,5 fordi de til sammen ikke dekker alle landområder (Figur 7.3). Tilsvarende er det noe variasjon i den samlede geografiske dekingen mellom de andre gruppene av indikatorer slik at gruppens totale vekt varierer noe.

Modellbaserte observasjoner har gjerne høyere geografisk oppløsning enn ekspertvurderinger og overvåkningsbaserte observasjoner, noe som medfører at den enkelte modellbaserte observasjonen gis lavere vekt enn de andre to datatypene (Figur 7.10). Imidlertid får modellbaserte observasjoner større vekt enn de andre to typene ved samme områdestørrelse. Effekten oppstår ved at de modellbaserte indikatorene for våtmark stort sett er primærprodusenter, mens de ekspertvurderte stort sett er mellompredatorer, og det er flere ekspertvurderte mellompredatorer enn modellbaserte primærprodusenter i indikatorutvalget.



Figur 7.10. Sammenhengen mellom vektene tilordnet de enkelte indikatorobservasjonene ved beregning av Naturindeksen for våtmark for 2010 (jf. Framstad 2015), størrelsen på området observasjonene representerer og datatypen. Røde punkter representerer ekspertvurderte observasjoner, grønne representerer prediksjoner fra modeller og blå overvåkningsdata. Legg merke til at begge aksene har logaritmisk skala.

Vekting påvirker både punkttestimatet av Naturindeksen for våtmark og usikkerheten i dette estimatet. Figur 7.11 viser fordelingen til Naturindeksen for Norge for 2010 beregnet under tre ulike vektingsregimer; ett der alle observasjoner gis lik vekt, ett der vektene fastsettes kun ut fra arealet indikatorobservasjonen dekker, og et tredje som er Naturindeksens vektingsregime som også tar hensyn til indikatorernes økologiske funksjon og deres tilhørighet til våtmark. Som for fjell påvirker vekting både fordelingenes lokasjon og i større grad spredningen. Fordelingenes medianer er henholdsvis 0,733, 0,631 og 0,566, mens størrelsen på 95% konfidensintervallet for en observasjon fra fordelingene er henholdsvis 0,009, 0,086 og 0,085. Som for fjell reduseres dermed evnen til å påvise endringer. Til sammenlikning sank medianen i fordelingene til Naturindeksen for våtmark i Norge med 0,1 i verdi fra 0,641 i 1990 til 0,539 i 2014 (Bjerke mfl. 2015), mens konfidensintervallet var tilnærmet konstant i perioden. Altså en reduksjon av Naturindeksverdien som ikke kan forklares med usikkerheten i indikatorobservasjonene (jf. Cumming og Finch 2005). Vektingsregimets innflytelse på Naturindeksens evne til å påvise endringer i tilstand diskuteres videre i Kap. 5.6.5.

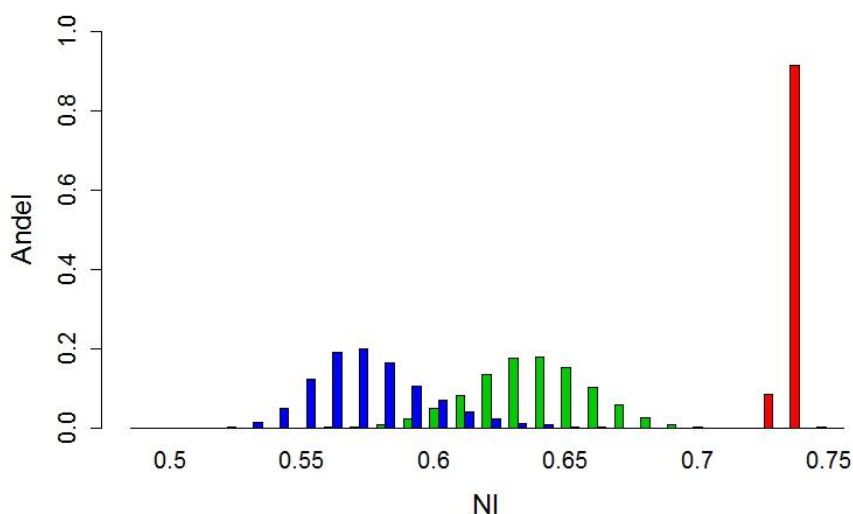
7.6.6 Framtidig datatilfang

Som for fjell er data for fugl hentet fra overvåkingsprogrammene TOV og TOV-e, og det er grunn til å tro at disse programmene også blir viktige i framtida (Kapittel 5.6.6).

Alle de tre amfibie-indikatorerne hører hjemme i hovedøkosystem ferskvann og ikke våtmark.

For indikatoren mosesumpløper foreligger det per dato ingen tilsagn om finansiering av framtidig datainnhenting. Det finnes trolig ikke tilgjengelig informasjon om arten som tillater en oppdatering av tilstanden ut over ekspertvurderingene som ble gjort i 2010.

Palsmyr: Det nasjonale overvåkingsprogrammet for palsmyr vil trolig fortsette i lang tid framover. Samtidig utredes tilstand og areal av palsmyrer i ulike forskningsprosjekter med forskere bl.a. fra Universitetet i Oslo, Uni Research, Norut og NINA. Videre pågår det overvåking av palsmyrer i svenske og finske grenseområder, og dataene fra disse overvåkningene vil være relevante også for norske grenseområder. Følgelig ser tilfanget av data for palsmyr ut til å bli opprettholdt. Dette vil være tilstrekkelig til å gi presise vurderinger på kommunenivå.



Figur 7.11. Bootstrappfordeling til Naturindeks for Norge i 2010 for våtmark under tre ulike vektingsregimer. Røde søyler viser fordelingen til Naturindeksen uten vekting av indikatorobservasjonene. Grønne søyler viser fordelingen til indeksen når indikatorobservasjonene vektet med hensyn til arealet de tilhørende indikatorområdene dekker. Blå søyler viser fordelingen når indikatorobservasjonene vektet etter Naturindeksens vektingsregime, dvs. med hensyn til indikatorernes tilhørighet til våtmark og deres fordeling over funksjonelle grupper i tillegg til indikatorområdenes areal.

Atlantisk høgmyr: Så sant gode flybildeserier vil fortsette å bli gjort offentlig tilgjengelige, slik som de seriene som er tilgjengelige gjennom Norge i Bilder, vil tilstanden på gjenværende forekomstene av atlantisk høgmyr kunne overvåkes fra flybilder. Det vil ikke være særlig tidkrevende å skaffe nye data til veie som grunnlag for å foreta vurderinger på kommunenivå på den 5-gradige skalaen som er utviklet for denne indikatoren. Å etablere et mer detaljert, kvantitativt datasett vil imidlertid kreve mer arbeidsinnsats. Dette kan gjøres på tilsvarende måte som for typisk høgmyr (se f.eks. Lyngstad mfl. 2012), der en gjennom tolking av flybilder har etablert et fullstendig datasett for Sørøstlandet. I den sammenheng vil det være aktuelt å utvide indikatoren til å gjelde all høgmyr (Lyngstad 2016), ikke bare den atlantiske.

Karplanteindikatorerne baseres på opplysninger i Artskart som kan forventes å bli oppdatert med nye data.

Det er opprettet en begrenset overvåkning av kysttorvmose ved tre lokaliteter i Trøndelag. De øvrige mosenes tilstandsobservasjoner baseres på data fra universitetsmuseenes databaser og Artskart. For fjellgittermose er det i tillegg opprettet overvåkning på Dovre (Lyngstad og Hassel 2011). Som for moseindikatorerne fra fjellet (Kapittel 5.6.6), forutsetter framtidig oppdatering av indikatorene at eksperter i bryologi fortsetter oppdateringen av lokalitetsdata i Artskart, og at det avsettes finansiering til oppdatering av overvåkningsseriene.

8 Diskusjon og sammenfatning

8.1 Avgrensing av hovedøkosystemene

Hovedøkosystemene i Naturindeks er i praksis uforandret siden oppstarten. Dog er det gjort tiltak for å harmonisere disse mot Natur i Norge (NiN) i Pedersen & Nybø (2015), men disse ble ikke fulgt opp ved en revurdering av indikatorernes tilhørighet (Kapittel 3.1.3). Det er imidlertid ikke fullt sammenfall i avgrensingen av hovedøkosystemer mellom ulike norske systemer som har vært benyttet i forvaltningen av norsk natur. Flere av de ulike oppfatningene av hovedøkosystemer er gjort rede for av det regjeringsoppnevnte ekspertrådet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). Dette gjelder bl.a. våtmark, som er blitt oppfattet svært ulikt (Kapittel 6.1.1), noe den kommende utredningen fra ekspertgruppen for økosystemtjenester fra våtmark også viser (Magnussen 2018). Miljødirektoratet har brukt termen våtmark i hovedsak om grunne ferskvannshabitater, mens myr inkludert kilder har vært oppfattet som et annet hovedøkosystem (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Systemet NiN definerte våtmark på en helt annen måte enn direktoratet gjorde; NiN begrenset våtmark i hovedsak til myr og kilder (Halvorsen mfl. 2009).

Fjell har tradisjonelt vært oppfattet som et eget hovedøkosystem. Naturtypehandboka (Direktoratet for naturforvaltning 2007), rødlistene for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011) og arter (Henriksen & Hilmo 2015) og ekspertrådet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) oppfatter alle fjell som et definerbart hovedøkosystem. I NiN er imidlertid fjell ikke et eget hovedøkosystem (hovedtypegruppe). Naturtypene over skoggrensen inngår i NiN i stedet i andre hovedtypegrupper, noe som reflekterer at variasjonen i naturtyper over skoggrensen er tilnærmet like stor som variasjonen nedenfor skoggrensen. Det vil blant annet si at myr over skoggrensen inngår i våtmark, innsjøer over skoggrensen inngår i ferskvann, mens nakent berg inngår i fastmark. Som vi har vist i kapittel 4 er 'fjell' i Naturindeks stort sett avgrenset til fastmark i fjellet. Det kan derfor være på sin plass med en presisering av navnet på hovedøkosystemet. Vi viser imidlertid også at flere fastmarksnaturtyper finnes både ovenfor og nedenfor den klimatiske skoggrensen (Tabell 4.1.). Noen typer forekommer langt nedenfor skoggrensen, f.eks. rasmarker. Dette medfører usikkerhet omkring tilhørigheten til enkelte indikatorer eller deler av indikatorernes datasett fordi de bygger på et datagrunnlag som omfatter forekomster både nedenfor og ovenfor skoggrensen.

Når en diskuterer og sammenlikner avvikende avgrensinger av hovedøkosystemer mellom ulike forvaltningsrelevante verktøy og systemer, bør en være oppmerksom på og ta hensyn til at systemene er utviklet for ulike formål med ulike behov. Naturindeksen har som hensikt å sammenfatte utviklingen for biologisk mangfold for hovedøkosystemene. Sammenfatningen skal representere og gjelde for hele det biologiske mangfoldet, og den omfatter derfor alle aktuelle taksonomiske grupper, inklusive sopp, virveldyr og invertebrater, og de ulike funksjonelle grupper som epifytter, nedbrytere og toppredatorer. For Naturindeks er det derfor viktig at inndelingen i hovedøkosystem gir mening i en slik kontekst, og man vil unngå at det blir komplisert å avgjøre indikatorernes tilhørighet til hovedøkosystem. Det er et mål at indikatorerne som sammenfattes naturlig hører sammen, og at de til sammen utgjør en naturlig og representativ gruppe som grunnlag for en slik oppsummering. Det vil si at det primære hensynet i forbindelse med Naturindeks er å gjøre en meningsfull sammenfatning som omfatter alle organismegrupper, mens inndelingen i hovedøkosystemer er sekundær og ideelt sett bør underordnes dette hensynet.

NiN har et annet utgangspunkt som grunnlag for inndeling av natur. Det primære målet har vært å lage en inndeling i naturtyper basert på arters forekomst/fordeling langs miljøgradienter. De ulike organismegruppene er derfor evaluert mht. hvor hensiktsmessige de er i et grunnlag for en slik inndeling (se diskusjon i Halvorsen mfl. 2016, s. 52-55). Resultatet av evalueringen er at natursystemene baseres på forekomsten av et begrenset utvalg av organismegrupper. Typeinndelingen av terrestriske natursystemer i NiN er basert på organismer knyttet til mark, først og fremst arter i vegetasjonens bunn- og feltsjikt, mens forekomst av f.eks. vertebrater, stort sett alle invertebrater, saprofytisk sopp og mange andre symbionter, og arter knyttet til midlertidige

substrat ikke anses som relevante i et slikt grunnlag. Sammenfatning av det biologiske mangfoldets tilstand inngår dermed ikke i de primære målsettingene med systemet. En kan derfor ikke forvente at det er mulig å oppnå en inndeling i hovedøkosystemer for Naturindeks som både er i overensstemmelse med NiN-systemet, og som samtidig fullt ut tjener Naturindeksens formål. Det er kanskje heller ikke ønskelig å fullstendig harmonisere de to systemene.

For hovedøkosystemet fjell gjelder følgende problemstillinger knyttet til en harmonisering med NiNs inndeling i natursystemer. Bør våtmark over den klimatiske skoggrensa inngå i hovedøkosystemet fjell, bør hovedøkosystemet i stedet begrenses til fastmarkstyper som primært finnes over skoggrensa, eller bør alle åpne fastmarkssystemer, både de som forekommer under og over den klimatiske skoggrensa, samles i et eget hovedøkosystem? Hvis en foretrekker en av løsningene basert på fastmarkssystemer over skoggrensa, bør da likevel våtsnøleiene også inngå i hovedøkosystemet fjell? For våtmark gjelder i tillegg problemstillinger knyttet til hvordan hovedøkosystemet skal avgrenses mot skog, ferskvann, saltvann og åpent lavland. Bør sumpskog i Naturindeks heller høre til hovedøkosystemet skog ettersom naturtypen har mange økologiske nisjer felles med annen skog? Bør gressrik sump (også kalt helofyttsump) i tillegg inngå i våtmark slik det er gjort hos Lyngstad mfl. (2017)? Bør mindre vannansamlinger, dammer, som forekommer i tilknytning til myr og annen våtmark inngå i hovedøkosystemet for en enklere behandling av mange invertebrater og enkelte virveldyr i Naturindeks?

Fjell regnes som en åpen naturtype, dvs. at den ikke er skogkledt. Nedenfor den klimatiske skoggrensen finnes hovedøkosystemet åpent lavland i Naturindeks, altså et økosystem uten skog. Dette hovedøkosystemet er hevdetinget og inkluderer bl.a. slåtteenger og boreal hei. Ikke-skogkledte naturtyper uten hevd nedenfor skoggrensen på fastmark har så langt ikke vært innlemmet i et hovedøkosystem i Naturindeks. Det vil si at strandberg, rasmark, aktiv skredmark, grus- og steindominert strand og strandlinje og en del andre typer ikke er representert med indikatorer i Naturindeks.

Bruk av skoggrensen som et skille mellom hovedøkosystemer er ikke brukt konsistent innenfor Naturindeksen. For våtmark og ferskvann gjelder ikke denne grensen. Derfor kan det stilles spørsmål ved om den skal gjelde for fastmark. Denne grensesettingen fører til at flere fastmarkstyper under den klimatiske skoggrensen er utelatt fra Naturindeks. Videre er det flere steder utfordrende å bestemme høyden på den klimatiske skoggrensen. Store treløse arealer i seterregionen har en unaturlig lav skoggrense på grunn av tidligere bruk. Med opphør av det utstrakte seterbruket tar skogen nå tilbake store deler av arealene nedenfor den klimatiske skoggrensen (Austrheim mfl. 2015). I bratt terreng bidrar snøras og jordskred til at skoggrensen er langt lavere enn klimaforholdene skulle tilsi. Tynt eller manglende jordsmonn flere steder, spesielt på og rundt knauser, begrenser skogveksten. Hvorvidt slike knauser, spesielt i høyereliggende strøk, skal tilhøre fjelløkosystemet blir ofte tolket ulikt selv om de er nedenfor den klimatiske skoggrensen.

Hvis det er ønskelig å videreføre et fjelløkosystem på fastmark bør dette hovedøkosystemet avgrenses bedre, f.eks. til naturtyper som er eksklusive for de alpine vegetasjonssonene. Dette gjelder f.eks. T3 fjellhei, leside og tundra, T7 snøleie, T9 mosetundra, T14 rabbe, T19 oppfrysningsmark og T22 fjellgrashei og grastundra (jamfør tabell 4.1), samt eventuelt V6 Våtsnøleie. Dette vil også i stor grad samsvare med inndelingen i vegetasjonstyper hos Fremstad (1997), som har vært et av de viktigste verktøyene for kartlegging av natur i Norge de siste tiårene. Andre åpne, ikke hevdetinga naturtyper på fastmark som kan forekomme ovenfor og nedenfor skoggrensen bør samles i et nytt hovedøkosystem, slik at disse også kan representeres med indikatorer i Naturindeks. Dette vil i så fall medføre at hovedøkosystemet åpent lavland bør endre navn slik at det er mulig å skille mellom hevdetinga og ikke-hevdetinga åpen fastmark. De ikke-hevdetinga ble av Evju mfl. (2017) kalt 'naturlig åpne områder under skoggrensa'.

En alternativ løsning er å følge Aarrestad mfl. (2017a) i deres avgrensning av fjell, hvor det ikke skilles mellom våtmark og fastmark. Det vil si at all mark over den klimatiske skoggrensen er inkludert i hovedøkosystemet fjell. Utfordringen med en slik løsning er igjen grensesetting ved klimatiske skoggrense. Dessuten er det uklart hvordan beskrivelsene i Aarrestad mfl. (2017a) skal

oppfattes i denne sammenheng, ettersom de ikke er i overenstemmelse med andre deler av rapporten de inngår i. Der inngår våtmarkene i fjellet i hovedøkosystemet våtmark i stedet for fjell (Nybø & Evju 2017, s. 49), slik som i gjeldende inndeling for Naturindeksen.

Det er lagt betydelig innsats ned i å utvikle NiN til å bli et nasjonalt rammeverk for inndeling av norsk natur etter økologiske gradienter. Kartlegging av naturtyper i offentlig regi skal gjøres ut fra NiN (Klima- og miljødepartementet, 2015). Så langt i versjon 2 av NiN er det kun nivået natursystemer som er fullt utviklet og allment tilgjengelig. Nivåene over, dvs. landskapstyper og naturkompleks (tidligere landskapsdel), er under utvikling. Flere utredninger har påpekt utfordringer og behov for justeringer i forhold til NiNs natursystemer når disse anvendes til andre formål enn kartlegging eller legges til grunn for utvikling av nye forvaltningsverktøy (f.eks. Lier-Hansen 2013, Pedersen mfl. 2017, Nybø & Evju 2017). Samtidig er det viktig å huske på at NiN er et rammeverk, og at inndelinger og enheter innenfor forvaltningsverktøy for ulike formål ikke må være identiske med NiN-enheter. Et godt eksempel på dette er en ny metodikk for kartlegging og verdisetting av 'naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse' (NNF) som er under utvikling (Aarrestad mfl. 2017b, Evju mfl. 2017). Her defineres naturtyper ut fra NiN, men man grupperer NiN-enheter sammen til NNF som økologisk hører sammen og som best mulig fanger opp viktig naturmangfold. Inndelingen i hovedgrupper i NiN følges langt på vei, men man velger å dele opp den terrestriske hovedtypegruppa i flere undergrupper (skog, naturlig åpent lavland, hevdetinga typer, fjell). Økologisk nærstående typer grupperes sammen, samtidig som man får en viss kompatibilitet til Naturtypehåndboka (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Det kan videre være fornuftig å avvente en endelig avgrensning av hovedøkosystemene innenfor Naturindeksens rammeverk til man ser hvordan NiN utvikles som forvaltningsverktøy i lys av anbefalingene gitt av bl.a. Nybø & Evju (2017) og inntil naturkompleksnivået i NiN er ferdig utviklet. Vi kan ikke se bort fra at inndelingen av naturkomplekser i NiN kan være relevant for Naturindeksen og inndelingen i hovedøkosystemer. Vi foreslår derfor at hovedøkosystemene fjell og våtmark inntil videre avgrenses slik som forklart henholdsvis i Kapittel 4.1, med unntak av at V6 Våttnøleie også bør inngå i fjell i stedet for våtmark, og i Kapittel 6.1.

8.2 Representativitet

Vår analyse av indikatorsettene for både fjell og våtmark viser at enkelte taksonomiske og funksjonelle grupper er overrepresentert i datasettet, mens andre grupper er sterkt underrepresentert eller ikke representert i det hele tatt. Mellompredatorer er den funksjonelle gruppen som er sterkest representert, med 43,0 % og 54,5 % av indikatorene i henholdsvis fjell og våtmark. Primærprodusenter er også sterkt representert i begge hovedøkosystemene med henholdsvis 16,6 % og 39,4 % av indikatorene. Den funksjonelle gruppen nedbrytere er ikke representert i verken fjell eller våtmark. Den funksjonelle gruppen toppredatorer skiller seg ut ved å være sterkt representert i fjell (25,6 %), mens den ikke er representert i våtmark.

De avvikende forholdene for funksjonell representativitet gjenspeiles i den taksonomiske sammensetningen. Flere organismegrupper er sterkt underrepresentert eller ikke representert i det hele tatt. Det gjelder f.eks. soppriket som ikke har representanter verken i fjell eller våtmark, hvis vi da ser bort fra indikatoren lavhei, som i Naturindekssammenheng er mer å regne som en naturtype, jamfør beskrivelse i tabell 5.3. Lav er dessuten tradisjonelt behandlet som en organismegruppe adskilt fra annen sopp. Denne tradisjonen gjenspeiles bl.a. i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015) hvor lav behandles separat. Soppkomponenten i lav skiller seg rent funksjonelt og økologisk betydelig fra annen sopp ved at de ikke er nedbrytere. Lav klassifiseres helst som primærprodusenter pga. algenes fotosyntese og cyanobakterienes nitrogenfiksering. Det kan derfor i Naturindeks være fornuftig å holde på tradisjonen med å behandle lav som en egen organismegruppe. Uavhengig av om denne tradisjonen følges eller ikke bør både sopp og lav bli langt sterkere representert i både fjell og våtmark.

Den funksjonelle gruppen herbivorer er mangelfullt representert. Ingen av indikatorene i våtmark er herbivorer, mens i fjell er det fire herbivorer blant indikatorene (lirype, fjellrype, rein og smågnagere). En viktig gruppe av herbivorer er insekter, men de to insektindikatorene under våtmark

er begge mellompredatorer. Ingen insekter er representert med indikatorer i fjell. Etablering av et langt høyere antall insektindikatorer for både fjell og våtmark kan derfor forbedre både taksonomisk og funksjonell representativitet, gitt at indikatorsett for planteetende insekter kan utvikles.

Virveldyr, og da spesielt fugl, er sterkt overrepresentert både i fjell og våtmark. Fuglene utgjør over halvparten av indikatorene for fjell og rundt 40 % av alle indikatorene for våtmark. Det høye antallet fugleindikatorer bidrar til at den funksjonelle gruppen mellompredatorer er overrepresentert. Samtidig viser datasettene for fugl generelt lav geografisk oppløsning kombinert med tidvis stor usikkerhet (jamfør kolonnene områdestørrelse og c_v i tabellene 5.4 og 7.5). Dette er et problem for datakvalitet, noe vi omtaler i kapittel 8.5. Den høye representasjonen av fugl er i seg selv ikke problematisk, dette fordi vektningssystemet (jf. figurene 5.9b og 7.9b) håndterer dette. Tvert imot bidrar det høye antallet til et bedre estimat av mellompredatorenes bidrag til Naturindeksen. Det høye antallet fugleindikatorer bør derfor i stedet benyttes som målsetning for andre organismegrupper.

Innad i den funksjonelle gruppen mellompredatorer fører det høye antallet virveldyr til at andre organismegrupper er underrepresentert. Insekter er en slik gruppe, som ikke er representert med mellompredatorer i fjell. Man bør i Naturindeks derfor bestrebe å få inn ytterligere mellompredatorer som ikke er virveldyr både for fjell og våtmark.

Hvis det er et mål å redusere innflytelsen til fugleindikatorene kan to av strategiene være å øke den geografiske dekningsgraden til gruppen nøkkelindikatorer i våtmark, samt å inkludere flere funksjonelle grupper i indikatorsettet, dvs. nedbrytere i fjell og våtmark og toppredatorer i våtmark, som p.t. ikke er representert med indikatorer i Naturindeks (kapittel 8.4). Videre er det verdt å merke seg at det kun er én indikator i fjellet som er definert som mellompredator spesialist, havelle, og denne indikatoren har dermed hatt stor innvirkning på Naturindeks. Imidlertid foreslår vi å ta denne indikatoren ut av indikatorsettet for fjell (kapittel 8.3). Det blir dermed ikke igjen spesialister blant mellompredatorene i indikatorutvalget. Flere nye mellompredatorer som er spesialister bør derfor inkluderes i Naturindeks. En annen strategi er å gå bort fra inndelingen i generalister og spesialister, noe vi diskuterer under kapittel 8.4.

Primærprodusenter utgjør en betydelig andel av indikatorene for våtmark (39,4 %) og en noe mindre andel for fjell (16,6 %). De fleste primærprodusentene er frøplanter, men levermoser og bladmoser er også representert i begge hovedøkosystemene. Det samme er lav med den ovennevnte indikatoren lavhei. Enkelte grupper av primærprodusenter er ikke representert. Det gjelder f.eks. karsporeplanter, nakenfrøete planter og frittlevende alger, samt enfrøbladete indikatorer i fjellet. Samtidig er utvalget av moser, og ikke minst lav, svært sparsommelig. Det er en utfordring å øke taksonomisk representativitet for primærprodusentene uten at dette skal føre til at primærprodusentene totalt sett blir overrepresentert i indikatorsettet, men som omtalt ovenfor for fugl bidrar vektningssystemet til at overrepresentativitet ikke er et problem av betydning.

Naturindeks vil oppnå bedre representativitet hvis indikatorene baseres på tilstandsindekser basert på sammensetningen av samfunn av invertebrater, planter og sopp, der samfunnene defineres på bakgrunn av funksjonell inndeling av organismene (guilds). En slik inndeling benyttes i dag bl.a. i Vanndirektivets kvalitetselementer (Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2013). Eksempler på funksjonelle inndelinger nyttbare for Naturindeks er bunnsjikt, feltsjikt, busksjikt, saprotrofe sopp, mykorrhiza-sopp, invertebrate herbivorer, vertebrate herbivorer osv. Innføring av funksjonell inndeling vil være en betydelig fokusendring og vil kreve en omfattende revisjon av Naturindeksens indikatorer. Samtidig vil det kreve at nye datasett etableres for Naturindeks basert på sammensetningen av økologiske samfunn. Det er derfor en veg å gå før en slik tilnærming kan benyttes i Naturindeks.

8.3 Tilhørighet

Metoder og prinsipper for hvordan indikatorenes tilhørighet til hovedøkosystemene skal avgjøres har så langt blitt viet liten oppmerksomhet i utviklingen av Naturindeksens rammeverk. Dette til

tross for at vurderingen av tilhørighet delvis bestemmer vekten indikatorverdiene får i beregningen av indeksen (Kapittel 2.1).

Det er en forutsetning at indikatorene som inngår i en beregning av Naturindeks er en del av det aktuelle hovedøkosystemet, og at indikatorens tilstand bidrar til å karakterisere økosystemets tilstand. Utfordringene ved å fastsette tilhørighet er først og fremst knyttet til mobile organismer som opptrer i flere hovedøkosystem. I Kapittel 3.1.3 foreslår vi et system for å fastsette indikatorernes tilhørighet. Forslaget bygger på argumenter som tidligere er fremmet for Naturindeksens faggruppe (Framstad & Storaunet 2013). De viktigste elementene vi foreslår er at en art som inngår i beregningen av Naturindeks må ha en funksjonell tilknytning til det aktuelle hovedøkosystemet. Dessuten må informasjonen indikatorverdiene bygger på reflektere indikatorens tilstand i økosystemet. Vi foreslår videre at funksjonell tilknytning til flere hovedøkosystem i seg selv ikke er en grunn til å redusere vekten i beregningen av Naturindeks (jf. Certain & Skarpaas 2010). Så lenge indikatorens datagrunnlag reflekterer indikatorens tilstand i økosystemet, er det ingen grunn til å redusere indikatorens innflytelse på Naturindeksen. Kravet om at en indikator samlete tilhørighet over alle hovedøkosystem skal være 100 %, bør derfor tas bort. Alternativt kan en indikator med tilhørighet i flere hovedøkosystem splittes i to eller flere separate indikatorer, en for hvert hovedøkosystem. En bør imidlertid redusere en indikatorers vekt ved beregning av Naturindeks i tilfeller der indikatorobservasjonene reflekterer tilstanden i flere hovedøkosystem, og det samtidig er grunn til å anta at tilstanden varierer mellom systemene (jf. Kapittel 3.1.3).

Indikatorernes tilhørighet til hovedøkosystemene avhenger også av hvordan systemene avgrenses i forhold til hverandre (jf. kapittel 4.1, 6.1 og 8.1). Ved relansering av Naturindeksen i 2015 ble beskrivelsene av hovedøkosystemene revidert til i større grad å være i overensstemmelse med NiN2 (Nybø mfl. 2015d, Halvorsen mfl. 2016). Spesielt for våtmark innebar dette en omfattende endring av hvilke naturtyper som inngikk i hovedøkosystemet sammenliknet med avgrensningen som i praksis ble benyttet ved første lansering av Naturindeksen. Imidlertid ble ikke tilhørigheten til økosystemene revidert for alle indikatorer. I denne rapporten har vi vurdert indikatorernes tilhørighet til våtmark og fjell på nytt basert på prinsippene beskrevet i kapittel 3.1.3.

Noen indikatorer har, slik vi vurderer det, ikke tilhørighet til fjell og våtmark. Disse anbefales tatt ut av indikatorsettene. For fjell gjelder dette havelle som under hekkesesongen primært er tilknyttet ferskvann, og brunbjørn med primær tilhørighet til skog. For våtmark gjelder dette nøkkelindikatoren elvesandjeger med primær tilhørighet til fastmarksystemer, og buttsnutefrosk, fossefall, småsalamander, storsalamander og svømmesnipe med primær tilhørighet til ferskvann. I tillegg utgår mosesumpløper fordi det vil mangle oppdatert informasjon om tilstanden til indikatoren (Kapittel 7.6.6). Dette reduserer antall indikatorer for fjell fra 31 til 29, og for våtmark fra 33 til 26. Samtidig vil det ikke lenger inngå invertebrater i indikatorsettet for våtmark. Antall nøkkelindikatorer for våtmark reduseres til to, mens dobbeltbekkasin blir eneste gjenværende spesialist blant mellompredatorene. Under dagens vektingsregime vil dermed Naturindeksen for våtmark i stor grad bestemmes av de to gjenværende nøkkelindikatorerne, samt dobbeltbekkasin og sennegras.

Alle de andre indikatorene har funksjonell tilknytning til hovedøkosystemene. Men for et flertall av disse er vi likevel ikke i stand til å avgjøre tilhørigheten, fordi det avhenger av i hvilken grad datagrunnlaget reflekterer indikatorernes tilstand i fjell og våtmark. Vi anbefaler at dette bør vurderes av de enkelte ansvarlige ekspertene som kjenner dataene som ligger til grunn for indikatorene.

8.4 Vektingssystemet

Våre analyser viser at vektingssystemet har tilsiktede effekter på Naturindeks-estimatets lokasjon på tilstandsskalaen, men også utilsiktede, uheldige effekter på spredningen i estimatorens fordeling. Det innebærer at vektingssystemet bidrar til mer usikre estimat av indeksverdien (Figur 5.11 og 7.11) som igjen reduserer mulighetene til å påvise endringer i tilstand. Økningen skyldes den ujevne vektingen av indikatorobservasjonene (Figur 5.10 og 7.10) der et lite mindretall av

observasjonene tillegges stor vekt. Spredningen i Naturindeksens fordeling bestemmes langt på vei alene av usikkerheten til de mest vektlagte observasjonene, mens det store antallet av observasjoner med lav vekt så å si ikke bidrar til å redusere usikkerheten i indeksverdien.

Vektingssystemet setter sterke føringer på hvilke utvidelser av indikatorsettet og andre forbedringer av datagrunnlaget som vil bidra til å øke presisjonen til Naturindeksen og dermed øke evnen til å påvise endringer i tilstand. Det er i prinsippet tre typer av slike forbedringer som vil ha en effekt. En strategi vil være å redusere usikkerheten i de mest vektlagte tilstandsobservasjonene. En annen er å utvide datagrunnlaget på en måte som reduserer vekten som tilordnes disse. Dette kan gjøres ved å inkludere flere indikatorer i de funksjonelle gruppene med de høyest vektete observasjonene, som i praksis innebærer å inkludere flere nøkkelindikatorer. Alternativt kan en øke antall funksjonelle grupper. Men dette reduserer usikkerheten i indekstimateene kun hvis observasjoner av andre enn nøkkelindikatorer er tilordnet stor vekt. Den tredje strategien er å øke den geografiske oppløsningen i dataene for de aktuelle indikatorene. En fjerde strategi er å justere vektingssystemet (se under).

Observasjoner av nøkkelindikatorerne er de mest vektlagte fra fjell og våtmark. I tillegg får enkeltobservasjoner av de fleste fugleindikatorerne høy vekt fordi observasjonene angis for store geografiske områder (Tabell 5.5 og 7.6). Det pågår for tiden et prosjekt som forsøker å utnytte bedre TOV-E-dataene for fugl og andre datakilder. Prosjektet har som målsetting å produsere mer presise tilstandsobservasjoner som input til Naturindeksen, som også har en finere geografisk oppløsning enn dagens datasett (Nilsen, E. pers. med.). Dette er dermed et viktig prosjekt som kan bidra til å redusere usikkerheten i Naturindeksen for fjell og våtmark. Det er foreløpig ikke publisert noen resultater fra prosjektet. Andre tiltak som på kort sikt vil være potensielt gunstige for våtmark, vil være å videreutvikle nøkkelindikatoren atlantisk høgmyr til et mer detaljert og presist, kvantitativt datasett, samt å legge til en ny nøkkelindikator til datasettet: typisk høgmyr i Norge (jf. Fandrem mfl. 2017). I tillegg vil det være gunstig om datagrunnlaget for rein (nøkkelindikator) blir utvidet. På oppdrag for Naturindeks er ulike kilder blitt sammenstilt for å gi presise bestandsestimater for tamrein i tid og rom (Tømmervik & Riseth 2011). Dette er et godt dokumentert datasett som er tilrettelagt for bruk i Naturindeksen, men som så langt ikke er implementert. Dette datagrunnlaget bør inkluderes. Samtidig bør indikatoren lavhei endre status til nøkkelindikator for at Naturindeksen skal gi et balansert bilde av tilstanden i enkelte fjellområder, ettersom Naturindeksens matematiske rammeverk ikke lenger tillater at eventuelle negative effekter av reinbeite inkorporeres i skaleringsfunksjonene. Tilstand for lavhei bør i så fall underlegges overvåking med samme oppløsning i tid og rom som datasettet for rein.

Som forklart under baseres vektingssystemet på at indikatorene innenfor de ulike funksjonelle gruppene utgjør representative utvalg for sine grupper. I dag skiller systemet mellom 8 ulike grupper i tillegg til nøkkelindikatorer. Det inngår 31 og 33 indikatorer fra hhv. fjell og våtmark. Disse tallene vil trolig bli lavere ved neste oppdatering av Naturindeksen. Resultatet er at kun et fåtalls indikatorer inngår i noen av de funksjonelle gruppene, og risikoen er derfor stor for at disse små utvalgene ikke er representative, og at estimatet av Naturindeksen dermed blir mindre robust mht. utvalgsfeil. For eksempel er sennegras den eneste generalisten blant primærproducentene i våtmark som inngår blant indikatorene, som igjen medfører at sennegras er indikatoren med størst innflytelse på naturindeksen for våtmark. Vi foreslår derfor å redusere antall funksjonelle grupper til følgende fem grupper: nedbrytere, primærprodusenter, primærkonsumenter, mellompredatorer og toppredatorer. Det vil med andre ord si at spesialister og generalister på samme trofiske nivå slås sammen til ei felles gruppe.

Vi foreslår også at nøkkelindikatorerne tillegges mindre vekt, evt. inkorporeres i de andre funksjonelle gruppene. Den sterke vektleggingen av nøkkelindikatorerne baseres på, og er avhengig av, at de er representative for tilstanden til arter og samfunn som ikke ellers inngår i datagrunnlaget. De fleste nøkkelindikatorerne er imidlertid motivert gjennom argumentasjon snarere enn dokumentasjon som underbygger påstanden om at de er «ekstra-representative». For våtmark viser våre analyser at nøkkelindikatorernes tilstand avviker fra de andre indikatorenes tilstand,

noe som antyder at deres tilstand ikke er representative for tilstanden til hovedøkosystemet generelt. For fjell, derimot, framstår den sterke vektleggingen av nøkkelindikatorerne som nødvendig, og den bidrar til å redusere presisjonen i estimatet av naturindeksen.

8.5 Datakvalitet

Dataene som ligger til grunn for de beregnede verdiene av Naturindeksene for fjell og våtmark, består gjennomgående av svært usikre observasjoner av indikatorenes tilstand (Tabell 5.4 og 7.5, Figur 5.7a og 7.7a). Vi har forsøkt å uttrykke hva denne lave presisjonen tilsvarer i evne til å oppdage forskjeller og endringer i tilstand. Vi kan videre sammenlikne denne presisjonen med oppløsningen til vanddirektivets femgradige tilstandsklassifisering av vannforekomster fra svært dårlig tilstand til svært god. En tilstandskategori tilsvarer et intervall på 0,2 såkalte nEQR-enheter (jf. Direktoratets gruppe for vanddirektivet 2013). nEQR-skalaen er konseptuelt svært lik tilstandsskalaen i Naturindeksens rammeverk (Schartau mfl. 2016). I begge systemer benyttes skalaen både for skalerte indikatorverdier og samlede tilstandsvurderinger og for økosystemer. Vanddirektivets inndeling i tilstandskategorier antyder hvor presise tilstandsmålingene minst bør være for å være hensiktsmessige og anvendelige i operativ naturforvaltning. Det er for stor usikkerhet i tilstandsverdiene for de aller fleste indikatorerne fra fjell og våtmark til å tilfredsstille disse forventningene. Målingene av tilstand, slik de foreligger i Naturindeksbasen, oppfyller ikke ønsket om at Naturindeksen for fjell og for våtmark skal bygge på gode data og kunnskaper.

Begge datasettene domineres av ekspertvurderinger, i den forstand at flertallet av indikatorerne er ekspertvurdert. Vektandelen ekspertvurderte indikatorobservasjoner ved beregning av Naturindeks for Norge er dessuten langt høyere enn 50 % (Kapittel 5.6.1 og 7.6.1). Ekspertvurderinger består gjerne av ekstrapoleringer av tilstandsverdier til områder og tidspunkt der tilstanden ikke er undersøkt, og / eller sammenfatninger av ulikartede datakilder til en samlet tilstandsvurdering. Resultatene i Kapitlene 5.6.4 og 7.6.4 viser at ekspertene selv har liten tiltro til sine egne vurderinger av tilstand. De upresise tilstandsangivelsene kan muligens delvis forklares ved at ekspertene er uvant med å angi usikkerhet som kvartiler i en sannsynlighetsfordeling. Interkvartilstanden tilsvarer et snevrere «usikkerhetsintervall» enn konfidensintervall basert på standard konfidensnivå eller intervall avgrenset av standardfeil. Ekspertene kan dermed i naturindeksammenheng ha en tendens til å overestimere usikkerheten i vurderingene av tilstand. Men dette forklarer neppe alene den høye usikkerheten i ekspertenes estimater. Et stort antall ekspertvurderinger inngår i datagrunnlagene for fjell og våtmark. Vår oppfatning er at analysene presentert her viser at slike subjektive estimat av indikatorstilstander gjennomgående er for usikre og derfor har en svært begrenset verdi som grunnlag for forvaltningen av norsk natur.

Kun 4 av de undersøkte indikatorerne er oppgitt å ha observasjoner med liten usikkerhet; brunbjørn, fjellrev, jerv, og villrein. Disse er alle basert på overvåkning og en omfattende innhenting av tilstandsdata sammenliknet med de andre indikatorerne. Imidlertid er angivelsene av usikkerhet også for disse basert på ekspertvurderinger og ikke på en samplingdesign som legger til rette for å estimere usikkerheten vha. statistiske metoder (jf. Eide mfl. 2010).

Til tross for det gjennomgående lave presisjonsnivået som en finner i målingene av indikatorenes tilstand, så antyder analysene av dagens datagrunnlag at grunnlaget er tilstrekkelig mht. størrelse og usikkerhet til å gi et presist, uvektet estimat av en gjennomsnittstilstand for Norge for hovedøkosystemene fjell og våtmark (Figur 5.11 og 7.11). Denne konklusjonen vil mest sannsynlig gjelde selv om en fjerner enkelte av indikatorerne pga. manglende tilhørighet til de to hovedøkosystemene (Kapittel 8.3). Imidlertid, slik som forklart over, begrenses presisjonen i det vektete estimatet av Naturindeksen av hvordan vektningssystemet fordeler vektene over indikatorobservasjonene. Til tross for de mange estimatene av indikatorenes tilstand fra både fjell og våtmark, vil selv store omveltninger i tilstand på nasjonalt nivå ikke kunne påvises som signifikante.

Det tas ikke hensyn til utvalgsfeil i disse estimatene, dvs. den usikkerheten som ligger i at en baserer estimatet av gjennomsnittstilstanden på et utvalg av indikatorer og ikke alle aktuelle

indikatorer. Utfordringene knyttet til utvalgsfeil i naturindeksen diskuteres nærmere av Pedersen (2015). Et aspekt av dette er hvorvidt datagrunnlaget utgjør en skjev representasjon av tilstandene til de biologiske komponentene i fjell- og våtmarksøkosystemene. Våre analyser av datagrunnlaget for fjell og våtmark og effekten av vektningssystemet på Naturindeksverdiene antyder at det kan være til dels store, systematiske forskjeller i tilstand mellom funksjonelle og taksonomiske grupper av indikatorer. Formålet med vektningssystemet er nettopp å korrigere for en potensiell bias som oppstår ved at funksjonelle grupper med ulik tilstand er ulikt representert i datagrunnlaget for Naturindeks. Den korrigerende effekten som vektningssystemet kan ha, demonstreres tydelig i Naturindeksen for våtmark (Figur 7.11). Men systemet forutsetter at de underrepresenterte gruppene likevel inngår i datagrunnlaget på en «representativ» måte for sin gruppe, enten direkte som et «representativt» utvalg av indikatorer fra gruppa, eller indirekte gjennom nøkkelindikatorer.

I fjell mangler ikke-lichenisert sopp og invertebrater. Også for våtmark mangler sopp, mens det inngår et ikke-representativ utvalg av to insekt-indikatorer som begge er rødlistede. Viktige økosystemfunksjoner som nedbrytning, sopprot og pollinering er dermed ikke representert. For våtmark mangler i tillegg toppredatorer. Nøkkelindikatorerne i fjell er smågnagere, vier alpint belte og villrein. Alle disse tre representerer nøkkelfunksjoner i økosystemene som utvilsomt direkte eller indirekte påvirker tilstanden til mange invertebrater og sopp i fjelløkosystemene (Nybø 2010a). Men påvirkningene kan være både positive og negative, og mange andre faktorer påvirker i tillegg tilstandene til sopp og invertebrater. Det er derfor ikke gitt at de sentrale funksjonene som smågnagere, vier og villrein har i fjelløkosystemene, nødvendigvis medfører at nøkkelindikatorernes tilstand er *representativ for tilstanden* til gruppene sopp og invertebrater i fjellet. Vi kjenner ikke til dokumentasjon som underbygger en slik påstand.

Nøkkelindikatorerne for våtmark er atlantisk høgmyr areal, elvesandjeger, og palsmyr areal. Elvesandjeger har ikke tilhørighet til våtmark. For de to gjenværende nøkkelindikatorerne fra våtmark er det vanskelig å argumentere at de er representative for tilstanden til sopp og andre nedbrytere, invertebrater osv. i andre typer våtmarkssystem enn de naturtypene indikatorerne selv representerer. Både palsmyr og atlantisk høgmyr har klar, og begrenset, regional utbredelse, og det gjenspeiler seg i systematisk differensiering i artsmangfold. Vår konklusjon er derfor at en ikke uten videre kan hevde at vektningssystemet korrigerer for en eventuell bias i Naturindeks som skyldes manglende eller mangelfull dokumentasjon av tilstanden til sopp og invertebrater.

I tillegg er det ønskelig med et langt bedre datagrunnlag for primærprodusentene i både fjell og våtmark og et langt mer ambisiøst opplegg for innhenting av tilstandsinformasjon enn hva som har vært tilfelle fram til i dag. Ved siste oppdatering av Naturindeksen ble estimatene av mosenes tilstand basert på overvåkning av et svært begrenset antall lokaliteter i tillegg til artsobservasjoner i Artskart, som til sammen ga svært usikre estimat av tilstanden (Kapittel 5.6.4, 7.6.4). Karplantenes tilstand ble estimert i modeller basert på artsobservasjoner i Artskart (jf. Skarpaas mfl. 2014), der tilstanden inngår som en prediktor for sannsynligheten for at arten registreres i Artskart, og der det er små muligheter for validering av tilstandsestimatene mot observasjoner i felt. Det pågår for tiden et prosjekt som forsøker å inkorporere et bredere datagrunnlag i denne typen modeller (Olav Skarpaas pers. med.) med mål å produsere mer presise tilstandsobservasjoner inn til Naturindeksen. Begrensningene er imidlertid tilgangen på overvåkningsdata, selv om det også pågår prosjekter for å mobilisere data fra overvåkningsprogrammet GLORIA til Naturindeks (Sølvi Wehn pers. med.)

Estimatet for Naturindeks for fjell virker likevel mer robust enn estimatet for våtmark. Med unntak av noen toppredatorer i svært dårlig tilstand, er det blant de dokumenterte indikatorerne praktisk talt ingen variasjon i tilstand mellom de funksjonelle gruppene i fjellet (Figur 5.6a), og de vektlagte nøkkelindikatorernes tilstand avviker ikke fra de andre indikatorerne. Dette står i skarp kontrast til våtmark, der nøkkelindikatorernes tilstand er forskjellig fra de andre funksjonelle gruppene, og hvor det også er systematisk variasjon i tilstand mellom de andre gruppene (Figur 7.6a). For estimatene av Naturindeks er det kritisk at de mest vektlagte indikatorerne er representative for

tilstanden til populasjoner og samfunn som ellers ikke er dokumentert i datagrunnlaget. For nøkkelindikatorerne for våtmark virker dette mindre sannsynlig enn for fjell.

8.6 Veien videre

Det videre arbeidet med å styrke datagrunnlaget for Naturindeksen avhenger av hvilke ambisjoner som knyttes til Naturindeksen og de funksjoner indeksen skal fylle i framtiden. For hovedøkosystemene fjell og våtmark ble Naturindeksen i 2015 kun beregnet for hele landet og 5 landsdeler (Framstad 2015). Naturindeksens potensial er imidlertid langt større.

Dagens utvalg av indikatorer i Naturindeks stammer i stor grad fra arbeidet som ble gjort i forbindelse med utviklingen av systemet som ledet fram til den første hovedrapporten for Naturindeks (Nybø 2010a,b). Generelt var det slik at arter det fantes overvåkningsdata for og som tilfredsstilte kriteriene for indikatoregenskaper ble innlemmet som indikator. For mange hovedøkosystem og organismegrupper ga dette ikke et tilstrekkelig antall indikatorer. Derfor ble mange indikatorer etablert basert på ekspertvurderinger. Noen av de ekspertvurderte indikatorerne var basert på et fåtall overvåkningspunkter som da ble ekstrapolert til nærliggende kommuner eller fylker. Faggruppen som ble etablert for den første Naturindeks måtte med andre ord på best mulig måte løse utfordringen med manglende tidsserier fra arealrepresentativ overvåking. Kunnskapsbehovet ble derfor et sentralt tema allerede i første kapittel av Naturindeksens første hovedrapport (Nybø 2010a). En av hovedkonklusjonene var at kunnskapen om bestandsendringer på lavere trofiske nivå var dårlig.

Våre analyser antyder at dagens datagrunnlag er omfattende og presist nok til å foreta overordnede sammenfatninger av tilstandene til de biologiske komponentene i naturen på nasjonalt nivå. Dette gjelder i første omgang for fjell, under det forbehold at de dårlig dokumenterte og udokumenterte funksjonelle og taksonomiske gruppene ikke avviker fra resten. Naturindeksen for våtmark virker mindre robust med hensyn til mangler i datagrunnlaget (Kapittel 8.5). I dag er denne indeksen i stor grad avhengig av at nøkkelindikatorerne palsmyr og atlantisk høgmyr er representative for biologiske komponenter som i dag ikke inngår i datagrunnlaget for våtmark. Det må vurderes om vekting med hensyn til nøkkelindikatorer skal sløyfes for våtmark, eller om beregning av Naturindeks for våtmark skal utsettes til datagrunnlaget styrkes.

Usikre tilstandsmålinger og deres ofte grove geografiske oppløsning (Figur 5.4 og 7.4) begrenser i dag anvendelsen av Naturindeksen i forvaltningssammenheng. Det er verdt å merke seg at disse begrensningene ligger i datagrunnlaget og ikke i Naturindeksens rammeverk. Begrensningene vil derfor også gjelde for andre tilsvarende forvaltningsverktøy som baseres på den samme informasjonen.

Dersom Naturindeksens rammeverk skal være et verktøy i en mer presis, målretta forvaltning av biologisk mangfold, må langt mer presis informasjon om tilstanden til det biologiske mangfoldet inkluderes i datagrunnlaget. Dette vil kreve langt høyere innsats på overvåking av norsk terrestrisk natur, noe som vil lede til en overgang fra et informasjonsgrunnlag dominert av ekspertvurderinger til et som er basert på direkte observasjon av tilstandene. Denne overvåkingen bør baseres på design som tillater estimering av usikkerhet ved hjelp av statistiske metoder og som er egnet til å gi en funksjonell forståelse av sammenhengene mellom økosystemenes komponenter og hva som påvirker deres tilstand (Lindenmayer & Likens 2009, 2010, Lindenmayer mfl. 2011, Ims mfl. 2013). Overvåkingen bør gi grunnlag for modellbaserte prediksjoner av tilstanden i økosystemer og geografiske områder som ikke overvåkes direkte, basert på statistiske relasjoner og/eller funksjonelle sammenhenger, og designet bør gi muligheter for å verifisere slike prediksjoner. Denne overvåkingen må også omfatte grupper med dårlig/ingen representasjon i dag, som sopp og invertebrater (se over). Det har vært en utfordring å skaffe overvåkingsdata for disse gruppene. I første omgang vil en utvidelse av overvåkingen av humler og dagsommerfugler til også å omfatte fjell og våtmark bidra til en bedre representasjon. Overvåking basert på miljø-DNA vil potensielt kunne framskaffe langt større datamengder for sopp og invertebrater enn det som har vært tilfellet tidligere (Vedlegg 4). Fjernmåling vil neppe kunne bidra

vesentlig i denne sammenhengen, men vil i stedet kunne supplere indikatorutvalgene med enkelte, viktige variabler knyttet til vegetasjonens sammensetning (Vedlegg 3).

Flere utredninger har påpekt at overvåkingen av det biologiske mangfoldet i Norge ikke er tilstrekkelig, nå sist av det regjeringsutnevnte ekspertrådet for fastsetting av god økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). Ekspertrådet for økologisk tilstand foreslår en rekke konkrete tiltak for etablering av arealrepresentativ overvåking (Nybø & Evju 2017). Ekspertrådet skiller mellom indikatorer som kan tas i bruk umiddelbart, indikatorer hvor data finnes men som må videreutvikles før de kan tas i bruk, og indikatorer hvor ny datainnsamling må på plass før de kan utvikles til egnede indikatorer. Egenskapene til ekspertrådets foreslåtte indikatorer varierer mellom de ulike hovedøkosystemene. For skog foreslås sammensatte eller sammenveide egenskapindikatorer, og ikke rene enkeltartsindikatorer. Eksempler på slike indikatorer er mengde av rogn, osp og selje, mengde av død ved, og andel brent skog. For fjell foreslås noen enkeltartsindikatorer (f.eks. fjellrev, liryte, dvergbjørk og blåbær), men også noen sammenveide egenskapsindikatorer, f.eks. dekning av busker og trær og Ellenbergs indikatorverdier. For våtmark foreslås en rekke artsindikatorer, f.eks. brunmyrak, blåtopp og sivblom, mens også noen sammenveide egenskapsindikatorer, f.eks. busk- og tresjikt i seminaturlig myr og våteng, konnektivitet mellom sumpskogsområder, og bredde av gressrik sump (helofyttbeltet). Ekspertrådet diskuterer i detalj hvordan man kan arbeide for å få økt datatilfang for indikatorene.

Våre resultater understøtter imidlertid ikke uten videre en strategi for overvåking basert på enkelte utvalgte arter, der de overvåkede artene betraktes som indikatorer eller representanter for tilstanden til andre arter med liknende funksjon i hovedøkosystemet. Datasettene som ligger til grunn for Naturindeks inneholder alt fra svært gode indikatortilstander til svært dårlige tilstander innenfor de enkelte hovedøkosystemene (Kapittel 5.6.3 og 7.6.3). For fjell finner vi ingen systematisk sammenheng mellom indikatorenes gjennomsnittstilstand og den funksjonelle gruppen de tilhører. For våtmark finner vi forskjeller i indikatortilstander mellom de funksjonelle gruppene, men disse skyldes delvis skjev representasjon av tilstander innenfor enkelte av gruppene. Det er problematisk å forene slike resultat med en strategi basert på antagelsen om at enkeltarter kan representere tilstanden til en hel gruppe arter med liknende funksjon. For en effektiv og treffsikker forvaltning av mangfoldet vil det være viktig å identifisere hvilke biologiske komponenter i økosystemene som er i dårlig tilstand og hvilke som er i en god tilstand.

For å øke samfunnsverdien av NiN er det utredet hvordan NiN kan inkluderes i praktisk naturkartlegging og arealrepresentativ overvåking (Bratli mfl. 2016, Strand 2016, Strand mfl. 2016). Forslagene i disse utredningene retter seg i all hovedsak om etablering av ny overvåking i terrestriske miljøer uten viderebygging på etablerte tidsserier. Ekspertrådet (Nybø & Evju 2017) har flere kritiske merknader til et nasjonalt overvåkingssystem basert på NiN. De uttaler følgende: «Kartleggingsenheter 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 næringsnett. 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.»

Uansett hvilken strategi for økt arealrepresentativ overvåking som forvaltningen vil velge for tiårene framover, vil det ta noen år fra slik overvåking blir etablert til data relevante for Naturindeks vil være klare. Fram til dette skjer bør man for Naturindeks søke etter datakilder som per nå ikke er fullt utnyttet. En strategi kan være å sammenstille data fra ulike kilder, slik det er gjort for noen eksisterende indikatorer. Lavhei er et godt eksempel på en slik indikator. Den er basert på en lang rekke kilder som hver enkelt kun dekker et lite område, men som til sammen dekker store deler av indikatorens totale utbredelse (Nybø 2010b). For våtmark er det i den senere tid gjort noen slike sammenstillinger (Moen mfl. 2011a,b, Lyngstad mfl. 2013, 2016, Øien mfl. 2015),

som kan komme Naturindeks til nytte. En risiko forbundet med slik sammenstilling av data fra ulike kilder er at data for noen regioner oppdateres, mens andre ikke blir oppdatert.

Her nevner vi kort andre kilder som ikke er utnyttet til fulle og som på kort sikt kan bidra med indikatorer for fjell og våtmark i tillegg til de pågående prosjekter er nevnt ovenfor. På Varangerhalvøya i Finnmark og rundt den biologiske feltstasjonen på Finse i Hordaland har det over lang tid blitt samlet inn tidsserier, primært av forskere fra universitetsmiljøene i Bergen, Oslo og Tromsø, som kan være relevante for Naturindeks. Disse datasettene kan bidra til eksisterende indikatorer og/eller brukes til å etablere nye indikatorer. Utbrudd av målere i nordboreal bjørkeskog og i lavalpin risbjørkvegetasjon er med tiden blitt godt utredet. Det er i tillegg opprettet en egen nettside for dette (<https://www.malerjakt.no/>). Enkelte målearter er nøkkelararter i disse naturtypene. Fagmiljøet bør inviteres til å levere data til Naturindeks.

Som nevnt avhenger det videre arbeidet med å styrke Naturindeksen av hvilke ambisjoner som knyttes til indeksen. Dersom ambisjonsnivået er begrenset til enkle sammenfatninger på nasjonalt nivå, er det likevel nødvendig å gjøre noen justeringer både i indikatorutvalget og i Naturindeksens rammeverk. Er det derimot ønskelig å bruke rammeverket i mer operasjonell forvaltningssammenheng på lokalt nivå, vil dette kreve en langt mer omfattende innsats for å skaffe tilveie presis informasjon om økosystemenes tilstander. Rammeverket i seg selv representerer ikke en begrensning i forhold til en slik ambisjon.

9 Anbefalinger

I dette avsnittet oppsummerer vi anbefalingene fra avsnittene over. Enkelte anbefalinger går direkte på dagens bruk og utregning av Naturindeks for fjell og våtmark, som bør implementeres i forbindelse med neste runde av indeksen – andre anbefalinger er knyttet til videreutvikling og bruk av Naturindeks i nye sammenhenger.

9.1 Anbefalinger vedrørende indikatorsettets sammensetning

I denne rapporten påpeker vi flere steder svakheter ved indikatorsettet, både fordi Naturindeksen mangler viktige artsgrupper og tilstandsvariabler for fjell og våtmark, og fordi den inkluderer indikatorer som ikke har direkte tilknytning til disse systemene. I tillegg kan det være mulig å inkludere indikatorer fra eksisterende datakilder som i dag ikke er brukt i Naturindeks-sammenheng.

- **Sopp og lav i fjell.** Både sopp og lav bør bli langt sterkere representert i indikatorsettet for fjell. Sopp og lav har viktige økologiske funksjoner i fjelløkosystemet, som nedbrytere, sopprot og beitegrunnlag.
- **Invertebrater i fjell.** Invertebrater er i liten grad representert i Naturindeks for fjell, til tross for at disse artsgruppene har nøkkelfunksjoner i fjelløkosystemene, fra herbivorer til toppredatorer. Datasett for invertebrater vil heve Naturindeksens taksonomiske og funksjonelle representativitet.
- **Sopp og lav i våtmark.** Her gjelder det samme som for fjell – sopp og lav har viktige funksjoner også i våtmark, og bør sterkere inn i indikatorsettet.
- **Invertebrater i våtmark.** Naturindeksen mangler i realiteten invertebrater i våtmark, som er en stor svakhet. Her gjelder det samme som for fjell: invertebrater har nøkkelfunksjoner som alt fra herbivorer til toppredatorer, og dette må inkluderes.
- **Inkludere tilstandsindekser.** Naturindeks vil oppnå bedre representativitet hvis indikatorene er tilstandsindekser basert på sammensetningen av invertebrater, planter og sopp, der samfunnene defineres på bakgrunn av funksjonell inndeling av organismene (guilds).
- **Fjerne indikatorer uten tilknytning til fjell.** Det må ryddes i datasettet slik at indikatorer som har sin primærtilknytning til andre hovedøkosystemer (ferskvann, skog eller andre), går ut.
- **Fjerne indikatorer uten tilknytning til våtmark.** Det må også ryddes i datasettet for våtmark slik at indikatorer som ikke har tilknytning til våtmark, slik hovedøkosystemet nå er definert, går ut.
- **Indikatorer med tilhørighet til flere hovedøkosystem.** Flertallet av indikatorene forekommer i flere hovedøkosystem. For alle disse er det nødvendig å kontrollere hvorvidt datagrunnlaget indikatorene baseres på reflekterer deres tilstand i fjell og våtmark.
- **Nye eller forbedrede datasett.** I forbindelse med neste runde av Naturindeks må det vurderes om en del datasett skal oppdateres. Det gjelder for eksempel fugledata fra TOV-E og karplantedata fra Artskart, som er under revisjon, videreutvikling av nøkkelindikatoren atlantisk høgmyr samt inkludering av typisk høgmyr som ny nøkkelindikator, inkludering av data på tamrein i fjell, samt endre status på indikatoren lavhei til å være nøkkelindikator.

- **Mobilisering av nye datasett på kort sikt.** Slik som beskrevet i Kapittel 8.6 kan det på kort sikt være mulig å etablere noen nye indikatorer ved å sammenstille data fra ulike kilder, på tilsvarende måte som for eksempel indikatoren lavhei i gjeldende datasett. Dessuten finnes noen få, relevante overvåkingsprogram som hittil ikke har bidratt med data til Naturindeksen.

9.2 Anbefalinger om endringer i rammeverket

Vi påpeker i rapporten flere utfordringer og begrensninger i Naturindeksens rammeverk.

- **Avgrensning av hovedøkosystemene.** Inndelingen i hovedøkosystemer har i praksis vært den samme i alle utgaver av Naturindeks. I dag pågår mange parallelle diskusjoner rundt inndeling av norsk natur, og vi anbefaler at Naturindeksens hovedøkosystemer revideres i forbindelse med at en del av disse diskusjonene landes (NiNs naturkomplekser og landskapstyper, økologisk tilstand, rødliste for naturtyper mm.).
- **Nytt system for tilhørighet.** Vi foreslår et nytt system for vurdering og fastsetting av indikatorers tilhørighet til hovedøkosystemene. Systemet innebærer at funksjonell tilknytning til flere hovedøkosystem i seg selv ikke er en grunn til å redusere vekten i beregningen av Naturindeks for det enkelte økosystemet. Kravet om at en indikator samlet tilhørighet over alle hovedøkosystem skal være 100 %, bør gå ut. En indikator kan ha ulik vekt i ulike hovedøkosystem i tilfeller der indikatorobservasjonene reflekterer tilstanden i flere hovedøkosystem, og det samtidig er grunn til å anta at tilstanden varierer mellom systemene.
- **Redusere antall funksjonelle grupper.** Vi foreslår å redusere antall funksjonelle grupper i vektningssystemet til følgende fem: nedbrytere, primærprodusenter, primærkonsumenter, mellompredatorer og toppredatorer. Dette betyr at spesialister og generalister på samme trofiske nivå slås sammen til ei gruppe.
- **Redusere vekten av nøkkelindikatorer.** Den sterke vektleggingen av nøkkelindikatorer har en del uheldige følger i beregningen av Naturindeks. Vi foreslår derfor at nøkkelindikatorene tillegges mindre vekt, eventuelt at begrepet nøkkelindikator i Naturindeks utgår og at disse tidligere nøkkelindikatorene i stedet inkorporeres i sine respektive funksjonelle grupper.

9.3 Anbefalinger vedrørende datakvalitet, metodikk og innsatsnivå

Dersom Naturindeksens rammeverk skal være et verktøy i en mer presis, målretta forvaltning av biologisk mangfold, må langt mer presis informasjon om tilstanden til det biologiske mangfoldet inkluderes i datagrunnlaget. Dette vil kreve høyere innsats på overvåking av norsk terrestrisk natur, som også må omfatte grupper med dårlig/ingen representasjon i dag, som sopp og invertebrater (se over).

- **Fra ekspertvurderinger til overvåking.** Mange indikatorer mangler data for store områder, og baserer seg i stor grad på ekspertenes vurderinger. Det bør etableres målretta overvåking som kan gi gode data på tilstanden til det biologiske mangfoldet på ulike geografiske skalaer.
- **Modellbaserte prediksjoner.** For utvalgte indikatorer kan det gjøres prediksjoner for forekomst og tilstand basert på statistiske sammenhenger eller funksjonell forståelse (adaptiv overvåking).

- **Miljø-DNA.** Det har vært en utfordring å skaffe overvåkingsdata spesielt for sopp og invertebrater. Overvåking basert på miljø-DNA fra insektfeller og fra jord- og vannprøver vil potensielt kunne bidra til gode data for disse gruppene.
- **Naturindeks for våtmark.** Vi påpeker til dels alvorlige svakheter i datagrunnlaget for våtmark. Det må vurderes om veiing mht. nøkkelindikatorer skal sløyfes for våtmark, eller om beregning av Naturindeks for våtmark skal utsettes til datagrunnlaget styrkes.

10 Referanser

- Adams, D.G. & Duggan P.S. 2008. Cyanobacteria-bryophyte symbioses. *Journal of Experimental Botany* 59: 1047-1058.
- Aitkenhead, M.J. 2017. Mapping peat in Scotland with remote sensing and site characteristics. *European Journal of Soil Science* 68: 28-38.
- Aitkenhead, M., Poggio, L., Donaldson-Selby, G., Gimona, A. & Artz, R.R.E. 2016. Detection of peatland drainage with remote sensing - a scoping study. Technical Report to CxC Directorate.
- Alberdi, A., Aizpurua, O., Gilbert, M.T.P. & Bohmann, K. 2018. Scrutinizing key steps for reliable metabarcoding of environmental samples. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 134-147.
- Andersen, K., Bird, K.L., Rasmussen, M., Haile, J., Breuning-Madsen, H., Kjær, K.H., Orlando, L., Gilbert, M.T.P. & Willerslev, E. 2012. Meta-barcoding of 'dirt' DNA from soil reflects vertebrate biodiversity. *Molecular Ecology* 21: 1966-1979.
- Andersen, R. & Hustad, H. (red.). 2004. Villrein og samfunn. En veiledning til bevaring av Europas siste villrein fjell. NINA Temahefte 27. Norsk institutt for naturforskning.
- Anderson, K., Bennie, J.J., Milton, E.J., Hughes, P.D.M., Lindsay, R. & Meade, R. 2010. Combining LiDAR and IKONOS data for eco-hydrological classification of an ombrotrophic peatland. *Journal of Environmental Quality* 39: 260-273.
- APG IV (The Angiosperm Phylogeny Group IV) 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1-20.
- Arkimaa, H., Middleton, M., Hyvönen, E., Kuosmanen, V., Laitinen, J. & Sutinen, R. 2005. Mire site type mapping of boreal peatlands with hyperspectral airborne HyMap in northern Finland. I Proceedings of 4th EARSeL workshop on imaging spectroscopy, s. 355-362.
- Austrheim G., Hjelle K., Sjögren P., Stene K. & Tretvik A. M. 2015. Fjellets kulturlandskap. Arealbruk og landskap gjennom flere tusen år. DKNVS Skrifter 2015-3. Museumsforlaget, Trondheim.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of Biogeography* 35: 1906-1922.
- Bartsch, H., Binkiewicz, A., Klintbjer, A., Rådén, A. & Nasibov, E. 2009a. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Tvåvingar: Blomflugor: Syrphinae. Diptera: Syrphidae: Syrphinae. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Bartsch, H., Binkiewicz, A., Klintbjer, A., Rådén, A. & Nasibov, E. 2009b. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Tvåvingar: Blomflugor: Eristalinae & Microdontinae. Diptera: Syrphidae. Eristalinae & Microdontinae. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Basilier, K. 1979. Moss-associated nitrogen-fixation in some mire and coniferous forest environments around Uppsala, Sweden. *Lindbergia* 5: 84-88.
- Beker, H. J., Eberhardt, U & Vesterholt, J. 2016. Hebeloma (Fr) P. Kumm. *Fungi Europaei* 14. Edizione Technografica, Lomazzo.
- Benson, D.A., Karsch-Mizrachi, I., Lipman, D.J., Ostell, J. & Wheeler, D.L. 2006. GenBank. *Nucleic Acids Research* 34: D16-D20.
- Berg, A., Danielsson, Å. & Svensson, B. H. 2013. Transfer of fixed-N from N₂-fixing cyanobacteria associated with the moss *Sphagnum riparium* results in enhanced growth of the moss. *Plant and Soil* 362: 271-278.
- Bienert, F., De Danieli, S., Miquel, C., Coissac, E., Poillot, C., Brun, J.-J. & Taberlet, P. 2012. Tracking earthworm communities from soil DNA. *Molecular Ecology* 21: 2017-2030.
- Bjerke, J. W. 2011. Winter climate change: Ice encapsulation at mild subfreezing temperatures kills freeze-tolerant lichens. *Environmental and Experimental Botany* 72: 404-408.

- Bjerke, J.W., Strann, K.-B. & Johnsen, T. V. 2005. Naturfaglig kartlegging av 20 områder i forbindelse med verneplan for myrer og våtmarker i Finnmark. NINA Rapport 88. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Bjerke, J.W., Skarpaas, O. & Dervo, B.K. 2015. Våtmark. I Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 2015, s. 68 – 76.
- Bjerke, J. W., Treharne, R., Vikhamar-Schuler, D., Karlsen, S. R., Ravolainen, V., Bokhorst, S., Phoenix, G. K., Bochenek, Z. & Tømmervik, H. 2017. Understanding the drivers of extensive plant damage in boreal and Arctic ecosystems: Insights from field surveys in the aftermath of damage. *Science of the Total Environment* 599-600: 1965–1976.
- Blaalid, R., Carlsen, T., Kumar, S. Halvorsen, R., Ugland, K.I., Fontana, G. & Kauserud, H. 2012. Changes in the root-associated fungal communities along a primary succession gradient analysed by 454 pyrosequencing. *Molecular Ecology* 21: 1897-1908.
- Blaalid, R., Davey, M. L., Kauserud, H., Carlsen, T., Halvorsen, R., Høiland, K. & Eidesen, P. B. 2014. Arctic root-associated fungal community composition reflects environmental filtering. *Molecular Ecology* 23: 649-659.
- Boessenkool, S., Epp, L.S., Haile, J., Bellemain, E.V.A., Edwards, M., Coissac, E., Willerslev, E. & Brochmann, C. 2012. Blocking human contaminant DNA during PCR allows amplification of rare mammal species from sedimentary ancient DNA. *Molecular Ecology* 21: 1806-1815.
- Bokhorst, S., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Preecem C., Phoenix, G. K. 2012. Ecosystem response to climatic change: the importance of the non-growing season. *Ambio* 41: S246–S255.
- Bokhorst, S., Huiskes, A., Aerts, R., Convey, P., Cooper, E. J., Dalen, L., Erschamber, B., Gudmundsson, J., Hofgaard, A., Hollister, R. D., Johnstone, J., Jónsdóttir, I. S., Lebouvier, M., van de Vijver, B., Wahren, C.-H. & Dorrepaal, E. 2013. Variable temperature effects of Open Top Chambers at polar and alpine sites explained by irradiance and snow depth. *Global Change Biology* 19: 64–74.
- Boresjö Bronge, L. 2006. Satellitdata för övervakning av våtmarker. Slutrapport. Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 2006:36 / Länsstyrelsen Dalarnas län Rapport 2006:38.
- Brandrud, T.E., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Hofton, T.H., Larsson, K.H. & Høiland, K. 2015. Sopper. Fungi. I Henriksen S. & Hilmo O. (red.) Norsk rødliste for arter 2015, Artsdatabanken, Trondheim s. 132-156.
- 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)*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Brown, E., Aitkenhead, M., Wright, R. & Aalders, I. H. 2007. Mapping and classification of peatland on the Isle of Lewis using Landsat ETM+. *Scottish Geographical Journal* 123: 173-192.
- Bruteig, I.E., Endrestøl, A., Westergaard, K.B., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Dahle, S., Staverløkk, A., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2017. Fremmede arter ved planteimport – Kartlegging og overvåking 2014–2016. NINA Rapport 1329. Norsk institutt for naturforskning.
- Bråthen, K. A. & Alm, T. 1993. Floraen på Rolvsøya i Finnmark. – *Polarflokken* 17: 567-592.
- Bråten, A., Flø, D., Hågvar, S., Hanssen, O., Mong, C. & Aakra, K. 2012. Primary succession of surface-active beetles and spiders in an alpine glacier foreland, central South Norway. – *Arctic Antarctic and Alpine Research* 44: 2-15.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. – NINA Rapport 542. Norsk institutt for naturforskning.
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.-W., Framstad, E., Lindholm, M., Nielsen, J.-E., Norderhaug, A., Oug, E., Pedersen, H.-C., Schartau, A.-K., Storaunet, K. O., Van der Meeren, G.I., Aslaksen, I., Engen, S., Garnåsjordet, P.-A., Kvaløy, P., Lillegård, M., Yoccoz, N.G. & Nybø, S. 2011. The

- Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. PLoS ONE 6: e18930.
- Connolly, J. & Holden, N. M. 2017. Detecting peatland drains with Object Based Image Analysis and Geoeye-1 imagery. Carbon Balance and Management 12: 7.
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T.V., Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E., Hik, D.S., Hobbie, S.E., Press, M.C., Robinson, C.H., Henry, G.H.R., Shaver, G.R., Phoenix, G.K., Gwynn-Jones, D., Jonasson, S., Chapin, F.S. III, Molau, U., Neill, C., Lee, J.A., Melillo, J.M., Sveinbjörns-son, B. & Aerts, R. 2001. Global change and Arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? Journal of Ecology 89: 984-994.
- Cowan, R.S. & Fay, M.F. 2012. Challenges in the DNA Barcoding of Plant Material. I Sucher N.J., Hennell J.R. & Carles M.C. (red.) Plant DNA Fingerprinting and Barcoding: Methods and Protocols. Humana Press, Totowa, NJ. s. 23-33.
- Cumming, G. & Finch, S. 2005. Inference by Eye. Confidence intervals and how to read pictures of data. American Psychologist 60: 170-180.
- Danell, K., Bergström, R., Duncan, P. & Pastor, J. 2006. Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Davey, M.L., Heegaard, E., Halvorsen, R., Ohlson, M. & Kausrud H. 2012. Seasonal trends in the biomass and structure of bryophyte-associated fungal communities explored by 454 pyrosequencing. New Phytologist 195: 844-856.
- Davies, C.E., Moss, D. & Hill, M.O. 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Verdensveven 12.09.2014: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification#tab-documents>.
- Dejean, T., Valentini, A., Miquel, C., Taberlet, P., Bellemain, E. & Miaud, C. 2012. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. Journal of Applied Ecology 49: 953-959.
- Difebo, A., Richardson, M. & Price, J. 2015. Fusion of multi-spectral imagery and LIDAR digital terrain derivatives for ecosystem mapping and morphological characterization of a northern peatland complex. Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, oppdatert versjon. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 238 s. + 6 vedlegg. (2. utgave 2006, oppdatert 2007).
- Direktoratsgruppa for vanndirektivet 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 263 s.
- Dougherty, M.M., Larson, E.R., Renshaw, M.A., Gantz, C.A., Egan, S.P., Erickson, D.M. & Lodge, D.M. 2016. Environmental DNA (eDNA) detects the invasive rusty crayfish *Orconectes rusticus* at low abundances. Journal of Applied Ecology 53: 722-732.
- Drummond, A., Newcomb, R., Buckley, T., Xie, D., Dopheide, A., Potter, B., Heled, J., Ross, H., Tooman, L., Grosser, S., Park, D., Demetras, N., Stevens, M., Russell, J., Anderson, S., Carter, A. & Nelson, N. 2015. Evaluating a multigene environmental DNA approach for biodiversity assessment. GigaScience 4: 1-20.
- Eggelsmann, R. 1982. Anmerkungen zur Berechnungsmethode der Breite hydrologischer Schutz-zonen im Moor (Van der Molen, Telma 11, 1981). Telma 12: 183-187.
- Elbrecht, V., Vamos, E.E., Meissner, K., Aroviita, J., Leese, F. & Yu, D. 2017a. Assessing strengths and weaknesses of DNA metabarcoding-based macroinvertebrate identification for routine stream monitoring. Methods in Ecology and Evolution 8: 1265-1275.
- Elbrecht, V., Vamos, E.E., Steinke, D. & Leese, F. 2017b. Assessing intraspecific genetic diversity from community DNA metabarcoding data. PeerJ Preprints 5: e3269v1.

- Elmendorf, S. C., Henry, G. H. R., Hollister, R. D., Björk, R. G., Björkman, A. D., Callaghan, T. V., Collier, L. S., Cooper, E. J., Cornelissen, J. H. C., Day, T. A., Fosaa, A. M., Gould, W. A., Grétarsdóttir, 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., Stenström, A., Tolvanen, A., Totland, Ø., Troxler, T., Wahren, C.-H., Webber, P. J., Welker, J.M. & Wookey, P. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology Letters* 15: 164-175.
- Elven, H. & Søli, G. 2016. Kunnskapsstatus for arts mangfoldet i Norge 2015. Utredning for Artsdatabanken 1/2016. Artsdatabanken.
- Ericson, L 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4-year period in northern Sweden. *Wahlenbergia* 4: 78-114.
- Erikstad, L., Halvorsen, R., Thorsnes T., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Ødegaard, F. 2009. Inndeling på landskapsnivå. *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 13*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Evans, M. & Lindsay, J. 2010. High resolution quantification of gully erosion in upland peatlands at the landscape scale. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35: 876-886.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Fahner, N.A., Shokralla, S., Baird, D.J. & Hajibabaei, M. 2016. Large-scale monitoring of plants through environmental DNA metabarcoding of soil: recovery, resolution, and annotation of four DNA markers. *PLoS ONE* 11: e0157505.
- Fandrem, M., Speed, J.D.M. & Lyngstad, A. under utarb. Typisk høgmyr som indikator i Naturindeks for Norge. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Fjellberg, A. 1972. Coleoptera from Hardangervidda. – Zoological Museum, University of Bergen. Fauna of the Hardangervidda No.1. Universitetsforlaget.
- Flatberg, K.I. 2013. Norges torvmoser. Akademika forlag, Trondheim.
- Fossøy, F., Dahle, S., Eriksen, L.B., Spets, M.H., Karlsson, S. & Hesthagen, T. 2017. Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter - utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt. – NINA Rapport 1299. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015. Miljødirektoratet.
- Framstad E., & Storaunet, K.O. 2013. Vurdering av Naturindeks-indikatorer for skog og fjell. Notat til Naturindeksens faggruppe.
- Framstad E., Nybø, S., Pedersen, B. 2015. Naturindeksens bilde av utviklingen for biologisk mangfold. I Framstad E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015. Miljødirektoratet. s. 15-29.
- Fremstad, E. 1998. Vegetasjonstyper i Norge. 2. opplag. NINA Temahefte 12. Norsk institutt for naturforskning.
- Fremstad, E. 2002. Natura 2000 i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport Botanisk serie 2002-5. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Fremstad, E & Moen, A. 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport Botanisk serie 2001-4. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Frisvoll, A.A. 1996. Habitatoversikt for norske mosar, med kategoriar og trugsmål for trua artar. NINA Oppdragsmelding 441. Norsk institutt for naturforskning.

- Gaare, E., Tømmervik, H., Bjerke, J.W. & Thannheiser D. 2006. Overvåking av vinterbeiter i Vest-Finnmark og Karasjok: Ny beskrivelse av fastrutene. NINA Rapport 204. Norsk institutt for naturforskning.
- Glaser, P.H., Chanton, J.P., Morin, P., Rosenberry, D.O., Siegel, D.I., Ruud, O., Chasar, L.I. & Reeve, A.S. 2004. Surface deformations as indicators of deep ebullition fluxes in a large northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles* 18.
- Gudleifsson, B. E. 2009. Ice encasement damage on grass crops and alpine plants in Iceland – impact of climate change. I Gusta, L., Wisniewski, M. & Tanino, K. (red.): *Plant Cold Hardiness: From the Laboratory to the Field*, CAB International, Wallingford. s. 163-172.
- Hajibabaei, M., Spall, J.L., Shokralla, S. & van Konyenburg, S. 2012. Assessing biodiversity of a freshwater benthic macroinvertebrate community through non-destructive environmental barcoding of DNA from preservative ethanol. *BMC Ecology* 12: 28.
- 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 (2009 09 30).
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelses-system for natursystemnivået. *Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0)*, Artsdatabanken, Trondheim.
- 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. (red.) 2015. *Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015*. NCCS report 2/2015. Norsk klimaservicesenter.
- Harris, A., & Bryant, R. G. 2009. A multi-scale remote sensing approach for monitoring northern peatland hydrology: Present possibilities and future challenges. *Journal of environmental management* 90: 2178-2188.
- Hasan, A., Pilesjö, P. & Persson, A. 2012. On generating digital elevation models from LiDAR data – resolution versus accuracy and topographic wetness index indices in northern peatlands. *Geodesy and Cartography* 38: 57-69.
- Hassel, K., Blom, H.H., Høitomt, T. & Halvorsen, R. 2015. Moser. Anthoceroophyta, Marchantiophyta, Bryophyta. I Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. *Norsk rødliste for arter 2015. Versjon 1.2*. Artsdatabanken, Trondheim. s. 95-102
- Henriksen S. & Hilmo O. (red.) 2015. *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Höfle, B., Griesbaum, L. & Forbriger, M. 2013. GIS-based detection of gullies in Terrestrial LiDAR data of the Cerro Llamoca Peatland (Peru). *Remote Sensing* 5: 5851-5870.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. *Norsk lavflora*. Tapir Akademisk Forlag, Trondheim.
- Horton, D.J., Kershner, M.W. & Blackwood, C.B. 2017. Suitability of PCR primers for characterizing invertebrate communities from soil and leaf litter targeting metazoan 18S ribosomal or cytochrome oxidase I (COI) genes. *European Journal of Soil Biology* 80: 43-48.
- Ims, R. A., Henden, J. A., Killengreen, S. T. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R. A., Jepsen, J. U., Stien, A. & Yoccoz, N. G. 2013. Science plan for COAT: Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. *Fram Centre Report Series 1*. Framsenteret.
- Ishige, T., Miya, M., Ushio, M., Sado, T., Ushioda, M., Maebashi, K., Yonechi, R., Lagan, P. & Matsubayashi, H. 2017. Tropical-forest mammals as detected by environmental DNA at natural saltlicks in Borneo. *Biological Conservation* 210, Part A: 281-285.
- Ivanova, N.V., Clare, E.L. & Borisenko, A.V. 2012. DNA Barcoding in Mammals. I Kress, W.J. & Erickson, D.L. (red.) *DNA Barcodes: Methods and Protocols*. Humana Press, Totowa, NJ. s. 153-182.

- Ivanova, N.V., Zemplak, T.S., Hanner, R.H. & Hebert, P.D.N. 2007. Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. *Molecular Ecology Notes* 7: 544–548.
- Jauhiainen, S., Holopainen, M. & Rasinmäki, A. 2007. Monitoring peatland vegetation by means of digitized aerial photographs. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 168-177.
- Johansen, A. 1997. Myrrealer og torvressurser i Norge. *Jordforsk Rapport* 1/97. Jordforsk. 17 vedl.
- Johansen, L., Hovstad, K.A. & Åström J. 2015. Åpent lavland. I Framstad, E. (red.) *Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold*. Miljødirektoratet Rapport M-441. Miljødirektoratet. s. 92-102.
- Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen, A., Tegetmeyer, C. & Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimautslipp ved restaurering av myr. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-10. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (red.) 2017. *Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Jordal, J.B., Flynn, K. M., Gaarder, G. & Hanssen, U. 2010. Utlekking av overvåkingsfelt for praktdraugmose *Anastrophyllum donnianum*, nipdraugmose *Anastrophyllum joergensenii* og torntvebladmose *Scapania nimbosa* på Nordvestlandet i 2010. Rapport J. B. Jordal 3-2010.
- Jordal, J.B., Wangen, K. & Hassel, K. 2014. Analyser av overvåkingsfelt for praktdraugmose *Anastrophyllum donnianum*, nipdraugmose *Anastrophyllum joergensenii* og torntvebladmose *Scapania nimbosa* på Nordvestlandet i 2014. Rapport J. B. Jordal 3-2014.
- Karlsen, S. R., Høgda, K. A., Wielgolaski, F. E., Tolvanen, A., Tømmervik, H., Poikolainen, J. & Kubin, E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982-2006, determined from satellite and phenology data. *Climate Research* 39: 275-286.
- Kausrud, K. L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A. M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N. C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93-98.
- Keddy, P. A. 2010. *Wetland ecology: principles and conservation* (2nd ed.). Cambridge University Press, New York.
- Kelly, R.P., Closek, C.J., O'Donnell, J.L., Kralj, J.E., Shelton, A.O. & Samhuri, J.F. 2017. Genetic and manual survey methods yield different and complementary views of an ecosystem. *Frontiers in Marine Science* 3: 283.
- Klanderud, K. & Totland, Ø. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology* 86: 2047-2054.
- Klima- og miljødepartementet. 2015. *Natur for livet - Norsk handlingsplan for naturmangfold*. Melding til Stortinget 2015-2016: 14. 155 s.
- Knudsen, H. & Vesterholt, J. (red.) 2012. *Funga Nordica. Agaricoid, boletoid, clavarioid, cyphelloid and gastroid genera*. 2. ed. Nordsvamp, København.
- Korpela, I., Koskinen, M., Vasander, H., Holopainen, M. & Minkkinen, K. 2009. Airborne small-footprint discrete-return LiDAR data in the assessment of boreal mire surface patterns, vegetation, and habitats. *Forest Ecology and Management*, 258: 1549-1566.
- Krogerus, R. 1960. *Ökologische Studien über nordische Moorarthropoden. Artenbestand, ökologische Faktoren, Korrelation der Arten*. *Commentationes biologicae* 21: 1-238.
- Kyrkjeeide, M.O., Hassel, K., Stenøien, H.K., Prestø, T., Boström, E., Shaw, A.J. & Flatberg, K.I. 2015. The dark morph of *Sphagnum fuscum* in Europe is conspecific with the North American *S. beothuk*. *Journal of Bryology* 37: 251-266.
- Lacoursière-Roussel, A., Côté, G., Leclerc, V. & Bernatchez, L. 2016. Quantifying relative fish abundance with eDNA: a promising tool for fisheries management. *Journal of Applied Ecology* 53: 1148-1157.

- Larmola, T., Leppänen, S. M., Tuittila, E.-S., Aarva, M., Merilä, P., Fritze, H. & Tirola, M. 2013. Methanotrophy induces nitrogen fixation during peatland development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111: 734-739.
- Leivits, M. & Leivits, A. 2009. Use of sequential aerial photography and LIDAR for mapping Scots Pine (*Pinus sylvestris*) encroachment and change detection in bird habitats from 1950 to 2007 in Nigula mire (Estonia). I *Proceedings of 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE)*. May 4-8.2009, Stresa, Italy, s. 490-492.
- Leray, M., Yang, J.Y., Meyer, C.P., Mills, S.C., Agudelo, N., Ranwez, V., Boehm, J.T. & Machida, R.J. 2013. A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in Zoology* 10: 34.
- Lier-Hansen, S. (red.) 2013. *Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester*. Norges offentlige utredninger (NOU) 2013-10.
- 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, Australia.
- Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Haywood, A. & Miezi, L. 2011. Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 641–646.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. *Norsk rødliste for naturtyper 2011*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Linkowski, W. I. & Lennartsson, T. 2006. *Renbete och biologisk mangfold – kunskapsseminarier i Norrbottens Län Rapportserie 18/2006*. Länsstyrelsen Norrbotten.
- Lund, M., Bjerke, J.W., Drake, B., Engelsen, O., Hansen, G., Parmentier, F.-J., Powell, T., Silvennoinen, H., Sottocornola, M., Tømmervik, H., Weldon, S. & Rasse D. 2015. Low impact of dry conditions on the CO₂ exchange of a northern-Norwegian blanket bog. *Environmental Research Letters* 10: 025004. 14 s.
- Luscombe, D.J., Anderson, K., Gatis, N., Grand-Clement, E. & Brazier, R. E. 2015. Using airborne thermal imaging data to measure near-surface hydrology in upland ecosystems. *Hydrological Processes*, 29: 1656-1668.
- Lyngstad, A. 2014. *Evaluering av naturtyper i Emerald Network. Høgmyr, terrengdekkende myr og plasmyr*. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2014-8. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A. 2016. *Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Oppland og nordlige deler av Hedmark*. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-1. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A. & Hassel, K. 2011. *Naturindeks på fjell. Overvåkingsfelt for fjellfiltmose *Aulacomnium turgidum* og fjellgittermose *Cinclidium arcticum* på Midtre Knutshøa, Oppdal kommune*. NTNU Vitenskapsmuseet Botanisk Notat 2011-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Holm, K.R., Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. *Flybildetolking av høgmyr i Solørrområdet, Hedmark*. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport. Botanisk Serie 2012-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Vold, E.M & Moen, A. 2013. *Slåttemyrlokalteter i Sør-Norge. A. Prioritering av lokaliteter for skjøtsel og overvåking. B. Kartlegging av slåttemyr på Østlandet 2012-13*. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-8. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Moen, A. & Øien, D.-I. 2016a. *Evaluering av naturtyper i Emerald Network. Gjenvokningsmyr, aapamy, rikmyr, alpine rikmyrer og pionersamfunn*. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2016-2. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Fandrem, M. & Moen, A. 2016b. *Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan*. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-3. NTNU Vitenskapsmuseet.

- Lyngstad, A., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E. & Øien, D.-I. 2017: Våtmark. I Nybø, S. & Evju, M. (red.). Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, Regjeringen, Oslo. s. 93–114.
- Løddesøl, A. 1948. Myrene i næringslivets tjeneste. – Oslo.
- Magnussen, K. (red.) 2018. Verdien av økosystemtjenester fra våtmark. – Menon-publikasjon (under utarbeidelse – rapport p.t. ute på høring, endelig rapport skal foreligge mars 2018).
- Mahon, A.R. & Jerde, C.L. 2016. Using environmental DNA for invasive species surveillance and monitoring. I Bourlat, J.S. (red.) *Marine Genomics: Methods and Protocols*. Springer New York, New York, NY, s. 131-142.
- Marshall, M.N. 1996. Sampling for qualitative research. *Family Practice* 13: 522–526.
- McGee, K.M. & Eaton, W.D. 2015. A comparison of the wet and dry season DNA-based soil invertebrate community characteristics in large patches of the bromeliad *Bromelia pinguin* in a primary forest in Costa Rica. *Applied Soil Ecology* 87: 99-107.
- Meusnier, I., Singer, G.A.C., Landry, J.F., Hickey, D.A., Hebert, P.D.N. & Hajibabaei, M. 2008. A universal DNA mini-barcode for biodiversity analysis. *BMC Genomics* 9: 214.
- Middleton, M., Närhi, P., Arkimaa, H., Hyvönen, E., Kuosmanen, V., Treitz, P. & Sutinen, R. 2012. Ordination and hyperspectral remote sensing approach to classify peatland biotopes along soil moisture and fertility gradients. *Remote Sensing of Environment*, 124: 596-609.
- Miljøverndepartementet. 2006. Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand. Melding til Stortinget 2006-2007. 26.
- Moen, A. 1983. Klassifisering av myr for verneformål. I Baadsvik, K. & Rønning, O.I. (red.) Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 7.-8.3.1983. Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab, Museet Rapport Botanisk Serie 1983-7. Universitetet i Trondheim, Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab, Museet. s. 95-106.
- Moen, A. 1985. Classification of mires for conservation purposes in Norway. *Aquilo / Seria botanica* 21: 95-100.
- Moen A. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- Moen, A., Dolmen, D., Hassel, K. & Ødegaard, F. 2010. Myr, kilde og flommark. I Kålås, J.-A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim. s. 51-65.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011a. Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr). NTNU Vitenskapsmuseet Rapport. Botanisk Serie. 2011-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011b. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk ned-børmyr som utvalgt naturtype. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport. Botanisk Serie. 2011-7. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Moen, A., Skogen, A., Vorren, K.-D. & Økland, R.H. 2001. Myrvegetasjon. – I: Fremstad, E. & Moen, A. (red.) Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport. Botanisk Serie. 2001-4. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2011. Våtmark. I Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim, s. 75-79.
- Moen, J., Lundberg, P. A. & Oksanen, L. 1993. Lemming grazing on snowbed vegetation during a population peak, northern Norway. *Arctic and Alpine Research* 92: 130-135.
- Molen, W.H. van der 1981. Ueber die Breite hydrologischer Schutzzonen um Naturschutzgebiete in Mooren. *Telma* 11: 213-220.
- Natural England. 2011. A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration. Natural England Commissioned Report NECR086.

- Natural England. 2012. Mapping the status of upland peat using aerial photographs. Natural England Commissioned Report NECR089.
- 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.
- Norsk Standard 2012. Innsamling av miljødata – Faktorer som påvirker norsk naturmangfold og kulturmiljø. NS 9452: 2012. Norsk Standard.
- Norsk Standard 2017. Innsamling av miljødata. Faktorer som påvirker norsk naturmangfold og kulturmiljø. – NS 9452: 2017. Norsk Standard.
- Nybø, S. (red.) 2010a. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Nybø, S. (red.) 2010b. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Nybø, S. 2015. Påvirkningsfaktorer. I Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 27 – 29.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. Regjeringen, Oslo.
- Nybø, S., Aslaksen, I. & Garnåsjordet P.A. 2015a. Økosystemtjenester, økosystemregnskap og naturindeksen. I Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441. Miljødirektoratet. s. 103- 107.
- Nybø, S., Gundersen, H., Hassel, K., Hovstad, K.A., Johansen, L., Storaunet, K.O. & van der Meeren, G.I. 2015b. Datakilder for Naturindeks. I Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 37 – 40.
- 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.M., Norderhaug, A., Ottersen, G., Oug, E., Pedersen, H.C., Schartau, A.K., Storaunet, K.O. & van der Meeren, G.I. 2015c. Økologisk rammeverk. I Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 11 – 20.
- 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.M., Norderhaug, A., Ottersen, G., Oug, E., Pedersen, H.C., Schartau, A.K., Storaunet, K.O., van der Meeren, G.I. 2015d. Beskrivelse av hoved-økosystemene og deres referansetilstand. I Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 21 – 26.
- Ogram, A., Sayler, G.S. & Barkay, T. 1987. The extraction and purification of microbial DNA from sediments. *Journal of Microbiological Methods* 7: 57-66.
- Olofsson, J., Tømmervik, H. & Callaghan, T.V. 2012: Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* 2: 880-883.
- Olsen, S. L. & Klanderud, K. 2014. Biotic interactions limit species richness in an alpine plant community, especially under experimental warming. *Oikos* 123: 71-78.
- Ottesen, P. 1996. Niche segregation of terrestrial alpine beetles (Coleoptera) in relation to environmental gradients and phenology. *Journal of Biogeography*, 23: 353-369.
- Pansu, J., De Danieli, S., Puissant, J., Gonzalez, J.-M., Gielly, L., Cordonnier, T., Zinger, L., Brun, J.-J., Choler, P., Taberlet, P. & Cécillon, L. 2015. Landscape-scale distribution patterns of earthworms inferred from soil DNA. *Soil Biology and Biochemistry* 83: 100-105.

- Pedersen, B. 2015. Datagrunnlaget. I Pedersen B, Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 41-49.
- Pedersen, B. & Kvaløy, P. 2015. Manual for entering data to the nature index database. Version 2.0 NINA Report 1139. Norsk institutt for naturforskning. 52 s.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologiske rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, B. & Skarpaas, O. 2015. Matematisk rammeverk og beregning av naturindeksen. - I: Pedersen B, Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 30-36.
- Pedersen, B., Nybø, S. & Skarpaas, O. 2013. Naturindeksens økologiske rammeverk - En mer stringent tilnærming for fastsetting av referanseverdier og utvalget av indikatorer. NINA Minirapport 428. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, B., Myklebost, H.E., Stabbetorp, O. & Framstad, E. 2017. Evaluering av forslag til metode for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet. NINA Rapport 1319. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, H.C. (red.).1996. Brenning og kutting av alpin heivegetasjon: Effekter på liryte, vegetasjon og invertebratfauna. NINA Fagrapport 16. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, H. C. & Eide, N. E. 2010. Fjell. I Nybø, S. (red.) 2010a. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. s. 109-123.
- Pedersen, H. C. & Aarrestad, P. A. 2015. Fjell. I Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441. Miljødirektoratet. s. 84-92.
- Pedersen, H. C., Follestad, A., Gjershaug, J. O. & Nilsen, E. 2015. Statusoversikt for jaktbart småvilt. NINA Rapport 1178. Norsk institutt for naturforskning.
- Pietramellara, G., Ascher, J., Borgogni, F., Ceccherini, M.T., Guerri, G. & Nannipieri, P. 2009. Extracellular DNA in soil and sediment: fate and ecological relevance. *Biology and Fertility of Soils* 45: 219-235.
- Ramsarkonvensjon 1994. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar 2.2. 1971 as amended by the Protocol of 3.12. 1982 and the Amendments of 28.5.1987. Certified copy, Paris 13 July 1994. – UNESCO, Paris. Tilgjengelig på: http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/scan_certified_e.pdf (sist besøkt 20. oktober 2017).
- Ratnasingham, S. & Hebert, P.D.N. 2007. BOLD: The Barcode of Life Data System. *Molecular Ecology Notes* 7: 355–364.
- Rekdal, Y., Angeloff, M. & Bryn, A. 2016. Myr i Noreg. - NIBIO POP 2 (1). 2 s.
- Riksrevisjonen 2007. Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge. Dokument nr 3:11 (2006-2007). Riksrevisjonen.
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. 2013. *The Biology of Peatlands*. Second edition. Oxford University Press, Oxford. 382 s.
- Sakai, A & Larcher, W. 1987. *Frost Survival of Plants. Responses and Adaptation to Freezing Stress*. Springer Verlag, Berlin.
- Schaminée, J.H.J., Chytrý, M., Hennekens, S.M., Mucina, L., Rodwell, J.S. & Tichý, L. 2014. Development of vegetation syntax crosswalks to EUNIS habitat classification and related data sets. Final report. EEA/NSV 12-1.
- Sigsgaard, E.E., Nielsen, I.B., Bach, S.S., Lorenzen, E.D., Robinson, D.P., Knudsen, S.W., Pedersen, M.W., Jaidah, M.A., Orlando, L., Willerslev, E., Møller, P.R. & Thomsen, P.F. 2016. Population

- characteristics of a large whale shark aggregation inferred from seawater environmental DNA. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0004.
- Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. & Bakkestuen, V. 2014. Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn. NINA Rapport. 608. Norsk institutt for naturforskning.
- Solheim, B. & Zielke, M. 2002. Associations between cyanobacteria and mosses. I Rai, A.N., Bergman, B. & Rasmussen, U. (red.) *Cyanobacteria in symbiosis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. s. 137-152.
- Spribile, T., Tuovinen, V., Resl, P., Vanderpool, D., Wolinski, H., Aime, M.C., Schneider, K., Stabentheiner, E., Toome-Heller, M., Thor, G., Mayrhofer, H., Johannesson, H. & McCutcheon, J. P. 2016. Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science* 353: 488-492.
- Staats, M., Arulandhu, A.J., Gravendeel, B., Holst-Jensen, A., Scholtens, I., Peelen, T., Prins, T.W. & Kok, E. 2016. Advances in DNA metabarcoding for food and wildlife forensic species identification. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 408: 4615-4630.
- Stoltenberg J., Halvorsen K., Navarsete L.S., Pedersen H., Lysbakken A., Brekk L.P., Johansen R., Solhjell B.V., Vedum T.S. 2009. Politisk plattform for flertallsregjeringen utgått av Arbeiderpartiet, Sosialistisk Venstreparti og Senterpartiet 2009 - 2013 (Soria Moria II erklæringen). Soria Moria.
- Strand, G.-H. (red.) 2016. Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge. Framlegg til hovedprosjekt og feltinstruks. NIBIO Rapport 130/2016. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Strand, G.-H., Bryn, A. & Framstad, E. 2016. Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper (NiN). Framlegg til metode og arbeidsopplegg. NIBIO Rapport 55/2016. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M. & Rieseberg, L.H. 2012a. Environmental DNA. *Molecular Ecology* 21: 1789-1793.
- Taberlet, P., Coissac, E., Pompanon, F., Gielly, L., Miquel, C., Valentini, A., Vermet, T., Corthier, G., Brochmann, C. & Willerslev, E. 2007. Power and limitations of the chloroplast trnL (UAA) intron for plant DNA barcoding. *Nucleic Acids Research* 35: e14.
- Taberlet, P., Prud'Homme, S.M., Campione, E., Roy, J., Miquel, C., Shehzad, W., Gielly, L., Rioux, D., Choler, P., Clément, J.-C., Melodelima, C., Pompanon, F. & Coissac, E. 2012b. Soil sampling and isolation of extracellular DNA from large amount of starting material suitable for metabarcoding studies. *Molecular Ecology* 21: 1816-1820.
- Takahara, T., Minamoto, T., Yamanaka, H., Doi, H. & Kawabata, Z. 2012. Estimation of fish biomass using environmental DNA. *PLoS ONE* 7: e35868.
- Thomsen, P.F., Møller, P.R., Sigsgaard, E.E., Knudsen, S.W., Jørgensen, O.A. & Willerslev, E. 2016. Environmental DNA from seawater samples correlate with trawl catches of subarctic, deepwater fishes. *PLOS ONE* 11: e0165252.
- Tømmervik, H. & Riseth, J. Å. 2011. Historiske tamreintall i Norge fra 1800-tallet fram til i dag. NINA Rapport 672. Norsk institutt for naturforskning.
- Tømmervik, H., Bjerke, J. W., Gaare, E., Johansen, B. & Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. *Fungal Ecology* 5: 3-15.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- van Dijk, J. & May, R. 2012. Tilstandsvurdering for forekomst av oter (*Lutra lutra*) som indikatorart i Naturindeks og anbefaling til overvåkingsmetodikk. NINA Rapport 749. Norsk institutt for naturforskning.
- Van Wijk, M., Clemmensen, K. E., Shaver, G. R., Williams, M., Callaghan, T. V., Chapin, F. S. III, Cornelissen, J. H. C., Gough, L., Hobbie, S. E., Jonasson, S., Lee, J. A., Michelsen, A., Press, M. C, Richardson, S. J. & Rueth, H. 2004. Long-term ecosystem level experiments at Toolik Lake, Alaska, and at Abisko, northern Sweden: generalisations and differences in ecosystem and plant type responses to global change. *Global Change Biology* 10: 105-123.

- Yoccoz, N.G., Bråthen, K.A., Gielly, L., Haile, J., Edwards, M.E., Goslar, T., von Stedingk, H., Brysting, A.K., Coissac, E., Pompanon, F., Sønstebo, J.H., Miquel, C., Valentini, A., de Bello, F., Chave, J., Thuiller, W., Wincker, P., Cruaud, C., Gavory, F., Rasmussen, M., Gilbert, M.T.P., Orlando, L., Brochmann, C., Willerslev, E. & Taberlet, P. 2012. DNA from soil mirrors plant taxonomic and growth form diversity. *Molecular Ecology* 21: 3647-3655.
- Yu, D.W., Ji, Y., Emerson, B.C., Wang, X., Ye, C., Yang, C. & Ding, Z. 2012. Biodiversity soup: metabarcoding of arthropods for rapid biodiversity assessment and biomonitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 613-623.
- Ødegaard, F., Halvorsen, R., Blom, H.H., Gaarder, G., Andersen, T., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K. & Thorsnes, T. 2009. Inndeling i livsmedium-hovedtyper. *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 10*. Artsdatabanken.
- Øien, D.-I., Lyngstad, A. & Moen A. 2015. Rikmyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-1. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Øien, D.I., Fandrem, M., Lyngstad, A. & Moen, A. (I trykken). Myr i Nord-Norge. Kunnskapsstatus og kartleggingsbehov. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen J., Nybø, S., Rusch, G., Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpassningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpassningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. NINA Rapport 1157. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Ims, R.A. & Vandvik, V. 2017a. Fjell. I Nybø, S. & Evju, M. (red.). Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, Regjeringen, Oslo. s. 65–77.
- Aarrestad, P.A., Blom, H., Brandrud, T.E., Johansen, L., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Evju M. 2017b. Forslag til naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. NINA Kortrapport 72. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarvik L., Hansen, L.O. & Kononenko, V. 2009. Norges sommerfugler. Håndbok over Norges dagsommerfugler og nattsvermere. Norsk entomologisk forening, Naturhistorisk museum, Oslo.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2017. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2016. NINA Rapport 1328. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg 1 Beregning av effektstørrelse

Vi ønsker å konstruere et mål som beskriver datagrunnlaget for hver enkelt indikator mht. hvor god kunnskap om endringer i indikatorstilstander dataene representerer. Vi ønsker et mål som kvantifiserer hvor små forskjeller en typisk kan påvise med høy sikkerhet gitt datagrunnlaget for indikatoren slik det foreligger i Naturindeksbasen. Høy sikkerhet tilsvarer her et signifikansnivå på 0,05, og den minste påviselige størrelsen ved dette nivået kaller vi her *effektstørrelse*. I denne rapporten beregnes to effektstørrelser, en for forskjeller i tilstand innenfor et typisk indikatorområde, og en for gjennomsnittstilstanden av indikatoren for hele det geografiske området indikatoren er dekket med data.

Her formaliserer vi først konseptet effektstørrelse slik det er brukt i denne rapporten. Deretter beskriver vi hvordan vi har estimert og beregnet disse størrelsene for den enkelte indikator.

En typisk, sentrert indikatorobservasjon

Vi ønsker å konstruere et mål som kvantitativt karakteriserer datasettet for en indikator kun med hensyn til usikkerhetene i observasjonene, der variasjonen i observasjonenes forventningsverdi ikke skal ha en effekt på verdien. Vi fjerner derfor variasjonen mellom forventningsverdiene ved først å sentrere observasjonene til en felles forventning lik 0, før vi definerer en typisk observasjon for indikatoren som en stokastisk variabel med fordeling lik den sammenslåtte (pooled) fordelinga av fordelingene til alle indikatorens sentrerte observasjoner. I påfølgende avsnitt definerer vi størrelsen formelt.

La X_{ij} være observasjon j av indikator i , $j = 1, \dots, n_i$, $n_i = a_i * t - m_i$, der a er antall områder der indikatoren er dokumentert med en tidsserie av observasjoner, t er lengden på disse seriene, og m er antall hull eller manglende observasjoner i dem. I Naturindekssammenheng er X_{ij} en kontinuerlig, ikke-negativ, stokastisk variabel med tilhørende sannsynlighetstetthet $f_{ij}(x) \geq 0$, når $x \geq 0$, $f_{ij}(x) = 0$, når $x < 0$, $\int_0^\infty f_{ij} dx = 1$, og med forventningsverdi μ_{ij} . Med en typisk, sentrert observasjon av indikator i , \tilde{X}_i , mener vi her tilsvarende en stokastisk variabel med sannsynlighetstetthet $\tilde{f}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n f_{ij}(x + \mu_{ij})$, $x \geq \min\{-\mu_{i1}, \dots, -\mu_{in}\} = -\mu_{max}$, som har forventningsverdi $\tilde{\mu}_i = 0$.

Effektstørrelse

For å beregne en typisk effektstørrelse for en indikator, tar vi utgangspunkt i variabler av typen $Y_{ik} = \tilde{X}_i + c_{ik}$, som har fordeling med samme form som \tilde{X}_i , men der lokasjonen er forskjøvet med c_{ik} . La Y_{i1} og Y_{i2} være to realiseringer av slike variabler med differanse d . Med effektstørrelse mener vi her den minste d i absoluttverdi som er slik at sannsynligheten for at differansen mellom de to er større i absoluttverdi enn $|d|$, gitt betingelsen at Y_{i1} og Y_{i2} har samme forventningsverdi, er mindre enn det satte signifikansnivået på $\alpha = 0,05$ i en tosidig sammenlikning. Dvs. $\min\{d : P(|Y_{i1} - Y_{i2}| > |d| \mid c_{i1} = c_{i2}) < \alpha\} = \min\{d : P(|\tilde{X}_i - \tilde{X}_i| > |d|) < \alpha\}$. Ettersom differansen $Z_i = \tilde{X}_i - \tilde{X}_i$ er symmetrisk fordelt rundt 0, så er d_{min} lik $\alpha/2$ - og $1 - \alpha/2$ kvantilene til Z_i .

Estimering av effektstørrelse

Vi har simulert fordelingen til Z_i for en indikator i basert på 10 000 uttrekk fra fordelingene til hver X_{ij} , $j = 1, \dots, n$.

Effektstørrelse for gjennomsnittlig tilstand

Effektstørrelse for gjennomsnittlig tilstand er tilsvarende som over, men basert på fordelingen til gjennomsnittet av et utvalg observasjoner fra \tilde{X}_i med størrelse a .

Vedlegg 2 Taksonomisk representativitet

Tabell V1. Oversikt over leddyr (Arthropoda) i Norge, med artsantall og kunnskapsstatus (hentet fra Elven & Søli 2016). Kolonner med V og F angir hvorvidt de taksonomiske gruppene er knyttet til natursystemene "våtmark" og "Fjell", og hvordan de prioriteres i dette prosjektet. Hvor stor % av artene i hver orden som forekommer i hver av de to natursystemene finnes det lite utarbeidet informasjon om.

Syst. nivå	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Limniske arter, Norge	Terrestriske arter, Norge	Antatt, Norge	Taksonomisk kunnskapsstatus (0-6)	Zoogeografisk kunnskapsstatus (0-6)	Økologisk kunnskapsstatus (0-6)	Tilstede i natursystemet VÅTMARK (myr og kilde)	Tilstede i natursystemet FJELL	Har karakterarter for V og/eller F	Dårlig kunnskapsgrunnlag	Spesialistkunnskap finnes, men ikke tatt hensyn til her	Arter eller artsgrupper er egnet for overvåking
rekke	Arthropoda	leddyr												
klasse	Arachnida	edderkoppdyr												
orden	Aranea	edderkopper	0	631	685	4	3	3	V	F	VF			x
orden	Opiliones	vevkjerringer	0	18	20	4	3	3	?	F				x
orden	Pseudoscorpiones	mosskorpioner	0	19	21	4	2	3						
underklasse	Acari (4 ordener)	midd	151	877	2000	2	2	2	V	F		x		
klasse	Entognatha													
orden	Collembola	spretthaler	0	357	394	3	3	3	V	F	VF			x
orden	Diplura	tohaler	0	3	3	2	2	3						
orden	Protura	urinsekter	0	1	2	2	2	3						
klasse	Insecta	insekter												
orden	Archaeognatha	hoppebørstehaler	0	3	3	4	2	3						
orden	Blattodea	kakerlakker	0	10	10	4	4	4	V	F				
orden	Coleoptera	biller	287	3242	3735	4	2	3	V	F	VF			x
orden	Dermaptera	saksedyr	0	4	5	4	3	3						
orden	Diptera	tovinger	1073	4330	7479	3	2	2	V	F	VF	x	x	
orden	Ephemeroptera	døgnfluer	48	0	50	3	3	3	(V)		?		x	
orden	Hemiptera	nebbmunner	52	1215	1400	4	2	3	V	F	x		x	x
orden	Hymenoptera	veps	1	5049	7782	2	2	2	V	F	VF	x		x
orden	Lepidoptera	sommerfugler	5	2265	2310	4	3	4	V	F	VF			x
orden	Mecoptera	nebbfluer	0	5	6	5	3	3	V	F	?		x	
orden	Megaloptera	mudderfler	5	0	5	5	3	3	(V)				x	
orden	Neuroptera	nettvinger	3	56	62	4	2	2	V	F	?	x	x	
orden	Odonata	øyenstikkere	50	0	51	4	3	4	V		?			x
orden	Orthoptera	rettvinger	0	31	35	4	3	4	V	F	VF			x
orden	Phthiraptera	lus	0	36	526	-	-	-	-	-	-	x		
orden	Plecoptera	steinfluer	35	0	36	5	4	4	(V)				x	
orden	Psocoptera	støvlus	0	62	65	4	3	3	?	F	?		x	
orden	Raphidioptera	kamelhalsfluer	0	4	4	5	3	3						
orden	Siphonaptera	lopper	0	51	60	4	3	4	?	?	?	x		
orden	Strepsiptera	viftevinger	0	3	7	2	1	2	?	?	?	x		
orden	Thysanoptera	trips	0	127	137	4	3	1	V	F	?		x	
orden	Trichoptera	vårfluer	205	0	215	4	3	3	V		?		x	
orden	Zygentoma	børstehaler	0	3	3	4	2	4						
underrekke	Crustacea	krepsdyr												
klasse	Branchiopoda	bladfotinger	103	0	-	4	4	4	(V)				x	
klasse	Malacostraca (inkl. Isopoda)	storkrepser	13	12	-	3	3	3						
klasse	Maxillopoda		64	0	-	3	2	2	(V)			x	x	
klasse	Ostracoda	muslingkreps	60	0	-	2	2	3	(V)				x	
underrekke	Myriopoda	mangefotinger												
klasse	Chilopoda	skolopendere	0	25	28	4	3	3	?				x	
klasse	Diplopoda	tusenbein	0	38	43	4	3	3	?				x	
klasse	Paupoda	fåfotinger	0	14	22	2	2	2	?			x	x	
klasse	Symphyla	dvergfotinger	0	8	11	2	2	2	?			x	x	
rekke	Mollusca	bløtdyr												
klasse	Bivalvia	skjell, muslinger	23	0	-	4	3	2	(V)			x	x	
klasse	Gastropoda	snegler	28	100	-	3	3	4	V	F	?		x	

Vedlegg 3 Kartlegging og overvåking av myr ved hjelp av fjernanalysemetoder – nyvinninger

Marte Fandrem, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Trondheim

Fjernanalyser vil potensielt kunne forenkle overvåkingsarbeid av våtmark, ved å minske behovet for feltundersøkelser. Ulike fjernmålingsverktøy har ulike bruksområder og analysepotensiale. Fjernanalyser ved bruk av satellittbilder og flybilder er mye brukt for grunnkartlegging av myr og andre naturtyper (se f.eks. Brown mfl. 2008, Middleton mfl. 2012, Natural England 2012, Aitkenhead 2017), og også en del til overvåking, da spesielt med fokus på gjengroing og grøfting (se f.eks. Boresjö Bronge 2006, Aitkenhead mfl. 2016, Jauhainen mfl. 2007).

Bruk av satellittbilder og flybilder for overvåking av myr til Naturindeks ble vurdert av Lyngstad mfl. (2011), og vi vil ikke gå videre inn på bruken av disse typene for fjernmålinger i detalj her, annet enn å nevne noen nyvinninger på området. En av disse er Object-based Image Analysis (OBIA). Satellittdata kan i dag være av en langt høyere oppløsning enn tidligere, noe som gir basis for å gruppere piksler inn til objekter basert på spektral likhet eller andre eksterne variabler som jordrelaterte eller geologiske enheter. Denne metoden har blant annet blitt benyttet til å kartlegge grøfter i myrreal med høy effektivitet og treffsikkerhet (Connolly & Holden 2017). I tillegg vil vi nevne utviklingen mot multispektrale og hyperspektrale satellittskannere, som har utvidet anvendeligheten og analysemulighetene for satellittdata for myr (Arkimaa mfl. 2005). Multispektrale skannere har ofte 4-8 bånd, hvorav nær-infrarødt og andre bølgelengder som ikke er synlige for det menneskelige øyet er inkludert i tillegg til rød, grønn og blå. Hyperspektrale skannere (den kommersielt tilgjengelige er HyMap, se f.eks. Middleton et al. 2012) kan ha opptil 126 bånd. Disse utvidelsene gir mulighet for å blant annet undersøke hydrologien ved å se på nær-overflate-fuktighet (Harris & Bryant 2009).

I tillegg til satellittbilder og flybilder, har i nyere tid andre typer teknologi som LiDAR (Light Detection And Ranging) seilt fram som potensiell kandidat for fjernanalysemetode for myr. LiDAR bruker en presis timet laserpuls og måler retursignalet for å gi nøyaktige høydemålinger av jordas overflate. 1-5 retursignaler analyseres per puls. Nøyaktigheten av pulssenteret for x og y-aksen er typisk 0,1-0,5 m, avhengig av flyvningshøyde. Nøyaktigheten for z-aksen (dvs. høyden) er vanligvis bedre enn 0,2 m. Ettersom LiDAR er basert på laserpulser, er metoden ikke avhengig av værforhold eller i like stor grad av sesong, som satellitt- og flyfoto. Laserpulsen vil også penetrere til bakkenivå gjennom noen typer vegetasjon, slik som noe glissen skogsatt myr og busker. Den vil derimot reflekteres direkte på vannflater, og vil dermed ikke kunne gi informasjon om dybde av vannmasser.

LiDAR-data er i økende grad testet ut for kartlegging og overvåking av myr. LiDAR vil kunne være et nyttig overvåkingsverktøy for å oppdage endringer og vurdere restaureringssuksess av myrområder, ved å kunne kvantifisere myrers økohydrologiske typer og deres tilstand på et landskapsnivå. Metoden er effektiv for å utarbeide detaljerte digitale høyde- og terrengmodeller (DEM og DTM) og derav vurdere de økohydrologiske strukturene, slik som tuer, strenger, gjøl og ikke minst grøfter. LiDAR-data har vært mye benyttet for kartlegging og overvåking av tegn på degradering av myr, slik som gjengroing (Leivits & Leivits 2009), erosjonsravin (Höfle mfl. 2013, Luscombe mfl. 2015) og mekanisk skapte grøfter (Evans & Lindsay 2010), og vil være et viktig verktøy for overvåking av erosjonsrate og kollaps av elve- og grøftekanter. Volum samt dybde og volum av grøfter kan underestimeres av LiDAR-målinger, spesielt om disse ikke er av høyeste oppløsning (Hasan mfl. 2012, Luscombe mfl. 2015) og dataene presenterer ofte en mer utjevnet versjon av overflata som mangler mikrotopografiske strukturer (Korpela mfl. 2009, Hasan mfl. 2012). Spesielt vanskelig kan dette være for områder med mye gras og starr. Målingene kan likevel benyttes for å beregne utbredelsen av de ulike strukturene i en romlig kontekst, så lenge usikkerheten tas høyde for (Luscombe mfl. 2015). Spesielt kan våtere vegetasjonssamfunn kartlegges effektivt vha. av LiDAR-data.

LiDAR kan også være et godt verktøy for å måle tetthet og vertikal distribusjon av bunn-, busk- og trevegetasjon på myr (Korpela mfl. 2009). Innhenting av data er ikke begrenset av værforhold, ei heller i like stor grad av vekstsesongen, sammenlignet med satellitt- og flyfoto. LiDAR kan derimot ikke benyttes for å skille ut og kartlegge arter og samfunn. Inndelingen av vegetasjonsklasser med et spenn fra ombrotroft til minerotroft kan være vanskelig, da intensiteten av LiDAR-dataene i all er hovedsak påvirket av overflate-fuktigheten. Det er ikke mulig å avgjøre vha. LiDAR forskjeller i bunnsjiksflora, hvor artene er små, men svært viktige for å avgjøre næringsstatus (Korpela mfl. 2009).

Digitale høydemodeller produsert fra LiDAR-data kan også potensielt benyttes for overvåking av myrprofiler, og myras tilvekst eller subsidiering, men her må man ta høyde for faktorer som kan påvirke myras topologi over ulike tidsskalaer. For eksempel må man ta høyde for «myrpusting» (Mooratmung), forårsaket av akkumulering og utslipp av metangasser, som inntreffer med korte intervaller (timer), hvor effekten på overflaten kan være så mye som 20 cm (Glaser mfl. 2004). Overflaten heves og senkes også avhengig av vannivået, noe som har en tidsskala på dager til måneder, og er avhengig av nedbør. Effekten av vannivå-endringer kan være flere cm (Glaser mfl. 2004). Uten å ta hensyn til dette vil estimering av myras tilvekst være umulig, da den årlige akkumuleringsraten for en typisk boreal myr er i underkant av 0,5 mm.

For å oppnå en fulldekkende kartlegging og overvåking av både økohydrologiske strukturer og til dels artssamfunn kan LiDAR-data kobles sammen med satellittbilder for en kombinert multispektral/-strukturell tilnærming til kartlegging (Anderson mfl. 2009, Difebo mfl. 2015).

Fjernanalysemetoder er økende benyttet for å beskrive myrområder, identifisere lokaliteter for restaurering og for overvåking. Oppløsningen ved slike metoder vil være en begrensende faktor, som gjør det vanskelig eller umulig å oppnå et detaljnivå ned til artsinndeling, og dermed overvåking av indikatorartene inkludert i Naturindeks. Det er derimot mulig å få overblikk over hydrologisk tilstand, tre- og busksjiksdekke og utbredelse av noen klart gjenkjennbare vegetasjonstyper og –samfunn. Fjernmåling er et verktøy som hovedsakelig vil kunne gi informasjon om habitattilstand på landskapsnivå, og dermed på naturtype-nivå framfor artsnivå. Ved bruk av naturtyper som indikatorer, vil fjernanalysemetoder kunne være passende og kostnadseffektive.

Vedlegg 4 Hvilke muligheter gir miljø-DNA til å styrke datagrunnlaget for Naturindeksen for fjell og våtmark?

Frode Fossøy, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim

Hva er miljø-DNA?

Miljø-DNA er bredt definert som alt DNA ekstrahert fra vann, jord eller luft (Taberlet mfl. 2012a). Begrepet Miljø-DNA har vært brukt siden 1987, men var i begynnelsen stort sett knyttet til sedimentprøver og DNA fra mikrober (Ogram mfl. 1987). Miljø-DNA er altså alt det DNA vi kan finne i en spesifikk prøve fra for eksempel en innsjø eller elv, uavhengig av hvilken art det måtte komme fra. Det er derfor karakterisert av en kompleks miks av fragmentert DNA fra ulike organismer (Taberlet mfl. 2012a). DNA i miljøet kommer fra hud- og hårceller, spytt, avføring og alle celler som måtte falle av en levende eller nylig død organisme (Pietramellara mfl. 2009). Miljø-DNA er derfor i utgangspunktet uspesifikt og representerer ideelt sett alle arter i et gitt økosystem, men er i praksis avhengig av kroppsstørrelse, aktivitetsnivå og habitatvalg for hver art. Enkelte studier viser at mengden av DNA i en miljøprøve representerer den relative biomassen fra hver art, og man kan derfor også bruke miljø-DNA til å lage et såkalt semikvantitativt estimat for antall individer fra hver art, både fra vann- og jordprøver (Andersen mfl. 2012; Takahara mfl. 2012; Lacoursière-Roussel mfl. 2016; Thomsen mfl. 2016; Fossøy mfl. 2017).

Hva brukes miljø-DNA til?

Miljø-DNA brukes i dag til å påvise enkeltarter og kartlegge artssamfunn i de fleste miljøer, inkludert ferskvann, saltvann og terrestriske miljøer. Spesielt har det vært fokusert på påvisning av sjeldne arter, og da ofte uønskete fremmede arter, som ofte er vanskelige å oppdage i en tidlig invasjon fase (Dejean mfl. 2012; Dougherty mfl. 2016; Mahon & Jerde 2016; Bruteig mfl. 2017).

Begrensninger i dag

Metodikken er fortsatt under utvikling, og spesielt gjelder dette en stadig utvikling av nye genetiske markører og oppdatering av referansedatabaser. Artsgenerelle genetiske markører er svært vanskelig å utvikle da de alltid vil lettere kunne påvise noen artsgrupper enn andre. Man jobber derfor fortsatt mye med uttesting av markører, og hvilke enkeltmarkører eller kombinasjoner av markører som best kan påvise et helt artssamfunn (Ivanova mfl. 2007; Meusnier mfl. 2008; Ivanova mfl. 2012; Leray mfl. 2013; Staats mfl. 2016; Alberdi mfl. 2018; Horton mfl. 2017).

En av vanskelighetene med å utvikle gode markører er at mange nært beslekta arter rett og slett ikke er mulig å skille for de DNA-områdene vi ser på. Kort tid siden arter skilte lag eller hybridisering mellom arter gjør at noen arter har helt identiske DNA-sekvenser, og disse artene vil dermed oppfattes som en enkelt art i en genetisk analyse. Planter har vist seg å være spesielt vanskelig på dette området og man trenger ofte flere markører for å skille artene fra hverandre (Taberlet mfl. 2007; Cowan & Fay 2012). Men nyere studier viser likevel at enkeltmarkører kan gi brukbar oppløsning av både planter og sopp gjennom miljø-DNA-analyser av jordprøver (Fahner mfl. 2016).

Ved bruk av artsgenerelle genetiske markører for å kartlegge artssamfunn er man avhengig av at artene man ønsker å påvise finnes i genetiske referansedatabaser. Det vil si at DNA fra et eller flere individer fra artene man forventer å finne tidligere har blitt analysert for den aktuelle genetiske markøren og finnes i internasjonale databaser som Genbank (Benson mfl. 2006) og BOLD (Ratnasingham and Hebert 2007). Man kan likevel påvise «arter» uten referanse ved å gå et taksonomisk nivå høyere, slik at man kan si hvor mange arter det finnes innenfor en familie eller orden for eksempel, men da uten å vite eksakt hvilke arter dette er. Man snakker da om «Operational Taxonomic Units (OTUs)» i stedet for arter (Drummond mfl. 2015).

Miljø-DNA og Naturindeksen

Et viktig spørsmål er hvilke data en miljø-DNA-prøve kan gi i forhold til hvilke data man trenger i Naturindeksen. Så langt har jordprøver blitt brukt til å påvise arter av meitemark (Bienert mfl. 2012; Pansu mfl. 2015), invertebrater (McGee & Eaton 2015; Horton mfl. 2017), planter (Taberlet mfl. 2012b; Yoccoz mfl. 2012), pattedyr (Boessenkool mfl. 2012; Ishige mfl. 2017) og vertebrater (Andersen mfl. 2012). I et større studie, ble en rekke ulike markører testet på de samme jordprøvene for å kartlegge en «total biodiversitet» på tvers av alle taksonomiske grupper (Drummond mfl. 2015). Dette studiet fant et imponerende antall arter, men en slik tilnærming vil være svært kostbar om man skal kjøre mange prøver. I tillegg fokuserte man her på OTUs, og man var ikke interessert i å bestemme enkeltarter *per se*.

Naturindeksen er avhengig at man også kan estimere abundans for artene man overvåker. Med en arts-generell markør vil man kun få et relativt abundansmål. Man bruker da hvor stor andel DNA-sekvenser man får fra hver art i en gitt prøve. Dette har så langt vært lite studert i jordprøver, men et studie på planter fant en god sammenheng mellom artenes antall og den relative andelen DNA-sekvenser (Yoccoz mfl. 2012). Men sammenhengen viste seg å være avhengig av hvor stor andel av planten man finner over jorda. Busker og andre planter der man finner store deler av biomassen over jorda ble underestimert med miljø-DNA, mens planter med større andel av biomassen under jorda ble overestimert. I et studie fra en dansk dyrehage fant man også en sammenheng mellom artens biomasse og den relative andelen DNA-sekvenser for pattedyr (Andersen mfl. 2012). I akvatiske miljøer har denne sammenhengen vist seg å være ganske god for fisk (Thomsen mfl. 2016). Relativ abundans kan brukes til å estimere standard biodiversitetsindekser som kan sammenlignes på tvers av lokaliteter og spore endringer over tid.

Den samme metodikken man bruker på jord- og vannprøver kan også brukes på insekter samlet inn med konvensjonelle fangstmetoder (f.eks. fallfeller, malaisefeller og sparkeprøver) og lagret på sprit. Man kan enten filtrere av etanolen som insektene har blitt lagret i, og kun analysere denne (Hajibabaei mfl. 2012), eller homogenisere selve insektene til en «insektsuppe» som vi så isolerer DNA fra (Yu mfl. 2012). Selv om disse metodene krever konvensjonell fangst, vil innsparingen av tid og penger til artsbestemmelse i mikroskop være ganske stor. I en studie der man homogeniserte insekter fra sparkeprøver i elv fant man gode sammenhenger mellom antall individer av en art og den relative andelen DNA-sekvenser (Elbrecht mfl. 2017a). I dette studiet sammenlignet man dataene fra konvensjonelle morfologiske undersøkelser med DNA-undersøkelser i forhold til EUs Vanndirektiv og viste at miljø-DNA resultatene påviste den samme tilstanden for en elv som de konvensjonelle undersøkelsene. Dette studiet antyder altså at slike DNA-analyser kan beskrive en naturtilstand og dermed er et reelt alternativ til konvensjonelle overvåkingsmetoder.

I et overvåkingsperspektiv er man ofte interessert i hvordan forekomst og mengde av en art endrer seg over tid, og da ofte i et lengre tidsperspektiv. En absolutt abundans av enkeltarter er mulig å beskrive også ved hjelp av miljø-DNA, men da må man bruke arts-spesifikke markører, der man bare fokuserer på en enkelt art. Vi har testet hvordan et slikt estimat endrer seg over et år i ferskvann, der vi har fokusert på tre fiskearter, og finner en god del variasjon over tid (Fossøy mfl. 2017). Dette målet for abundans blir noe påvirket av temperatur da både aktivitetsnivå hos fisken og gjennomstrømming av vann i en innsjø vil ha mye å si for DNA-konsentrasjonen i en vannprøve. I tillegg er dette estimatet svært avhengig av hvordan prøven blir tatt, oppbevart og analysert. Så langt finnes det svært lite informasjon om hvordan DNA-konsentrasjonen i jorda endrer seg gjennom en sesong og over flere år. Men vi kan anta at DNA-konsentrasjonen i en jordprøve vil være avhengig av arts-spesifikk atferd og økologi i tillegg til abiotiske faktorer som jordtype, temperatur og sesong.

Konklusjon

De fleste studier viser altså at man finner mange flere arter med miljø-DNA enn med konvensjonelle undersøkelser, og man kan dekke en mye bredere taksonomisk oppløsning ved bruk av arts-generelle markører. For sopp og planter som bare har artskarakterer over jorda deler av året, vil en miljø-DNA-analyse kunne påvise disse artene året rundt. Det samme gjelder mobile insekter som vil legge igjen DNA-spor i jorda selv om de ikke blir fanget med konvensjonelle feller på det aktuelle tidspunktet. Det finnes i dag flere standard arts-generelle markører for planter, sopp og invertebrater, og det er fullt mulig å påvise arter innen disse gruppene ved bruk av jordprøver og miljø-DNA. Relativ abundans fra arts-generelle markører kan brukes til å estimere standard biodiversitetsindekser som kan sammenlignes på tvers av tid og rom. Absolutt abundans kan måles for enkelte nøkkelarter med arts-spesifikke markører dersom man følger identiske protokoller. Et siste, men svært viktig, poeng, er muligheten for langtidslagring av isolert DNA. Isolert DNA fra en vann- eller jordprøve representerer i utgangspunktet alle arter i miljøet og kan langtidslagres i frys. En slik prøve representer derfor en historisk referanse fra dagens miljø og kan bli svært viktig i fremtidige studier. Dersom man om 10 eller 100 år ønsker å se på andre artsgrupper enn det man gjorde i utgangspunktet, kan denne prøven hentes frem fra frysen og analyseres på nytt med andre genetiske markører.

Hva kan framtiden bringe?

Det er fortsatt mye man ikke vet om miljø-DNA, men videre utvikling vil forbedre metoden som verktøy for overvåking og forvaltning. Først og fremst vil referansedatabasene bli bedre etter hvert som man legger inn nye data for flere arter. Man vil også få en bedre forståelse av hvilke artsgrupper man kan påvise, eller ikke påvise, med ulike markører og markørsett. Det vil også forskes mye på hvordan forholdstall av DNA-kopier mellom arter i en miljø-DNA-prøve samvarierer med faktisk biomasse og antall individer per art, slik at man kan relatere miljø-DNA til relativ eller absolutt abundans av arter i et gitt miljø. Det er også muligheter for å videreføre miljø-DNA-metodikken fra overvåking av arter og artsmangfold til å populasjonsgenetikk innen arter. Vi snakker da om å kunne beskrive genetisk variasjon innen enkeltarter kun utfra en vann- eller jordprøve (Sigsgaard mfl. 2016; Elbrecht mfl. 2017b).

Kostnader

Isolering av DNA og analyse av en arts-generell markør koster i dag ca. 2000-3000 kroner. Men vanskeligheter med å finne en enkelt perfekt markør som beskriver et helt artssamfunn alene har ført til at man nå anbefaler å kjøre flere ulike markører på de samme prøvene for å finne flest mulig arter (Alberdi mfl. 2017; Kelly mfl. 2017). Analyse av absolutt abundans med en arts-spesifikk markør koster ca. 500-1000 kroner per art.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er ein uavhengig stiftelse som forskar på natur og samspelet natur–samfunn.

NINA vart etablert i 1988. Hovudkontoret er i Trondheim, med avdelingskontor i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driv NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskingsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINA driv både med forskning og utgreiing, miljøovervaking, rådgjeving og evaluering. Instituttet har stor breidde i kompetanse og erfaring, med både naturvitarar og samfunnsvitarar i staben. Vi har kunnskap om artane, naturtypene, menneska sin bruk av naturen og korleis dei store drivkreftene i naturen verkar.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-3193-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovudkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger