

1672

NINA Rapport

Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag

Signe Nybø, Erik Framstad, Simon Jakobsson, Marianne Evju, Anders Lyngstad, Hanne Sickel, Anne Sverdrup-Thygeson, Joachim Töpper, Vigdis Vandvik, Liv Guri Velle og Per Arild Aarrestad



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.

Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag

Signe Nybø, Erik Framstad, Simon Jakobsson, Marianne Evju, Anders Lyngstad, Hanne Sickel, Anne Sverdrup-Thygeson, Joachim Töpper, Vigdis Vandvik, Liv Guri Velle og Per Arild Aarrestad

Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Tøpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, juni 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3419-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Kristin Thorsrud Teien

ANSVARLIG SIGNATUR

Administrerende direktør Norunn S. Myklebust (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-1403 | 2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

FORSIDEBILDE

ANO-lokalitet 1166 fra Flatfjellet ved Salsnes, Fosnes kommune, Trøndelag, september 2018 © Lise Tingstad, NINA

NØKKEWORD

Trøndelag, fjell, skog, våtmark, semi-naturlig mark, god økologisk tilstand, referansetilstand, grenseverdi, fagpanel, indeks

KEY WORDS

Trøndelag, mountain, forest, wetlands, semi-natural ecosystems, good ecological condition, reference condition, limit value, scientific panel, index

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

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.

Rapporten sammenfatter resultatene fra en utprøving av metoder for å vurdere samlet økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. Prosjektet omfatter en full utprøving av indeksprotokollen for hovedøkosystemene fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark og en begrenset utprøving av fagpanelprotokollen for fjell. Vurdering av begge metodene er basert på et sett med indikatorer som representerer de syv egenskapene ved økosystemet, og som vi har tilgjengelige data for og kunnskap om.

I indeksprotokollen fastsettes indikatorenes referanseverdier i intakt natur, grenseverdier for god økologisk tilstand og nullverdier for økosystemet i svært dårlig ('ødelagt') tilstand. Grenseverdien fastsettes på grunnlag av data for økosystemer som varierer fra god til mindre god tilstand, faglitteratur eller ekspertvurderinger basert på kunnskap om økosystemet og viktige påvirkningsfaktorer. Ut fra dette skaleres indikatorenes observerte verdier til en felles skala mellom 1 (referanseverdien) og 0 (nullverdien). Den skalerte grenseverdien settes til 0,6. Skaleringen av indikatorverdier gjør det mulig å sammenligne indikatorene kvantitativt, samt å sammenstille dem til indekser for økosystemets egenskaper eller økosystemet som helhet. Indeksprotokollen bygger på tilnærmingen benyttet i naturindeks for Norge og vannforskriften og har klare fellestrekk med forslag til vurdering av økosystemtilstand i FNs økosystemregnskap. Fagsystemet som indeksprotokollen bygger på, kan benyttes både på lokal og stor skala.

I fagpanelprotokollen sammenstilles og analyseres data om indikatorene. Et bredt sammensatt fagpanel av eksperter vurderer indikatorenes datadekning og dekning av de syv egenskapene. Deretter defineres hypoteser ('fenomener') for hva slags endringer eller nivåer av indikatorverdier som tyder på at økosystemet ikke lenger er i god tilstand. Ut fra dette gir fagpanelet en kvalitativ vurdering av i hvilken grad indikatorverdiene tilsier at hver av de syv egenskapene avviker fra god økologisk tilstand. Vurderingene begrunnes ut fra datagrunnlaget og faglitteratur og dokumenteres skriftlig. Tilnærmingen er inspirert av brede internasjonale vurderinger (assessments) innen klima og miljø, og som benyttes til å vurdere utviklingen på stor skala.

Utprøvingen av indeksprotokollen for terrestriske økosystemer i Trøndelag viser at tilnærmingen kan fungere godt dersom man har et tilstrekkelig og balansert sett av indikatorer, kunnskap nok til å fastlegge referanse-, grense- og nullverdier, samt indikatorverdier for dagens tilstand som er representative for det aktuelle området som skal vurderes. Indeksprotokollen gir kvantitative mål for hver indikator, de syv egenskapene og den økologiske tilstanden, med spesifisert usikkerhet. I tillegg vurderes den kvantitative betydningen av de ulike påvirkningene på vurderingen av økologisk tilstand noe som gjør det oversiktlig å vurdere hva som kan være effektive tiltak for å bedre tilstanden. Oppdaterte vurderinger kan lett gjøres når bedre data og kunnskap blir tilgjengelig, f.eks. når man har grunnlag for å justerte benyttede referanse- og grenseverdier eller når nye indikatorer etableres.

Prosjektets begrensede utprøving av fagpanelprotokollen viser at også denne kan fungere godt for å vurdere tilstanden for økosystemet, men denne tilnærmingen framstår som mindre transparent, mer kompleks og arbeidskrevende og omfatter ekspertvurderinger i flere ledd av prosessen. Fagpanelprotokollens kvalitative vurdering av økosystemtilstanden gjør den mindre egnet som operativt forvaltningsverktøy. Tilnærmingene til de to protokollene kan ha sin berettigede funksjon for ulike formål. Rapporten peker på at begge metodene er egnet til å vurdere økologisk tilstand, men til ulike formål. Indeksprinsippet fokuserer på å utvikle indikatorer til forvaltningens bruk, mens fagpanelprinsippet fokuserer på å vurdere økologisk tilstand på en grundig og mest mulig altomfattende måte for det aktuelle økosystem og region.

Utprøvingen av metoder for å vurdere økosystemtilstand i Trøndelag viser at det er stort behov for å supplere indikatorsettet. Dette er oppsummert i egen tabell. For våtmark og semi-naturlig mark er det spesielt stor mangel på data for egnede indikatorer. Videreutvikling av fagsystemet for økologisk tilstand krever både flere indikatorer, bedre data for mange av indikatorene og bedre kunnskap for å fastsette referanse- og grenseverdier, så vel som skaleringsfunksjoner for indikatorene. Rapporten peker også på viktige forskningsbehov knyttet til å vurdere hva som har betydning for endringer i økologisk tilstand.

Signe Nybø (signe.nybo@nina.no) og Simon Jakobsson (simon.jakobsson@nina.no), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Erik Framstad (erik.framstad@nina.no) og Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo

Joachim Tøpper (joachim.topper@nina.no) og Per Arild Aarrestad (per.aarrestad@nina.no), NINA, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen

Anders Lyngstad (anders.lygstad@ntnu.no), NTNU, 7491 Trondheim

Hanne Sickel (hanne.sickel@nibio.no), NIBIO, Postboks 115, 1431 Ås

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdup-thygeson@nmbu.no), NMBU, Postboks 5003, 1432 Ås

Vigdis Vandvik (vigdis.vandvik@uib.no), Universitetet i Bergen, Postboks 7803, 5020 Bergen

Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no), Møreforskning Ålesund AS, Postboks 5075, Larsgården, 6021 Ålesund

Abstract

Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Arrestad, P.A. 2019. Test of the system for assessing ecological condition for terrestrial ecosystems in Trøndelag. NINA Report 1672. Norwegian institute for Nature Research.

The report summarizes the results of a test of methods for assessing the overall ecological condition of terrestrial ecosystems in Trøndelag county. The project includes a full test of the Index Protocol for the ecosystems mountains, forests, wetlands and semi-natural lands and a limited test of the Scientific Panel Protocol for mountains. Assessment of both methods is based on a set of indicators that represents the seven properties of the ecosystem, and for which we have available data and knowledge.

In the Index Protocol, reference values of the indicators are set for intact nature, limit values for good ecological condition, and null values for the ecosystem in a very poor ('destroyed') state. The limit value is determined on the basis of data from ecosystems that vary in condition from good to poor, scientific literature, or expert assessments based on knowledge of the ecosystem and its important direct drivers. Observed values of the indicators are scaled to a common scale between 1 (the reference value) and 0 (the null value). The scaled limit value is set to 0.6. Scaling of indicator values allows a quantitative comparison of compare indicators, as well as to aggregate them into indices for ecosystem properties or the whole ecosystem. The Index Protocol is based on the approach used in the Nature Index for Norway and assessments under the Water Framework Directive. It has common features with the proposed system for assessment of ecosystem condition in the UN's experimental ecosystem accounts. The approach of the Index Protocol may be applied at both local and larger scales.

The Scientific Panel Protocol compiles and analyses data on the indicators. A panel of experts then considers the indicators' data coverage and coverage of the seven ecosystem properties. Hypotheses ('phenomena') are defined to assess whether changes or levels of indicator values indicate that the ecosystem is no longer in good condition. Based on this, the panel gives a qualitative assessment of the extent to which the indicator values imply that the seven properties deviate from good ecological condition. The assessments are justified by the underlying data and the scientific literature and are documented in writing. The approach is inspired by broad international assessments of climate and environment issues, mainly to assess ecological condition at larger scales.

The test of the Index Protocol for terrestrial ecosystems in Trøndelag shows that the approach can work well if one has a sufficient and balanced set of indicators, enough knowledge to determine reference, boundary and null values, as well as indicator values for the current state that are representative of the area to be considered. The Index Protocol provides quantitative measures for each indicator, the seven ecosystem properties, and for overall ecosystem condition, with specified uncertainty. Quantitative effects of various pressures on ecosystem condition may be assessed, allowing simple consideration of relevant actions to improve ecosystem condition. Updated assessments can easily be made when better data and knowledge become available, e.g. to adjust the reference and limit values or to supplement the indicator set.

The project's limited testing of the Scientific Panel Protocol shows that this too can work well to assess the state of ecosystems. However, this approach appears to be less transparent and more complex and laborious, as it includes expert assessments in several stages of the process. The qualitative assessment of ecosystem condition by the Scientific Panel Protocol makes it less suitable as an operational management tool. Both approaches may have useful functions and are suitable for assessing ecosystem condition, but for different purposes. The Index Protocol aims to develop an index-based knowledge system for application by management authorities,

whereas the Scientific Panel Protocol aims to perform thorough and comprehensive syntheses of ecosystem condition for given ecosystems and regions.

The testing of methods for assessing ecosystem condition in Trøndelag shows that there is a great need to supplement the indicator set. This is summarized in a separate table. For wetlands and semi-natural lands, there is particular lack of data for suitable indicators. Further development of the system for assessing ecosystem condition requires both additional indicators, better data for many indicators, and better knowledge to determine reference and limit values, as well as scaling functions for the indicators. The report also points to important research needs to assess what is important for changes in ecological status.

Signe Nybø (signe.nybo@nina.no) og Simon Jakobsson (simon.jakobsson@nina.no), NINA, PO Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim

Erik Framstad (erik.framstad@nina.no) og Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo

Joachim Tøpper (joachim.topper@nina.no) og Per Arild Aarrestad (per.aarrestad@nina.no), NINA, Thormøhlens gate 55, NO-5006 Bergen

Anders Lyngstad (anders.lygstad@ntnu.no), NTNU, NO-7491 Trondheim

Hanne Sickel (hanne.sickel@nibio.no), NIBIO, Postboks 115, NO-1431 Ås

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdup-thygeson@nmbu.no), NMBU, PO Box 5003, NO-1432 Ås

Vigdis Vandvik (vigdis.vandvik@uib.no), Universitetet i Bergen, PO Box 7803, NO-5020 Bergen

Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no), Møreforskning Ålesund AS, PO Box 5075, Larsgården, NO-6021 Ålesund

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn.....	9
1.2 Utfordringer ved fagsystemet som forvaltningsverktøy	10
1.3 Rapportens innhold.....	11
2 Det metodiske rammeverket	13
2.1 Økologisk tilstand, syv egenskaper og indikatorer	13
2.2 Økosystemer og geografisk avgrensning	13
2.3 Vurdering etter indeksprotokollen.....	15
2.4 Vurdering etter fagpanelprotokollen	20
3 Fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark i Trøndelag	22
3.1 Datagrunnlag for pilottesten i Trøndelag	22
3.2 Fastsetting av grenseverdier og fenomener for god økologisk tilstand	24
3.3 Skalering.....	25
3.4 Indeksprotokollen - samlet vurdering av økologisk tilstand i Trøndelag	26
3.4.1 Fjell.....	27
3.4.2 Skog.....	32
3.4.3 Våtmark.....	36
3.4.4 Semi-naturlig mark.....	38
3.5 Fagpanelprotokollen - begrenset vurdering for fjell i Trøndelag	43
3.6 Oppsummering av erfaringer med protokollene.....	47
3.6.1 Indeksprotokollen.....	47
3.6.2 Fagpanelprotokollen	49
3.6.3 Hovedkonklusjoner om protokollene	51
3.7 Prioriterte kunnskapsbehov for utvikling av et tilstrekkelig indikatorsett	53
3.7.1 Evaluering av indikatorenes dekning av egenskapene	53
3.7.2 Utviklings- og overvåkingsbehov for å få et tilstrekkelig indikatorsett	56
3.7.3 Forskningsbehov.....	57
3.8 Utviklingsmuligheter å vurdere økologisk tilstand for bruk på lokalt nivå	58
4 Konklusjoner	60
5 Sluttord	63
6 Referanser	64
Vedlegg 1: Mal for indeksprotokollen	67
Vedlegg 2: Utfylte indeksprotokoller for indikatorene i Trøndelag	74
Vedlegg 3: Begrenset utfylling av fagpanelprotokollen for fjell i Trøndelag	217

Forord

I denne rapporten presenterer vi resultatene fra pilotprosjektet for vurdering av økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag etter to hovedtilnærminger: 'indeksprotokollen' og 'fagpanelprotokollen'. Dette er en videre oppfølging etter arbeidet med utvikling av et fagsystem for god økologisk tilstand presentert av et departementsoppnevnt ekspertråd i 2017 (jf. Nybø & Evju 2017), samt oppfølgingen av dette med konkretisering av indikatorer og deres referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand (jf. Nybø et al. 2018).

Det er utformet to rapporter med utgangspunkt i Miljødirektoratets bestilling med sikte på å få vurdert metodene for om helhetlig vurdering av økologisk tilstand. Forskerne som har vært involvert i utprøvingen, har vektlagt bruk av ulike metoder. Det er i de ulike pilotprosjektene ulike syn på hvordan den samlede vurderingen bør skje i ulike økosystemer. Forskerne i pilotprosjektet i Arktis og Barentshavet vurderte fagpanelprotokollen som den beste å bruke for disse økosystemene, mens forskerne i pilotprosjektet i Trøndelag vurderte indeksprotokollen til å være den beste metoden for disse økosystemene. På denne bakgrunn publiserer vi to ulike rapporter, og vi sikrer dermed at en grundig vurdering av begge mulige metoder blir lagt fram for Miljødirektoratet.

Denne rapporten består av en hoveddel der vi presenterer grunnlaget for indeksprotokollen og resultatene fra bruk av denne for de terrestriske økosystemene fjell, skog, våtmark og seminaturlig mark. Vi skisserer også hovedpunktene i fagpanelprotokollen og rapporterer resultatene fra en begrenset utprøving av denne for fjell i Trøndelag. Deretter diskuterer vi styrker og svakheter ved de to tilnærmingene og gir anbefalinger om videreutvikling av fagsystemet. I vedlegg til rapporten presenterer vi malen for indeksprotokollen, utfylte faktaark (som del av protokollen) for de ulike indikatorene, samt utvalgte tidsserier og utfylt fagpanelprotokoll for vår gjennomgang av denne for fjell.

I pilotprosjektet for terrestriske økosystemer i Trøndelag har Signe Nybø vært prosjektleder, Erik Framstad har vært redaktør for rapporten, og Simon Jakobsson har forestått beregningene av skalerte indikatorer og indekser. Øvrige prosjektdeltakere har bidratt med grunnlag for fastsetting av referanse- og grenseverdier og gitt andre innspill på indikatorer og økosystemer der de har særlig ekspertise, og har ellers gitt innspill på ulike tekstutkast av rapporten.

Vi takker også prosjektlederne for de to andre pilotprosjektene i Arktis, Jane Jepsen og Per Arneberg, for innspill underveis i arbeidet med rapporten. Else Løbersli har vært Miljødirektoratets hovedkontakt mot prosjektet. Vi takker for konstruktivt og godt samarbeid.

Trondheim, 31. mai 2019

Signe Nybø
prosjektleder

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I Norges handlingsplan for naturmangfold (Meld. St. 14 (2015-2016) Natur for livet), er ett av tre nasjonale mål for naturmangfoldet at «Økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester».

For å avklare hvordan god økologisk tilstand kan forstås og vurderes oppnevnte Klima- og miljødepartementet i september 2016 et ekspertråd på ni medlemmer som skulle levere sin rapport innen 1. juni 2017. Ekspertrådets mandat omfattet følgende punkter:

- Foreslå naturvitenskapelige indikatorer og kriterier for økologisk tilstand i norske økosystemer som minimum klargjør hva som er "god økologisk tilstand", for økosystemer som ikke faller inn under oppfølging av vannforskriften.
- Foreslå et fagsystem som kan etableres for økosystemer på fylkes-/regionnivå, eller annet faglig basert, hensiktsmessig nivå, med en innretning som er kostnadseffektiv og anvendelig for forvaltningen slik at det kan tas i bruk i forvaltningen innen 2020.
- Systemet skal være langt enklere enn systemet for oppfølging av vannforskriften og skal fokusere på hva som er god tilstand. Det skal baseres på et begrenset antall indikatorer som reflekterer økosystemenes struktur- og funksjon og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene.
- I økosystemet "Hav" skal utvikling av naturvitenskapelige kriterier for "god økologisk tilstand" foretas som del av arbeidet med forvaltningsplanene. Kriteriene for god økologisk tilstand i økosystem "Hav" skal inngå i et samlet forslag til fagsystem fra Ekspertrådet for økologisk tilstand slik at det kan etableres et helhetlig fagsystem med felles rammeverk for økologisk tilstand i alle økosystemer.
- Ekspertrådet skal også gi anbefalinger om hvor ofte tilstanden i de ulike økosystemene bør vurderes og klassifiseres, og peke på hvilken innretning og detaljeringsgrad som bør være et siktemål for et fagsystem på lengre sikt.
- Rådets arbeid skal baseres på eksisterende og tilgjengelig naturvitenskapelig kunnskap om tilstand og utvikling for norske økosystemer, og bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer.

Ekspertrådet leverte sin rapport i juni 2017 (Nybø & Evju 2017). Der drøftet de bl.a. hva som kjennetegner intakt natur og god økologisk tilstand, konkretisert ved syv egenskaper ved økosystemer (jf. kap. 2.1). Ekspertrådet vurderte også kriterier for valg av indikatorer som avspeiler økologisk tilstand, grenseverdier for indikatorene ved god økologisk tilstand og håndtering av usikkerhet. De vurderte også en rekke indikatorer for seks terrestriske og tre marine økosystemer. Disse indikatorene ble vurdert ut fra hvor godt de dekket de syv egenskapene ved økosystemet, i hvilken grad det finnes relevante dataserier, og hvordan indikatorene kan belyse god økologisk tilstand.

Som en oppfølging av ekspertrådets rapport satte Miljødirektoratet høsten 2017 i gang tre oppfølgingsprosjekter for å konkretisere metoder og indikatorer for å vurdere økologisk tilstand i henholdsvis arktisk del av Barentshavet, terrestriske arktiske økosystemer i Finnmark og på Svalbard, samt terrestriske økosystemer i resten av Norge. Resultatene fra disse prosjektene ble rapportert sommeren 2018 (Arneberg et al. 2018, Jepsen et al. 2018, Nybø et al. 2018).

Prosjektet for terrestriske økosystemer i resten av Norge omfattet følgende hovedpunkter:

- Metodikken for å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand ble gjennomgått.
- For hovedøkosystemene fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark er avgrensning, areal, økologiske hovedtrekk, naturgoder, samt viktige påvirkningsfaktorer beskrevet.

- Grunnlaget for å sette referanseverdier og grenseverdier for indikatorene ble beskrevet. Dette gjelder både indikatorer som er felles for flere hovedøkosystemer, og indikatorer spesifikke for et enkelt hovedøkosystem.
- Det ble foreslått referanseverdier og grenseverdier for indikatorer som anses som klare for å tas i bruk.

På bakgrunn av rapportene fra disse tre prosjektene vedtok Miljødirektoratet å sette i gang pilot-prosjekter for å prøve ut fagsystemet basert på eksisterende data. Et viktig mål skulle være å prøve ut tre ulike tilnærminger for å vurdere økologisk tilstand basert på flere indikatorer. Disse tilnærmingene omfatter samlet vurdering av økologisk tilstand basert på (1) en gjennomsnittsberegning av tilstanden for et sett indikatorer, (2) indikatoren som angir lavest tilstandsverdi ('verste styrer'), og (3) en kvalitativ vurdering av tilstanden gjennomført av et fagpanel. Det ble utviklet protokoller for hver av tilnærmingene (**vedlegg 1** og **vedlegg 1** i Jepsen et al. 2019). Prosjektene skulle sammenstille data for foreslåtte indikatorer og gjennomføre vurderinger av økologisk tilstand i tre regioner: arktisk del av Barentshavet, terrestriske arktiske økosystemer i Finnmark og på Svalbard, samt fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark i Trøndelag. Resultatene fra pilot-prosjektet i Trøndelag rapporteres her. Resultatene for arktisk del av Barentshavet og arktisk tundra rapporteres i NINA Rapport 1674 (Jepsen et al. 2019).

1.2 utfordringer ved fagsystemet som forvaltningsverktøy

Det er en rekke utfordringer knyttet til å utvikle et fagsystem for vurdering av økologisk tilstand som kan fungerer som et meningsfylt kunnskapsgrunnlag for miljøforvaltningen i arbeidet med å sette konkrete mål for økosystemenes tilstand og nå disse. Fagsystemet vil dermed legge grunnlaget for et nytt forvaltningsverktøy for naturlige økosystemer.

De fleste har en intuitiv forståelse av at økosystemer må ha en viss tilstand for at samlet menneskelig påvirkning skal være bærekraftig¹. Det er imidlertid mer utfordrende å utvikle en operativ forståelse av økologisk tilstand som gjør begrepet nyttig i praktisk bruk. Naturmangfoldloven definerer økologisk tilstand som «*status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer*». Ekspertrådet utviklet dette videre ved å angi syv egenskaper som karakteriserer økologisk tilstand (jf. kap. 2.1). Hver av disse egenskapene må imidlertid konkretiseres for de ulike økosystemene. For å vurdere hva som er god økologisk tilstand, må man i tillegg ha en oppfatning om hva som representerer god tilstand, f.eks. hvor store avvikene kan være fra tilstanden i et intakt økosystem før tilstanden ikke lenger kan karakteriseres som god.

I praktisk bruk i forvaltning av økosystemer må tilstanden i et gitt økosystem kunne beskrives på en konsistent måte ved hjelp av et sett med indikatorer som best mulig representerer egenskapene ved økosystemet. Dette settet av indikatorer må være dekkende for de sentrale delene av økosystemet. Indikatorsettet bør samtidig være begrenset til et antall indikatorer som man kan skaffe data for, og som man har mulighet til å tolke og forstå betydningen av. For noen egenskaper eller økosystemer vil det imidlertid være mangler i data eller kunnskap som gjør at det ikke er mulig å gi en fullgod vurdering av den samlede tilstanden i økosystemet. Det er viktig at slike mangler eksplisitt tas med i vurderingen av økologisk tilstand. Det må være klare kriterier for hvordan den samlede tilstanden i økosystemet skal karakteriseres basert på indikatorenes verdier. Det må også være klare kriterier for å kunne vurdere den samlede økologiske tilstanden, slik at en vurdering av økosystemets tilstand kan gjøres konsistent over tid og for ulike forekomster av økosystemet.

¹ Begrepet 'økologisk tilstand' kan dels vurderes som en egenverdi ved økosystemet, dvs. noe som beskriver økosystemets integritet eller grad av avvik fra en intakt tilstand. Det kan imidlertid også vurderes som en instrumentell verdi, knyttet til økosystemets kapasitet til å levere økosystemtjenester. I arbeidet med fagsystemet for økologisk tilstand er det tilstanden som en egenverdi ved økosystemet som er lagt til grunn.

Dersom man ut fra fagsystemet konkluderer at økosystemet ikke er i god tilstand, skal tilstanden bedres i økosystemene. Stortinget har vedtatt at arbeidet med å bedre tilstanden i forringede økosystemer (dvs. de som ikke har god tilstand) skal trappes opp med sikte på at 15 % av de forringede økosystemene skal være restaurert innen 2025. Da er det nødvendig å ha kunnskap om viktige årsaker til at økosystemet ikke er i god tilstand. Dersom det er en klar kobling mellom gitte indikatorer og visse påvirkningsfaktorer, vil en endring i en spesifikk indikator kunne skyldes en endring i en faktor som indikatoren er særlig følsom for. Det er derfor hensiktsmessig å avklare sammenhengene mellom ulike påvirkningsfaktorer i økosystemet og indikatorene som karakteriserer økologisk tilstand. Imidlertid vil indikatorene ofte være følsomme for flere påvirkningsfaktorer, noe som kan gjøre det vanskelig å knytte en endring i en indikator til én spesifikk faktor.

For å vurdere tilstanden for et økosystem i en gitt tidsperiode (f.eks. siste 5 år) og et gitt område (f.eks. Trøndelag) ut fra et sett indikatorer, må det finnes gode nok data til å kunne estimere verdier for de ulike indikatorene for tidsperioden og området. Ideelt sett må dataene være representative for området (arealrepresentative) og for tidsperioden vi skal vurdere. Dataene må i det minste tillate oss å trekke slutninger som er gyldige for perioden og området. For de siste 10-20 årene finnes en god del overvåkingsdata for ulike økosystemer. For noen økosystemer er disse arealrepresentative, enten ved en dekkende prøvetaking over hele området, som for eksempel i Landsskogtakseringen, eller ved et modellbasert utvalg. Mye annen overvåking i lokale områder gir data som ikke er arealrepresentative i egentlig forstand. Lenger tilbake i tid mangler imidlertid data for de fleste aktuelle indikatorene. Det finnes også bare unntaksvis data fra tilnærmet intakte økosystemer. Følgelig er tilgangen på tilstrekkelig gode data for viktige indikatorer en av de største utfordringene ved å vurdere økologisk tilstand. For å utvikle et operasjonelt fagsystem for økologisk tilstand, er det derfor nødvendig å etablere ny overvåking som kan framskaffe data til indikatorer som i dag mangler slike data.

1.3 Rapportens innhold

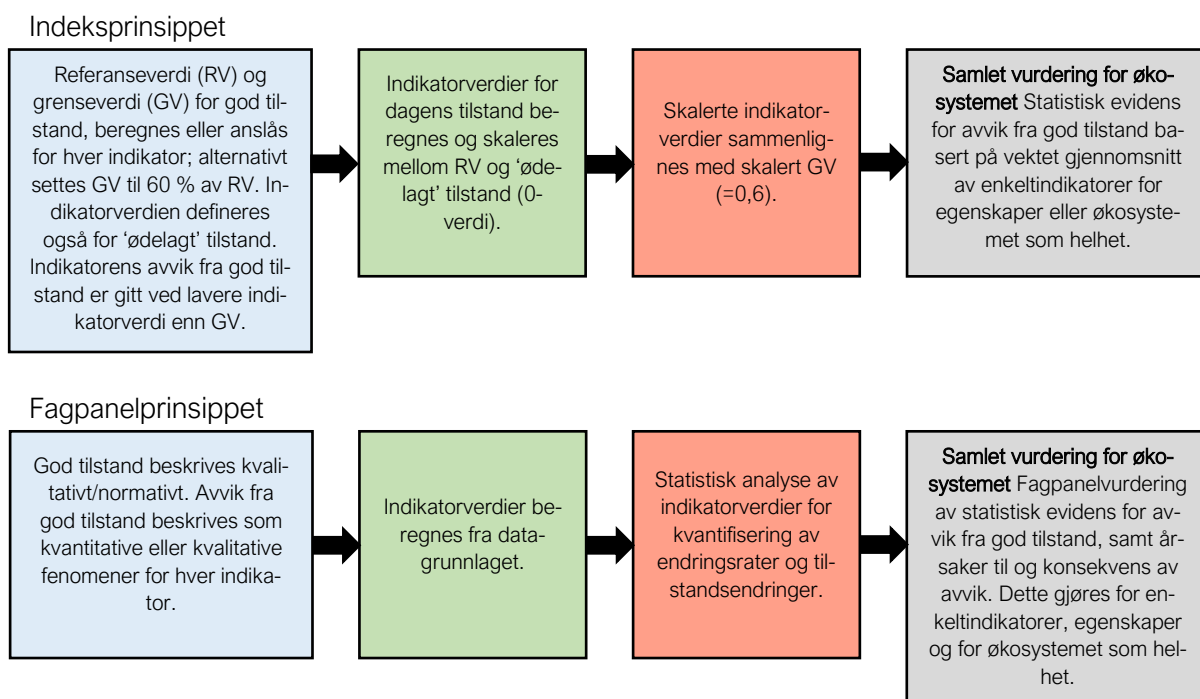
Denne rapporten sammenfatter resultatene og erfaringene fra utprøving av metodene for å vurdere økologisk tilstand i pilotprosjektet i Trøndelag. Her har vi i hovedsak vurdert tilstanden for de terrestriske økosystemene basert på det vi kan kalle 'indeksprotokollen', som skalerer indikatorer til samme skala og dermed tillater kvantitativ sammenligning av indikatorer og sammenstilling av dem til tilstandsindekser for ulike egenskaper og økosystemet samlet. I tillegg har vi gjort en begrenset vurdering av økosystemtilstanden for fjell etter 'fagpanelprotokollen', som beskriver hvordan et fagpanel skal foreta en kvalitativ vurdering av tilstanden basert på en rekke indikatorer og den økologiske betydningen av eventuelle endringer i indikatorenes verdier. Indeksprotokollen og fagpanelprotokollen representerer to grunnleggende forskjellige tilnærminger til å beskrive økosystemers tilstand og svarer dermed på ulike forvaltningsbehov. **Figur 1** gir en oversikt over hovedtrekkene ved tilnærmingene for vurdering av økologisk tilstand etter indeksprinsippet og fagpanelprinsippet, mens kapittel 2.3 og 2.4 gir nærmere beskrivelse av disse to tilnærmingene.

Prosjektet har fem hovedelementer som innebærer å:

- Utarbeide protokoll for samlet vurdering av økologisk tilstand basert på indeksprinsippet (**vedlegg 1**), mens Jepsen et al. (2019) utarbeider protokoll for fagpanelprinsippet.
- Vurdere økologisk tilstand etter 'indeksprinsippet' og 'fagpanelprinsippet', inkludert å:
 - Samle inn og analysere data for de foreslåtte indikatorene
 - Vurdere hvor godt indikatorene samlet sett avspeiler tilstanden i økosystemene
 - Belyse hvordan protokollene håndterer forståelsen av avvik fra referansetilstanden og god økologisk tilstand
- Belyse hvordan man kan sammenstille indikatorer i henhold til protokollene for samlet vurdering og visuell framstilling av økologisk tilstand.

- Vurdere styrker og svakheter ved protokollene og eventuelle årsaker til ulikheter mellom dem.
- Identifisere mangler og utviklingsbehov, inkludert å foreslå forbedringer i metoder og behov for ny overvåking/datainnsamling.

I tillegg inneholder rapporten standard mal for beskrivelse av indikatorer (jf. **vedlegg 1** for indeksprotokollen), samt beskrivelser av benyttede indikatorer sammen med vurdering av datagrunnlaget. Disse er lagt inn som vedlegg.



Figur 1. Oversikt over de ulike leddene i vurderingen av økologisk tilstand etter indeksprinsippet og fagpanelprinsippet.

2 Det metodiske rammeverket

2.1 Økologisk tilstand, syv egenskaper og indikatorer

I naturmangfoldloven er økologisk tilstand definert som «*status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer*». Med dette som utgangspunkt fastslo ekspertrådet at «*God økologisk tilstand i norske økosystemer defineres ved at økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden, definert som intakte økosystemer*» (Nybø & Evju 2017, s. 34).

Intakte økosystemer beskrev ekspertrådet som økosystemer karakterisert ved at viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt, at de har fullstendige næringskjeder av stedeegne arter og intakte kretsløp av næringsstoffer. Menneskelig påvirkning skal ikke være gjennomgripende eller endre strukturer, funksjoner eller produktivitet. Expertrådet la til grunn et klima nær nåtid, definert som normalperioden 1961-1990.

Expertrådet spesifiserte også syv egenskaper som karakteriserer økologisk tilstand. I god økologisk tilstand skal disse egenskapene ikke avvike vesentlig fra tilsvarende egenskaper i et intakt økosystem.

- Primærproduksjon
- Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer
- Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer
- Funksjonen til funksjonelt viktige habitater, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer
- Landskapsøkologiske mønstre er forenlige med artenes overlevelse over tid
- Biologisk mangfold representert ved økosystemenes genetiske mangfold, artssammensetning og artsutskifting
- Abiotiske (fysiske, kjemiske) forhold

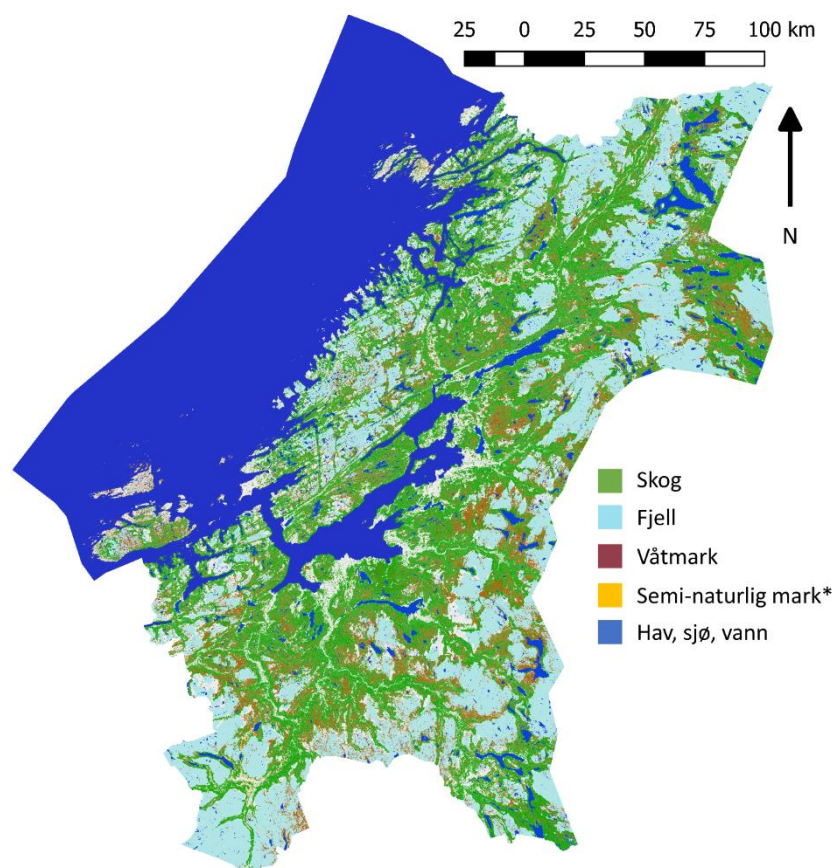
Metodene for å vurdere økologisk tilstand legger opp til at tilstanden for de syv egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand, kan vurderes ved ulike indikatorer. Disse indikatorene kan være biotiske eller abiotiske variabler, men bør representere de enkelte egenskapene på en økologisk meningsfylt måte. I tillegg har ekspertrådet i sin rapport (Nybø & Evju 2017) gjengitt noen ideelle krav til miljøindikatorer (OECD 2003): De bør være relevante og respondere på endring i påvirkninger, være enkle og lette å tolke, være godt fundert teknisk og vitenskapelig, og være lette og kostnadseffektive å måle på en konsistent måte. Slike ideelle krav er trolig generelt urealistiske dersom indikatorene skal dekke et sett av egenskaper i økosystemer på en noenlunde representativ måte. Det er derfor oftest ikke mulig å komme fram til indikatorer som tilfredsstillende alle disse ideelle kravene.

I ekspertrådets arbeid ble en lang rekke indikatorer foreslått og vurdert i forhold til kriteriene over. Disse indikatorforslagene ble nærmere vurdert med hensyn til operative kriterier som datatilgang og egnethet for de foreslåtte vurderingsmetodene, som er nærmere spesifisert nedenfor. De indikatorene som er vurdert i dette pilotprosjektet, er nærmere beskrevet i **vedlegg 2**.

2.2 Økosystemer og geografisk avgrensning

Pilotprosjektet i Trøndelag er geografisk avgrenset til den administrative enheten Trøndelag fylke. Her omfatter delprosjektet hovedøkosystemene fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark. Disse hovedøkosystemene er i utgangspunktet definert i henhold til systemet Natur i Norge (NiN 2). I praksis må imidlertid avgrensning av hovedøkosystemene som kartpolygoner baseres på eksisterende kartdata (**figur 2**), noe som i varierende grad stemmer overens med NiN.

- **Fjell** omfatter åpen fastmark over den klimatiske skoggrensen. Fjell kan deles i ulike klimasoner (lavalpin, mellomalpin, høyalpin) og i ulike underenheter etter varighet av snødekket (snøleie, leside, fjellhei, rabbe). Her er fjell angitt som åpent areal over modellert regional empirisk skoggrense (Blumentrath & Hanssen 2010), i kartserien AR5 (der denne er definert) og AR50 for øvrig. Våtmark og permanent snø og is over skoggrensen er ikke en del av fjell her.
- **Skog** omfatter alle arealer angitt som skog i kartserien AR5 (der denne er definert) og AR50 for øvrig.
- **Våtmark** omfatter mark «med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller med så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil vanntilgang forekommer rikelig» (Halvorsen et al. 2016, s. 140). Våtmark er i Nybø & Evju (2017) delt i underenhetene myr og kilde, semi-naturlig myr og våteng, sumpskog og helofyttsump. Kart over våtmark er basert på arealer angitt som myr i AR5 (der denne er definert) og AR50 for øvrig. Våtmark omfatter areal både over og under skoggrensen. Kartet over våtmark mangler følgelig enhetene sumpskog og helofyttsump. Arealet av disse naturtypene er imidlertid begrenset.
- **Semi-naturlig mark** omfatter underenhetene boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng. Det finnes imidlertid ikke noe heldekkende kartgrunnlag for semi-naturlig mark som gjør det mulig å angi faktiske kartpolygoner for dette økosystemet. En grov tilnærming kan baseres på arealtype 23 (innmarksbeite) i AR5.



Figur 2. Dekning av de fire hovedøkosystemene i Trøndelag basert på utvalg av AR5- og AR50-kartgrunnlag, se **boks 1** i kapittel 3 for metode for framstilling av kart. Datagrunnlaget for våtmark anses som mangelfullt (dekker ca. 2/3 av faktisk areal) og for semi-naturlig mark anses dette ikke å gi en særlig svak representasjon av økosystemet (semi-naturlig mark* = arealtype 23 Innmarksbeite i AR5).

2.3 Vurdering etter indeksprotokollen

Delprosjektet for terrestriske økosystemer i Trøndelag har tatt utgangspunkt i tilnærmingen som her er kalt 'indeksprinsippet'. Prinsippet bygger på rammeverket for naturindeks for Norge (Pedersen & Nybø 2015), som igjen bygger på vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). For et utvalg av indikatorer som representerer viktige egenskaper ved økosystemet, skales opprinnelig målte indikatorverdier til en felles skala. Dermed kan indikatorverdiene sammenlignes og eventuelt sammenstilles til en indeks som et kvantitativt mål for økologisk tilstand. Denne tilnærmingen er nærmere spesifisert i 'indeksprotokollen', som er brukt for å vurdere tilstanden til økosystemene fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark i Trøndelag.

Begrunnelse for indeksprotokollen

Hovedpoenget med skaleringen av indikatorer er at de skal kunne sammenlignes kvantitativt og eventuelt sammenstilles til en samlet verdi for de syv egenskapene og for samlet økologisk tilstand. Siden ulike indikatorer måles i forskjellige enheter, må verdiene til disse indikatorene skales til en felles måleskala. Skaleringen av målte indikatorverdier er basert på hva indikatorenes verdi vil være i henholdsvis et intakt økosystem (referansetilstanden) og i et økosystem i svært dårlig ('ødelagt') tilstand. De opprinnelige indikatorverdiene skales deretter til verdier mellom 1 (for intakt økosystem) og 0 (for 'ødelagt' økosystem). Skaleringsfunksjonen kan være lineær eller ikke-lineær, avhengig av hvordan en endring i indikatorens verdi gjenspeiler tilstanden til økosystemet. Dette er forklart i noe mer detalj nedenfor og i **figur 3** (se også Nybø et al. 2018).

En av fordelene med å skalere indikatorverdier mot en referansetilstand gitt som et intakt økosystem, er at indikatorene da kan sammenlignes direkte med hverandre, uttrykt som en kvantitativ avstand fra referansetilstanden. Dette gjør det også mulig å sammenstille indikatorverdiene til en indeks for samlet tilstand i økosystemet og om det er avvik fra god økologisk tilstand. Avviket mellom referanseverdien og samlet tilstandsverdi for økosystemet viser den samlede belastningen av alle menneskelige påvirkninger, forutsatt at kunnskapsgrunnlaget indeksen bygger på er av en tilstrekkelig kvalitet. Et samlet uttrykk for den økologiske tilstanden gir også muligheter til å sammenligne tilstanden i ulike økosystemer. Det er enkelt å se hvilke indikatorer og egenskaper som særlig gir utslag for samlet tilstandsverdi, og det gir informasjon om hvilke av disse som er årsaken til at man eventuelt vurderer tilstanden som forringet. En samlet verdi for økosystemtilstand gjør det i tillegg enkelt å følge utviklingen i tilstanden over tid. Dessuten er det enkelt å kommunisere både avvik fra god tilstand og utviklingen over tid til brukere og publikum.

En annen fordel med indekstilnærmingen er at data, litteratur, og eventuelt ekspertvurderinger brukes tidlig i prosessen, allerede i definisjon av referanseverdier og grenseverdier. Resten av vurderingen er en ferdig programmert beregning. Metoden er dermed etterprøvbare og justerbar – man kan enkelt gå tilbake og endre disse konkrete verdiene eller skaleringsfunksjonene etter som ny kunnskap tilkommer. Etter hvert som man får ny kunnskap, kan man også teste og tilpasse og legge til nye indikatorer, og slik gjøre metoden mer robust. Videre er det en fordel at det meste av arbeidet legges ned i fastsetting av grenseverdier og referanseverdier, dermed kan indikatorene og indeksene enkelt oppdateres etter som nye årganger av data tilkommer. Fleksibiliteten og det åpne og definerte forholdet mellom indikatorer og indeksene gjør at metoden er forvaltningsrelevant. Det er lett for forvaltningen å dykke ned i dataene og bruke detaljert informasjon, for eksempel se om en nøkkelart eller funksjonell gruppe har negativ trend, for deretter å tilpasse forvaltningen for å nå forvaltningsmålene.

Skalering av observerte indikatorverdier opp mot en referansetilstand (intakt økosystem) er også lagt til grunn for vurderingen av økologisk tilstand for ferskvann under vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). En tilnærming med skalering av observerte indikatorverdier mot et referansenivå er også anbefalt av ekspertgruppa for økosystemtilstand i utviklingen av FNs system for økosystemregnskap (SEEA-EEA; Czucz et al. 2019, Keith et al. 2019; se **boks 1**). Skalering av opprinnelige indikatorverdier til en felles skala inngår også i EUs system for kartlegging og vurdering av økosystemer og deres tjenester (Maes et al. 2018), men EU har foreløpig ikke avklart hva som skal være utgangspunkt for skaleringen.

Boks 1: Sammenheng mellom FNs system for økosystemregnskap (SEEA-EEA) og tilnærmingen til indeksprinsippet

Rammeverket for vurdering av økosystemtilstand i FNs system for økosystemregnskap er beskrevet og diskutert i flere konsultasjonsdokumenter ('discussion papers') (Keith et al. 2019, Maes et al. 2019, Czúcz et al. 2019). Rammeverket tar utgangspunkt i økosystemets karakteristiske egenskaper. For hver av disse egenskapene kan det spesifiseres et sett med målbare *økosystemvariabler*, fortrinnsvis variabler som dekker egenskapene godt og samtidig er følsomme for menneskelige påvirkninger og dermed sannsynligvis vil svare på forvaltningstiltak. Dagens verdier for disse variablene kan sammenlignes med et *referansenivå* som er spesifikt for hver variabel og oftest vil variere mellom ulike økosystemtyper. Referansenivået kan reflektere intakt natur, tilstanden på et bestemt tidspunkt, eller en ønsket tilstand, avhengig av formålet med vurderingen av økosystemtilstanden. Keith et al. (2019) påpeker en del problemer med de to siste alternativene. I dette rammeverket er en *økosystemindikator* definert som en variabel der verdien er sammenlignet med et referansenivå. Slike skalerte indikatorverdier kan sammenstilles til *aggregerte indekser* for hver enkelt egenskap eller hele økosystemet, der alle variabler og egenskaper er sammenlignet med samme *referansetilstand*.

I konsultasjonsdokumentene ('Discussion papers') om FNs rammeverk for å estimere økologisk tilstand (SEEA-EEA) føres en grundig diskusjon om hvordan man skal forholde seg til påvirkningsfaktorer ved estimering av økologisk tilstand (Czúcz et al. 2019). Mange slike indikatorer, f.eks. forurensing, erosjon og bruksintensitet, kan man vurdere å inkludere ved estimering av økologisk tilstand, men kun hvis verdien til de aktuelle tilstandsvariablene (som ev. ikke kan måles) har en direkte kobling til påvirkningsfaktorenes målte verdier. Noen påvirkningsfaktorer, som f.eks. klima, anses for å være eksterne faktorer som ikke bør brukes i en helhetlig vurdering av økologisk tilstand. Imidlertid kan de brukes til å supplere tilstandsvurderingene. I tillegg bør ikke policy-responser (f.eks. mengde/antall verneområder) eller arealet av aktuelle økosystemer brukes, da disse ikke måler tilstand i økosystemet (Czúcz et al. 2019).

Blant annet med bakgrunn i disse vurderingene er klimaindikatorer ikke tatt med i estimeringen av økologisk tilstand i dette pilotprosjektet. Arbeidsgruppa for terrestriske økosystemer i Trøndelag legger til grunn at koblingen mellom påvirkningsfaktor og tilstand for nitrogen tilførsel og aktuell bruksintensitet er av så tydelig karakter at disse to indikatorene kan inkluderes (Nybø et al. 2018). Egenskapen *Abiotiske forhold* kan være problematisk fordi indikatorer som inngår der, ofte representerer direkte påvirkninger på økosystemet. Videre inkludering av egenskapen *Abiotiske forhold* og dens underliggende indikatorer i samlet vurdering av økosystemenes tilstand, bør derfor vurderes nøye før fullskala implementering. Arbeidsgruppa har i denne rapporten valgt å inkludere en vegetasjonsindikator som responderer på endret temperatur i egenskapen *Abiotiske forhold*.

Ekspertene bak vurderingen av SEEA-EEA-rammeverket uttrykker at sammenstilling av indikatorer til samlede indekser for enkelte egenskaper eller økosystemer er en god måte å presentere en samlet tilstandsvurdering. Men hvis indikatorer skal sammenstilles, må dette baseres på godt faglig grunnlag, der eksperter for de enkelte indikatorene og økosystemene konsulteres for at slike sammenstilte indekser skal gi økologisk mening og kunne formidle en bred forståelse av tilstanden for en gitt egenskap eller et økosystem (Maes et al. 2019).

Arbeidsgruppa for terrestriske økosystemer i Trøndelag vurderer at det faglige grunnlaget for å sammenstille de aktuelle indikatorene på egenskaps- og økosystemnivå er tilstrekkelig, men understreker at dette grunnlaget bør forbedres. Særlig økosystemene semi-naturlig mark og våtmark (jf. kap. 3.4.3 og 3.4.4) mangler mange indikatorer for å kunne gi en god vurdering av økosystemenes tilstand. Også for enkelte egenskaper i skog og fjell (jf. kap. 3.4.1 og 3.4.2) er det mangelfull dekning av indikatorer. Generelt bør flere indikatorer tas i bruk for at en slik aggregering skal gi et godt helhetlig bilde av økosystemenes tilstand (se kap. 3.7).

En tilnærming basert på kvantitativ sammenstilling av indikatorer har noen utfordringer som ikke gjelder for en kvalitativ vurdering av indikatorene. Utfordringen er hovedsakelig knyttet til å fastsette indikatorverdier for henholdsvis en referansetilstand i et intakt økosystem og for grensen mellom god og forringet tilstand. Fordi vi sjelden har data som går langt tilbake i tid og har mangelfull kunnskap om mange økosystemer, kan det være krevende å angi nøyaktig hva indikatorverdien skal være i referansetilstanden. I dette prosjektet har vi benyttet resultater fra ulike utviklingsprosjekter til å definere referanseverdier til ulike indikatorer (bl.a. Eide et al. 2010, Nilsen et al. 2010, Öberg et al. 2011, Töpper et al. 2018). I noen tilfeller er det også brukt litteratur om indikatorene i sammenlignbare, nær intakte økosystemer, samt ekspertvurderinger basert på kunnskap om økosystemene og hvordan de reagerer på ulike påvirkninger. For pilotprosjektet

på økosystemer i Trøndelag anser ekspertene at kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig til å anslå referanseverdier for en del indikatorer, mens det trengs mer utviklingsarbeid for å komme fram til slike verdier for andre indikatorer. For foreslåtte grenseverdier for god økologisk tilstand er kunnskapsgrunnlaget mer mangelfullt, og det vil kreve utviklingsarbeid å få fastsatt bedre funderte grenseverdier. Med referanseverdier og grenseverdier for et tilstrekkelig antall indikatorer for hver av egenskapene ved økosystemet er det mulig å vurdere økosystemers tilstand basert på indekssprinsippet. Det er vanskelig å angi noe absolutt minstekrav til antall indikatorer, men det bør trolig være minst 2-3 indikatorer som gir en god og balansert representasjon av hver egenskap. Hvor godt hver indikator er fundert i data og hvor godt den representerer egenskapen, er avgjørende for hvor mange indikatorer det er behov for.

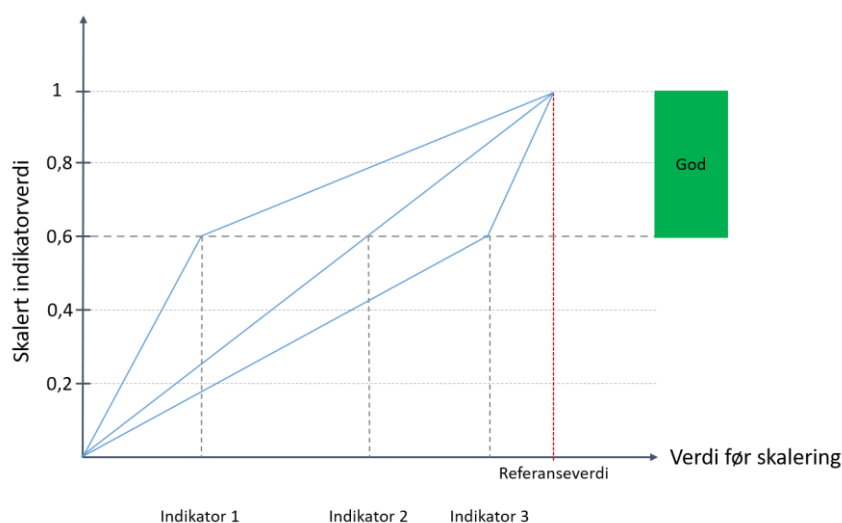
Trinnene i indeksprotokollen

Tilnærmingen for vurdering etter indeksprotokollen er beskrevet nærmere i kapittel 3 og i **vedlegg 2**, men hovedtrekkene er skissert her:

- Det velges ut indikatorer som til sammen er representative og dekkende for hver av de syv egenskapene for økosystemet som er definert i Nybø & Evju (2017).
- Indikatorer kan være basert på ulike typer data, og dataenes arealrepresentativitet, lengden på tidsserier og usikkerhet skal karakteriseres. Metode for beregning av indikatorverdier med tilhørende usikkerhet beskrives i protokollen (**vedlegg 1** og **2**).
- For hver indikator beregnes eller anslås en referanseverdi for indikatorens verdi i referansetilstanden 'intakt natur' (jf. Nybø & Evju 2017), en grenseverdi for god økologisk tilstand, og et 'nullpunkt' eller en laveste verdi for svært dårlig tilstand.
 - Referanseverdien kan være basert på etablerte tidsserier for data bak indikatoren, på uavhengige data f.eks. fra spesifikke referanselokaliteter, på modellering av referansetilstanden for den aktuelle indikatoren, på faglitteratur eller på ekspertvurdering basert på kunnskap om indikatoren i økosystemet og antakelser om økosystemets egenskaper under referansetilstanden.
 - For indikatorer som ikke har en definert 'nullverdi', vil det være nødvendig å sette en laveste verdi for et økosystem i svært dårlig tilstand som et tilfeldig valgt 'nullpunkt' for den uskalerte indikatoren. Dette 'nullpunktet' representerer økosystemet i svært dårlig ('ødelagt') tilstand.
 - For hver indikator beregnes eller anslås en grenseverdi for skillet mellom god og forringet økologisk tilstand. Som for referanseverdien kan denne grenseverdien etableres på grunnlag av faglitteratur eller data for indikatoren. Der hvor det ikke finnes relevante data eller litteratur, kan grenseverdien baseres på en skjematisk antakelse om lineær sammenheng mellom indikatorverdien og økologisk tilstand. Med en slik lineær sammenheng og en inndeling i fem tilstandsklasser, slik det gjøres i klassifiseringen av vannforekomster etter vannforskriften, vil grenseverdien mellom god og moderat tilstand være 60 % av referanseverdien.
- For at verdier for ulike indikatorer skal kunne sammenstilles til et kvantitativt uttrykk for økologisk tilstand, må indikatorverdiene skaleres til en felles skala. Målte, observerte eller modellerte indikatorverdier skaleres derfor til verdier mellom 0 og 1, der 1 angir den skalerte indikatorverdien i et intakt økosystem (referanseverdi), mens 0 angir et økosystem i svært dårlig tilstand (dvs. ved 'nullpunktet'). Den skalerte grenseverdi for god økologisk tilstand settes til 0,6. Der vi ikke kan anta en lineær sammenheng mellom den uskalerte indikatorverdien og økologisk tilstand, må skaleringsfunksjonen også ta hensyn til at grenseverdien for god økologisk tilstand skal gi en skalert verdi på 0,6. Se eksempler på ulike skaleringsmodeller i **figur 3**.
- Økologisk tilstand for hver av de syv egenskapene eller for økosystemet som helhet beregnes basert på de relevante indikatorene.
 - Økologisk tilstand for hver av de syv egenskapene ved økologisk tilstand beregnes som et gjennomsnitt (eventuelt veid gjennomsnitt) av skalerte verdier for relevante indikatorer. Differansen mellom tilstandsverdien for egenskapen og grenseverdien for god økologisk tilstand (0,6) indikerer dermed egenskapens avvik

fra god økologisk tilstand. Bare indikatorer med tilstrekkelig underliggende data-kvalitet bør inngå ved vurdering av egenskapen.

- Den samlede økologiske tilstanden for økosystemet kan beregnes enten som et gjennomsnitt av de skalerte indikatorverdiene eller som et gjennomsnitt av tilstandsverdien for de syv egenskapene (men se alternativet 'verste styrer' nedenfor).
- Den grafiske framstillingen av resultatene viser tilstandsverdier både for de skalerte indikatorene, de syv egenskapene og en totalverdi for økosystemet som helhet.
- På tilsvarende måte som for egenskaper kan man sammenstille verdier for indikatorer knyttet til ulike påvirkningsfaktorer for å angi en økologisk tilstand for hver påvirkningsfaktor. Et eksempel er vist i kapittel 3.4.1.
- Den økologisk tilstanden for økosystemet kan enten beregnes som et gjennomsnitt av de skalerte indikatorverdiene (for indikatorer med tilfredsstillende datagrunnlag) eller ved å basere den samlede økologiske tilstanden på indikatoren med lavest skalert verdi ('verste styrer'). Ved 'verste styrer' kan det være aktuelt å vurdere tilstanden for hver egenskap i stedet, for å unngå problemet med avvikende verdier for enkeltindikatorer (se nedenfor). 'Verste styrer-prinsippet' basert på egenskaper er mer i tråd med vannforskriftens til-nærming, enn bruk av dårligste indikator som styrende for vurdering av tilstanden.
- For økosystemer som har spesifiserte underenheter (nivå 2-enheter), kan økosystemtilstanden beregnes for hver av disse, ut fra de indikatorene som er relevante for hver underenhet. For indikatorer som bare gjelder for én eller flere underenheter av økosystemet, vektet disse indikatorenes verdi med arealandelen som de aktuelle underenhetene utgjør av hele økosystemets areal.



Figur 3. God økologisk tilstand vurderes ut fra kunnskap om indikatorens referanseverdi og grenseverdi (nedre verdi for god økologisk tilstand). For å kunne sammenligne indikatorene bruker vi skalerte indikatorverdier. Indikatoren skaleres slik at referanseverdi settes lik 1, grenseverdi settes til 0,6 og fravær av indikatoren til 0. I figuren er dette eksemplifisert med tre indikatorer. Den øverste linjen presenterer indikator 1 der uskalert grenseverdi utgjør ca. 25 % av referanseverdien, den nederste linjen representerer indikator 3 med uskalert grenseverdi på ca. 90 % av referanseverdien, mens den midterste linjen representerer indikator 2 med uskalert grenseverdi på 60 % av referanseverdien. I alle tilfeller settes den skalerte grenseverdien til 0,6.

Gjennomsnitt eller ‘verste styrer’ for vurdering av samlet tilstand

I vannforskriften vurderes økologisk tilstand basert på en rekke kvalitetselementer, f.eks. bunnfauna og vannvegetasjon. Hvert kvalitetselement kan bestå av flere indikatorer. Forenklet sett, beregnes tilstandsverdien til hvert kvalitetselement som et gjennomsnitt av de skalerte verdiene for de enkelte indikatorene som inngår i hvert kvalitetselement (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Tilstanden for vannforekomsten settes deretter lik tilstanden til det kvalitetselementet som har laveste tilstandsverdi, dvs. ‘verste styrer’. Ved å velge ‘verste styrer’ som mål på tilstanden for vannforekomsten settes fokus på de kvalitetselementene der tiltak sannsynligvis vil kunne forbedre tilstanden for økosystemet mest.

Tilnærmingen i indeksprotokollen innebærer at skalerte indikatorverdier sammenstilles til tilstandsverdier for hver av de syv egenskapene som et (ev. veid) gjennomsnitt av indikatorverdiene som er relevante for hver egenskap. Tilstandsverdien for økosystemet som helhet kan i prinsippet sammenstilles på fire ulike måter: (1) som gjennomsnitt av de skalerte indikatorverdiene, (2) som gjennomsnitt av tilstandsverdiene for hver egenskap, (3) som den skalerte indikatorverdien med lavest verdi, eller (4) som tilstandsverdien for den egenskapen som har lavest verdi. Alternativene 1 og 2 er tilnærminger basert på gjennomsnitt av indikatorverdier, mens alternativene 3 og 4 er tilnærminger basert på ‘verste styrer’. Siden ulike indikatorer kan inngå i tilstandsverdien for mer enn én egenskap, vil alternativ 2 kreve en vurdering av om indikatorene skal tillegges ulik vekt ved sammenstilling til en tilstandsverdi for hele økosystemet. Alternativ 2 er dermed mer kompleks enn alternativ 1, der alle indikatorer i utgangspunktet vektet likt. Alternativ 3 vil være følsom for tilfeldige avvik i enkeltindikatorer, en utfordring som ikke er like utpreget i alternativ 4 (gitt at det er mer enn én underliggende indikator for hver egenskap). De syv egenskapene for økosystemet representerer ikke nødvendigvis grupper av indikatorer som er følsomme for samme type påvirkning, slik gruppene av kvalitetselementer gjør i vurderinger etter vannforskriften. Vi har følgelig lagt mest vekt på å sammenstille tilstandsverdier for økosystemet basert på gjennomsnitt av indikatorverdier (alternativ 1). I presentasjon av resultatene viser vi imidlertid også hvilke indikatorer og egenskaper som har lavest tilstandsverdi (se f.eks. kap. 3.4.1). Dermed kan også tilstanden for økosystemet vurderes ut fra ‘verste styrer’ (dvs. alternativene 3 og 4).

Vekting av indikatorer og egenskaper

I utgangspunktet kan indikatorer gis ulik vekt i beregningen av tilstandsverdier for de syv egenskapene og/eller for økosystemet som helhet. En begrunnelse for slik vekting kan være at noen indikatorer er mer relevante eller har et bedre datagrunnlag enn andre, eller at noen indikatorer dekker omtrent samme forhold ved økosystemet, og derfor ikke bør få ‘dobbel vekt’, mens andre representerer unike forhold. I utgangspunktet er indikatorene vurdert å være relevante og ha et tilstrekkelig godt datagrunnlag for å kunne legges til grunn for vurderingen av økologisk tilstand. Det er (foreløpig) forholdsvis få tilgjengelige indikatorer og vanskelig å begrunne at noen av dem er viktigere enn andre. Vi har derfor valgt å gi alle indikatorer lik vekt i sammenstillingen av tilstandsverdier for de syv egenskapene og økosystemet som helhet.

‘Fenomener’ eller hypoteser om indikatorenes sammenheng med god økologisk tilstand

I en kvalitativ vurdering av økologisk tilstand, slik som i fagpanelprotokollen, spesifiserer man i selve vurderingsprosessen en eller flere hypoteser (‘fenomener’) om hvordan indikatorens nivå eller trend kan fortelle oss at økosystemets tilstand sannsynligvis avviker fra god økologisk tilstand som følge av menneskelige påvirkninger. Disse hypotesene begrunnes med henvisning til etablert kunnskap i faglitteraturen. I indeksprotokollen er disse hypotesene eksplisitt formulert ved fastsetting av de uskalerte grenseverdiene for god økologisk tilstand. Det innebærer at indikatoren sannsynligvis avviker fra god økologisk tilstand når indikatorverdien ligger under grenseverdien for god økologisk tilstand for den egenskapen den representerer.

Presentasjon av samlet vurdering av økologisk tilstand

Resultatene fra vurderingen av økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag presenteres som skalerte gjennomsnittsverdier med 95 % konfidensintervaller for hver enkelt indikator, de syv egenskapene og samlet for økosystemet. Disse resultatene kan også presenteres

som et 'trafikklyssystem' for tilstand (god, usikker, ikke god) for hver egenskap og hele økosystemet, eller som stjernediagrammer med en akse pr. egenskap. Tilsvarende sammenstillinger kan også gjøres for ulike påvirkningsfaktorer (se eksempel i kap. 3.4.1).

2.4 Vurdering etter fagpanelprotokollen

Fagpaneltilnærmingen er lagt opp som en prosess der et bredt sammensatt fagpanel foretar en kvalitativ vurdering av endringer i indikatorverdier opp mot et sett med hypoteser ('fenomener') som beskriver hvordan endringer i indikatorene reflekterer avvik fra god økologisk tilstand som følge av menneskelige påvirkninger. Motiveringen for fagpanelprotokollen er å unngå å sette kvantitative verdier for indikatorene i en referansetilstand, så vel som for grensen for god tilstand, samt å unngå aggregerte indekser for tilstanden til økosystemet eller for de syv egenskapene for økosystemtilstand. Når slike aggregerte verdier ikke settes, vil man kunne tolke hvordan indikatorenes trender samsvarer med hverandre før man vurderer tilstanden til hver enkelt egenskap. Dette gir større frihet til å ta med indikatorer der det er vanskelig eller umulig å sette referanseverdier og grenseverdier for økologisk tilstand, samt en mer fleksibel tilnærming til selve vurderingen av økosystemtilstanden.

For å sikre en konsistent vurdering av økologisk tilstand etter fagpanelprotokollen, er det formulert en protokoll for hvordan vurderingen av god økologisk tilstand skal gjennomføres av fagpanelet (Jepsen et al. 2019). Metoden er basert på at alle aspekter ved vurderingen, inkludert spesifisering av hypoteser ('fenomener') og utvalg av data, skjer i selve evalueringsprosessen. Vurderingene skal være basert på en grundig gjennomgang av data- og kunnskapsgrunnlaget, og alle vurderinger skal dokumenteres skriftlig. Det er denne dokumentasjonen som skal sikre at vurderingene er transparente og reproducerbare.

Fagpanelprotokollen har følgende elementer:

- Gjennomgang av datagrunnlaget med angivelse av metadata, metode for datainnsamling og tidsseriens lengde.
- Beskrivelse av metode for estimering av indikatorverdier og usikkerhet på grunnlag av ett eller flere datasett. Merk at en indikator kan bestå av flere datasett.
- For hver indikator beskrives fenomener eller hypoteser som angir hvordan indikatoren viser at økosystemet avviker fra god tilstand. Fenomenene beskriver hvordan menneskelig påvirkning kan medføre en biologisk betydelig endring i indikatorverdier. Biologisk betydelig endring forstås som påvirkning av egenskapen som indikatoren representerer, og/eller av andre egenskaper for økologisk tilstand. Fenomenene kan være kvantitative (med en spesifisert grenseverdi for god økologisk tilstand) eller kvalitative, der endringer i indikatorverdiens retning eller nivå over tid ses i sammenheng med utviklingen for andre indikatorer og annen kunnskap om økosystemet. De ulike fenomenene begrunnes ved henvisning til relevant litteratur som dokumenterer sammenhenger mellom menneskeskapt påvirkninger og fenomenene, vurdering av usikkerhet om slike sammenhenger, og i hvilken grad fenomenene faktisk gir en relevant beskrivelse av avvik fra god økologisk tilstand.
- Beskrivelse av rollen hver enkelte indikator har for de ulike egenskapene ved økosystemet. Dette begrunner hvordan utviklingen i indikatorverdiene kan brukes til å gi en samlet beskrivelse av hver av de syv egenskapene ved økosystemet.
- Samlet vurdering baseres på: (1) vurdering av kunnskaps- og datagrunnlaget, (2) samlet vurdering av fenomenene som inngår, og (3) samlet vurdering av de enkelte egenskapene, som så kan gi grunnlag for samlet vurdering for hele økosystemet.
 - Kunnskaps- og datagrunnlaget vurderes ut fra datasettenes grad av representativitet for det aktuelle området og tidsperioden som indikatorene skal si noe om. Dette gir grunnlag for å angi romlig og tidsmessig representativitet for indikatorene som baseres på de ulike datasettene, og for de egenskapene som skal

vurderes ut fra de aktuelle indikatorene. I tillegg vurderes i hvilken grad de enkelte egenskapene er godt nok dekket av relevante indikatorer.

- Vurderingen av fenomenene som inngår, omfatter dels en vurdering av i hvilken grad fenomenene er gyldige, dvs. hvor godt de representerer avvik fra god økologisk tilstand og hvor sikker en slik sammenheng er, og dels en vurdering av i hvilken grad det er sannsynlig at fenomenene har inntruffet, dvs. om det foreligger et avvik fra god økologisk tilstand. Vurdering av grad av evidens for fenomenene baseres dels på grad av sikkerhet for endring i indikatorens verdi og dels på i hvilken grad slik endring vil ha biologisk betydning for økosystemtilstanden.
- Vurderingen av økologisk tilstand gitt ved de enkelte egenskapene, baseres på i hvilken grad indikatorene reflekterer fenomenenes gyldighet, kombinert med sannsynligheten for om fenomenene har inntruffet. I tillegg vurderes i hvilken grad de enkelte indikatorene er godt dekket av data, dvs. i hvilken grad de har romlig og tidsmessig representativitet.
- Disse vurderingene samles i tabeller med angitt fargeskala som viser vurderingene for hver enkelt egenskap med dens tilhørende indikatorer.
- Samlet vurdering for hele økosystemet kan angis ved en kvalitativ gradering for hver egenskap, samt en beskrivelse av hvilke avvik som anses å ha størst betydning, hva som trolig er viktigste årsaker til observerte endringer, og usikkerhet knyttet til de ulike delene av vurderingen.

3 Fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark i Trøndelag

Formålet med dette prosjektet er å teste det foreslåtte fagsystemet for økologisk tilstand med bakgrunn i de dataene som faktisk er tilgjengelige for indikatorer som er klare til bruk. I tillegg skal ulike metoder for helhetlig vurdering av den økologiske tilstanden testes. Trøndelag ble valgt som testfylke for fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark, jf. ekspertrådets anbefaling (Nybø & Evju 2017). Fylket vurderes å ha en gjennomsnittlig mengde data som er relevant for økologisk tilstand, og vi anser dermed at piloten er relevant for videre implementering av fagsystemet. Indeksprotokollen med gjennomsnittsprinsippet er testet for alle økosystemene (kap. 3.4), mens 'verste styrer'-prinsippet er omtalt i tilknytning til vurderingen av tilstanden i fjell. En begrenset utprøving av fagpanelprotokollen er gjort for fjell (kap. 3.5). Erfaringene med bruk av disse protokollene omtales i kapittel 3.6

Vi understreker at dette er en test av fagsystemet, og at tilstandsvurderingene er gjort med bakgrunn i et begrenset sett med indikatorer som både har tilgjengelige data og fastsatte referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand. Testen avspeiler dermed ikke nødvendigvis den reelle tilstanden til økosystemene i Trøndelag. Vi tar særlig forbehold om tilstandsvurderingene gjort for våtmark og semi-naturlig mark, der det er stor mangel på relevante data for aktuelle indikatorer. Kapittel 3.7 beskriver prioriterte kunnskapsbehov for å få etablert fagsystemet for økologisk tilstand, og i kapittel 3.8 peker vi på muligheter for å videreutvikle systemet mot mer lokal bruk.

3.1 Datagrunnlag for pilottesten i Trøndelag

I pilotprosjektet har vi tatt utgangspunkt i indikatorer som har etablert datainnsamling og der det er foreslått referanse- og grenseverdier. Enkelte av indikatorene har tidsserier, og disse er presentert i **vedlegg 3**. Arbeidet bygger på tidligere rapporter der aktuelle indikatorer for økologisk tilstand er vurdert opp mot eksisterende datagrunnlag og mulighet for å fastsette referanse- og grenseverdier (Nybø & Evju 2017, Nybø et al. 2018, Töpper et al. 2018). Så langt vi kjenner til, finnes det ikke andre tidsserier som kan inngå i vurdering av tilstanden i hele fylket, basert på de valgte indikatorene. Vi er klar over at det finnes tidsserier med økologiske data fra enkeltlokalteter (f.eks. fra TOV-områdene), men disse representerer i utgangspunktet bare de lokale studie- eller overvåkingsområdene. Slike tidsserier har derfor begrenset utsagnskraft for større arealer og er ikke godt egnet for å inngå i vurderingen av tilstanden for hele fylket. **Vedlegg 2** og **3** beskriver datakildene som inngår i vurderingen i detalj og hvordan indikatorverdier er beregnet ut fra disse datasettene.

Indikatorene for Trøndelag kan grovt sett deles i fire hovedgrupper når det gjelder hvilke data som legges til grunn for beregning av 'dagens' (nåværende) tilstandsverdi:

- For indikatorer som kun har data fra en begrenset periode (f.eks. pilotprosjektet areal-representativ naturovervåking, enkelte indikatorer fra landsskogtakseringen og NiN-kartleggingsdata), brukes den estimerte verdien fra denne perioden som verdi for dagens økologiske tilstand.
- For indikatorer dekket av en ikke-kontinuerlig tidsserie (f.eks. områder uten tekniske inngrep, hjortedyr og smågnagere), brukes den estimerte verdien fra den siste perioden med registreringer for å representere dagens tilstand. For smågnagere representerer hver enkelt verdi et gjennomsnitt av fangster pr. 100 felledøgn i toppår siste ti år. For disse tidsseriene kan man i prinsippet beregne utvikling over tid.
- For indikatorer dekket av en kontinuerlig tidsserie, brukes gjennomsnittet fra de siste tre årene med data (f.eks. 2016, 2017, 2018) som indikator for nå-tilstand. Indikatorverdien beregnes med samme 'bootstrap'-metodikk som for naturindeksen (Pedersen & Nybø 2015). En verdi fra hvert år trekkes, og middelvei over de tre årene beregnes. Prosessen gjentas 10 000 ganger for å lage en fordeling av gjennomsnittsverdier for de tre

årene. Medianen i denne fordelingen brukes som indikatorverdi, og usikkerheten estimeres som et 95 % konfidensintervall basert på 2,5 % og 97,5 % kvantiler. For disse tids-seriene kan man i prinsippet beregne utvikling over tid.

- Noen indikatorer krever detaljert avgrensning av hovedøkosystemene på kart. Eksempler på slike indikatorer er områder uten tekniske inngrep og tilførsel av nitrogen. Foreløpig eksisterer det ikke kart over de aktuelle hovedøkosystemene for Norge. For Trøndelag har vi benyttet kartgrunnlag for AR5 og AR50, samt modellerte skoggrensener, for å utforme polygoner for hovedøkosystemene (se **boks 2**). Imidlertid er det ikke et godt samsvær mellom disse kartene og reell forekomst av hovedøkosystemer. Dette er dokumentert gjennom pilotprosjektet for arealrepresentativ naturovervåking (ANO) (Tingstad et al. 2019). Dette kartet var likevel den beste tilnærmingen for å få etablert kartpolygoner for hovedøkosystemer i dette prosjektet.

Boks 2 Metode for framstilling av kart over hovedøkosystemer i Trøndelag

De fire hovedøkosystemene mangler heldekkende grunnlag for avgrensning på kart. I pilotprosjektet for økologisk tilstand i Trøndelag er derfor hovedøkosystemene avgrenset på kart ved hjelp av en kombinasjon av data fra AR5 og AR50 for Norge. Kartgrunnlag som er brukt for hvert hovedøkosystem:

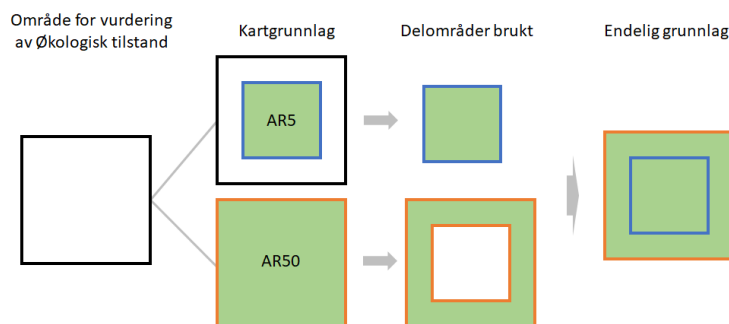
Skog: AR5 + AR50 (utenfor dekningsområde for AR5) => ARTYPE 30

Myr: AR5 + AR50 (utenfor dekningsområde for AR5) => ARTYPE 60

Semi-naturlig mark: AR5 => ARTYPE 23

Fjell: Ovenfor modellert skoggrense: AR5 + AR50 (utenfor dekningsområde for AR5) => ARTYPE 50

Tilnærmingen for å kombinere disse to kartgrunnlagene er skissert i figuren nedenfor. Kombinasjonen av kartgrunnlagene betyr at kartet ikke er produsert med en konsekvent nøyaktighet, og ulike deler av området er derfor kartlagt med forskjellig oppløsning da AR5 er mer nøyaktig enn AR50. Selv om dette resulterer i større usikkerhet i indikatorer som estimeres basert på kartgrunnlag der AR5 ikke dekker et område, har vi i dette pilotprosjektet ikke justert indikatordataene i forhold til dette.



Tilnærming ved kombinasjon av AR5 og AR50. Grønn = kartgrunnlag, blå ramme = AR5, oransje ramme = AR50.

Indikatorer for økologisk tilstand skal ikke inkludere indikatorer for påvirkning (Nybø & Evju 2017). Indikatoren tilførsel av nitrogen er tilsynelatende en påvirkningsindikator. Imidlertid er det ved hjelp av en rekke feltforsøk dokumentert en dose-respons-sammenheng mellom tilførsel av nitrogen og endringer i plantesamfunn (Bobbink & Hettelingh 2011). Begrepet nitrogentålegrense defineres som et nivå der lavere avsetning av nitrogen enn tålegrensen ikke fører til målbare endringer i økosystemet, ut fra dagens kunnskap. Ved avsetninger over tålegrensen er det imidlertid stor sannsynlighet for at endringer skjer. Tålegrenser varierer for ulike vegetasjonstyper der næringsfattige typer har lavere tålegrense enn næringskrevende typer. Overskridelsen av tålegrensen for nitrogen innebærer dermed stor sannsynlighet for et endret økosystem. Vi kan derfor forsvare at tilførsel av nitrogen måler et avvik fra god økologisk tilstand. I utgangspunktet skal indikatoren inkludere all tilført nitrogen til økosystemene, både gjødsling og luftforurensing. I praksis inngår nå kun nitrogentilførsel fra luftforurensing i indikatoren (Austnes et al. 2018),

siden det er mangel på konsistente data for andre tilførsler av nitrogen. I senere arbeid bør også nitrogen fra gjødsling inkluderes i indikatoren så langt det lar seg gjøre. I 2018 ble 10 500 daa gjødslet i skog i Trøndelag (SSBs statistikkbank). Dette skogarealet utgjør mindre enn én prosent av beregnet skogareal i Trøndelag.

Klimavariabler kan i utgangspunktet betraktes som påvirkningsindikatorer som ikke direkte angir egenskaper ved økosystemet (jf. **boks 1**). Vi har derfor valgt å bruke klimavariabler (dvs. månedsmiddeltemperaturer for kaldeste og varmest måned) som en illustrasjon på denne typen påvirkning, uten å skalere verdiene og sammenstille dem med indikatorer for økosystemtilstanden. Vi har mottatt klimavariabler fra met.no fra 1961 (eller tidligere) og fram til 2018. Disse omfatter modellerte temperaturdata for januar og juli for 1 x 1 km²-ruter. Vi har beregnet temperaturanomali (dvs. avvik fra klimanormalen 1961-1990) pr. rute for alle år med data (1960-2018), og deretter beregnet gjennomsnittlig avvik. Klimaindikatoren for Trøndelag gir derfor et oversiktsbilde over temperaturavvik i januar og juli relativt til gjennomsnittlig temperatur i perioden 1961-1990. Dette illustrerer relative temperaturendringer for økosystemene i Trøndelag (se kap. 3.4).

3.2 Fastsetting av grenseverdier og fenomener for god økologisk tilstand

Fastsetting av grenseverdier. For å gjennomføre vurderinger av økologisk tilstand basert på indeksprotokollen er det nødvendig å etablere referanse- og grenseverdier for hver enkelt indikator som en del av metodeutviklingen som gjøres på forhånd, før vurdering av økologisk tilstand (jf. kap. 2.3). For indikatoren har vi tatt utgangspunkt i referanse- og grenseverdier beskrevet i Nybø et al. (2018), der referanseverdiene er indikatorennes antatte verdi i intakt natur (referanse-tilstanden). Referanseverdiene er fastsatt ut fra litteratur, overvåkingsdata og ekspertvurderinger av indikatorverdier i sammenlignbare områder med lav menneskeskapt påvirkning. Der referanseverdier er utviklet gjennom arbeidet med naturindeks, er disse benyttet. For de fleste indikatoren er grenseverdiene satt til 60 % av referanseverdien, se tabeller i hvert økosystemkapittel for konkrete referanse- og grenseverdier (Nybø et al. 2018). Videre gir **vedlegg 2** detaljert informasjon om hver enkelt indikator.

For vegetasjonens indikatorverdi for ulike påvirkninger har det vært gjennomført et eget prosjekt som modellerer referanse- og grenseverdier (Töpfer et al. 2018). For tilførsel av nitrogen er referanse- og grenseverdier (tålegrenser) utviklet i tidligere prosjekter (se Austnes et al. 2018, Bobbink & Hettelingh 2011). For areal med fravær av fremmede arter, problemarter og vedplanter er grenseverdiene satt med bakgrunn i ekspertenes kunnskap basert på litteratur, utviklingsprosjekter og etablert internasjonal kunnskap. Alle skalerte grenseverdier er satt til 0,6 av den skalerte referanseverdien, men det er viktig å være klar over at dette ikke innebærer at alle uskalerte grenseverdier er 60 % av den uskalerte referanseverdien, se kapittel 2.3 og 3.3 for mer omtale. De samme referanse- og grenseverdiene benyttes for både indeks- og fagpanelprotokollen.

Fastsetting av fenomener. Fagpanelprotokollen krever at man som en del av selve tilstandsvurderingen spesifiserer en sammenheng mellom endringer i indikatorverdier og avvik fra god økologisk tilstand, kalt et 'fenomen', her definert som '*en biologisk betydelig endring i indikatorverdi, med retningsangivelse, som kan tilskrives en eller flere menneskelige påvirkningsfaktorer*'. Vurderingen og utvalget av fenomener og datagrunnlag gjøres for hver enkelt tilstandsvurdering og hvert økosystem av et bredt sammensatt fagpanel bestående av personer med ekspertise på det aktuelle økosystemet. Den er basert på en oppsummering av datagrunnlagets kvalitet, statistisk analyse av indikatorverdier og endringer i disse, samt en formalisert beskrivelse av hvordan hver indikator forventes å endre seg i retning dårligere tilstand som følge av påvirkning fra de menneskeskapede driverne i økosystemet. Det er utviklet forslag til fenomener for alle indikatorer for fjell (se kap. 3.5).

3.3 Skalering

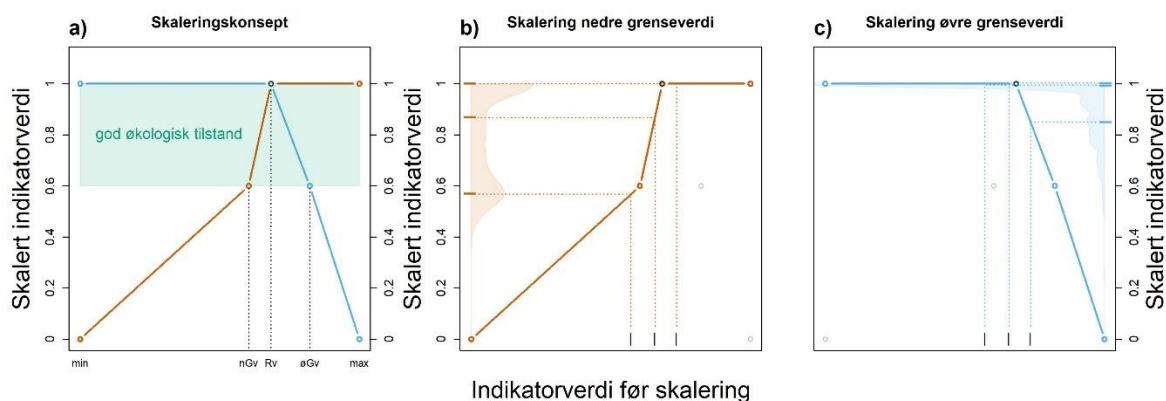
Dataene som indikatorene bygger på, blir målt og registrert med ulike måleenheter. For å kunne sammenligne tilstanden gitt ved ulike indikatorer og sammenstille disse til et samlet kvantitativt mål for tilstanden, må de oversettes til en sammenlignbar enhet (jf. kap. 2.3). Dette gjøres ved å skalere ('oversette') alle indikatorverdier til en verdi mellom 0 og 1, der 0 er indikatorens verdi (eller fravær) i et økosystem i svært dårlig ('ødelagt') tilstand og 1 er indikatorens verdi i referansetilstanden (= referanseverdien). Dette innebærer at alle skalerte verdier som er lavere enn 1, indikerer at tilstanden for indikatoren er lavere enn i referansetilstanden. Uskalerte indikatorverdier som er høyere enn uskalert referanseverdi, settes til 1. Prosedyren for skalering følger således naturindeksens rammeverk, for detaljer se Pedersen & Nybø (2015).

For noen indikatorer er imidlertid ikke denne skaleringsmetoden tilstrekkelig, da både høye og lave indikatorverdier kan indikere at indikatorens tilstand er dårligere enn i referansetilstanden. Det er utfordrende å sette grenseverdier for god økologisk tilstand for slike indikatorer. I pilotprosjektet gjelder dette indikatoren for hjorteviltbestander i skog og vegetasjonens indikatorverdier for lys, fuktighet, nitrogen og pH (dvs. Ellenbergs indikatorverdier, jf. Töpfer et al. 2018). Svært høye nivåer av hjortevilt kan være et resultat av forvaltningsbeslutninger, f.eks. knyttet til jaktutøvelsen (rettet avskyting) og regulering av rovviltbestander. Store elgbestander kan videre ha negativ påvirkning på det biologiske mangfoldet, bl.a. ved overbeiting av rogn, osp og selje (Myking et al. 2013). Disse treslagene er viktige habitater eller ressurser for en rekke arter av sopp, lav, moser, insekter og fugler. Vi har her valgt å skalere høye hjorteviltbestander som negativt, dvs. gi indikatoren en verdi lavere enn 1 når bestandene overstiger referanseverdien. Referanseverdien er den samme (70 elgekvivalenter pr. km²) for både høye og lave bestander, der øvre grenseverdi (98 elgekvivalenter pr. km²) settes lik referanseverdien pluss differansen mellom referanseverdien og den nedre grenseverdien (42 elgekvivalenter pr. km²). Dette innebærer at når hjorteviltbestander er høyere enn 98 elgekvivalenter pr. km², overskrider dette grenseverdien for god tilstand. Dersom hjorteviltbestander er lavere enn 42 elgekvivalenter pr. km², som kan forekomme f.eks. ved for høyt jakttrykk, predasjon eller endret tilgang på mat, er også tilstanden forringet. Tilnærmingen er pragmatisk, dvs. at man kan forbedre presisjonen i både øvre og nedre grenseverdi med et økt kunnskapsnivå.

Indikatorer som er basert på vegetasjonens artssammensetning, dvs. vegetasjonens indikatorverdier for lys, fuktighet, nitrogen og pH (dvs. Ellenbergs indikatorverdier), har en lignende utfordring. Abiotiske forhold som lystilgang, fuktighet, nitrogen og pH preger artssammensetningen i et plantesamfunn, og endringer i disse faktorene endrer plantesamfunnet, uansett hvilken retning endringen i den abiotiske faktoren skjer. Plantesamfunnet i en semi-naturlig eng vil f.eks. endre seg til høyere dekning av fuktighetskrevende arter hvis enga blir fuktigere, og til høyere dekning av tørketålende arter hvis enga blir tørrere. Hver naturtypes krav til disse abiotiske faktorene kjennetegnes selvfølgelig av en begrenset variabilitet. Derfor blir referansetilstanden for vegetasjonens indikatorverdier uttrykt gjennom naturtypespesifikke fordelinger (på nivået til 1:5000 kartleggingsenheter i NiN), der medianen utgjør referanseverdien og 0,025- og 0,975-kvantilene (dvs. 95 %-konfidensintervallet) utgjør den nedre og øvre grenseverdien for god tilstand (jf. Töpfer et al. 2018, Tingstad et al. 2019). Hvis endringen i plantesamfunnet gir en indikatorverdi høyere enn den øvre grenseverdien eller lavere enn den nedre grenseverdien, så anses naturtypens økologiske funksjon som endret utover dens naturlige variabilitet. Dette indikerer forringet økologisk tilstand. Faktorene som kan ha ført til en slik endring, kan være forskjellige om man overskrider øvre eller nedre grenseverdi (enga i eksempelet vårt kan bli fuktigere pga. økt nedbør, men den kan også bli tørrere pga. mindre nedbør eller drenering). Skaleringen av verdier i disse indikatorene skjer på to måter, henholdsvis i forhold til nedre og øvre grenseverdi (**figur 4**).

Skalering i forhold til nedre grenseverdi skjer på samme måte som nevnt over. Alle verdier som er større eller lik referanseverdien blir satt til 1, nedre grenseverdi settes til 0,6, mens vegetasjonens laveste mulige indikatorverdi på Ellenberg-skalaen utgjør skalert 0-verdi. Skalering i forhold til øvre grenseverdi skjer etter samme prinsipp. Alle verdier som er mindre eller lik referanse-

verdien, settes til 1, øvre grenseverdi settes til 0,6, og vegetasjonens maksimumsverdi på Ellenberg-skalaen utgjør skalert 0-verdi. Siden alle referansefordelingene pr. definisjon er unimodale (Töpfer et al. 2018), så kan bare én av de to tilnærmingene vise dårlig tilstand, mens det er fullt mulig at begge kan vise god tilstand. For vegetasjonens indikatorverdier betyr det i praksis at det er to mulige vegetasjonsindikatorer pr. analyse. Begge evalueres alltid, men kun den med laveste skalerte verdi brukes videre, fordi denne definerer det største avvik fra referansetilstanden (figur 4).

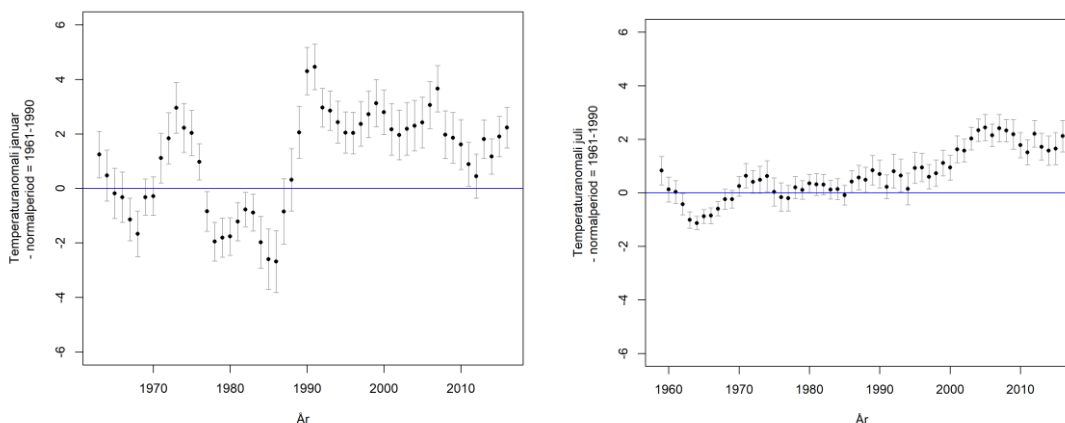


Figur 4. Illustrasjon på hvordan skalering av indikatorverdier utføres i forhold til øvre (øGv) og nedre grenseverdi (nGv) i en tosidig indikator. a) viser hvordan referanseverdien (Rv) og grenseverdiene (både nedre og øvre) skaleres til respektive 1 og 0,6, og minimums- og maksimumsverdi skaleres til 0. Den oransje og den blå linjen illustrerer hvordan indikatorverdier skaleres i henhold til nedre og øvre grenseverdi. Skalerte verdier mellom 0,6 og 1 representerer god økologisk tilstand. I figur b) og c) illustrerer de stiplede linjene skaleringen av tre indikatorverdier (vertikale streker nederst på x-aksen) i forhold til den nedre (b) og den øvre (c) grenseverdien, der de skalerte verdiene vises som horisontale streker på y-aksene. Her er gjennomsnittet for de skalerte verdiene lavere i (b) enn i (c). Dette blir særlig tydelig når man sammenligner fordelingene som de tre eksempelobservasjoner er trukket fra (oransje og blå polygoner på y-aksene). Dermed er skaleringen i forhold til nedre grenseverdi i (b) den som er mest relevant for evaluering av god økologisk tilstand i dette eksempelet og som skal inngå i vurdering av veid gjennomsnitt.

3.4 Indeksprotokollen - samlet vurdering av økologisk tilstand i Trøndelag

Dette kapitlet sammenfatter resultatene fra den samlede vurderingen av økologisk tilstand i økosystemene i Trøndelag, basert på indeksprotokollen med gjennomsnitts- og 'verste styrer'-tilnærmingene. Indeksprotokollen er testet for fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark. Indikatorer og referanse- og grenseverdier som ligger til grunn for å teste protokollen, er oppsummert i egne tabeller presentert for hvert økosystem. Datagrunnlaget for våtmark og semi-naturlig mark er begrenset, og kun indikatoren fravær av tekniske inngrep i våtmark har en tidsserie. Detaljert beskrivelse av datagrunnlaget for hver indikator er gitt i **vedlegg 2**.

Data over klimaendringer kan være nyttig bakgrunnsinformasjon for å tolke indikatorverdier og samlet økologisk tilstand. **Figur 5** viser at klimaet har blitt varmere i Trøndelag både sommer og vinter. Januartemperaturen varierer mer enn jultemperaturen, og januartemperaturen viser en diskontinuitet over tid, der den ligger gjennomgående høyere etter 1990 enn før. Sommertemperaturen viser en mer gradvis endring, spesielt for en periode med økende verdier på 2000-tallet. Siden ca. 1990 har både januar- og jultemperaturer konsekvent ligget over normalen.



Figur 5. Gjennomsnittlig avvik i månedsmiddeltemperatur fra gjennomsnittet for perioden 1961-1990 (blå linje) for januar (venstre) og juli (høyre) i Trøndelag (grå vertikale linjer viser +/- 95 % konfidensintervall). Hvert punkt representerer et flytende gjennomsnitt over fem år, dvs. gjeldende år +/- 2 år. Dataene er gjennomsnitt av modellerte verdier fra Meteorologisk institutt for alle ruter på 1 km² i Trøndelag.

3.4.1 Fjell

Hovedøkosystemet fjell er bioklimatisk definert til fastmarksområdene over skoggrensen og mangler således et sammenhengende tresjikt. Store arealer mangler også buskvegetasjon. Den potensielle (klimatiske) skoggrensen er primært bestemt av temperaturen om sommeren og vekstsesongens lengde, men også vind og nedbør er sterkt medvirkende klimaparametere (Halvorsen et al. 2016). I fagsystemet for økologisk tilstand defineres fjell som områdene over den klimatiske skoggrensen og sør for den lavarktiske sonen i Finnmark, dvs. det som tilhører den alpine sonen. Arealer med is og permanente snøfonner, samt våtmark, inngår ikke i definisjonen av fjell i fagsystemet for økologisk tilstand. Klimaet har stor betydning for arter og naturtyper i fjellet. I tillegg påvirkes fjelløkosystemet av menneskeskapt forstyrrelser og endringsprosesser som arealbruk og fragmentering, beskatning og forurensing.

Indikatorer og datakilder for fjell

Datagrunnlaget for fjell i pilottesten i Trøndelag er oppsummert i **tabell 1**. Referanseverdier er utviklet gjennom mange prosjekter knyttet til naturindeks. I tillegg er referanse- og grenseverdier hentet fra litteratur, ekspertvurderinger og tidligere utviklingsprosjekter (Nybø et al. 2018, Töpper et al. 2018).

Resultat for fjell basert på indeksprotokollen

Figur 6 viser resultatet for de enkelte indikatorene, for hver av egenskapene for økologisk tilstand og for fjelløkosystemet samlet. Vi ser at den økologiske tilstanden i fjellet i Trøndelag ligger rett over grensen for god, men usikkerheten i datamaterialet indikerer at tilstanden også kan være rett under god tilstand. Årsaken til at samlet tilstandsverdi ikke vurderes som høyere, er spesielt de lave bestandene av fjellrev og jerv. Bestanden av villrein er lav i noen villreinområder, og god i andre. I snitt er villreinbestandene i Trøndelag noe lavere enn grenseverdiene for god tilstand. Lirype er vurdert som 'nær truet' på den norske rødlisten for arter pga. bestandsreduksjon (Henriksen & Hilmo 2015). I Trøndelag vurderes bestandsnivåene til lirype å være rett over grenseverdien for god tilstand. Det er svært lite fremmede karplantearter i fjellet i Trøndelag, og andelen fjellareal som er uten tekniske inngrep, er høy. Bestandstoppene av smågnagere i Trøndelag er lavere enn grenseverdien, men usikkerheten i estimatene er svært stor. Som forventet er ikke tålegrensene for nitrogen (tilført nitrogen) overskredet, og dette avspeiles også i vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen. Vegetasjonens indikatorverdi for lys er høyere enn grenseverdien, mens vegetasjonens indikatorverdi for pH er marginalt lavere enn den nedre grenseverdien for

Tabell 1. Oversikt over indikatorer som inngår i pilottesten for fjell i Trøndelag. RV referanseverdi, GV grenseverdi, GV_{nedre} angir nedre grenseverdi for god tilstand, $GV_{\overline{vre}}$ angir øvre grenseverdi for god tilstand, se kapittel 3.3 for forklaring. Måleenhet er oppgitt i tilknytning til referanse- og grenseverdiene. **Vedlegg 2** beskriver datasettene i detalj. Ulike biologiske sammenhenger som har betydning for indikatorenes verdi, omtales i samme vedlegg. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) - data hentet fra pilotprosjekt i Trøndelag i 2018. Hvor godt indikatorene dekker de ulike egenskapene er diskutert i kap. 3.7.1.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet	Datasekk
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogentilførsel Klimaendring	RV: 1,24 – 3,56 GV_{nedre} : 1,14 – 3,39 $GV_{\overline{vre}}$: 1,36 – 3,74 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Opphør av beite, slått (gjengroing) Nitrogentilførsel Klimaendring	RV: 6,11 – 7,57 GV_{nedre} : 5,76 – 7,43 $GV_{\overline{vre}}$: 6,46 – 7,73 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Bestandsnivå fjellrev	Klima Tidligere bestandsregulering	RV: 160 GV: 96 Antall voksne ynglende fjellrev i alt egnet areal i Trøndelag	Overvåking av fjellrev
	Bestandsnivå jerv	Bestandsregulering	RV: 59 GV: 35 Antall voksne jerv i alt egnet areal i Trøndelag	Rovdata
	Bestandsnivå villrein	Klimaendring Arealfragmentering/ reduksjon Bestandsregulering	RV: 1,16-1,20 GV: 0,93-0,96 ² Vintertetthet av villrein (antall/km ²) i egnet areal i Trøndelag	Overvåking av villrein
	Smågnagere	Klimaendring	RF: 20 GV: 12 Gjennomsnittlig fangst per 100 felledøgn ved bestandstopper i en ti-årsperiode	Overvåking (TOV)
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Ingen indikatorer foreslått for egenskapen			
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Smågnagere	Klimaendring	Se over	
	Bestandsnivå liryper	Bestandsregulering Klimaendring	RV: 36 GV: 22 Antall liryper i høstbestand per km ² i egnet habitat	Overvåking (TOV, hønsefuglportalen)
Landskapsøkologiske mønstre	Arealandel uten tekniske inngrep ³	Tekniske inngrep	RV: 100 % GV: 60 % % areal uten tekniske inngrep i fjellet i Trøndelag	Totalt 5 nasjonale kartlegginger på ulike tidspunkt
Biologisk mangfold (genetisk mangfold, artssammensetning artsutskifting)	Bestandsnivå fjellrev	Klimaendring Tidligere bestandsregulering	Se over	Overvåking av ynglende fjellrev
	Bestandsnivå jerv	Bestandsregulering Arealbruk/ fragmentering	Se over	Rovdata
	Bestandsnivå villrein	Klimaendring Arealfragmentering/ reduksjon Bestandsregulering	Se over	Overvåking av villrein

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet	Datasett
	Smågnagere	Klimaendring	Se over	Overvåking (TOV)
	Bestandsnivå lirype	Bestandsregulering Klimaendring	Se over	Overvåking (TOV, hønsefuglportalen)
	Areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	Fremmede arter Klimaendring	RV: 100 GV: 95 % areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	ANO-dekningsgrad
Abiotiske forhold	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	Sur nedbør Kalking Klimaendring	RV: 2,46 – 6,15 GV _{nedre} : 2,31 – 5,86 GV _{øvre} : 2,61 – 6,43 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogentilførsel Klimaendring	Se over	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Opphør av beite, slått (gjengroing) Nitrogentilførsel Klimaendring	Se over	ANO-karplanter
	Tilført nitrogen	Nitrogentilførsel via luft	RV: 0 kg N per år GV: Tålegrensen er 5kg N per ha per år og indikatorverdien og tålegrensen multipliseres med totalt fjellareal N kg per år	Modellerte overskridelser

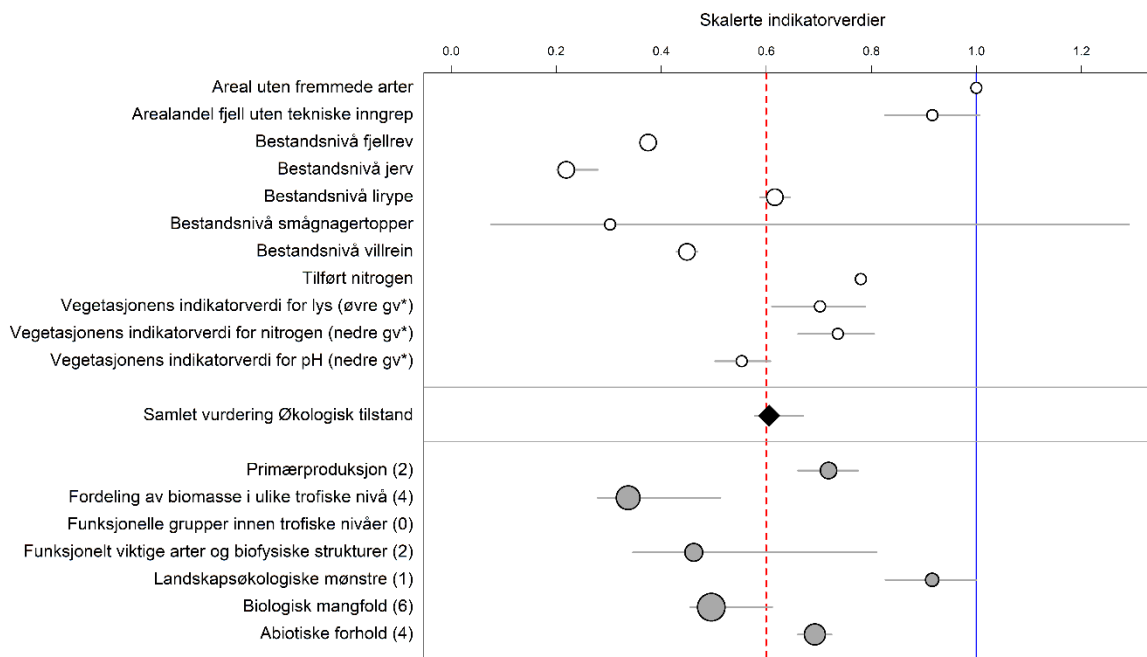
¹Varierer mellom NiN-kartleggingsenheter. Gjelder alle indikatorer basert på ANO-karplanter. Verdiene er uten måleenhet. ²Varierer mellom villreinområder. ³Områder 1 km fra tekniske inngrep.

god tilstand. Dette indikerer at jordsmonnet er litt surere enn hva det bør være i god økologisk tilstand. Det presiseres her at alle vegetasjonsindikatorerne, inkludert fravær av fremmede arter, baseres på et svært begrenset datasett fra uttesting av ANO sommeren 2018, og verdiene for disse indikatorene må tas med stort forbehold.

Egenskapene *Fordeling av biomasse i trofiske nivåer, Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* og *Biologisk mangfold* ligger under grenseverdien for god tilstand. De lave bestandsnivåene av jerv, fjellrev, smågnagere og villrein er hovedårsaken til disse lave verdiene. Bestandsnivåene av disse artene, med unntak av smågnagere, er i hovedsak knyttet til nåværende eller tidligere beskatning (se **tabell 1**). Tiltak for å øke bestandene av fjellrev og villrein i områder med lave bestandstall vil kunne være effektive for å forbedre tilstanden til disse egenskapene. Bestandstallene for jerv, som er nøye regulert gjennom rovviltforvaltningen, kan også økes gjennom en endret rovviltforvaltning, dersom en ønsker å forbedre tilstanden for indikatoren. Samlet vurdering av økologisk tilstand i fjellet i Trøndelag er 0,61 (95 % konfidensintervall: 0,58-0,67) vurdert ut fra indeksprinsippet.

Figur 7 presenterer resultatene for de ulike egenskapene i fjell. Verdiene er de samme som i **figur 6**, og de økologiske tolkingene av resultatet er dermed det samme.

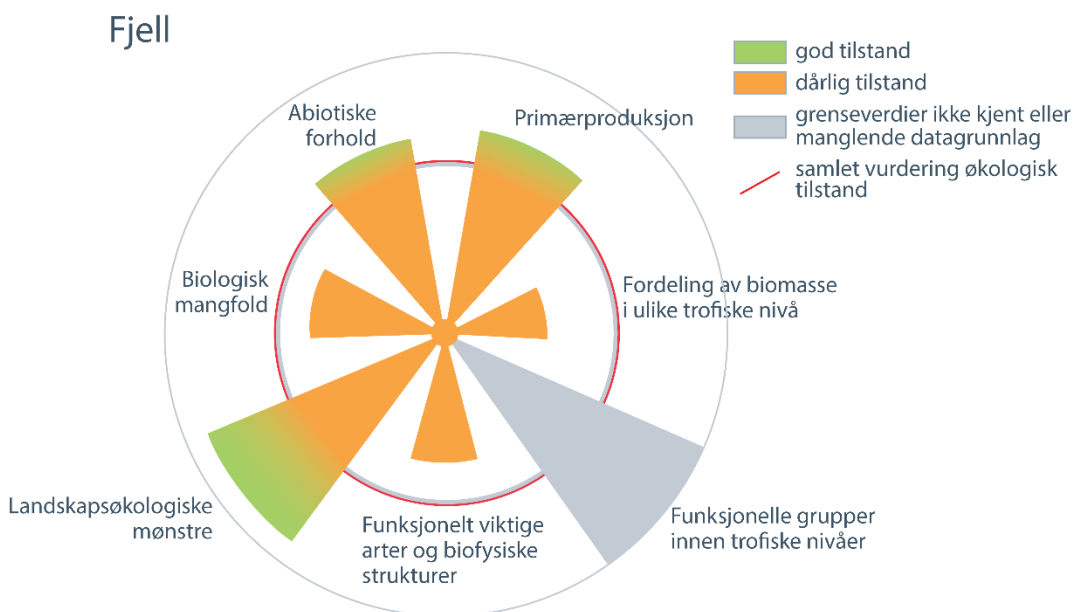
Vurdering av økologisk tilstand etter vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018) er basert på at gruppen av kvalitetselementer med lavest skalert gjennomsnittsverdi angir tilstanden for vannforekomsten ('verste styrer'). Tilsvarende vurdering basert på 'verste styrer'-prinsippet kan vi benytte her ved å la enten indikatoren med lavest skalert verdi eller egenskapen med



Figur 6. Økologisk tilstand for fjell vurdert ut fra indeksprotokollen. Skalerte verdier for indikatorer, egenskaper og samlet vurdering med tilhørende mål for usikkerhet (95 % konfidensintervall). Samlet vurdering er basert på uveid gjennomsnitt av de skalerte indikatorene. Blå linje representerer referanseverdi, mens stiple rød linje representerer grenseverdi for god økologisk tilstand. Størrelsen på sirkelene for indikatorer er basert på en kvalitativ vurdering av datakvalitet; større sirkler viser bedre datakvalitet (se **vedlegg 3**). Størrelsen på sirkler per egenskap indikerer hvor godt egenskapen kan sies å være dokumentert. Størrelsen reflekterer antall indikatorer og de inngående indikatorenes datakvalitet. Tall etter egenskapsnavn angir antall indikatorer som inngår, se **tabell 1**. *gv=grenseverdi, vegetasjonens indikatorverdier er tosidige indikatorer, dvs. indikatoren har både en nedre og en øvre grenseverdi. 'nedre gv*' betyr at den benyttede indikatorverdien er gjennomsnittlig lavere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den nedre grenseverdien, jf. kap 3.3) og 'øvre gv*' betyr at den benyttede indikatorverdien gjennomsnittlig er høyere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den øvre grenseverdien, jf. kap 3.3.

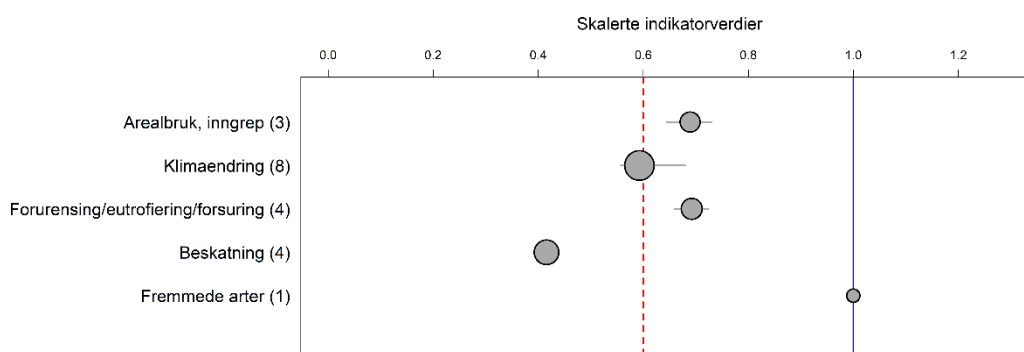
lavest tilstandsverdi bestemme tilstanden for økosystemet (jf. kap. 2.3). I **figur 6** og **7** ser vi at egenskapen *Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivåer* har lavest skalert verdi. Ved bruk av 'verste styrer'-prinsippet for egenskaper er altså den økologiske tilstanden i fjellet i Trøndelag lavere enn god (skalert verdi 0,34; 95 % konfidensintervall 0,28-0,51). Informasjonen om hvilken egenskap som har dårligst tilstand, framkommer også i **figur 6**. **Figur 7** gir en rask oversikt over hvilken egenskap som har lavest skalert verdi, og man får dermed umiddelbart informasjon også om tilstanden etter 'verste styrer'-prinsippet. Hvis tilstanden i hele økosystemet skal baseres på indikatoren med lavest verdi, vises også dette i **figur 6**, der alle indikatorene er representert. Hvis man i denne sammenhengen ekskluderer indikatorer med stor særlig usikkerhet (her smågnagere), blir det da bestandsnivået til jerv som angir den helhetlige vurderingen av tilstanden for fjell.

De skalerte indikatorverdiene kan også sammenstilles for å vise hvordan ulike påvirkningsfaktorer bidrar til den økologiske tilstanden for økosystemet. Ved å anslå hvilke indikatorer som særlig responderer på en gitt påvirkningsfaktor, kan gjennomsnittlig skalert verdi for de aktuelle indikatorene beregnes som et uttrykk for denne påvirkningsfaktorens bidrag til økosystemets tilstand. En indikator kan respondere på mer enn én påvirkningsfaktor. Her har vi valgt å la hver indikator telle like mye i beregningen av en påvirkningsfaktors tilstandsverdi, uavhengig av hvilke andre påvirkningsfaktorer indikatoren responderer på.



Figur 7. Økologisk tilstand i fjellet i Trøndelag, hvor ytre grå sirkel markerer skalert verdi for referansetilstanden (1) og indre grå sirkel markerer skalert nedre grense for god økologisk tilstand (0,6). Rød sirkel markerer samlet vurdering av økologisk tilstand i fjellet i Trøndelag. Egenskaper med skalerte verdier mindre enn indre grå sirkel viser graden av avvik fra god økologisk tilstand. De skalerte verdiene er identiske med de som vises i figur 6.

Figur 8 viser hvordan resultatet av en slik beregning av tilstandsværdien for de fem hovedgruppene av påvirkningsfaktorer kan framstå. Vi ser at det særlig er beskatning som trekker tilstandsværdien ned. For øvrige påvirkningsfaktorer ligger tilstandsværdiene nær eller over grenseverdien for god økologisk tilstand. Merk at vi som for egenskapene ved økosystemet har et begrenset antall indikatorer bak hver påvirkningsfaktor. Det er også usikkerhet knyttet til hvor klart indikatorene responderer på de ulike påvirkningsfaktorene. Resultatene som er vist i figur 8, må derfor ses på som en illustrasjon av metoden og ikke som et definitivt uttrykk for de ulike påvirkningsfaktorenes betydning for den økologiske tilstanden i fjell i Trøndelag.



Figur 8. Økologisk tilstand vurdert for indikatorer som er knyttet til ulike påvirkningsfaktorer i fjell, basert på indeksprotokollen. Skalerte verdier for påvirkningsfaktorer med tilhørende mål for usikkerhet (95 % konfidensintervall). Blå linje representerer referanseverdi (intakt økosystem uten tydelig menneskelig påvirkning), mens stiplet rød linje representerer grenseverdi for god økologisk tilstand. Størrelsen på symbolene reflekterer antall indikatorer og de inngående indikatorenes datakvalitet. Tall etter påvirkningsfaktorer angir antall indikatorer som inngår, se tabell 1.

3.4.2 Skog

Skog dekker knapt 40 % av fastlands-Norge og vel 40 % av arealet i Trøndelag. Skogens strukturelle elementer og det tilknyttede artsmangfoldet er vesentlig for de økologiske funksjonene i skog. Over halvparten av våre kjente norske arter er knyttet til skog. Skogen er et dynamisk system med lang historie med naturgitte klimaendringer og naturlig innvandring av arter etter siste istid. Parallelt er skogen endret av omfattende menneskelig påvirkning, av varierende intensitet og omfang i ulike deler av landet.

Indikatorer og datakilder for skog

Datagrunnlaget for skog i pilottesten i Trøndelag er oppsummert i **tabell 2**. Referanseverdier er utviklet gjennom mange prosjekter knyttet til naturindeks. I tillegg er referanse- og grenseverdier hentet fra litteratur, ekspertvurderinger og tidligere utviklingsprosjekter (Nybø et al. 2018, Töpper et al. 2018).

Resultat for skog basert på indeksprotokollen

Figur 9 viser at den økologiske tilstanden i skogen i Trøndelag ligger under grensen for god tilstand. Grunnlaget for denne vurderingen er lave nivåer av en rekke indikatorer: areal skog uten tekniske inngrep, areal biologisk gammel skog, total mengde død ved og mengde grov død ved, bestandsnivå av rovdyr, samt mengden rogn, osp og selje (ROS-arter). Data for disse indikatorene er hentet fra Landsskogtakseringen, Rovdata og Miljødirektoratets registrering av områder uten teknisk inngrep, og datadekningen anses som svært god. Skogbruk er omfattende i Trøndelag, og indikatorene med lave verdier er alle sterkt knyttet til skogbruk og bestandsregulering av rovvilt. Indikatorene som ligger over grenseverdien for god tilstand, er areal uten fremmede arter, bestandsnivå av hjortevilt, blåbærdekning, vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen og tilført nitrogen. Indikatoren areal uten fremmede arter og vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen stammer fra pilotprosjektet for arealrepresentativ naturovervåking, og datagrunnlaget er svakt. Øvrige indikatorer som har verdier over grenseverdi for god tilstand, har god datadekning.

Alle egenskaper unntatt *Primærproduksjon* og *Abiotiske forhold* ligger under grenseverdien for god tilstand. Skogbruk, infrastruktur og uttak av rovvilt er de viktigste årsakene til dette. Egenskapene *Primærproduksjon* og *Abiotiske forhold* ligger over grenseverdien for god tilstand. Tilførsel av luftbåren nitrogen har ikke overskredet tålegrensene. Samlet vurdering av økologisk tilstand i skog i Trøndelag er 0,48 (95 % konfidensintervall: 0,45-0,51) vurdert ut fra indeksprinsippet. Egenskapen *Landskapsøkologiske mønstre* har lavest skår. Dersom verste styrer-prinsippet legges til grunn, vil dermed tilstanden for hele økosystemet vurderes til samme verdi som *Landskapsøkologiske mønstre*, dvs. 0,27 (95 % konfidensintervall: 0,25-0,29).

Figur 10 presenterer resultatene for de ulike egenskapene i skog. Verdiene er de samme som i **figur 9**, og de økologiske tolkingene av resultatet er dermed de samme.

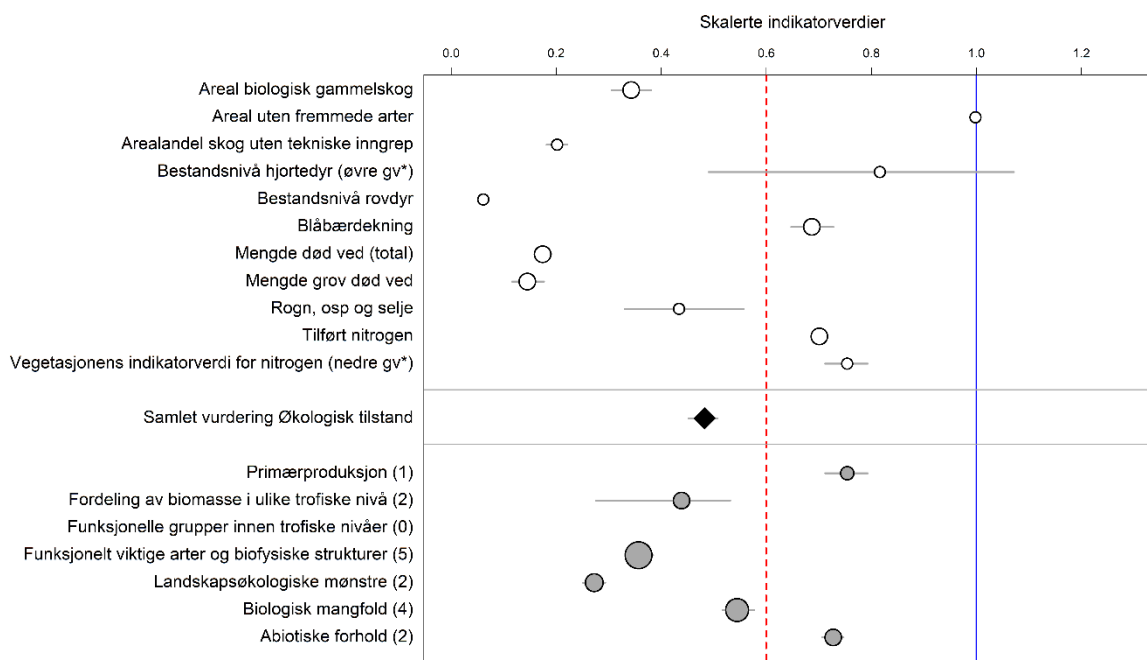
Som for fjell har vi også for skog beregnet gjennomsnittlig tilstandsverdi for påvirkningsfaktorer basert på de skalerte verdiene for indikatorer som er anslått å responderer klart på de ulike påvirkningsfaktorene. Resultatet er illustrert i **figur 11**. Her ser vi at det særlig er indikatorer påvirket av arealbruk og i litt mindre grad beskatning som ligger klart under grenseverdien for god økologisk tilstand. Tilstandsverdien for øvrige påvirkningsfaktorer ligger klar over grenseverdien. Som for fjell er det viktig å merke seg at dette er en foreløpig beregning basert på et begrenset indikatorsett, og ikke et endelig uttrykk for de ulike påvirkningsfaktorenes betydning for økologisk tilstand i skog i Trøndelag.

Tabell 2. Oversikt over indikatorer som inngår i pilottest for skog i Trøndelag. RV: referanseverdi, GV_{nedre} angir nedre grenseverdi for god tilstand, $GV_{øvre}$ angir øvre grenseverdi for god tilstand, se kapittel 3.3 for forklaring. Måleenhet er oppgitt i tilknytning til referanse- og grenseverdiene. **Vedlegg 2** beskriver datasettene i detalj. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) - data hentet fra pilotprosjekt i Trøndelag i 2018, LSK - landsskogtakseringen. Hvor godt indikatorene dekker de ulike egenskapene er diskutert i kap. 3.7.1.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet	Datasekk
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogen tilførsel Klimaendring	RV: 1,66 – 5,16 GV_{nedre} : 1,55 – 4,94 $GV_{øvre}$: 1,78 – 5,38 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Bestandsnivå av rovdyr	Bestandsregulering	RV: 2372 GV: 1423 Antall gaupe-ekvivalenter i skog i Trøndelag	Rovdata
	Bestandsnivå av hjortevilt	Bestandsregulering av elg og hjort Rovviltbestand Skogbruk Klimaendring	RV: 70 GV_{nedre} : 42 $GV_{øvre}$: 98 Antall elg-ekvivalenter per km ²	Hjorteviltovervåking
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Ingen indikatorer foreslått for denne egenskapen			
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Total mengde død ved	Skogbruk	RV: lav bonitet 42, middels bonitet 72, høy bonitet 123 GV: lav bonitet 25, middels bonitet 43, høy bonitet 74 Volum død ved > 10 cm i diameter m ³ / ha	LSK
	Mengde rogn, osp og selje (ROS-arter) i produktiv skog	Skogbruk Bestandsnivå av hjortevilt	RV: 7,0 GV: 4,2 Volum m ³ /ha	LSK
	Areal biologisk gammel skog	Skogbruk	RV: 60 GV: 36 % areal av all skog	LSK
	Mengde grov død ved	Skogbruk	RV: lav bonitet 17, middels bonitet 29, høy bonitet 49 GV: lav bonitet 10, middels bonitet 17, høy bonitet 30 Volum død ved > 30 cm i diameter m ³ / ha	LSK
	Blåbærdekning	Skogbruk Klimaendring N-tilførsel	RV: 12,5 GV: 7,5 Gjennomsnittlig prosent dekning av blåbær	LSK
Landskaps-økologiske mønstre	Arealandel uten tekniske inngrep ²	Tekniske inngrep	RV: 100 % GV: 60 % % areal uten tekniske inngrep i skog i Trøndelag	Totalt 5 nasjonale kartlegginger på ulike tidspunkt
	Areal biologisk gammel skog	Skogbruk	Se over	LSK
Biologisk mangfold (genetisk mangfold,	Mengde rogn, osp og selje (ROS-arter)	Skogbruk Bestandsnivå av hjortevilt	Se over	LSK
	Bestandsnivå av rovdyr	Bestandsregulering	Se over	Rovdata

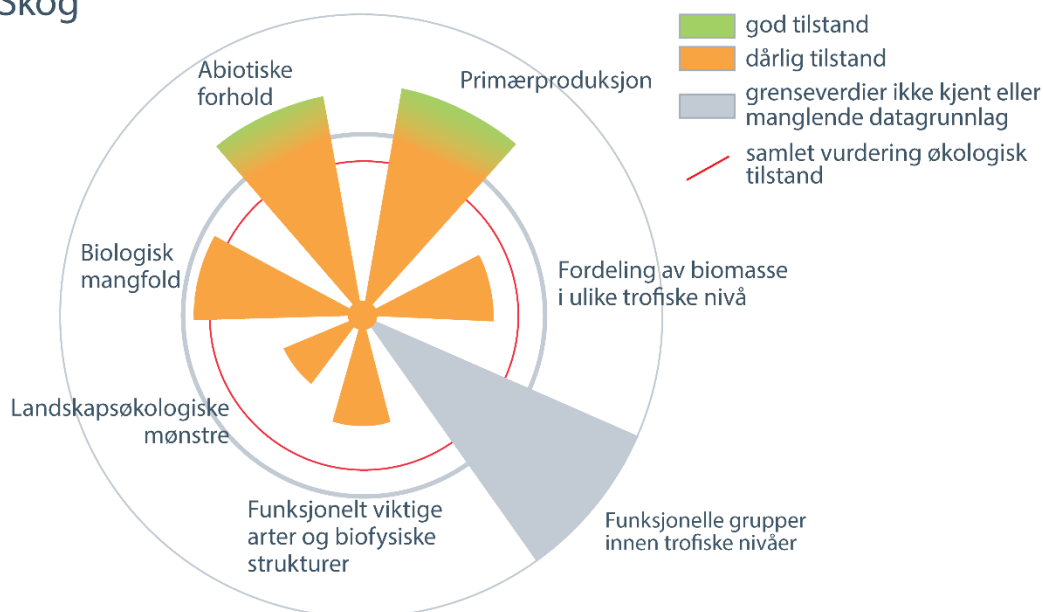
Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet	Datsett
artssammen- setning artsut- skifting)	Blåbærdekning	Skogbruk Klimaendring N-tilførsel	Se over	LSK
	Areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	Fremmede arter Klimaendring	RV: 100 % GV: 95 % % areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	ANO-dekningsgrad
Abiotiske forhold	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogen tilførsel Klimaendring	se over	ANO-karplanter
	Tilført nitrogen	Nitrogen tilførsel via luft	RV: 0 kg N per år GV: Tålegrensen er 5kg N per ha per år og indikatorverdien og tålegrensen multipliseres med totalt skogareal N kg per år	Modellerte overskridelser

¹Variere mellom NiN-kartleggingsenheter. Gjelder alle indikatorer basert på ANO-karplanter. Verdiene er uten måleenhet, ²Områder 1 km fra tekniske inngrep.

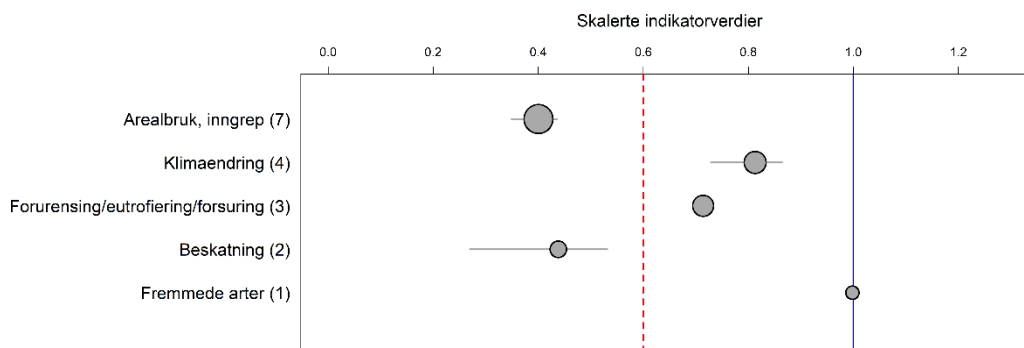


Figur 9. Økologisk tilstand i skog i Trøndelag vurdert ut fra indeksprotokollen. Skalerte verdier for indikatorer, egenskaper og samlet vurdering med tilhørende usikkerhet (95 % konfidensintervall). Samlet vurdering er basert på uveid gjennomsnitt av de skalerte indikatorene. Blå linje representerer referanseverdi, mens stiplet rød linje representerer nedre grenseverdi for god økologisk tilstand. Størrelsen på sirklene for indikatorer er basert på en kvalitativ vurdering av datakvalitet; større sirklener viser bedre datakvalitet (se **vedlegg 3**). Størrelsen på sirklener per egenskap indikerer hvor godt egenskapen kan sies å være dokumentert. Størrelsen reflekterer antall indikatorer og de inngående indikatorenes datakvalitet. Tall etter egenskapsnavn angir antall indikatorer som inngår. *gv=grenseverdi, bestandsnivå hjortedyr og vegetasjonens indikatorverdier er tosidige indikatorer, dvs. at indikatoren har både en nedre og en øvre grenseverdi. 'nedre gv*' betyr at den benyttede indikatorverdien er gjennomsnittlig lavere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den nedre grenseverdien, jf. kap 3.3) og 'øvre gv*' betyr at den benyttede indikatorverdien gjennomsnittlig er høyere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den øvre grenseverdien, jf. kap 3.3.

Skog



Figur 10. Økologisk tilstand i skog i Trøndelag, hvor ytre grå sirkel markerer skalert verdi for referansetilstanden (1) og indre grå sirkel markerer skalert grenseverdi for god økologisk tilstand (0,6). Rød sirkel markerer samlet vurdering av økologisk tilstand i skog i Trøndelag. Egenskaper med verdier mindre enn indre grå sirkel viser at tilstanden i skog er dårligere enn grenseverdien for god økologisk tilstand. De skalerte verdiene for egenskapene er identiske med de som vises i figur 9.



Figur 11. Økologisk tilstand vurdert for indikatorer som er knyttet til ulike påvirkningsfaktorer i skog, basert på indeksprotokollen. Skalerte verdier for påvirkningsfaktorer med tilhørende mål for usikkerhet (95 % konfidensintervall). Blå linje representerer referanseverdi (intakt økosystem uten tydelig menneskelig påvirkning), mens stiplede røde linjer representerer grenseverdi for god økologisk tilstand. Størrelsen på symbolene reflekterer antall indikatorer og de inngående indikatorernes datakvalitet. Tall etter påvirkningsfaktorer angir antall indikatorer som inngår, se tabell 1.

3.4.3 Våtmark

Våtmark ble i rapporten fra ekspertrådet (Nybø & Evju 2017) definert som i NiN 2.1: «*mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller med så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil vann-tilgang forekommer rikelig*» (Halvorsen et al. 2016). Basert på dette definerte ekspertrådet de tre nivå-2 enhetene myr og kilde, semi-naturlig myr og våteng og sumpskog, og av praktiske hensyn ble helofyttsump tatt med i tillegg. For en mer utførlig diskusjon av definisjoner og avgrensinger av våtmark, viser vi til Vedlegg 4 i Nybø & Evju (2017). Tre faktorer og samspillet mellom dem er spesielt viktige i våtmark: Hydrologi, vegetasjon og substrat (fysisk og kjemisk miljø). I myr er hydrologi og høy vannstand helt dominerende viktig (Flatberg 2013, Joosten & Clarke 2002, Rydin & Jeglum 2013). Grøfting, oppdyrking og nedbygging er de viktigste påvirkningsfaktorene, og i tillegg er opphør av hevd viktig i semi-naturlige naturtyper (Lyngstad et al. 2018).

Indikatorer og datakilder for våtmark

Datagrunnlaget for våtmark i pilottesten i Trøndelag er oppsummert i **tabell 3**. Alle indikatorer for våtmark, unntatt tilførsel av nitrogen og areal uten tekniske inngrep, stammer fra pilotprosjektet av arealrepresentativ naturovervåking (ANO) i Trøndelag i 2018. ANO-pilot registrerte 24 flater med våtmark i Trøndelag (Tingstad et al. 2019). Datagrunnlaget for disse indikatorene anses derfor å være svakt. Referanseverdier er utviklet gjennom mange prosjekter knyttet til naturindeks. I tillegg er referanse- og grenseverdier hentet fra litteratur, ekspertvurderinger og tidligere utviklingsprosjekter (Nybø et al. 2018, Töpfer et al. 2018).

Resultat for våtmark basert på indeksprotokollen

Vegetasjonens skalerte indikatorverdier for fuktighet, lys, nitrogen og pH bygger på registreringer gjort i 10 flater i myr og kilde (totalt 85 m² ruteanalyser) i pilotprosjektet Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) i Trøndelag i 2018 (Tingstad et al. 2019). Disse fire indikatorene ligger alle over grenseverdi for god tilstand og tilsier lite negative påvirkninger fra drenering, gjengroing, nitrogentilførsel eller forsuring (**figur 12**). Imidlertid er mye myr drenert i Trøndelag, noe som disse resultatene ikke avspeiler. Dessuten mangler data fra nivå-2 enhetene semi-naturlig myr og våteng, sumpskog og helofyttsump i dette datasettet. Resultatene for vegetasjonens indikatorer kan derfor ikke sees på som representative for våtmark i Trøndelag.

Det er også registrert lite fremmede karplanter i våtmark i Trøndelag. Resultatet indikerer at fremmede arter med høy risiko er et lite problem i myr og kilde i Trøndelag. Det er imidlertid viktig å understreke at datagrunnlaget for å vurdere økologisk tilstand i våtmark ikke er representativt for flere av våtmarkstypene på nivå-2, jf. diskusjonen over.

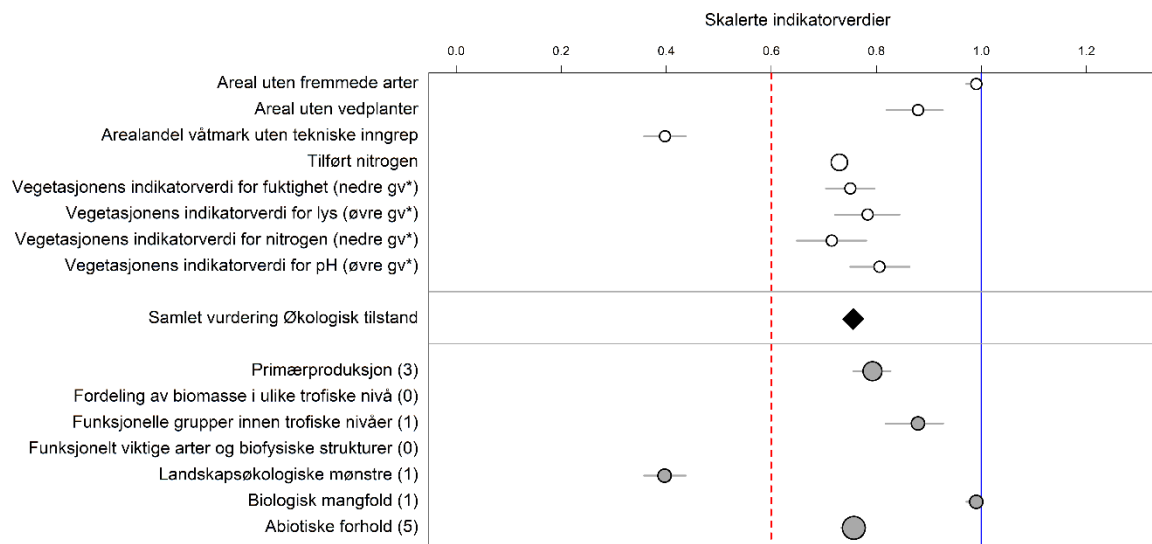
Kun egenskapen *Landskapsøkologiske mønstre* ligger under grenseverdien for god tilstand. Indikatoren som ligger til grunn for denne egenskapen, areal av våtmark uten tekniske inngrep, er basert på data fra Miljødirektoratet og AR5/AR50 kartgrunnlag for myr. Kartgrunnlaget for myr dekker i praksis kun myr med torvdybde på > 30 cm og inkluderer dermed ikke grunn myr. Semi-naturlig våtmark, helofyttsump og sannsynligvis sumpskog er underrepresentert i AR5/AR50. Indikatoren viser imidlertid at arealinngrep og fragmentering er omfattende i myr og kilde. For de øvrige egenskapene er ikke datagrunnlaget tilstrekkelig til å konkludere noe om tilstand.

Uten data fra ANO-pilotprosjektet ville vurdering av økologisk tilstand i våtmark i Trøndelag vært basert på to indikatorer som i liten grad dekker alle egenskaper for økologisk tilstand. Det **figur 12** først og fremst viser, er dermed behovet for å få etablert et bedre datagrunnlag gjennom overvåking av våtmark. Mangel på gode data for indikatorene og egenskapene er også årsaken til at vi ikke presenterer stjernefiguren for våtmark.

Tabell 3 Oversikt over indikatorer som inngår i pilottest for våtmark i Trøndelag. RV: referanseverdi, GV_{nedre} angir nedre grenseverdi for god tilstand, $GV_{øvre}$ angir øvre grenseverdi for god tilstand, se kapittel 3.3 for forklaring. Måleenhet er oppgitt i tilknytning til referanse- og grenseverdiene. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) - data hentet fra pilotprosjekt i Trøndelag i 2018. ANO-karplanter – data fra ruteanalyser, ANO-dekningsgrad – data fra dekningsanalyser. Hvor godt indikatorene dekker de ulike egenskapene er diskutert i kap. 3.7.1.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi (Grenseverdi)	Datasekk
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) ¹	Nitrogentilførsel Klimaendring	RV: 1,18 – 5,15 GV_{nedre} : 1,07 – 4,95 $GV_{øvre}$: 1,35 – 5,34 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Opphør av beite, slått (gjengroing) Nitrogentilførsel Klimaendring	RV: 5,78 – 7,89 GV_{nedre} : 5,33 – 7,52 $GV_{øvre}$: 6,28 – 8,14 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Areal uten dekning av vedplanter	Klimaendring Opphør av beite, slått (gjengroing) Drenering	Verdier varierer med nivå-2 enheter innen våtmark ² % areal uten vedplanter	ANO-dekningsgrad
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Ingen indikatorer foreslått for denne egenskapen			
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Areal uten dekning av vedplanter	Klimaendring Opphør av beite, slått (gjengroing) Drenering	Se over	ANO-dekningsgrad
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Ingen indikatorer foreslått for denne egenskapen			
Landskapsøkologiske mønstre	Arealandel uten tekniske inngrep	Tekniske inngrep	RV: 100 GV: 60 % areal uten tekniske inngrep	Totalt 5 nasjonale kartlegginger på ulike tidspunkt
Biologisk mangfold	Areal uten fremmede plantearter	Fremmede arter Klimaendring	RV: 100 GV: 95 % areal uten vedplanter	ANO-dekningsgrad
Abiotiske forhold	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogentilførsel Klimaendring	se over	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Opphør av beite og slått (gjengroing) Nitrogentilførsel Klimaendring	se over	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet (Ellenberg F)	Klimaendring (tørke) Drenering	RV: 6,63 – 8,83 GV_{nedre} : 6,44 – 8,20 $GV_{øvre}$: 6,79 – 9,59 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	Sur nedbør Kalking Klimaendring	RV: 1,38 – 5,85 GV_{nedre} : 1,20 – 5,69 $GV_{øvre}$: 1,74 – 6,02 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Tilført nitrogen	Nitrogentilførsel via luft	RV: 0 kg N per år GV: Tålegrensen er 5kg N per ha per år og indikatorverdien og tålegrensen multipliseres med totalt myrareal N kg per år	Modellerte overskridelser

¹Variierer mellom NiN-kartleggingsenheter. ²Eksakte verdier framkommer i Nybø et. al (2018).



Figur 12. Økologisk tilstand i våtmark i Trøndelag vurdert ut fra indeksprotokollen. Skalerte verdier for indikatorer, egenskaper og samlet vurdering med tilhørende usikkerhet (95 % konfidensintervall). Samlet vurdering er basert på uveid gjennomsnitt av de skalerte indikatorene. Blå linje representerer referanseverdi, mens stiptet rød linje representerer nedre grenseverdi for god økologisk tilstand. Størrelsen på sirklene for indikatorer er basert på en kvalitativ vurdering av datakvalitet; større sirklener viser bedre datakvalitet (se **vedlegg 3**). Størrelsen på sirklener per egenskap indikerer hvor godt egenskapen kan sies å være dokumentert. Størrelsen reflekterer antall indikatorer og de inngående indikatorenes datakvalitet. Tall etter egenskapsnavn angir antall indikatorer som inngår. *gv=grenseverdi, vegetasjonens indikatorverdier er tosidige indikatorer, dvs. indikatoren har både en nedre og en øvre grenseverdi. 'nedre gv' betyr at den benyttede indikatorverdien er gjennomsnittlig lavere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den nedre grenseverdien, jf. kap 3.3) og 'øvre gv' betyr at den benyttede indikatorverdien gjennomsnittlig er høyere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den øvre grenseverdien, jf. kap 3.3.

3.4.4 Semi-naturlig mark

Semi-naturlig mark ble av Ekspertrådet (Nybø og Evju 2017) definert som i NiN (Halvorsen et al. 2016, s. 253): «*økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebettinget forstyrrelse at økosystemfunksjon, økosystemstruktur og økosystemtjenester endres vesentlig, men uten at systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system*». Hovedøkosystemet semi-naturlig mark er formet gjennom interaksjoner mellom de gitte naturressursene og menneskers bruk over tid. Naturgitte forhold, slik som berggrunn, topografi, klima, jordsmonn og naturlig vegetasjon, har vært med på å forme hvordan mennesker har kunnet bruke landskapet. Bruken har så igjen påvirket noen av de naturlige forutsetningene og formet naturtypene (Moen 1998). Ekspertrådet har valgt også å følge NiNs inndeling av semi-naturlig mark i fire hovedtyper (nivå 2-enheter): semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng, boreal hei og kystlynghei. Da disse hovedtypene til dels har svært forskjellig økologi, vil noen av indikatorene som er utviklet, være spesifikke for enkelte av dem. For nærmere beskrivelser av hovedøkosystem og nivå 2-enheter se Nybø & Evju (2017).

Indikatorer og datakilder for semi-naturlig mark

Datagrunnlaget for semi-naturlig mark i pilottesten i Trøndelag er oppsummert i **tabell 4**. I alt ni av 14 indikatorer i semi-naturlig mark stammer fra pilotprosjektet arealrepresentativ naturovervåking (ANO) i Trøndelag i 2018. ANO-pilot registrerte 14 flater totalt med semi-naturlig mark, hvorav 2 flater med kystlynghei, 8 flater med semi-naturlig eng og 4 flater med boreal hei. Det

Tabell 4. Oversikt over indikatorer som inngår i pilottest for semi-naturlig mark i Trøndelag. RV: referanseverdi, GV_{nedre} angir nedre grenseverdi for god tilstand, $GV_{\overline{vre}}$ angir øvre grenseverdi for god tilstand, se kapittel 3.3 for forklaring. Måleenhet er oppgitt i tilknytning til referanse- og grenseverdiene. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) - data hentet fra pilotprosjekt i Trøndelag i 2018. ANO-karplanter – data fra ruteanalyser, ANO-dekningsgrad – data fra dekningsanalyser. Hvor godt indikatorene dekker de ulike egenskapene er diskutert i kap. 3.7.1.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet	Datasett
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) ¹	Nitrogentilførsel Klimaendring	RV: 2,34 – 4,70 GV_{nedre} : 2,01 – 4,48 $GV_{\overline{vre}}$: 2,72 – 4,90 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Opphør av beite, slått (gjengroing) Nitrogentilførsel Klimaendring	RV: 6,08 – 7,13 GV_{nedre} : 5,86 – 7,03 $GV_{\overline{vre}}$: 6,31 – 7,23 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Areal uten skadet og/eller død røsslyng i kystlynghei	Klimaendring (tørke) Nitrogentilførsel	RV: 90 GV: 70 % areal uten skadet og/eller død lyng	ANO-dekningsgrad
	Areal uten dekning av trær	Klimaendring Opphør av beite, slått (gjengroing)	RV: 95-100; GV: 75-100 Verdier varierer med ulike nivå-2 enheter for semi-naturlig mark ² % areal uten dekning av trær	ANO-dekningsgrad
	Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt i semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng	Klimaendring Opphør av beite og slått (gjengroing)	RV: 90-100 GV: 75-90 Verdier varierer med ulike nivå-2 enheter for semi-naturlig mark ² % areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt	ANO-dekningsgrad
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Ingen indikatorer foreslått for denne egenskapen			
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt i semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng	Klimaendring Opphør av beite, slått (gjengroing)	se over	ANO-dekningsgrad
	Areal uten dekning av trær	Klimaendring Opphør av beite og slått (gjengroing)	se over	ANO-dekningsgrad
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Areal uten skadet og/eller død røsslyng i kystlynghei	Klimaendring (tørke) Nitrogentilførsel	se over	ANO-dekningsgrad
	Humler i åpent lavland	Opphør av ekstensiv bruk, arealtap Gjødsling Pesticider	RV: 1 GV: 0,6 Indeksverdi	Overvåking
	Dagsommerfugler i åpent lavland	Opphør av ekstensiv bruk, arealtap Gjødsling Pesticider	RV: 1 GV: 0,6 Indeksverdi	Overvåking
	Andel lynghei med minst to faser i kystlynghei	Opphør av ekstensiv bruk	RV: 75 GV: 50	NiN-kartlegging

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor fra menneskelig aktivitet	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet	Datasekk
			% areal med minst to faser representert	
Landskapsøkologiske mønstre	Andel lynchhei med minst to faser i kystlynchhei	Opphør av ekstensiv bruk	Se over	NiN-kartlegging
Biologisk mangfold	Humler i åpent lavland	Opphør av ekstensiv bruk, arealtap Gjødsling Pesticider	se over	Overvåking
	Dagsommerfugler i åpent lavland	Opphør av ekstensiv bruk, arealtap Gjødsling Pesticider	se over	Overvåking
	Aktuell bruksintensitet ³	Opphør av bruk	RV: 100 GV: 60 % areal med bruksintensitet 3-4 for boreal hei og kystlynchhei, % areal med bruksintensitet 4-5 for semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng	NiN-kartlegging
	Areal uten problemarter	Opphør av ekstensiv bruk (gjengroing) Gjødsling Klimaendringer	RV: 90 GV: 75 % areal uten problemarter	ANO-dekningsgrad
	Areal uten fremmede arter	Fremmede arter Klima	RV: 100 GV: 95 % areal uten fremmede arter	ANO-dekningsgrad
Abiotiske forhold	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogentilførsel Klimaendring	se over	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Opphør av beite og slått (gjengroing) Nitrogentilførsel Klimaendring	se over	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet (Ellenberg F)	Klimaendring (tørke) Drenering	RV: 4,71 – 6,13 GV _{nedre} : 4,59 – 5,94 GV _{øvre} : 4,83 – 6,58 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	Sur nedbør Kalking Klimaendring	RV: 3,02 – 6,06 GV _{nedre} : 2,62 – 5,89 GV _{øvre} : 3,39 – 6,23 ¹ Indikatorverdi	ANO-karplanter
	Tilført nitrogen	Nitrogentilførsel via luft	RV: 0 kg N per år GV: Tålegrensen er 10 kg N per ha per år Indikatorverdi og tålegrense er multiplisert med totalt areal semi-naturlig mark kg N per år	Modellerte overskridelser

¹Variierer mellom NiN-kartleggingsenheter, gjelder alle indikatorer knyttet til vegetasjonens indikatorverdi. ²Se Nybø et al. 2018. ³Data fra NiN kartlegging, NiN- beskrivelsesvariabel.

var ingen flater med semi-naturlig strandeng. Datagrunnlaget for semi-naturlig mark for indikatorene basert på ANO, er derfor svakt. To indikatorer baseres på overvåking av humler og dagsommerfugler, mens to indikatorer er utledet fra ordinær NiN-kartlegging. Tilførsel av nitrogen er

modellerte data. Referanseverdier er utviklet gjennom mange prosjekter knyttet til naturindeks. I tillegg er referanse- og grenseverdier hentet fra litteratur, ekspertvurderinger og tidligere utviklingsprosjekter (se Nybø et al. 2018, Töpper et al. 2018).

Resultat for semi-naturlig mark basert på indeksprotokollen

I semi-naturlig mark inngår flere svært ulike naturtyper. Flere av indikatorene er felles for ulike typer semi-naturlig mark, men disse kan ha ulike uskalerte referanse- og grenseverdier avhengig av naturtype. Skalerte verdier som benyttes i beregningene, representerer imidlertid i prinsippet samme uttrykk for størrelsen på avvik fra god økologisk tilstand uavhengig av naturtype. I indikatorsettet inngår også indikatorer som er spesifikke for hver enkelt nivå-2 enhet, f.eks. kystlynghei. Ved vurdering av samlet tilstand for økosystemet, vektet disse ut fra hvor stor arealandel de utgjør av semi-naturlig mark. Fordi kartgrunnlaget for semi-naturlig mark er mangelfullt (jf. kap. 2.2), er arealandel for hver nivå 2-enhet anslått.

Som påpekt over, er datagrunnlaget for semi-naturlig mark svakt for de indikatorene som er basert på ANO-registreringene. Videre mangler data fra nivå-2 enheten semi-naturlig strandeng i dette datasettet. Resultatene fra vegetasjonens indikatorer kan derfor ikke sees på som representative for semi-naturlig mark i Trøndelag. Indikatorsettet er relativt bra, unntatt for *Landskapsøkologiske mønstre*, men datagrunnlaget er lite. Generelt kan det konkluderes med at datagrunnlaget ikke gir grunnlag for å konkludere hvorvidt økologisk tilstand i semi-naturlig mark i Trøndelag er god eller ikke. Nedenfor kommenteres noen av resultatene.

Som for de andre økosystemene i Trøndelag viser indikatoren tilført nitrogen at tålegrensen ikke er overskredet. Dette støttes av indikatoren vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (**figur 13**). Øvrige indikatorer for egenskapen *Primærproduksjon* er vegetasjonens indikatorverdi for lys og areal uten dekning av trær og vedplanter. Samlet sett avviker ikke *Primærproduksjon* fra god økologisk tilstand.

Indikatorenes tilstandsverdi basert på ANO tyder på lite omfang av gjengroing (areal uten tresjikt, vegetasjonens indikatorverdi for lys, andel kystlynghei med minst to faser). Datasettet er lite, og prosedyren for utvalg av flater med semi-naturlig mark i ANO-pilot har med stor sannsynlighet overrepresentert flater med semi-naturlig mark i relativt god tilstand (jf. Tingstad et al. 2019).

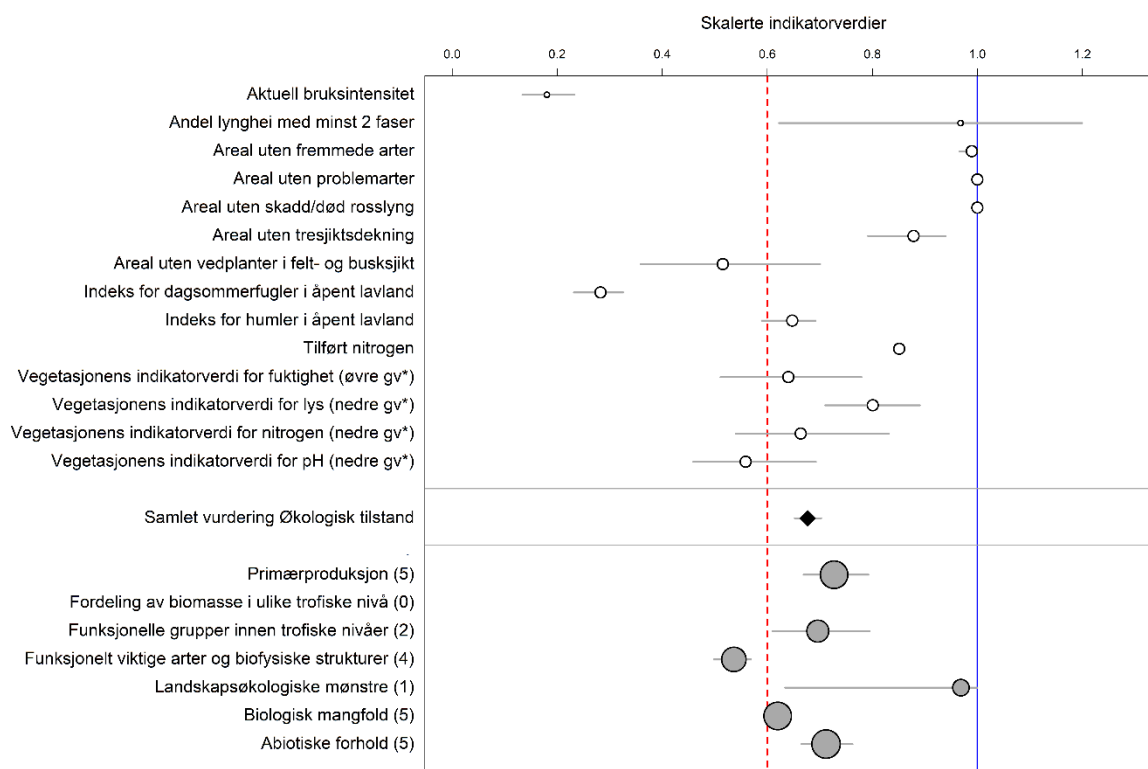
Indikatorene aktuell bruksintensitet og areal uten vedplanter indikerer imidlertid at hevd for å opprettholde semi-naturlig mark ikke er tilstrekkelig. Indikatoren aktuell bruksintensitet representerer i hvor stor grad de undersøkte arealene er holdt i god hevd, dvs. om hevd/ bruken opprettholder naturtypen i god økologisk tilstand. Data til denne indikatoren er hentet fra NiN-kartlegging i Trøndelag i semi-naturlig eng. Indikatoren har svært lav skalert verdi. Dataene fra NiN-kartlegging er ikke arealrepresentative, og indikatorverdien representerer derfor ikke et gjennomsnitt av hevd i semi-naturlig mark i Trøndelag. Datagrunnlaget gir dermed ikke grunnlag for å konkludere om semi-naturlig mark i Trøndelag har tilstrekkelig hevd for å opprettholde god økologisk tilstand.

For Kystlynghei benyttes indikatoren areal uten skadet/død røsslyng som indikator på endringer i egenskapen *Landskapsøkologiske mønstre*. Død røsslyng påvirker økosystemets funksjon og dynamikk, og indikerer tørke, angrep fra lyngbladbiller eller tilførsler av nitrogen. Indikatoren har høy skalert verdi. Generelt mangler imidlertid relevante og gode indikatorer for egenskapen *Landskapsøkologiske mønstre* for semi-naturlig mark.

Blant økosystemene i Trøndelag er det trolig semi-naturlig mark som har indikatorer som best avspeiler tilstanden til egenskapen *Biologisk mangfold*. Indikatoren aktuell bruksintensitet avspeiler hvorvidt arealene er holdt i hevd, noe som er viktig for å opprettholde mangfoldet av karplanter og insekter. Data for denne indikatoren viser at en stor andel av arealet ikke er i god hevd. Det er likevel indikatorer som sier noe om den økologiske tilstanden, ikke hevd, som vil avspeile tilstanden til økosystemets struktur og funksjoner. Dagsommerfugler og humler er viktige artsgrupper. Tilstanden for humler er like over grenseverdien for god tilstand, mens dagsom-

merfugler har store negative avvik fra god økologisk tilstand. Videre er fravær av fremmede arter og problemarter en viktig forutsetning for biologisk mangfold. Begge disse indikatorene har høye skalerte verdier. Samlet skalert verdi for egenskapen *Biologisk mangfold* ligger rett over grenseverdi for god økologisk tilstand. En ny indikator for fuglearter knyttet til jordbrukslandskapet, bør utvikles for egenskapen siden slike arter har vist betydelig nedgang i mange land og sammenfaller med nedgang for flere andre artsgrupper.

Semi-naturlig mark og våtmark er de eneste økosystemene i pilottesten i Trøndelag som har indikatorer for *Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer*. Egenskapen er representert med to indikatorer i semi-naturlig mark, areal uten vedplanter i felt- og busksjikt og areal uten trær. Semi-naturlig mark i god hevd har lite trær, og semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng har lite busker. Oppslag av disse artsgruppene indikerer en forskyvning fra primærproduksjon i feltsjiktet (gras og urter) til busk- og tresjiktet.



Figur 13. Økologisk tilstand i semi-naturlig mark i Trøndelag vurdert ut fra indeksprotokollen. Skalerte verdier for indikatorer, egenskaper og samlet vurdering med tilhørende usikkerhet (95 % konfidensintervall). Samlet vurdering er basert på uveid gjennomsnitt av de skalerte indikatorene. Blå linje representerer referanseverdi, mens stiptet rød linje representerer nedre grenseverdi for god økologisk tilstand. Størrelsen på sirkelene for indikatorer er basert på en kvalitativ vurdering av datakvalitet; større sirkler viser bedre datakvalitet (se **vedlegg 3**). Størrelsen på sirkler pr egenskap indikerer hvor godt egenskapen kan sies å være dokumentert. Størrelsen reflekterer antall indikatorer og de inngående indikatorenes datakvalitet. Tall etter egenskapsnavn angir antall indikatorer som inngår. *gv=grenseverdi, vegetasjonens indikatorverdier er to-sidige indikatorer, dvs. indikatorene har både en nedre og en øvre grenseverdi. 'nedre gv*' betyr at den benyttede indikatorverdien er gjennomsnittlig lavere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den nedre grenseverdien, jf. kap. 3.3) og 'øvre gv*' betyr at den benyttede indikatorverdien gjennomsnittlig er høyere enn referanseverdien og dermed skalert i forhold til den øvre grenseverdien, jf. kap 3.3.

Egenskapene *Primærproduksjon*, *Biologisk mangfold*, *Abiotiske forhold* og *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* er relativt godt dekket med forslag til indikatorer, forutsatt at et tilstrekkelig datagrunnlag kommer på plass. Egenskapen *Fordeling av biomasse i trofiske nivåer* er relevant for semi-naturlig mark, men data mangler. Tilstedeværelse av beitedyr (husdyr) kunne imidlertid vært en aktuell indikator da de bidrar til å holde naturtypene i hevd. Egenskapen *Landskapsøkologiske mønstre* er utilstrekkelig dekket med indikatorer.

Uten data fra ANO-pilotprosjekt ville vurderingen av økologisk tilstand til semi-naturlig mark i Trøndelag vært basert på kun fire indikatorer. Det **figur 13** først og fremst viser, er behovet for å få etablert et bedre datagrunnlag gjennom overvåking. Mangelfullt datagrunnlag for indikatorene og egenskapene er årsaken til at vi ikke presenterer stjernefiguren for semi-naturlig mark. Med bakgrunn i det samlede indikatorsettet har vi derfor for lite grunnlag til å konkludere om den økologiske tilstanden for semi-naturlig mark i Trøndelag er god eller ikke.

3.5 Fagpanelprotokollen - begrenset vurdering for fjell i Trøndelag

En begrenset vurdering basert på fagpanelprotokollen ble gjennomført med utgangspunkt i de indikatorene som er benyttet i indeksprotokollen. Vi har ikke inkludert andre data enn det som er benyttet i indeksprotokollen, nettopp for å kunne sammenligne resultatene. Av øvrige data med tidsserier som kunne vært inkludert, er NDVI og fugleindeks for fjell for egenskapene *Primærproduksjon* og *Biologisk mangfold*.

Merk at gjennomføringen av fagpanelprotokollen for fjell i Trøndelag er en begrenset utprøving av de tekniske delene av fagpanelprotokollen. Hensikten har vært å teste tekniske og prinsipielle sider ved protokollen. Det har ikke vært hensikten å gi en reell vurdering av den økologiske tilstanden for fjell etter denne metoden. Følgende deler av denne protokollen er derfor ikke inkludert her:

- En eksplisitt begrunnelse av hvordan fenomenene for hver indikator reflekterer at overskridelse av grenseverdiene har en biologisk betydningsfull effekt på økosystemet. Benyttede grenseverdier er tidligere begrunnet i egne prosjekter gjennomført høsten 2018 (Nybø et al. 2018, Tøpper et al. 2018).
- En vurdering av tilstanden for hver egenskap og hele økosystemet i form av en diskusjon av i hvilken grad fenomenene og de underliggende dataenes kvalitet tilsier at egenskapene og økosystemet er i god tilstand eller avviker fra denne.

Fagmiljøene bak delprosjektene for hav og arktisk tundra, som har utviklet fagpanelprotokollen, påpeker at dette er helt sentrale deler av protokollen. De mener at en gjennomføring uten disse delene av protokollen ikke representerer en meningsfylt test av fagpanelprotokollen for fjell i Trøndelag. Videre påpeker de at erfaringer fra en slik begrenset gjennomføring ikke gir grunnlag for noen vurdering av fagpanelprotokollens egnethet.

Forfatterne av rapporten om det terrestriske pilotprosjektet i Trøndelag mener at testen som er gjennomført i tilknytning til fjell, gir grunnlag for å vurdere visse tekniske og prinsipielle sider ved fagpanelprotokollen, men ikke for å vurdere den økologiske tilstanden i fjell i Trøndelag slik dette er beskrevet i denne protokollen.

Fenomenene som indikerer om egenskapene avviker fra god tilstand, er definert ut fra vurderingen av foreslåtte grenseverdier for god økologisk tilstand (**tabell 5**). **Tabell 5** er en nedkortet versjon av **tabell 1**, men supplert med definerte fenomener for hver indikator.

Figur 14 viser den samlede vurderingen for de enkelte egenskapene og datadekningen til indikatorene. Jo flere indikatorer som er plassert høyt oppe i høyre hjørne, desto større er sannsynligheten for at egenskapen ikke er i god tilstand. Bakgrunnen for vurderinger av datadekning for

Tabell 5. Oversikt over indikatorer som inngår i pilottesten for fjell i Trøndelag. Fenomenene beskriver hva som tilsier at indikatoren ikke viser god økologisk tilstand. RV referanseverdi, GV grenseverdi, GV_{nedre} angir nedre grenseverdi for god tilstand, $GV_{øvre}$ angir øvre grenseverdi for god tilstand, se kapittel 3.3 for forklaring. Måleenhet er oppgitt i tilknytning til referanse- og grenseverdiene. **Vedlegg 2 og 3** beskriver datasettene i detalj. Ulike biologiske sammenhenger som har betydning for indikatorenes verdi, omtales i samme vedlegg.

Egenskap	Indikator	Fenomen	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand	RV: 1,24 – 3,56 GV _{nedre} : 1,14 – 3,39 GV _{øvre} : 1,36 – 3,74 ¹ Indikatorverdi
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand	RV: 6,11 – 7,57 GV _{nedre} : 5,76 – 7,43 GV _{øvre} : 6,46 – 7,73 ¹ Indikatorverdi
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Bestandsnivå fjellrev	Antall ynglende fjellrev er lavere enn grenseverdien for god tilstand	RV: 96 GV: 60 Antall voksne ynglende fjellrev i alt egnet areal i Trøndelag
	Bestandsnivå jerv	Antall voksne jerv er lavere enn grenseverdien for god tilstand	RV: 59 GV: 35 Antall ynglende jerv i alt egnet areal i Trøndelag
	Bestandsnivå villrein	Vintertetthet av villrein per km ² er lavere enn i velfungerende økosystem med gode vinterbeiter gitt ved grenseverdien for god tilstand.	RV: 1,16-1,20 GV: 0,93-0,96 ² Vintertetthet av villrein (antall/km ²) i egnet areal i Trøndelag
	Smågnagere	Størrelsen på smågnageres bestandstopper i gjennomsnitt per tiår er lavere enn grenseverdien for god tilstand	RF: 20 GV: 12 Gjennomsnittlig fangst per 100 felledøgn ved bestandstopper i en ti-årsperiode
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Ingen indikatorer foreslått for egen skapen		
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Smågnagere	Se over	Se over
	Bestandsnivå liryper	Gjennomsnittlig antall av liryper er lavere enn grenseverdien for god tilstand	RV: 36 GV: 22 Antall liryper i høstbestand per km ² i egnet habitat
Landskapsøkologiske mønstre	Områder uten tekniske inngrep ³	Arealandel uten tekniske inngrep i fjell er lavere enn grenseverdien for god tilstand.	RV: 100 % GV: 60 % % areal uten tekniske inngrep i fjellet i Trøndelag
Biologisk mangfold (genetisk mangfold, artssammensetning artsutskifting)	Bestandsnivå fjellrev	Se over	Se over
	Bestandsnivå jerv	Se over	Se over
	Bestandsnivå villrein	Se over	Se over
	Smågnagere	Se over	Se over
	Bestandsnivå liryper	Se over	Se over
	Areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	Arealandel uten fremmede arter med høy økologisk risiko er lavere enn grenseverdien for god tilstand.	RV: 100 % GV: 95 % % areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko

Egenskap	Indikator	Fenomen	Ref. verdi Grenseverdi Måleenhet
Abiotiske forhold	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand	RV: 2,46 – 6,15 GV _{nedre} : 2,31 – 5,86 GV _{øvre} : 2,61 – 6,43 ¹ Indikatorverdi
	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Se over	Se over
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Se over	Se over
	Tilført nitrogen	Indikatoren er høyere enn grenseverdien for god tilstand	RV: 0 kg GV: Tålegrensen er 5kg N per ha per år og indikatorverdien justeres ift totalt fjellareal N kg per år

¹Variierer mellom NiN-kartleggingsenheter. Gjelder alle indikatorer basert på ANO-karplanter. Verdiene er uten måleenhet. ²Variierer mellom villreinområder. ³Områder 1 km fra tekniske inngrep.

fenomener og egenskaper, så vel som vurdering av fenomenenes gyldighet og evidens, framkommer i fagpanelprotokollen for fjell (**vedlegg 3**).

Nedenfor har vi vurdert om egenskapene er godt representert ved de valgte indikatorene. Kapittel 3.6.1 gir en utdypning av dette og peker på utviklingsbehov for å få et tilstrekkelig sett med indikatorer som dekker egenskapene.

Primærproduksjon: De to indikatorene som inngår i pilotprosjektet, reflekterer endring i plante-samfunnet mot arter som (sannsynligvis) gir økt biomasse, men fanger ikke direkte opp endringer i primærproduksjonen.

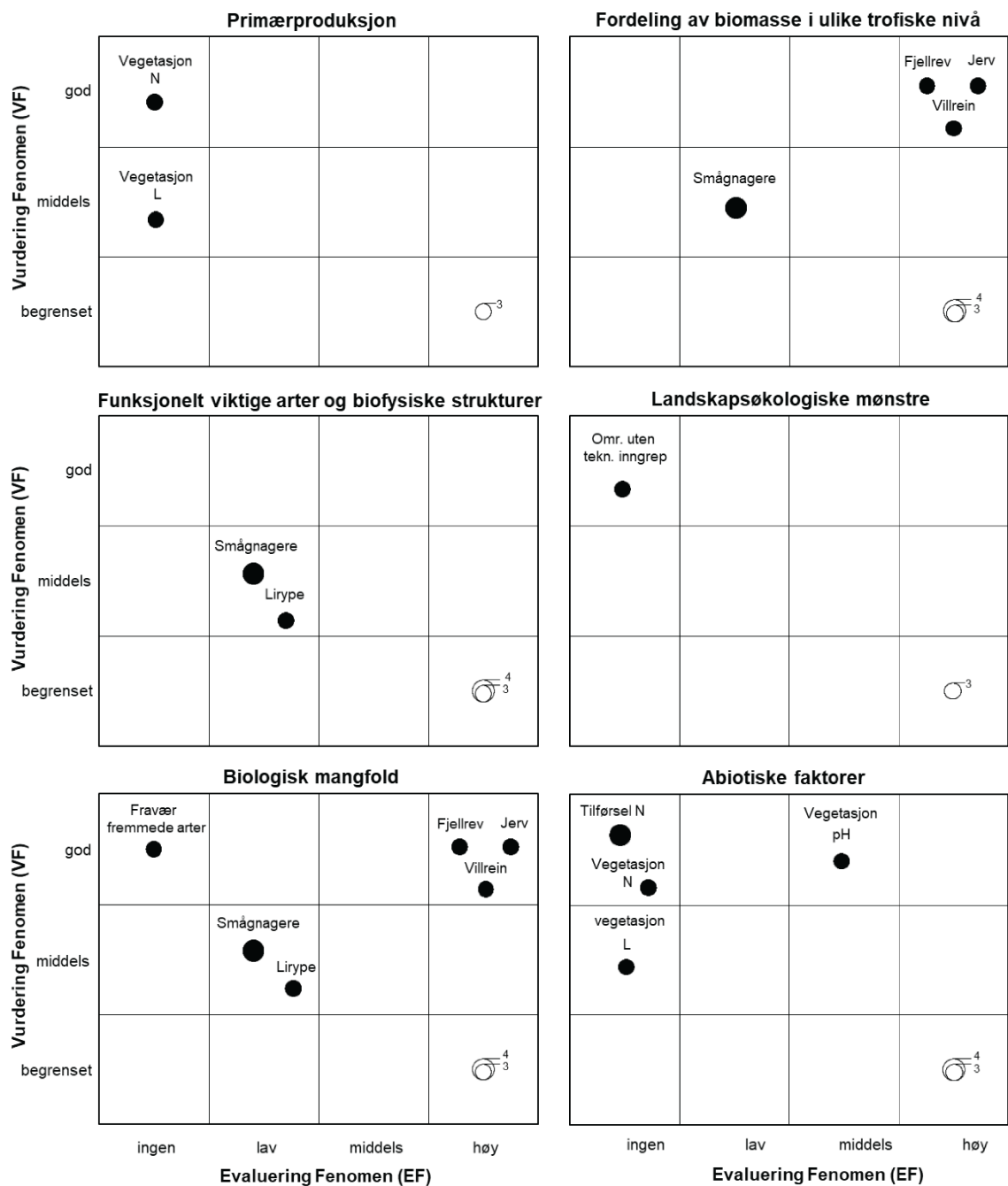
Biomasse mellom trofiske nivåer. De fire foreslåtte indikatorene dekker godt biomasse av små og store planteetere og predatorer i fjellet. Det mangler imidlertid indikatorer for biomasse av planter, insekter og nedbrytere. Dette medfører at fordelingen av biomasse mellom de viktigste trofiske nivåene vanskelig kan vurderes.

Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer: Ingen av de nåværende indikatorene i fjell representerer funksjonelle grupper innen trofiske nivåer i fjellet. Dette er en svakhet ved indikatorsettet.

Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer: Indikatorene smågnagere og lirype inngår her. Smågnagere er viktig føde for en rekke rovfugl og pattedyr, samt har stor betydning for beiting på vegetasjon. Betydningen av lirype som funksjonelt viktig art kan diskuteres, da den i hovedsak er viktig for bestandsnivå og produksjon hos kongeørn og jaktfalk. Egenskapen vurderes å være noe svakt dekket med disse to indikatorene.

Landskapsøkologiske mønstre: Her inngår områder uten tekniske inngrep, som gir et mål på gjenværende noenlunde intakt fjellareal.

Biologisk mangfold: Fire bestandsindikatorer (for jerv, fjellrev, smågnagere, lirype), samt andel areal med fravær av fremmede arter, inngår i egenskapen. Artsindikatorene dekker ikke arts-mangfoldet, men dekker bestandsutviklingen til noen viktige arter i fjellet, og representerer ikke biologisk mangfold på en god måte. Arealandel uten fremmede arter gir en god indikasjon på om stedegne karplanter fortrenses av fremmede arter, og dermed om stedegent biologisk mangfold reduseres. Indikatorene dekker ikke mangfold av naturtyper eller utskiftningsrater av arter. Egenskapen er mangelfullt dekket.



Figur 14. Samlet vurdering av alle fenomener for egenskapene. Hvert symbol representerer resultatet fra vurderingen av et fenomen. Symbolenes plassering i matrisen er bestemt av grad av evidens for at fenomenet er inntruffet (EF) på x-aksen og vurdering av fenomenets gyldighet (VF) på y-aksen. Egenskapen Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer mangler indikatorer for fjell og derfor ikke inkludert.

Abiotiske forhold: Fire indikatorer inngår i egenskapen: vegetasjonens følsomhet for lys, pH og nitrogen, samt om tilført nitrogen overskrider vegetasjonens tålegrenser, dvs. grense for god økologisk tilstand. Indikatorene dekker på en god måte hvordan vegetasjonen responderer på tilførsel av nitrogen og sur nedbør, samt om gjengroing er i gang. Gjengroing kan skyldes både klimaendringer og opphør av hevd. Egenskapen er delvis dekket av relevante indikatorer.

Vi har videre benyttet fagpanelprotokollens kriterier for summarisk å vurdere den økologiske tilstanden til de ulike egenskapene. **Figur 12** viser at noen av fenomenene vurderes som ikke inntruffet, mens andre fenomener vurderes fra lav evidens for at fenomenet har inntruffet til høy evidens (se **vedlegg 3**). Den samlede vurderingen av om egenskapene avviker fra god økologisk tilstand, er gitt i **tabell 6**. Vurderingen av økologisk tilstand for hver enkelt egenskap harmonerer med vurderingene gjort i indeksprotokollen. På samme måte som for indeksprotokollen er vurderingene gjort med et begrenset sett med indikatorer, og **tabell 6** gir en visuell framstilling av hvorvidt egenskapen er tilstrekkelig representert med indikatorer.

Fagpanelprotokollen legger ikke opp til at man skal gi en vurdering av økosystemets tilstand som helhet basert på en klassifisering. Økosystemets samlede tilstand skal beskrives tekstlig. Her viser vi til omtalen av fjell under indeksprotokollen.

Tabell 6. Samlet vurdering av avvik fra god økologisk tilstand for alle egenskaper i fjell summarisk vurdert etter fagpanelprotokollens kriterier. Fenomenene er definert i henhold til foreslåtte grenseverdier for god økologisk tilstand. Kolonnen indikatordekning viser vurderingen av hvorvidt utvalget av indikatorer betraktes som dekkende, delvis dekkende eller begrenset for vurdering av egenskapen. Vurderingene for dette er gitt i teksten over.

Egenskap	Samlet vurdering	Indikatordekning
Primærproduksjon	Ingen avvik	Delvis dekkende
Biomasse mellom trofiske nivåer	Betydelig avvik	Delvis dekkende
Funksjonelle grupper	Mangler indikatorer	Mangler
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Begrensede avvik	Begrenset
Landskapsøkologiske mønstre	Ingen avvik	Dekkende
Biologisk mangfold	Betydelige avvik	Begrenset
Abiotiske forhold	Ingen avvik	Delvis dekkende

3.6 Oppsummering av erfaringer med protokollene

Vurderinger av styrker og svakheter ved indeksprotokollen (kap. 3.6.1) bygger på arbeidet med alle hovedøkosystemene, mens erfaringer med fagpanelprotokollen (kap. 3.6.2) er basert på en begrenset utprøving for hovedøkosystemet fjell i Trøndelag (jf. kap. 3.5). Hovedtrekkene ved de to tilnærmingene er beskrevet i kapittel 2.3 og 2.4. Den begrensede utprøvingen av fagpanelprotokollen er basert på de samme indikatorene som for indeksprotokollen. I tillegg til de konkrete erfaringene med bruk av protokollene for vurdering av økosystemer i Trøndelag, har vi også lagt vekt på de mer prinsipielle sidene ved protokollene. Nedenfor vurderer vi derfor i hovedsak det prinsipielle ved protokollene, men har i noen grad kommentert konkrete erfaringer med bruken av dem.

3.6.1 Indeksprotokollen

- **Ekspertvurderinger** er knyttet til fastsetting av referanse- og grenseverdier. Verdiene fastsettes *a priori* basert på analyser av data fra områder som er tilnærmet intakte (jf. kriterier i Nybø & Evju 2017), på resultater fra modellering og/eller på vitenskapelig kunnskap om indikatorenes rolle i økosystemet.
- **Samlet vurdering for økosystemet.** Resultatene presenteres på to ulike måter. (1) En figur som viser den skalerte verdien til hver indikator, de syv egenskapene, og en samlet tilstandsverdi for økosystemet (med 95 % konfidensintervall). (2) Et stjernediagram viser tilstanden til de syv egenskapene og samlet tilstandsverdi i forhold til foreslåtte referanse-

og grenseverdier. Figurene følges av en kort tekstlig beskrivelse av betydningen av indikatorene og deres datakvalitet i den samlede vurderingen. Dette gir en god oversikt over samlet økologisk tilstand og informasjon om de underliggende egenskapene og indikatorene.

- **Kvalitativ og kvantitativ vurdering.** Med utgangspunkt i fastlagte referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand beregnes tilstanden for de syv egenskapene og økosystemet som helhet etter en fastlagt prosedyre. Tilstanden for egenskapene og økosystemet vises med kvantitative tall med tilhørende usikkerhet. Det er da enkelt å vurdere det vitenskapelige fundamentet, datagrunnlaget, grunnlaget for fastsetting av referanse- og grenseverdier, samt beregningsmetodene. Det vil være enkelt å oppdatere datagrunnlaget og foreslåtte referanse- og grenseverdier og dermed å ta i bruk ny kunnskap og nye data, samt å forbedre datagrunnlaget, metoden og vurderingene over tid. Også nye indikatorer som gir en bedre dekning av den enkelte egenskapen, kan enkelt inkluderes når de blir etablert.
- **Datakrav og forvaltningsnytte.** Fagsystemet for økologisk tilstand skal ha «*en innretning som er kostnadseffektiv og anvendelig for forvaltningen*» (ekspertrådets mandat). Et kjernepunkt ved indeksprotokollen er at vurderingene av tilstanden baseres på empiriske data vurdert opp mot definerte kvantitative grenseverdier for god tilstand. Når man har slike data og grenseverdier, kan ny overvåking og datainnsamling tas i bruk raskt og effektivt. Fastsetting av referanse- og grenseverdier avhenger av empiriske data og et teoretisk vitenskapelig grunnlag, noe som gir kilder til usikkerhet. Samtidig er metoden kvantitativ, transparent, dokumentert og reproducerbar, noe som gjør at det er stort potensial for metodeutvikling og testing. Den generelle tilnærmingen er sammenfallende med den som brukes i vannforskriftens klassifikasjonssystem (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) og i naturindeksen (Pedersen & Nybø 2015), og den er konsistent med utvikling av systemet for miljøregnskap i regi av FNs statistiske byrå (UN Statistical Office 2019). Vi kan dermed dra nytte av metodeutvikling i disse andre systemene.
- **Forvaltningsrelevans.** Ekspertrådets mandat sier at «*(...) og bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer*». Indeksprotokollen er basert på samme tilnærming som vannforskriftens klassifikasjonssystem og naturindeksen, og supplerer disse for terrestriske økosystemer. Siden indeksprotokollen også bygger på samme prinsipp for å vurdere økosystemtilstanden som i foreslått system for FNs økosystemregnskap (jf. over), kan resultater ved bruk av indeksprotokollen benyttes til nasjonale og regionale økosystemregnskap og vice versa. EU har varslet at de utvikler et system for fastsetting av økologisk tilstand i terrestriske økosystemer, og endelig forslag vil bli presentert i Helsinki i desember 2019.
- **Referansetilstand.** Ekspertrådet anbefalte at dagens tilstand skal sammenlignes med en referansetilstand gitt ved intakt natur (jf. definisjon i Nybø & Evju 2017). Referansetilstanden benyttes til å vurdere i hvilken grad dagens verdi (nivå) for en indikator avviker fra intakt natur. Fastsetting av verdi for indikatorer i referansetilstanden kan være utfordrende. Erfaring fra andre prosjekter (bl.a. naturindeks og vurdering etter vannforskriften) viser imidlertid at man kan finne fornuftige referanseverdier. Naturindeksens tilnærming, som er brukt i dette prosjektet, har vist at beregning av samlet skalert verdi er robust overfor feil i fastsatte uskalerte referanseverdier for de aller fleste indikatorene (Pedersen & Nybø 2015).
- **Datakvalitet.** Gjennom utfylling av protokollen dokumenteres datakvalitet, dataeier og beregning av indikatorverdier med tilhørende usikkerhet. Usikkerheten i indikatorverdiene er vist i hovedfigurene i selve rapporten. Indikatorenes arealrepresentativitet bør dokumenteres systematisk, slik det gjøres i fagpanelprotokollen.

- **Transparens, effektivitet, reproduserbarhet.** Ekspertvurderinger og metodiske valg er i hovedsak knyttet til fastsetting av indikatorenes verdi i referansetilstanden og grenseverdi for god økologisk tilstand. Disse metodiske og faglige valgene tas i forkant av den konkrete vurderingen av økologisk tilstand. Dette betyr at selve analysen av økologisk tilstand for et gitt økosystem, region, og tidsrom består av datainnhenting og dataanalyse. Gjennomføringen er dermed transparent, reproduserbar, og kostnadseffektiv, noe som gir mulighet for relativt automatisert og dermed hyppig (årlig) oppdatering. Fastsetting av referanse- og grenseverdier og skaleringsfunksjoner baseres på data, vitenskapelig litteratur og faglig skjønn som dokumenteres i protokollene og litteraturen som denne bygger på. Disse verdiene kan oppdateres og utvikles ved økt kunnskap eller forbedret datagrunnlag. Det vil også være mulig å oppdatere tidligere vurderinger med nye indikatorer, revurderte referanse- og grenseverdier og beregningsmåter. Presentasjon av resultater for indeksprotokollen, samt tabeller med referanse- og grenseverdier for god tilstand, gir god transparens.
- **Evidens for god økologisk tilstand og usikkerhet.** Fastsetting av referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand bygger på en kombinasjon av data, vitenskapelig litteratur og ekspertvurderinger, basert på ekspertenes systemkunnskap og deres vurderinger av faglitteraturen. Dette kunnskapsgrunnlaget kan forbedres og utvikles gjennom forskning for å teste, utvikle og raffinere indikatorutvalget, grenseverdier, skaleringsfunksjoner og metoder for sammenstilling av indikatorverdier. De foreslåtte grenseverdiene kan dermed sees på som 'hypoteser' som skal testes og forbedres videre etter som fagsystemet utvikles.
- **Visuell framstilling.** Resultatene presenteres på to ulike måter. En figur viser tilstanden til hver enkelt indikator, egenskap og samlet tilstand med tilhørende usikkerhet relativt til skalerte referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand. En annen figur viser samlet økologisk tilstand i form av et 'stjernediagram' for de syv egenskapene og økosystemet som helhet. Sistnevnte framstilling viser ikke de enkelte skalerte indikatorverdiene og synliggjør ikke usikkerhet i tilstandsverdiene for egenskapene og økosystemet samlet.

En vurdering av samlet tilstand for økosystemet basert på prinsippet 'verste styrer' tilsvarer vurderingen basert på beregning av gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier, helt fram til vurderingen av samlet tilstand for økosystemet. I vannforskriften brukes 'verste styrer'-prinsippet til å vise hvilke påvirkningsfaktorer man bør ha fokus på. I fagsystemet for økologisk tilstand kan prinsippet om 'verste styrer' vise hvilken egenskap ved økologisk tilstand som har dårligst tilstand. Informasjon om dette går fram av figurene som viser tilstand for indikatorer og egenskaper i tilknytning til indeksprinsippet. Disse viser hvilken egenskap og indikator som har lavest skalert verdi, og gir dermed samme informasjon som 'verste styrer'-prinsippet

3.6.2 Fagpanelprotokollen

- **Ekspertvurderinger** er knyttet til definering av fenomener og helhetlig vurdering av utviklingen til hver egenskap for økologisk tilstand i selve gjennomføringsprosessen. Ekspertvurderingene gjøres etter at data om indikatorene er samlet inn og analysert. Spesifisering av fenomenene er avhengig av den faglige forståelsen av økosystemet og kunnskapen til ekspertene som inngår i det enkelte fagpanelet. Selv om fagpanelprotokollen angir detaljerte kriterier for alle ledd i vurderingen, vil forskjellige ekspertgrupper kunne vektlegge kunnskap forskjellig, noe som i teorien kan resultere i forskjellig vurdering av egenskapenes tilstand for hver vurdering og i ulike områder/regioner.
- **Samlet vurdering for økosystemet.** Tilstanden til hver enkelt av de syv egenskapene kategoriseres til ingen, begrenset eller betydelig avvik fra god økologisk tilstand, basert på vurdering av et bredt tilfang av indikatorer og kunnskap om økosystemet. Dette åpner

for stor detaljeringsgrad og lokale tilpasninger, men det kan gjøre det utfordrende å få oversikt på tvers av systemer og over tid. Fagpanelprotokollen gir en tekstlig beskrivelse av den samlede tilstanden i økosystemet basert på en drøfting av tilstanden for de syv egenskapene og de underliggende dataenes kvalitet.

- **Kvalitativ og kvantitativ vurdering:** Fagpanelprotokollen legger ikke opp til at man skal synliggjøre med kvantitative verdier hvor store avvik egenskapene og indikatorene har fra god økologisk tilstand. En samlet vurdering av om fenomenene er inntruffet for en egenskap, legges til grunn for å vurdere om egenskapen har avvik fra god økologisk tilstand, angitt som ingen, begrenset eller betydelig avvik. En slik grov klassifisering gjør systemet lite følsomt for å vurdere endringer i tilstand over tid.
- **Datakrav og forvaltningsnytte:** Fagsystemet for økologisk tilstand skal ha «*en innretning som er kostnadseffektiv og anvendelig for forvaltningen...*» (ekspertrådets mandat). Både fagpanelprotokollen og indeksprotokollen baserer seg på beste tilgjengelige data og kunnskap om økosystemene. Fagpanelprotokollen legger opp til grundig analyse av tilgjengelige data for indikatorene. Dette er analyser som kan suppleres med nye data ved nye vurderinger. Ellers gjennomføres vurderingene av datakvalitet, fenomener, indikatorernes dekning av egenskapene og tilstand for egenskaper på nytt hver gang økosystemtilstanden skal vurderes. Dette gir stor fleksibilitet til å ta lokale og systemspesifikke hensyn, men gir mindre reproduserbarhet mellom systemer og over tid og større ressursbruk i form av bredt anlagt arbeid i ekspertpaneler for hver oppdatering av vurderingene.

Protokollen legger opp til en systematisk vurdering av datadekning både for enkeltindikatorer og egenskaper. Denne omfatter dataenes arealrepresentativitet og i hvilken grad de dekker relevant dynamikk i økosystemet og referanseperioden.

- **Forvaltningsrelevans:** Ekspertrådets mandat sier at «*(...) og bygge videre på og supplere eksisterende relevante klassifiseringssystemer*». Fagpanelprotokollen bygger ikke direkte på eksisterende klassifiseringssystemer knyttet til akvatiske eller terrestriske økosystemer, verken nasjonalt, i EU eller i FNs forslag til økosystemregnskap. Den er inspirert av tilnærmingen som brukes i vitenskapelige synteser (assessments) innen klima og miljø. Siden ekspertpaneler skal være involvert i hver gjennomføring av protokollen, vil oppdatering av vurderingene bli arbeidskrevende, noe som trolig vil medføre lengre tid mellom hver oppdatering enn for indeksprotokollen. Samtidig vil en slik prosess øke forankringen av resultatene i vitenskapelige miljøer så fremt den oppleves som etterprøvable og repeterbar.
- **Referansetilstand:** Ekspertrådet anbefalte at dagens tilstand skal sammenlignes med en referansetilstand gitt ved intakt natur. Fagpanelprotokollen legger opp til å vurdere endringer for hver enkelt indikator opp mot interaksjoner i økosystemet, viktige påvirkningsfaktorer og i hvilken grad endringer vil ha biologisk betydelig effekt. Fagpanelet skal gjøre disse vurderingene i kraft av sin samlede ekspertise, og ulike fagpaneler kan da gi ulike vurderinger.

Protokollen har en systematisk vurdering av dataenes arealrepresentativitet og deres dekning i referanseperioden både for enkeltindikatorer og egenskaper. Fagpanelprotokollen spesifiserer ikke nærmere hvordan referanseperioden kan fastlegges, men ut fra forståelse av referansetilstanden som intakt natur, må referanseperioden forstås som en periode uten vesentlig menneskelig påvirkning, noe som vil variere fra indikator til indikator.

- **Datakvalitet:** Fagpanelprotokollen har en systematisk tilnærming til å dokumentere datakvalitet ved at dataseriene dokumenteres med hensyn til deres dekningsgrad i tid og rom, noe som visualiseres i tabeller og figurer.

- **Transparens:** Fagpanelprotokollen skal være transparent og etterprøvbar og har spesifisert detaljerte kriterier for de ulike vurderingene. Likevel inngår betydelig grad av ekspertvurdering ved definisjon av fenomener og i selve vurdering av om disse har inntruffet. Disse vurderingene er basert på ekspertenes kunnskap og skal dokumenteres tekstlig, men ikke kvantitativt. I praksis kan det derfor være vanskelig å etterprøve og repetere på en forutsigbar måte og dermed å sammenligne mellom ulike systemer og regioner over tid. Videre er protokollen så vidt komplisert og med omfattende beskrivelser, at transparens vil være en utfordring.
- **Evidens for god økologisk tilstand og usikkerhet:** I fagpanelprotokollen skal grad av sannsynlighet (evidens) for at fenomenet har inntruffet (dvs. avvik fra god økologisk tilstand), angis som ingen, begrenset eller betydelig. I disse kategoriene for avvik skiller det ikke klart om vurderingen av fenomenet skyldes usikkerhet eller om vurderingen skyldes faktisk tilstand i økosystemet. Det kommer tydeligst fram for vurderingen 'ingen', som kan inntreffe enten fordi vi er sikre på at fenomenet ikke har inntruffet (mao. indikatoren viser god økologisk tilstand), eller fordi det er stor usikkerhet knyttet til å konkludere om fenomenet har inntruffet.
- **Visuell framstilling.** Fagpanelprotokollen gir en visuell framstilling for egenskapene i form av et 'trafikklyssystem' for evidens for avvik fra god økologisk tilstand for hver enkelt egenskap. Parallelt vises usikkerheten knyttet til om fenomenene har inntruffet.

3.6.3 Hovedkonklusjoner om protokollene

Samlet vurdering av økologisk tilstand for hele økosystemet

Indeksprotokollen gir et kvantitativt mål for vurderingen av økosystemets tilstand, inkludert usikkerhet. I tillegg vises de underliggende indikatorene og egenskapene i den samme figuren, og det gis en kort tekstlig beskrivelse av tilstanden og sammenhenger med ulike påvirkninger. Dette gir god oversikt over økologisk tilstand aggregert på forskjellig nivå, samtidig som det gir god transparens i de underliggende indikatorene og egenskapene som bestemmer økologisk tilstand på overordnet nivå. Det vil også gi myndighetene mulighet å sette forvaltningsmål for ulike områder og på ulike skalaer. *Fagpanelprotokollen* legger ikke opp til at man skal gi en helhetlig klassifisering av økosystemets tilstand, kun en kvalitativ klassifisering av hver enkelt egenskap, angitt ved tre klasser av avvik fra god økologisk tilstand (ingen, begrenset eller betydelig avvik). Økosystemets tilstand blir utførlig omtalt i tekst, men uten en kvantitativ eller gradert vurdering av tilstanden. Dette vil trolig gjøre det vanskelig å vurdere økosystemets tilstand på en sammenlignbar måte mellom ulike regioner basert på fagpanelprinsippet. Det vil også være vanskelig for myndighetene å sette spesifikke forvaltningsmål. For begge protokollene er påvirkningsfaktorer beskrevet ved hjelp av ekspertvurderinger og ikke kvantitativt vurdert.

Ekspertvurderinger

I *indeksprotokollen* benyttes ekspertvurderinger *a priori* til å velge ut relevante indikatorer for de syv egenskapene, sette grenseverdier for god økologisk tilstand, og i noen grad til å sette referanseverdier. Når metodikken er fastsatt, vil vurderingene følge oppsatte prosedyrer, noe som gir god sammenlignbarhet og konsistens i vurderingene. Så langt mulig bygger referanse- og grenseverdiene på tidligere arbeid og eksisterende data eller kunnskap, eventuelt inkludert ekspertvurderinger. Både grunnlagsdata, årsak-virkning sammenhenger, og grenseverdier har i dag betydelig usikkerhet, men har stort potensial for å forbedres over tid. Det foreslåtte systemet kan derfor best forstås som et utgangspunkt for metodisk videreutvikling. Samtidig vil metoden også i utviklingsfasen gi reproducerbare resultater. *Fagpanelprotokollen* inneholder også elementer av skjønn og ekspertvurderinger, men her foretas ekspertvurderingene i all hovedsak i selve vurderingsfasen. Ekspertvurderingene inngår bl.a. for å spesifisere fenomener for når og hvordan indikatoren viser at tilstanden avviker fra god, og når man tolker sammenhengen mellom indikatorer og deres påvirkninger. Tolkingene skal gjøres i fagpaneler av flere eksperter, som skal komme fram til enighet om tolkingene. Dette gir gode muligheter for lokale tilpasninger, men

utfordringer for reproduserbarhet. De to metodene bruker dermed begge ekspertvurderinger, men knyttet til ulike faser av arbeidet med å vurdere økologisk tilstand.

Datagrunnlag og grenseverdier/ fenomener for god økologisk tilstand

Fagpanelprotokollen framstår som ressurskrevende når det gjelder å få inn og vurdere et tilstrekkelig data- og kunnskapsgrunnlag for et bredt sett med indikatorer. Der vurderingene av fenomenene baserer seg på endringer i indikatorene over tid, krever fagpanelprotokollen dataserier over tilstrekkelig tidsrom til å dokumentere endringene. Fagpanelprotokollen kan også benyttes for indikatorer som mangler tidsserier, men som har grenseverdier for god økologisk tilstand. Grenseverdiene blir da benyttet som fenomener. I *indeksprotokollen* er det en fordel med tidsserier for å kunne vurdere utviklingen i tilstand over tid, men også nystartet overvåking kan benyttes, så sant overvåkingen er representativ for det arealet som skal vurderes. Usikkerheten og ekspertvurderingene ligger her i fastsettelsen av referanse- og grenseverdier og skaleringsfunksjoner.

Datadekning og usikkerhet

Fagpanelprotokollen har en systematisk tilnærming til å dokumentere datadekning for indikatorene og de definerte fenomenene for hver egenskap. I *indeksprotokollen* dokumenteres i utgangspunktet datadekning tekstlig, men ikke like systematisk. Etter inspirasjon fra fagpanelprotokollen vurderes datadekning for den enkelte indikator og egenskap systematisk og vises i **figurene 5, 7, 9 og 10**. I indeksprotokollen vises også usikkerheten for de skalerte indikatorene og egenskapene i form av 95 % konfidensintervaller.

Transparens

Vurderingen av økologisk tilstand etter *indeksprotokollen* framstår som mer oversiktlig og transparent enn etter fagpanelprotokollen. I indeksprotokollen er ekspertvurderinger i hovedsak knyttet til fastsetting av referanse- og grenseverdier, og disse gjøres før man vurderer dataene. I *fagpanelprotokollen* gjøres ekspertvurderinger i flere ledd av prosessen, både ved definering av fenomener, tolking av disse og vurdering av egenskapenes avvik fra god økologisk tilstand. Mye tekst i fagpanelprotokollen gjør det vanskelig å holde oversikt over hvordan vurderingene er gjort. I indeksprotokollen er det lettere å stille spørsmål ved de foreslåtte referanse- og grenseverdiene, men samtidig vil det være enkelt å forbedre disse gjennom økt kunnskap.

Presentasjonsform

Stjernediagrammet som er benyttet i *indeksprotokollen*, viser tydelig økologisk tilstand for de ulike egenskapene. Stjernediagrammet bør følges av figuren som viser usikkerheten for hver enkelt indikator og egenskap. En kort tekst beskriver resultatet og koblingen til påvirkningsfaktorer. *Fagpanelprotokollen* gir en kvalitativ vurdering av de enkelte egenskapenes tilstand i form av en tabell som angir avvikene fra god økologisk tilstand på en tretrinns skala (betydelig, begrenset, ingen avvik). Dette følges av en mer omfattende tekst som beskriver økologiske sammenhenger og naturlige og menneskeskapt påvirkninger. Det gis en tekstlig beskrivelse av samlet tilstand for økosystemet.

Anbefaling for fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark

Faggruppa som har vurdert disse økosystemene, anbefaler at indeksprotokollen benyttes i det videre arbeidet. Faggruppa mener denne er transparent og lett å forholde seg til.

Presentasjonsformen i indeksprotokollen gir et raskt inntrykk av tilstanden i økosystemet ved de to figurene som sammenfatter vurderingene, stjernediagrammet og figuren samtidig som hver enkelt indikator og egenskap vises med tilhørende usikkerhet. Det gir god balanse mellom detaljer og oversikt.

Vi anbefaler at tilnærmingen for å vurdere datadekning som benyttes i fagpanelprotokollen, implementeres i indeksprotokollen. Dette gir en systematisk dokumentasjon av datadekning, men kriteriene for vurdering må videreutvikles.

3.7 Prioriterte kunnskapsbehov for utvikling av et tilstrekkelig indikatorsett

Pilottesten i Trøndelag bygger på tilgjengelige datasett for indikatorer med foreslåtte referanse- og grenseverdier, basert på et pågående utviklingsarbeid av både datasett, indikatorer, og særlig referanse- og grenseverdier. Dermed vil noen av indikatorene ha relativt gjennomarbeidede, kvantitative, databaserte referanse- og grenseverdier (Nybø et al. 2018, Tøpper et al. 2018) og en rekke prosjekter tilknyttet utviklingen av datagrunnlaget for naturindeks, mens andre indikatorer vil basere seg mer på sammenhenger etablert i vitenskapelig litteratur (f.eks. indikatorer for død ved) eller ekspertvurderinger (areal uten fremmede arter med høy økologisk risiko). Indikatorsettet i denne piloten er imidlertid utilstrekkelig for å gi et godt grunnlag for vurdering av alle egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand. Dette gjelder både antall indikatorer for de syv egenskapene, dekning av viktige aspekter ved egenskapene og det empiriske datagrunnlaget for å vurdere tilstanden (fra overvåking). Pilottesten dokumenterer at datagrunnlaget er særlig dårlig for semi-naturlig mark og våtmark. Utvikling og uttesting av indikatorer er nødvendig for alle naturtyper og egenskaper.

Dette kapittelet oppsummerer de viktigste kunnskapsbehovene som må dekkes for å få etablert et tilstrekkelig indikatorsett for å utvikle fagsystemet for økologisk tilstand for fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark. Vi går først gjennom hvor godt de ulike egenskapene er dekket med indikatorer, samt behov for kunnskap og metodeutvikling når det gjelder å etablere referansetilstand og grenseverdier for de eksisterende indikatorene. Deretter gir vi konkrete anbefalinger knyttet til å få klargjort indikatorer for bruk i fagsystemet. Til slutt gir vi anbefalinger om forskning som vil øke forståelsen av sammenhengen mellom eksterne påvirkninger og økologisk tilstand.

3.7.1 Evaluering av indikatorenes dekning av egenskapene

Dette delkapitlet vurderer hvordan de syv egenskapene for økosystemer i god økologisk tilstand er dekket gjennom indikatorene benyttet i dette pilotstudien, samt kunnskapsgrunnlaget for å sette referanse- og grenseverdier. Behov for supplerende indikatorer er oppsummert i **tabell 7**.

Primærproduksjon: I denne piloten har vi benyttet vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N), lys (Ellenberg L) og areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt som indikatorer for primærproduksjon. Disse indikatorene reflekterer i noen grad primærproduksjon, men det foreslås å utarbeide en indikator basert på NDVI, fjernmålingsdata som kan utvikles som indikatorer for biomasse og fotosynteseaktivitet for alle økosystemene. Det finnes kalibrerte dataserier for NDVI fra ca. 1980-tallet. En NDVI-indikator er avhengig av at nasjonale kart for hovedøkosystemer kommer på plass. I tillegg må referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand fastsettes for indikatoren. Disse verdiene må antagelig regionaliseres og muligens også differensieres innenfor hovedøkosystemene. Her trengs det utvikling og testing av metodikken mot felldata av biomasse og fotosynteseaktivitet (bakkessannheter) før den kan tas i bruk, men dessverre dekkes slike data i liten grad i dagens overvåkingsprogrammer (men stående biomasse av trær er godt dekket i Landsskogtakseringen). Se også neste egenskap for betraktninger rundt indikatorer for vegetasjonens biomasse.

Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivå: Fjell og skog har indikatorer for vertebratfauna, men ingen for invertebrater eller vegetasjon. Dermed dekkes ikke egenskapen *Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* på en tilfredsstillende måte med eksisterende indikatorer. Verken våtmark eller semi-naturlig mark har utviklet indikatorer for denne egenskapen. For fjell, våtmark og semi-naturlig mark kan eventuelt en gjengroingsindikator basert på ANO benyttes. Dette er indikatorer som ikke direkte måler biomasse, men som indikerer mengden av biomasse. For skog kan stående biomasse av trær basert på Landsskogtakseringen være aktuell å utvikle som indikator. For alle økosystemer er det ønskelig å utvikle indikatorer for biomasse basert på fjernmåling, dvs. indikatorer knyttet til felt-, busk- og tresjikt, f.eks. basert på NDVI. Insekter innehar viktige funksjoner i økosystemet, og endringer i biomasse for definerte artsgrupper bør inngå som

Tabell 7. Forslag til nye indikatorer som bør utvikles og inngå i fagsystem for økologisk tilstand. Det forutsettes at arealrepresentativ naturovervåking (ANO) kommer på plass, og indikatorer som baserer seg på denne overvåkingen er ikke med i oversikten.

Indikator	Økosystem	Egenskap	Utviklingsbehov
Kartlagte hovedøkosystemer og inndeling på nivå-2 enheter	Alle		Er nødvendig bakgrunnsinformasjon for flere av indikatorene
NDVI-indeks	Alle	Primærproduksjon Fordeling av biomasse i trofiske nivå	Etablere referanse- og grenseverdier
Stående biomasse av trær	Skog	Primærproduksjon Fordeling av biomasse i trofiske nivå	Etablere referanse- og grenseverdier
Biomasse vegetasjon	Alle	Primærproduksjon Fordeling av biomasse i trofiske nivå	ANO vil bidra med indikatorer knyttet til vegetasjon. I tillegg ønskes det å etablere fjernmålingsmetoder. Tids-serier med fjernmålingsdata vil gi langt mer presise data for utvikling, og indikatorer basert på dette er sterkt ønskelig
Fordeling av treslagsgrupper	Skog	Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Etablere referanse- og grenseverdier
Dagsommerfugler og humler	Semi-naturlig mark, inkludert semi-naturlig myr og våteng	Biologisk mangfold Funksjonelt viktige arter og strukturer	Overvåkingen må utvides geogra-fisk, og til nivå 2-enheten semi-natur-lig myr og våteng,
Pollinerende insekter	Semi-naturlig mark, inkludert semi-naturlig myr og våteng	Funksjonelt viktige arter og strukturer	Implementere insektovervåking
Konnektivet for vandringer til villrein	Fjell	Landskapsøkologiske mønstre	Etablere referanse- og grenseverdier. Kart som er under utvikling, kan kanskje benyttes
Grønn infrastruktur og konnektivitet	Alle	Landskapsøkologiske mønstre	Etablere metoder vha. metodikk med fjernmåling og kontroll i felt (bakke-sannheter), samt etablere referanse- og grenseverdier
Fugleindeks	Alle	Biologisk mangfold	Etablere referanse- og grenseverdier
Insektindeks	Alle	Biologisk mangfold Biomasse i trofiske nivåer Funksjonelt viktige arter og strukturer	Implementere insektovervåking Etablere indikatorer, referanse- og grenseverdier
Snødekke	Fjell, våtmark	Abiotiske forhold	Etablere referanse- og grenseverdier
Temperaturresponser	Fjell, våtmark	Abiotiske forhold	Etablere toleranse, referanse- og grenseverdier («termofilisering»)

en indikator, jmfør økt oppmerksomhet på tilbakegang i insekter (Hallman et al. 2017, Lister & Garcia 2018). Det er derfor sterkt ønskelig med data på invertebrater for at indikatoren skal bli dekkende for viktige trofiske nivåer, spesielt pollinatorer og nedbrytere (Åström, J. et al. 2019).

Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer: For vegetasjon er det brukt areal uten dekning av vedplanter som indikator for fordeling av funksjonelle grupper, da økning i dekning av disse vekstformene indikerer en forskyvning i funksjonelle grupper fra gras og urter til busker og trær. Disse indikatorene kan etableres fra ANO, og det kan også være mulig å utvikle mer finmaskede indikatorer basert på funksjonelle grupper som for eksempel graminider vs. urter, eller arter med spesifikke funksjonelle trekk som for eksempel nitrogenbindere. Videre kan det være aktuelt å utvikle indikatorer for ulike funksjonelle grupper av fugl innen trofiske nivåer basert på fugleovervåkingen i TOV-E (Kålås et al. 2019). Det er også behov for å etablere indikatorer for funksjonell

sammensetning av insektsamfunn for alle økosystemer. Slike indikatorer kan utvikles med basis i ny overvåking av insekter slik som foreslått av Åström, J. et al. (2019).

Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer: Denne egenskapen setter fokus på elementer som er spesielt viktige for økosystemets funksjon. I fjell inngår indikatorene smånagere og liryte, men man kunne også vurdert andre elementer. Indikatoren liryte bør muligens revurderes som indikator for denne egenskapen. For skog inngår flere indikatorer. For våtmark mangler referanseverdier, grenseverdier og data for aktuelle indikatorer (som for eksempel habitatdannende arter som torvmoser). For semi-naturlig mark er det foreslått flere indikatorer.

Landskapsøkologiske mønstre: Indikatoren områder uten tekniske inngrep er inkludert for fjell, skog og våtmark, mens for semi-naturlig mark inngår kun indikatoren død røsslyng i kystlynghei. Indikatorene anses som viktige, og det må sørges for oppdateringer med jevne mellomrom. En viktig faktor som helt mangler i indikatorsettet, er sammenhengen (konnektiviteten) mellom ulike arealer, noe som er en stor mangel da konektivitet er viktig for spredning og overlevelse av arter. Dette gjenspeiles også i at arealendringer og arealtap er den viktigste årsaken til tap av biologisk mangfold både nasjonalt, i Europa, og på global skala (se rødlistene, IPBES Europa og sentrale Asia, IPBES land degradation, IPBES global (Artsdatabanken 2018, Henriksen & Hilmo 2015, IPBES 2019, Montanarella et al. 2018, Rounsevell et al. 2018). Kartgrunnlag for grønn infrastruktur og nasjonale kart for hovedøkosystemer bør vurderes for utvikling av indikatorer for konektivitet for økosystemene. Det vil kreve et stort utviklingsarbeid å produsere kart over grønn infrastruktur som kan oppdateres hvert 5. år, slik forslaget er for økologisk tilstand. For skog er det tidligere foreslått landskapsstruktur for gammel naturskog, noe som både krever et bedre datagrunnlag (f.eks. basert på fjernmåling) og fastsetting av referanse- og grenseverdier.

Biologisk mangfold: I fjell og våtmark representerer ikke indikatorene egenskapen *Biologisk mangfold* på en god måte ved at de dekker for lite av relevant biologisk mangfold. Også i skog og semi-naturlig mark er indikatorutvalget utilstrekkelig. Generelt er det ønskelig med en indikator for generell artsdiversitet, men potensielt er endringer i relativ tetthet (abundans) av arter mer følsom for endringer i biologisk mangfold enn artsmangfold. Det er mulig å hente ut data fra naturindeks for flere ulike indikatorer på bestandsnivå av et utvalg karplanter, fugl og pattedyr som grunnlag for denne egenskapen. For fugl må det utvikles et bedre grunnlag for referanse- og grenseverdier. Karplanter inngår i naturindeks, men ANO vil kunne bidra betydelig til å forbedre karplanteindikatorer i alle økosystemer. En indikator for insekter må bygge på data fra kommende overvåking av insekter, og anses som sentralt for å dekke denne egenskapen godt.

Abiotiske forhold: Karplanter er relativt gode indikatorer på endringer i abiotiske faktorer som nedbør og drenering, sur nedbør og kalking, tilførsel av nitrogen, gjengroing og opphør av hevd. Resultatene fra utviklingsarbeidet og testene utført i denne rapporten, viser dette. Vegetasjonens respons reflekterer effekten på andre organismegrupper og på økosystemets funksjon som helhet (Töpfer et al. 2018). Disse indikatorene ville blitt betydelig forbedret gjennom å inkludere flere organismegrupper, som moser, lav, og ulike dyregrupper. Vi ser også at andre abiotiske klimafaktorer, som temperatur og snødekke i fjellet, er viktige for økosystemenes struktur, funksjon og diversitet. Vi anbefaler at det utvikles indikatorer for økosystemenes respons på klimafaktorer med tilhørende referanse- og grenseverdier. Litteratur på 'termofilisering' kan utgjøre et utgangspunkt for en slik indikator, men en utfordring er at det er stor lokal variasjon i snø og temperaturforhold, noe som vanskeliggjør praktisk bruk av indikatoren. Overvåkingsdata, for eksempel gjennom ANO, vil kunne være en mulig løsning her.

Vi anbefaler ikke at klimadata brukes direkte som indikatorer på økologisk tilstand (jf. kap. 3.1 og **boks 1**). Fagsystemet for økologisk tilstand har ikke som mål å overvåke miljøendringene som sådan, men naturens respons på de menneskeskapte endringene i de store globale driverne som klima, forurensing og arealbruk. Selv om klimadata (f.eks. nedbør, temperatur) er lett tilgjengelige og utgjør viktig bakgrunnsinformasjon, bør de altså ikke benyttes direkte som indikatorer for økologisk tilstand.

3.7.2 Utviklings- og overvåkingsbehov for å få et tilstrekkelig indikatorsett

Nedenfor angir vi prioriterte anbefalinger for å få etablert et tilstrekkelig indikatorsett for å vurdere om man har god økologisk tilstand i økosystemene. Prioriteringene bygger på ekspertrådets anbefalinger (Nybø & Evju 2017), gjennomgangen av indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk i Nybø et al. (2018), og erfaringer gjort i dette pilotprosjektet (kap. 3.6 med bl.a. oversikt i tabell 7).

1. For vurdering av tilstanden i alle økosystemer er den planlagte arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) essensiell (Tingstad et al. 2019). Overvåkingen vil gi indikatorer som er basert på vegetasjonens sammensetning og som vil kunne indikere effekter av klimaendringer (tørke, nedbør), fremmede arter, opphør av bruk, dreneringseffekter, effekter av forurensninger fra nitrogen- og svovelforbindelser (inkludert nitrogengjødsling), samt bidra til bedre data for karplanteindekser som bør inngå i egenskapen *Biologisk mangfold* (punkt 6). Videre er vegetasjon særlig dårlig dekt opp i dagens overvåkingsprogrammer. ANO er spesielt viktig for fjell og våtmark (særlig nivå 2-enhet Myr og kilde), men også for skog vil ANO bidra med kunnskap om indikatorer for egenskaper for planter. Landsskogtakseringen dekker dette i liten grad. For semi-naturlig mark og tre av nivå-2 enhetene under våtmark (semi-naturlig myr, helofyttsump, sumpskog) vil den foreslåtte ANO-overvåkingen bidra med lite data. Dette skyldes at disse enhetene dekker et så lite areal at det vanskelig lar seg fange opp gjennom arealrepresentativ overvåking (med en realistisk ressursinnsats). En metodikk for arealtyperepresentativ overvåking i semi-naturlig mark og de tre enhetene i våtmark bør derfor videreutvikles som et supplement til ANO (Tingstad et al. 2019)
2. Norge mangler kart over hovedøkosystemene, og disse må utvikles for å kunne brukes til å produsere data for flere av indikatorene. Dagens kartgrunnlag er upresise og er satt sammen av registreringer over ulike tidsperioder, og til dels med bruk av andre definisjoner av hovedøkosystemene enn det som brukes i fagsystemet for økologisk tilstand og det som følger av NiN. Et godt nasjonalt kartgrunnlag som en del av økologisk grunnkart vil være viktig både for å framstille indikatorer for egenskapen *Landskapsøkologiske mønstre*, endringer i *Abiotiske forhold* knyttet til økosystemenes respons på endringer i klima, snødekke, og overskridelse av grenseverdier for nitrogen per økosystem. Kartet vil også trolig være nødvendig for å utvikle indikatorer for grønn infrastruktur for *Landskapsøkologiske mønstre*. Et slikt kart vil også være nødvendig for å kunne rapportere i henhold til systemet for økosystemregnskap som er under utvikling (UN Statistical Office 2019). Nye kart bør benytte data fra fjernmåling for å reflektere dagens tilstand, og nye utgaver bør trolig produseres hvert 10. år.
3. Insekter er en artsrik og viktig artsgruppe med mange økologiske funksjoner. Planlagt insektovervåking (Åström, J. et al. 2019) bør derfor implementeres, og både skog og semi-naturlig mark bør inngå, som et minimum. I tillegg anbefaler vi at den pågående overvåkingen av humler og dagsommerfugler utvides til flere regioner. I dag foregår overvåkingen i tre regioner; Trøndelag, Rogaland/Aust-Agder og Østfold/Vestfold (Åström, S. et al. 2018). Eventuell utvidelse bør prioritere semi-naturlig mark og semi-naturlig myr og våteng.
4. Utvikling av referanse- og grenseverdier der det er relevante tidsserier, f.eks. NDVI-indeks og andre fjernmålingsdata, snødekke, fuglefauna og flere indikatorer fra Landsskogtakseringen (se mer detaljert omtale under hver egenskap). Videre bør alle referanse- og grenseverdier kontinuerlig forbedres for alle indikatorer i takt med tilgang på nye data og ny kunnskap.
5. Utvikle flere indikatorer basert på fjernmåling, f.eks. sjikt i skog, snødekke, NDVI-indeks og andre fjernmålte vegetasjonsvariabler, stående biomasse i skog, grad av gjengroing i fjell, semi-naturlig mark og våtmark. Det må her sørges for at f.eks. ANO kan gi bakke-

sannheter til relevante indikatorer. Her bør man bl.a. vurdere å dra nytte av arbeidet knyttet til 'essential biodiversity variables' (EBV, Pereira et al. 2013).

6. Indikatorene i pilotprosjektet dekker dårlig egenskapen *Biologisk mangfold*. En aktuell løsning kan være at man fra naturindeksen ekstraherer egne artsindekser som reflekterer separate artsgrupper; f.eks. fugler, karplanter og pattedyr. Ved å presentere ulike artsgrupper vil man få et tydelige innblikk i hvilke artsgrupper som kan anses å ha avvik fra god tilstand. Det foreligger allerede flere temaindekser som bygger på naturindeksens rammeverk og data, og temaindekser for artsgrupper kan enkelt produseres. I naturindeksen modelleres utviklingen til karplanter med bruk av data både fra overvåking og GBIF, et arbeid som kan videreutvikles til flere artsgrupper. For fugl foreligger det data, men referanse- og grenseverdier må utvikles. Også en egen indikator på insekter bør inkluderes jf. forslag til ny overvåking. I semi-naturlig mark bør humler og dagsommerfugler presenteres separat som nå siden disse gruppene representerer deler av insektmangfoldet som både har viktige funksjoner og er forholdsvis lette å registrere.

3.7.3 Forskningsbehov

For at fagsystem for økologisk tilstand skal bli et best mulig kunnskapsgrunnlag, som kan legges til grunn for å utarbeide forvaltningsmål og forvaltningsplaner for ulike økosystemer, er det fem forskningsbehov som utpeker seg.

1. *Bedre forståelse av sammenhengen mellom den enkelte påvirkning og effekt på økosystemet, dvs. å etablere årsak-virkning og dose-respons-sammenhenger.* Økt forståelse gir også bedre grunnlag for å sette inn målrettede tiltak mot de mest skadelige påvirkningene. For fastlands-Norge er endringer i arealbruk, fragmentering og omdisponering av areal den største negative menneskelige påvirkningen på økosystemene (Framstad 2015, Henriksen & Hilmo 2015). Samtidig er store nye infrastrukturprosjekter under utvikling, bl.a. knyttet til overføringsnett for strøm (transmisjonsnettet), etablering av vindkraft, og utbygging av veier og jernbane. I tillegg er det strukturelle endringer i jordbruket, med tendens til større enheter, samt utbygging av hytter og fritidseiendommer med tilhørende infrastruktur. Kunnskapen om de konkrete og tallfestede sammenhengene mellom arealendringene og økologisk tilstand er svært mangelfull, herunder effekter på arter, naturtyper og naturlig hydrologi. I tillegg er det særlig behov for økt kunnskap om effekter av ulike pesticider, gjødsling og lysforurensning på insektfaunaen. Det er generelt lite kunnskap om påvirkning og endring i andre dårlig kjente, men økologisk viktige artsgrupper som sopp og mikroorganismer, som har stor betydning for nedbrytning, sirkulasjon av næringsstoffer og karbondynamikk. Utvikling av funksjonelle indikatorer som kan reflektere effekter av ulike belastninger med bakgrunn i ett og samme datasett, f.eks. på sammensetning av karplanter, eventuelt med noen strategisk valgte tilleggsvariabler for bedre å representere disse andre artsgruppene, kan være en mulig tilnærming.
2. *Mer kunnskap og bedre metodikk for å vurdere samlet belastning av alle påvirkninger.* Fagsystemet for økologisk tilstand skal i utgangspunktet måle den samlede belastningen fra menneskelig aktivitet på økosystemene. For å få til dette trengs kontinuerlig forbedring av indikatorer, referanse- og grenseverdier, samt å få gjort historiske data tilgjengelig og samlet inn nye data (se også kap. 3.6.2). Det trengs også forskning som gir bedre forståelse av økosystemenes funksjon, samvirkning av ulike påvirkninger og effekter av samlet belastning.
3. *Bedre forståelse av økologiske prosesser og funksjoner.* Indikatorsettet for økologisk tilstand inneholder ingen indikatorer knyttet til funksjonene nedbrytning av organisk materiale og omsetning av næringsstoffer. Mikroorganismer, sopp og insekter er spesielt viktig for nedbrytning av organisk materiale og stoffsykluser. Kunnskap om omsetningen av næringsstoffer og hva som påvirker dette (f.eks. klima, miljøgifter/ pesticider, arealbruk), er

viktig for å forstå langsiktige effekter på økosystemene. Denne forskningen bør også ta i betraktning om og hvordan disse artsgruppene og funksjonene kan fanges opp av indikatorer.

4. *Utvikling av fjernmåling til å bli et funksjonelt verktøy til å måle økologisk tilstand og endringer i areal av ulike økosystemer og naturtyper.* Utviklingen av fjernmåling som verktøy for naturforvaltningen kan nå skyte fart som følge av oppskytningen av Sentinel-satellittene, og Copernicus-programmet. Copernicus er en enorm satsning for å øke forståelsen av naturen, klimaforandringer og miljøet. Programmet har lenge vært under utvikling, i samvirke med blant annet European Space Agency (ESA), EU-kommisjonen, medlemslandene og Det europeiske miljøbyrået EEA. Copernicus ble et operasjonelt program i 2014. Formelt ble Norge deltaker i programmet i juni 2015. Utfordringen er å dra nytte av disse store investeringene for å framskaffe relevante og stabile data om indikatorer til økologisk tilstand.

3.8 Utviklingsmuligheter å vurdere økologisk tilstand for bruk på lokalt nivå

Fagsystemet for økologisk tilstand skal benyttes som et kunnskapsgrunnlag for å sette forvaltningsmål. Samfunnet skal sette disse forvaltningsmålene, og forvaltningen skal utarbeide forvaltningsplaner for økosystemene. Gjennom forvaltningsplanene skal man samordne virkemidler for å få en målrettet forvaltning av natur. I utgangspunktet skal fagsystemet fokusere på grov skala (fylke/region). Imidlertid er det ofte nødvendig å vurdere arealer for tiltak på en finere skala f.eks. for å ivareta god tilstand i verneområder, for å bevare truede naturtyper og eventuelt om restaureringstiltak er vellykket. Det er derfor viktig å vurdere om metodikken som fagsystemet for økologisk tilstand skisserer, kan brukes på finere skala.

Nedenfor gjør vi en kort oppsummering av noen forhold som må vurderes hvis fagsystemet skal benyttes på et mer lokalt nivå hvis man velger å benytte indeksprotokollen.

Relevans av indikatorer og tilgang på data: Det finnes i Norge svært få overvåkingsprogrammer som kan benyttes for å vurdere økologisk tilstand på lokal skala i terrestriske miljøer. Vurdering av økologisk tilstand på mer lokal skala må derfor i hovedsak basere seg på å samle inn nye data i de områdene som skal vurderes. Et avgrenset indikatorsett i hovedsak basert på sammensetning av vegetasjon, dekningsgrad av ulike vegetasjonssjikt og andre vegetasjonsindikatorer, synes å være best egnet for å vurdere økologisk tilstand på lokal skala. Vegetasjonsdata vil være relativt enkelt å samle inn, og må baseres på samme innsamlingsmetodikk som i det foreslåtte fagsystemet for regional skala. I tillegg vil en videreutvikling av fjernmålingsdata ha potensial for å bidra til flere indikatorer lokalt. Utviklingen må bygge på videre forskning, se kapittel 3.7.3. Data som samles inn lokalt, må gjøres tilgjengelig i nasjonale databaser slik at man også kan forbedre fagsystemet på regional skala.

For å få et mer representativt indikatorsett trengs det også å registreres andre indikatorer enn vegetasjon, f.eks. insekter og fugl. Selv om metodikkene allerede er etablert innen pågående eller planlagt overvåking, må forskjellige tilnærminger vurderes for å se om de er egnet for bruk lokalt. Når det gjelder pattedyr som krever store arealer som leveområder, f.eks. rovvilt og hjortevilt, anses disse for ikke å være relevante indikatorer på lokal skala, nettopp fordi de er avhengige av større arealer enn de lokale områdene som skal vurderes. Som nevnt over, er det behov for et mer representativt indikatorsett, som også inkluderer økosystemfunksjoner.

Lokale referanse- og grenseverdier. For å vurdere økologisk tilstand lokalt er det behov for å fastsette referanse- og grenseverdier som er relevante på lokal skala. Disse kan settes av eksperter som kjenner lokale forhold, slik dette har blitt brukt for verneområder i Sverige (Haglund 2010). For indikatorene der det er relevant, kan det også brukes generaliserte tilnærminger, f.eks. slik det er gjort for å fastsette grenseverdier for vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet,

pH, lys og temperatur (Töpper et al. 2018). Andre referanse- og grenseverdier som er benyttet i piloten i Trøndelag, er av mindre verdi for nedskalering da de baseres på regionale gjennomsnitt eller totalestimat.

Støtteinformasjon knyttet til omfang av påvirkninger, kan bidra til å vurdere den økologiske tilstanden i et område sammen med informasjon om de økologiske egenskapene.

Hvis det er aktuelt å videreutvikle fagsystemet for mer lokale formål, må dette utredes og testes.

4 Konklusjoner

I dette prosjektet har vi testet to ulike tilnærminger til helhetlig vurdering av økologisk tilstand: indeksprotokollen og fagpanelprotokollen. Indeksprotokollen bygger i stor grad på vannforskriftens og naturindeksens tilnærming, samt tilnærmingen for økosystemregnskap slik forslaget fra FNs statistiske byrå foreligger nå. Vannforskriften benyttes til forvaltning av økosystemer i ferskvann og kystvann, og benyttes i hele EU og EØS-området. Fagpanelprotokollen er inspirert av tilnærminger brukt i brede klima- og miljøsynteser (assessments), som benyttes til å vurdere utviklingen på stor skala.

I pilotprosjektet for å vurdere økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag har vi lagt hovedvekten på å teste indeksprotokollen. Her har vi skaffet til veie data for indikatorer og benyttet foreslåtte referanse- og grenseverdier for disse. I denne utprøvingen har vi også vurdert om 'verste-styrer'-prinsippet kan legges til grunn for vurderingene. Dette prinsippet legges ikke eksplisitt til grunn for videre vurdering siden resultatet allerede presenteres visuelt som en del av indeksprotokollen. 'Verste styrer'-prinsippet diskuteres derfor ikke videre her. I tillegg har vi gjennomført en begrenset utprøving av fagpanelprotokollen for fjell med utgangspunkt i det samme datasettet som ble benyttet i indeksprotokollen. Ut fra disse forsøkene på praktisk bruk av de to protokollene, og mer prinsipielle sider ved protokollenes tilnærminger, mener vi å kunne trekke følgende konklusjoner.

- Vurdering av økologisk tilstand er mulig i alle økosystemer etter både indeksprotokollen og fagpanelprotokollen, gitt at man har tilstrekkelig kunnskap om økosystemene og et relevant datagrunnlag. Ulike forskere har imidlertid forskjellig oppfatning om hva som utgjør et tilstrekkelig kunnskaps- og datagrunnlag. Slike forskjeller i oppfatning vil i hovedsak ha med forskernes grunnleggende tilnærming til hvordan man kan trekke konklusjoner om økosystemenes tilstand, gitt manglende kunnskap og usikkerhet i dataene, snarere enn noen grunnleggende uenighet om det faktiske kunnskapsgrunnlaget.
- Ekspertvurderinger inngår i protokollene på ulike stadier. I indeksprotokollen er ekspertvurderinger hovedsakelig knyttet til fastsetting av referanse- og grenseverdier, mens fagpanelprotokollen benytter ekspertvurderinger når man vurderer utviklingen til de ulike indikatorene i lys av interaksjoner i økosystemet (utviklingen i andre indikatorer) og påvirkninger. Vi mener at indeksprotokollen gir mer transparente vurderinger og i tillegg gir mulighet for forbedringer av referanse- og grenseverdier på en enkel måte.
- Indeksprotokollens tilnærming har den fordelen at den gjør det mulig med en kvantitativ sammenligning av ulike indikatorers signal om økosystemets tilstand. Dette er mulig siden opprinnelig målte indikatorverdier skaleres til en felles målestokk mellom 0 og 1. Dermed kan de skalerte indikatorverdiene sammenstilles til en indeks for tilstanden for ulike egenskaper og for økosystemet samlet. Dette gjør det mulig kvantitativt å sammenligne tilstanden for et gitt økosystem i ulike regioner og over tid, så vel som mellom ulike økosystemer. Dersom kunnskaps- og/eller datagrunnlaget bedres, kan tidligere vurderinger av tilstanden lett oppdateres. Et kvantitativt uttrykk for tilstanden i et økosystem gjør det også mulig å vurdere om og hvordan et konkret forvaltningsmål kan settes, sammenlignet med en grenseverdi for god økologisk tilstand.
- I presentasjonen av resultatene fra indeksprotokollen visualiseres hver indikatorer usikkerhet, egenskapenes usikkerhet og til slutt usikkerheten knyttet til samlet vurdering, på felles skala mellom 0 og 1. I dette ligger usikkerhet i datasettene, men ikke usikkerheter knyttet til estimerte referanseverdier, grenseverdier og datainnsamling. I tillegg presenteres resultatet i form av en stjernefigur der man ser avvikene fra god økologisk tilstand for hver egenskap og for økosystemet samlet.

- Utfordringen med indeksprotokollen er i hovedsak at det kan være vanskelig å fastsette indikatorens verdier i referansetilstanden og nedre grenseverdi for god økologisk tilstand på en faglig tilfredsstillende måte for mange indikatorer. Det vil ofte være betydelige subjektive elementer i form av ekspertvurderinger ved fastsetting av slike indikatorverdier. Presentasjon av indikatorenes uskalerte referanse- og grenseverdier gjør det imidlertid mer transparent og enkelt å diskutere og forbedre kunnskapsgrunnlaget for å fastsette disse verdiene. Videre er det enkelte typer av indikatorer der det ikke er opplagt hva som er en relevant indikatorverdi for 'null-tilstanden', dvs. et økosystem i svært dårlig ('øde-lagt') tilstand. Det må utvikles metoder for å skalere slike indikatorer.
- Fagpanelprotokollen er basert på en kvalitativ sammenligning av indikatorer og hvordan de belyser den økologiske tilstanden. Det er dermed ikke nødvendig å skalere indikatorene til en felles skala eller å sammenstille indikatorverdier til kvantitative indekser. Dette åpner for et bredt tilfang av mulige indikatorer, gitt at man har relevante data for dagens tilstand og rimelig god kunnskap om de aktuelle økosystemene og indikatorenes rolle i disse. Denne protokollen legger også til grunn at vurderingene skal gjøres av et fagpanel bestående av eksperter på de ulike indikatorene og økosystemene. Dette muliggjør mobilisering av et bredt kunnskapsgrunnlag. Siden de ulike vurderingene etter fagpanelprotokollen nødvendigvis må innebære betydelige subjektive elementer, setter fagpanelprotokollen opp stringente kriterier for hvordan disse vurderingene skal foretas og dokumenteres.
- Fagpanelprotokollen presenterer en kvalitativ (tekstlig) vurdering av tilstanden til de ulike egenskapene og økosystemets tilstand. Usikkerheten til de enkelte indikatorene integreres i denne vurderingen. Med bakgrunn i denne beskrivelsen, presenteres tilstanden til hver enkelt egenskap som ingen avvik fra god tilstand, begrenset avvik eller betydelig avvik i form av en fargeskala. Den samlede tilstanden til økosystemet kategoriseres ikke på en slik måte.
- Utfordringene ved fagpanelprotokollen er todelt. For det første vil vurderingsformen i form av ekspertvurderinger fra et fagpanel inneholde vurderinger som kan være vanskelige å etterprøve, tross i en nøye utformet protokoll og stringente kriterier. Ulike fagpanelers sammensetning av eksperter og deres forståelse av økosystemet vil kunne variere, og dermed også tolkningen av indikatorene. Dette innebærer at det kan være vanskelig å gjennomføre sammenlignbare vurderinger av samme økosystem i ulike områder eller til ulike tidspunkter. Det vil trolig være vanskelig å anslå hvor mye av eventuelle forskjeller i vurderingene som skyldes reelle forskjeller i tilstanden mellom områder eller tidspunkter, og hva som skyldes ulikheter i fagpanelets vurderinger. Den kvalitative formen på vurderingene er en styrke når det gjelder å håndtere ulike typer informasjon med ulik grad av sikkerhet for indikatorer og tilstanden. Det er imidlertid en ulempe når det gjelder bruk av slike vurderinger i praktisk forvaltning, ved at vurderingen ikke gir noe samlet uttrykk for avviket fra god økologisk tilstand (eller fra referansetilstanden). Arbeidsformen i fagpanelprotokollen er i tillegg ressurskrevende fordi alle datasammenstillinger og vurderinger må oppdateres og gjennomføres i full bredde ved hver ny vurdering. For å sikre at vurderingene er godt faglig forankret må også forholdsvis mange eksperter involveres for hvert økosystem.
- Det er ikke mulig å avgjøre om indeksprotokollen eller fagpanelprotokollen gir en mest virkelighetsnær vurdering av den faktiske tilstanden i økosystemer. Med samme indikatorer og kunnskapsgrunnlag bør de gi omtrent samme overordnede vurdering av tilstanden. Den samlede vurderingen av tilstand er imidlertid basert på forskjellig sammenstilling av informasjon fra indikatorene og datagrunnlaget, basert på en kvantitativ formel i indeksprotokollen og en kvalitativ vurdering i fagpanelprotokollen. Dette vil trolig medføre at de enkelte indikatorenes betydning får noe ulik vekt i vurderingen av økologisk tilstand.

- Et valg mellom indeksprotokollen og fagpanelprotokollen er et strategisk valg knyttet til hva slags type vurdering man ønsker: et verktøy for bruk i forvaltning av økosystemenes tilstand eller en bred syntese (assessment) av tilstanden i økosystemer for bruk i overordnede policy-vurderinger.
- Begge tilnærminger har imidlertid stort behov for bedre datagrunnlag for flere indikatorer og følgeforskning for å avklare sammenhenger mellom påvirkningsfaktorer, indikatorer og ulike egenskaper ved økosystemet.

5 Sluttord

Gjennom å prøve ut begge protokollene for samlet vurdering ser vi både likheter og forskjeller i hvordan økosystemenes tilstand vurderes. Vi har basert utprøvingen på det samme kunnskaps- og datagrunnlaget, men dette behandles og oppsummeres forskjellig i de to tilnærmingene. Mens indeksprinsippet har fokus på å identifisere, kvantifisere, og kombinere kvantitative (tallfestede) indikatorer som karakteriserer tilstanden til de syv egenskapene og økosystemenes tilstand (altså levere en kvantitativ indikator til forvaltningens bruk), har fagpanelprinsippet fokus på å samle og vurdere tilgjengelig kunnskap for en kvalitativ (tekstlig) vurdering av tilstanden til de syv egenskapene og økosystemets tilstand.

Indeksprinsippet fokuserer på å utvikle indikatorer til forvaltningens bruk, mens fagpanelprinsippet fokuserer på å vurdere økologisk tilstand på en grundig og mest mulig altomfattende måte for det aktuelle økosystem og region. Disse tilnærmingene er ikke nødvendigvis i konflikt med hverandre. Vår utprøving av fagpanelprotokollen viser at indeksprinsippets indikatorer med fordel kan inngå som en del av kunnskapsgrunnlaget til en mer helhetlig faglig vurdering av økologisk tilstand i henhold til fagpanelrapporten, gjerne i kombinasjon med andre data og faglige vurderinger. Samtidig peker dette også på at fagpanelrapporten med fordel kunne rendyrket sin profil og gått enda bredere ut, gjennom for eksempel å bruke en tilnærming som er nærmere naturpanelets regionale rapporter, men på nasjonalt nivå, se f.eks. IPBES-ECA-rapporten (Rounsevell et al. 2018). Der vurderes ikke bare økologisk tilstand, men også økosystemtjenester/naturgoder, de direkte og indirekte driverne bak endringene, og scenarier og konsekvenser av policy-alternativer. En slik nasjonal kunnskapssyntese om tilstand for biologisk mangfold, økosystemer og økosystemtjenester har vært etterspurt fra flere hold.

I utviklingen av indeksprinsippet har det vært et viktig styrende prinsipp at faglig og metodisk teori og kunnskap skal bakes inn i selve metodeutviklingen, slik at de kvantitative indikatorene blir transparente, etterprøvbare, effektive (og dermed oppdaterbare), og metodisk justerbare når ny kunnskap kommer til. I utviklingen av fagpanelprinsippet har fokus vært på å sammenstille og ta hensyn til all relevant kunnskap for det aktuelle systemet. Faglig og metodisk teori og kunnskap blir derfor tatt inn i selve vurderingsarbeidet, slik at sluttresultatet og den tekstlige konklusjonen blir så god og omfattende som mulig.

Slik sett peker forskjeller og likheter mellom de to tilnærmingene på at ingen metode kan svare på alle forvaltningens behov. Vi trenger både kvantitative (tallfestede) indikatorer som kan brukes til kontinuerlig oppfølging av tilstand, som kan sammenlignes mellom regioner og økosystemer, og som kan benyttes til å vurdere utviklingen over tid (indeksprotokollen). Vi trenger også grundige, bredt sammensatte faglige analyser og beskrivelser av økologisk tilstand i et bestemt økosystem i en gitt region, basert på all tilgjengelig kunnskap (fagpanelprotokollen).

Kritikken som Jepsen et al. (2019) adresserer til indeksprotokollen er hovedsakelig knyttet til to elementer: (1) Det er ikke mulig å sette riktige kvantitative verdier på indikatorenes verdier i referansetilstanden og for god økologisk tilstand slik at indikatorverdiene kan oversettes til en felles skala. (2) Det er ikke økologisk riktig å sammenstille indikatorene til en indeks for økosystemet som helhet ved bruk av en *a priori* matematisk formel. Strengt vitenskapelig kan begge innvendingene ha noe for seg, men gjennom arbeidet med vannforskriften, viser det seg at det er mulig å utforme indekser og å utvikle både referanse- og grenseverdier som er tilstrekkelig nøyaktige til å bruke i forvaltning. Når man i indeksprotokollen vurderer samlet økologisk tilstand, presenteres både verdier og usikkerhet for indikatorer og egenskaper på en transparent måte.

6 Referanser

- Arneberg, P., Børsheim, K.Y., Fauchald, P., Frie, A.K., Green, N., Lind, S., MacKenzie, K., van der Meeren, G., Nordgård, I.K. & Siwertsson, A. 2018. Indikatorer for vurdering av økologisk tilstand i arktisk del av Barentshavet. Upublisert notat.
- Artsdatabanken. 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://artsdatabanken.no/fremmedarts-lista-2018>.
- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. NIVA Rapport 7239-2018. Norsk institutt for vannforskning.
- Blumentrath, S. & Hanssen, F. 2010. Beregning av areal. Kap. 4 i Nybø, S. (red.) Datagrunnlag for Naturindeks 2010. DN-utredning 4-2010
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - I: Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P., (red.). Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout. 23-25 June 2010. Proceedings
- Czúcz, B., Keith, H., Jackson, B., Maes, J., Driver, A., Nicholson, E. & Bland, L. 2019. Discussion paper 2.3: Proposed typology of condition variables for ecosystem accounting and criteria for selection of condition variables. Paper submitted to the SEEA EEA Technical Committee as input to the revision of the technical recommendations in support of the System on Environmental-Economic Accounting. Version of 13 March 2019. 23 s. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Miljødirektoratet.
- Eide, N.E., Solberg, E., Brøseth, H., Strand, O. & Framstad E. 2010. Pattedyr. Kap. 5.2 i Nybø, S. (red.) Datagrunnlag for Naturindeks 2010. DN-utredning 4-2010
- Flatberg, K.I. 2013. Norges torvmoser. Akademika, Trondheim.
- Framstad, E. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet
- Haglund. 2010. Uppföljning av skyddade områden i Sverige - Riktlinjer för uppföljning av friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå. Naturvårdsverket 147. ISBN: 978-91-620-6379-5
- Hallman, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., H'prren, T., Gouldson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. Plos One 12.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. Natur i Norge, Artikkel 1, versjon 2.1.0. Artsdatabanken.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim
- IPBES. 2019. IPBES Global Assessment of Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Jepsen, J.U., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2018. Indikatorer for god økologisk tilstand for arktisk tundra. Upublisert notat.
- Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. & Yoccoz, N.G. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand. Erfaringer fra pilotprosjekter for arktisk tundra og arktisk del av Barentshavet. NINA Rapport 1674. Norsk institutt for naturforskning
- Joosten, H. & Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands - Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group / International Peat Society, Jyväskylä.
- Keith, H., Maes, J., Czúcz, B., Jackson, B., Driver, A., Bland, L. & Nicholson, E. 2019. Discussion paper 2.1: Purpose and role of ecosystem condition accounts. Paper submitted to the SEEA EEA Technical Committee as input to the revision of the technical recommendations in support of the System on Environmental-Economic Accounting. Version of 13 March 2019. 34 pp.

- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2019. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. NINA rapport 1608: 99-110. Norsk institutt for naturforskning.
- Lister, B.C. & Garcia, A. 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(44).
- Lyngstad, A., Brandrud, T.E., Moen, A. & Øien, D.I. 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018 – Våtmark. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, A., Vallecillo, S., Petersen, J.E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T. & Werner, B. 2018. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Maes, J., Driver, A., Czúcz, B., Keith, H., Jackson, B., Bland, L., Nicholson, E. & Dasoo, M. 2019. Discussion paper 2.2: Review of ecosystem condition accounting case studies: Lessons learned and options for developing condition accounts. Paper submitted to the SEEA EEA Technical Committee as input to the revision of the technical recommendations in support of the System on Environmental-Economic Accounting. Version of 13 March 2019. 25 pp.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- Montanarella, L., Scholes, R. & Brainich, A. (red.) 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration, IPBES, Bonn, Germany
- Myking, T., Solberg, E., Austrheim, G., Speed, J.D.M., Bøhler, F., Astrup, R. & Eriksen, R. 2013. Browsing of willow (*Salix caprea* L.) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) in the context of life history strategies: a literature review. *Eur. J. Forest Res.* (132): 399-409.
- Nilsen, J.-E. Ø., Moum, S.O & Astrup, R. 2010. Indirekte indikatorer – Landsskogtakseringen. Kap. 5.9 i Nybø, S. (red.) Datagrunnlag for Naturindeks 2010. DN-utredning 4-2010
- Nybø, S. (red.) Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpfer, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- OECD 2003. OECD Environmental indicators. Development, measurement and use. OECD Reference Papers.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. Norsk institutt for naturforskning
- Pereira, H.M., Ferrier, S., Walters, M., et al. 2013. Essential biodiversity variables. *Science* 339: 277-278.
- Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A. (eds.). 2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892 pages.
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. 2013. *The Biology of Peatlands*. Second Edition. utg. Oxford University Press, Oxford.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpfer, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Töpfer, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.

- UN statistical office. 2019. System of Environmental Economic Accounting (SEEA). Experimental Ecosystem Accounting and the Central Framework. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- Öberg, S., Gjershaug, J.O., Diserud, O. & Ødegaard, F. 2011. Videreutvikling av metodikk for areal-representativ overvåking av dagsommerfugler og humler. Naturindeks for Norge. NINA Rapport 663. Norsk institutt for naturforskning
- Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, Endrestøl, A., T., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2018. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2017. NINA Rapport 1480. Norsk institutt for naturforskning

Vedlegg 1: Mal for indeksprotokollen

Protokoll for vurdering av god økologisk tilstand etter indeksprinsippet

Nedenstående punkter må fylles ut, så langt de er relevante for de enkelte protokollenes overordnede tilnærming. Punktene 1-3 fylles ut for hver indikator, punktene 4 og 5 samlet for hele det aktuelle økosystemet. Punktene 1-4 antas å være like enten samlet økologisk tilstand baseres på gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier eller ved den laveste skalerte indikatorverdien ('verste styrer'). Generell tekst med svart, foreløpig/kommentar med **rødt**. MERK Tidligere utfylte protokoller kan avvike noe fra strukturen her.

Generell tilnærming

'Indeksprinsippet' er basert på

- Indikatorer avledet fra ett eller få sett med rådata (men indikatorer kan i prinsippet også være basert på flere ulike sett med rådata).
- Skalering av målte/observerte/modellerte indikatorverdier til verdier mellom 0 og 1, der 1 angir den skalerte indikatorverdien i et intakt økosystem (referanseverdi).
- Referanseverdi og grenseverdi for 'god økologisk tilstand' (GØT) er angitt for hver indikator, både i opprinnelige måleenheter for indikatoren og som skalerte verdier.
- Økologisk tilstand (ØT) for ulike *egenskaper* kan beregnes som et veid gjennomsnitt av skalerte verdier for relevante indikatorer (jf pkt 4). Avvik fra GØT for den aktuelle egenskapen kan tilsvarende beregnes som veid gjennomsnitt av avvikene for hver indikator (eller som avvik mellom gjennomsnittlige skalerte verdier og gjennomsnittlige skalerte grenseverdier for GØT). Bare indikatorer med tilstrekkelig underliggende datakvalitet skal inngå.
- På tilsvarende måte som for egenskaper kan verdier for indikatorer knyttet til ulike *påvirkningsfaktorer* sammenstilles for å gi ØT pr påvirkningsfaktor.
- Økologisk tilstand beregnes for økosystemenheter på både nivå 1 og 2 (om slike er definert). Beregningene gjøres i hovedsak direkte med utgangspunkt i indikatorverdiene uten å aggregere verdier fra nivå 2 til nivå 1. Alternativt kan ØT for nivå 1 beregnes som arealveid gjennomsnitt av ØT på nivå 2, men det blir mer komplisert (spesielt for 'verste styrer').
- Tilstandsverdi for hele økosystemet basert i hovedsak direkte på indikatorene, uten å gå via ØT for egenskapene:
 - 'Gjennomsnittstilnærming': Samlet ØT for økosystemet beregnes som veid gjennomsnitt av de skalerte indikatorverdiene. Avvik fra GØT for økosystemet beregnes som gjennomsnitt av avvik mellom skalerte indikatorverdier og grenseverdier for GØT.
 - 'Verste styrer-tilnærming': Samlet ØT for økosystemet angis som laveste skalerte indikatorverdi for noen indikator. Avvik fra GØT angis som minste avvik (minste positive avvik eller største negative avvik) mellom skalert indikatorverdi og grenseverdi for GØT.
 - Bare indikatorer og data med tilstrekkelig kvalitet skal inngå.
 - Alternativt kan ØT for hele økosystemet basert på sammenstilling av ØT for ulike egenskaper, men dette anbefales ikke siden samme indikator kan inngå i flere egenskaper, noe som kan gjøre sammenstillingen komplisert.
 - Bare egenskaper med tilstrekkelig kvalitet for underliggende indikatorer og data skal inngå.

INDIKATORNAVN

Økosystem	Aktuelt økosystem (nivå 1 eller nivå 2)
Geografisk avgrensning	Aktuell region
Ansvar for utfylling av protokollen	Navn
Ansvar for indikatoren	Navn
Ansvar for ansvar for økosystemet	Navn
Andre deltakere	Navn, rolle
Dato utfylt/revidert	

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Dette punktet skal inneholde en komplett oversikt over data- og kunnskapsgrunnlaget anvendt i vurderingen av hver enkelt indikator.

Indikator	Indikatornavn
Datasettets navn	(navn i fagsystemets datastruktur)
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	
Beskrivelse av rådata Datakilde	
Beskrivelse av innsamlingsmetode	
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	
Tidsperiode dekket	
Frekvens for datainnsamling	
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Her skal det beskrives hvordan indikatorverdier beregnes, basert på datagrunnlaget beskrevet i pkt 1. Dette gjelder indikatorverdier før skalering mot en referanseverdi (jf pkt 3).

Indikator	Indikatornavn
Datasett som inngår	
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	
Metode for estimering av usikkerhet* • Type metode • Nærmere beskrivelse	
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Det skilles mellom indikatorer der en referanseverdi kan settes og indikatorer der dette ikke er mulig. Der referanseverdi ikke kan settes, må annet grunnlag for å vurdere avvik fra GØT beskrives.

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Indikatornavn
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget (Hvilke data inngår? Der en har brukt ekspertvurderinger, skal det beskrives hvilke studier disse er basert på, samt beskrivelse av dataene fra hvert enkelt studium som ligger til grunn)	
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Vurdering av avvik gjøres for spesifiserte 'fenomener' for dårligere økologisk tilstand, dvs en tilstand eller endring i en (eller flere) indikator(er) forbundet med avvik fra god tilstand, vanligvis pga menneskelig påvirkning. 'Fenomener' kan være kvantitativt beskrevet og tilsvarer da grenseverdier. 'Fenomener' kan også beskrives kvalitativt. For 'indeksprinsippet' er 'fenomenene' gitt ved avvik fra den definerte verdien for GØT.

Indikator	Indikatornavn
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Indikatornavn
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstillende kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien).</p> <p>For hver indikator spesifiseres hva slags modell som benyttes for skaleringen. Dette punktet vil være likt for de enkelte indikatorene under både 'gjennomsnitts-' og 'verste styre'-protokollene.</p> <p>Håndtering av usikkerhet anbefales å gjøres som i naturindeksen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • For innsamlete kvantitative data med en design som tillater estimering av usikkerhet, brukes dette som utgangspunkt for å angi usikkerhet. • For ekspertvurderinger angis medianverdi og verdier for kvartilene for indikatoren. • Ut fra dette tilpasses en statistisk fordeling, og det trekkes en rekke (1000?) verdier fra denne fordelingen. Ut fra disse verdiene beregnes en gjennomsnittsverdi og et usikkerhetsmål for indikatorene.

	<ul style="list-style-type: none"> Deretter beregnes den skalerte verdien for indikatoren på alle aktuelle tidspunkter, samt en angitt usikkerhet rundt hvert estimat. <p>Videre beregning av tilstand for hver egenskap (pkt 5) og samlet for økosystemet (pkt 6) må også sjekkes ut mot metoden for sammenstilling av tilstandsverdi for naturindeksen.</p>
Beregning av skalert indikatorverdi og avvik fra GØT pr indikator (arealveid gjennomsnitt for arealenheter med gitt verdi for indikatoren og grenseverdi for GØT)	<p><i>Verdi for indikator i og økosystem k:</i> $X_{ik*} = \sum(a_m \times X_{ikm}) / \sum a_m$, summert over alle arealenheter, der a_m er areal/arealandelen av enhet m</p> <p><i>Avvik fra GØT for indikator i og økosystem k:</i> $Z_{ik*} = \sum(a_m \times (X_{ikm} - G_{ikm})) / \sum a_m$, summert over alle arealenheter, der G_{ikm} er grenseverdien for GØT for indikator i og økosystem k, i arealenheter m.</p>

4 Egenskaper

4.1 Vurdering av de ulike egenskapene mot underliggende indikatorer

Skjemaet gjentas for hver egenskap.

Egenskap x	Navn på egenskapen
Indikator 1	Indikatornavn
Beskrivelse av rollen indikatoren har for å vurdere egenskapen	
Vurdering av datagrunnlaget for indikatoren (dvs om grunnlaget er godt nok til å inkludere indikatoren i tilstandsvurderingen)	
Indikator 2	Indikatornavn
Beskrivelse av rollen indikatoren har for å vurdere egenskapen	
Vurdering av datagrunnlaget for indikatoren (dvs om grunnlaget er godt nok til å inkludere indikatoren i tilstandsvurderingen)	
Indikator 3	Indikatornavn
Beskrivelse av rollen indikatoren har for å vurdere egenskapen	
Vurdering av datagrunnlaget for indikatoren (dvs om grunnlaget er godt nok til å inkludere indikatoren i tilstandsvurderingen)	
Indikator X (osv)	
Indikatorernes dekning av egenskapen	Alle aktuelle indikatorer
Samlet vurdering av hvor godt egenskapen er dekket (for alle relevante indikatorer), samt i hvilken grad aktuelle indikatorer dekker samme type aspekter ved økologisk tilstand.	

4.2 Vurdering av tilstanden til hver egenskap

Egenskap j	Navn på egenskapen
Spesifikasjon av vektor for hver indikator i og egenskap j (V_{ij})	(NB Eventuelle vektorer må endelig avklares av ekspertene; de vil være spesifikke for hver egenskap der den aktuelle indikatoren inngår)
Tilstandsverdi for egenskap j, som veid gjennomsnitt av verdiene for indikatorene	<p><i>Tilstandsverdi for egenskap j og økosystem k:</i> $X_{j*} = \sum(V_{ij} \times X_{ik*}) / \sum V_{ij}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i), der</p>

	$X_{ik\bullet} = \sum(a_m \times X_{ikm}) / \sum a_m$ summert over alle arealenheter, der a_m er areal/arealandelen av enhet m
Avvik fra GØT for egenskap j , som veid gjennomsnitt for avviket mellom indikatorverdiene og indikatorernes grenseverdier for GØT	<i>Avvik fra GØT for egenskap j og økosystem k:</i> $Z_{j\bullet k\bullet} = \sum(V_{ij} \times Z_{ik\bullet}) / \sum V_{ij}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i), der $Z_{ik\bullet} = \sum(a_m \times (X_{ikm} - G_{ikm})) / \sum a_m$, summert over alle arealenheter, der G_{ikm} er grenseverdien for GØT for indikator i og økosystem k , i arealenheter m
Kvalitativ vurdering av økologisk tilstand for egenskap j . Ta hensyn til <ul style="list-style-type: none"> • datagrunnlaget pr indikator • usikkerhet ved verdiene for ref.tilstand og GØT • indikatorernes relevans for egenskap j • samsvar mellom indikatorens avvik fra GØT 	

5 Samlet vurdering av økologisk tilstand (ØT)

5.1 Alternativ 1: Vurdering av økosystemet basert på indikatorverdiene

Her er samlet ØT for økosystemet (nivå 1 eller 2) basert på de skalerte indikatorverdiene direkte, uten å gå veien om tilstandsverdier for egenskapene (eller påvirkningsfaktorene).

5.1.1 'Gjennomsnittsprinsippet'

Økosystem	Navn på økosystemet
Spesifikasjon av vektorer for hver indikator i og økosystem k (U_{ik})	Vektene U_{ik} kan differensieres på bakgrunn av a priori oppfatning om at visse indikatorer er viktigere enn andre i det aktuelle økosystemet, eller posteriori om det er mangelfullt kunnskaps- eller datagrunnlag for indikatorerne eller om det stor naturlig variasjon eller usikkerhet i indikatorernes referanseverdier.
Tilstandsverdi ($X_{\bullet k\bullet}$) for økosystem k , som veid gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier	<i>Tilstandsverdi for økosystem k:</i> $X_{\bullet k\bullet} = \sum(U_{ik} \times X_{ik\bullet}) / \sum U_{ik}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i), der $X_{ik\bullet}$ er den skalerte indikatorverdien for indikator i i økosystem k
Avvik fra GØT ($Z_{\bullet k\bullet}$) for økosystem k , som veid gjennomsnitt av avvik mellom indikatorverdiene og indikatorernes grenseverdier for GØT	<i>Avvik fra GØT for økosystem k:</i> $Z_{\bullet k\bullet} = \sum(U_{ik} \times Z_{ik\bullet}) / \sum U_{ik}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i), der $Z_{ik\bullet}$ er avviket mellom den skalerte indikatorverdien og grenseverdien for GØT for indikator i i økosystem k
Kvalitativ vurdering av økologisk tilstand for økosystem k . Ta hensyn til <ul style="list-style-type: none"> • datagrunnlaget pr indikator • usikkerhet ved verdiene for ref.tilstand og GØT • indikatorernes relevans for økosystem k • samsvar mellom indikatorernes avvik fra GØT 	

5.1.2 'Verste styrer-prinsippet'

Økosystem	Navn på økosystemet
Spesifikasjon av vektorer for hver indikator i og økosystem k (U_{ik})	Vektene U_{ik} kan differensieres på bakgrunn av a priori oppfatning om at visse indikatorer er viktigere enn andre i det aktuelle økosystemet, eller posteriori om det er mangelfullt kunnskaps- eller datagrunnlag for indikatorerne eller om det stor naturlig variasjon eller usikkerhet i indikatorernes referanseverdier. For 'verste styrer' vil vektene være 1 for indikatorer med bra datagrunnlag etc og 0 ellers.
Tilstandsverdi ($X_{\bullet k\bullet}$) for økosystem k , som dårligste skalerte indikatorverdi	<i>Tilstandsverdi for økosystem k:</i>

	$X_{*k*} = \min(U_{ik} \times X_{ik*})$, gitt at $U_{ik} > U_{\min}$ (eller $U_{ik} = 1$) vurdert for alle aktuelle indikatorer (i), der X_{ik*} er den skalerte indikatorverdien for indikator i i økosystem k
Avvik fra GØT (Z_{*k*}) for økosystem k, som minste (minste positive eller største negative) avvik mellom tilstandsverdi og grenseverdier for GØT for noen av de aktuelle indikatorene	<i>Avvik fra GØT for økosystem k:</i> $Z_{*k*} = \min(U_{ik} \times Z_{ik*})$ for $U_{ik} > U_{\min}$ (eller $U_{ik} = 1$), vurdert for alle aktuelle indikatorer (i), der Z_{ik*} er avviket mellom den skalerte indikatorverdien og grenseverdien for GØT for indikator i i økosystem k
Kvalitativ vurdering av økologisk tilstand for økosystem k. Ta hensyn til <ul style="list-style-type: none"> • datagrunnlaget pr indikator • usikkerhet ved verdiene for ref.tilstand og GØT • indikatorenes relevans for økosystem k • samsvar mellom indikatorenes avvik fra GØT 	

5.2 Alternativ 2: Vurdering av økosystemet basert på tilstandsverdiene for egenskaper

Her er samlet ØT for økosystemet (nivå 1 eller 2) basert på tilstandsverdiene for de enkelte egenskapene. Dette alternativet har noen komplikasjoner knyttet til hvordan indikatorer som dekker flere egenskaper, skal vurderes eller vektet. Det anbefales derfor ikke å bruke dette alternativet.

5.2.1 'Gjennomsnittsprinsippet'

Økosystem	Navn på økosystemet
Spesifikasjon av vektet for hver egenskap j og økosystem k (W_{jk})	Vektene W_{jk} kan f.eks. differensieres på bakgrunn av a priori oppfatning om at visse egenskaper er viktigere enn andre i det aktuelle økosystemet, ut fra antall holdbare indikatorer som inngår i vurderingen av tilstand for hver egenskap, eller posteriori om indikatorene for egenskapen viser sammenfall eller sprik i avvik fra GØT.
Tilstandsverdi (X_{*k*}) for økosystem k, som veid gjennomsnitt av tilstandsverdiene for egenskapene	<i>Tilstandsverdi for økosystem k:</i> $X_{*k*} = \sum(W_{jk} \times X_{i*k*}) / \sum W_{jk}$ summert for alle egenskaper (j), der $X_{i*k*} = \sum(V_{ij} \times X_{ik*}) / \sum V_{ij}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i)
Avvik fra GØT (Z_{*k*}) for økosystem k, som veid gjennomsnitt av avvik mellom egenskapenes tilstandsverdier og egenskapenes grenseverdier for GØT	<i>Avvik fra GØT for økosystem k:</i> $Z_{*k*} = \sum(W_{jk} \times Z_{i*k*}) / \sum W_{jk}$ summert for alle egenskaper (j), der $Z_{i*k*} = \sum(V_{ij} \times Z_{ik*}) / \sum V_{ij}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i),
Kvalitativ vurdering av økologisk tilstand for økosystem k. Ta hensyn til <ul style="list-style-type: none"> • datagrunnlaget pr indikator • usikkerhet ved verdiene for ref.tilstand og GØT • indikatorenes og egenskapenes relevans for økosystem k • samsvar mellom egenskapenes avvik fra GØT 	

5.2.2 'Verste styrer-prinsippet'

Økosystem	Navn på økosystemet
Spesifikasjon av vektet for hver egenskap j og økosystem k (W_{jk})	Vektene W_{jk} kan f.eks. differensieres på bakgrunn av a priori oppfatning om at visse egenskaper er viktigere enn andre i det aktuelle økosystemet, ut fra antall holdbare indikatorer som inngår i vurderingen av tilstand for hver egenskap, eller posteriori om indikatorene for egenskapen viser sammenfall eller sprik i avvik fra GØT. Muligens bør vektene for 'verste styrer'

	være binære: Egenskaper med bra datagrunnlag og samsvar mellom indikatorene tas med videre (vekt=1), mens øvrig droppes (vekt=0).
Tilstandsverdi ($X_{k\bullet}$) for økosystem k, som laveste tilstandsverdi for noen av egenskapene, gitt at denne egenskapen har en vekt $W_{jk} > W_{\min}$ (ev. $W_{jk}=1$)	<i>Tilstandsverdi for økosystem k:</i> $X_{k\bullet} = \min(X_{i\bullet k})$, gitt at $W_{jk} > W_{\min}$ (ev. $W_{jk}=1$), vurdert for alle egenskaper (j), der $X_{i\bullet k} = \sum(V_{ij} \times X_{ik}) / \sum V_{ij}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i)
Avvik fra GØT ($Z_{k\bullet}$) for økosystem k, som minste (minste positive eller største negative) avvik mellom tilstandsverdi og grenseverdier for GØT for noen av egenskapene, gitt at denne egenskapen har en vekt $W_{jk} > W_{\min}$ (ev. $W_{jk}=1$)	<i>Avvik fra GØT for økosystem k:</i> $Z_{k\bullet} = \min(Z_{i\bullet k})$ gitt at $W_{jk} > W_{\min}$ (ev. $W_{jk}=1$), vurdert for alle egenskaper (j), der $Z_{i\bullet k} = \sum(V_{ij} \times Z_{ik}) / \sum V_{ij}$ summert for alle aktuelle indikatorer (i)
Kvalitativ vurdering av økologisk tilstand for økosystem k. Ta hensyn til <ul style="list-style-type: none"> • datagrunnlaget pr indikator • usikkerhet ved verdiene for ref.tilstand og GØT • relevansen til indikatorene og den aktuelle egenskapen med lavest tilstandsverdi for økosystem k 	

MERK Her kan tilsvarende beregning gjøres basert på tilstandsverdi pr påvirkningsfaktor.

5.3 Vurdering av hva som er de viktigste påvirkningene på økosystemet

Gi en kvalitativ vurdering av hva som er de viktigste påvirkningene på tilstanden for de enkelte egenskapene og for økosystemet samlet (basert på påvirkningene på de indikatorene som inngår), samt graden av påvirkning: svært stor, stor, middels, liten, svært liten, ukjent. Gi henvisninger til relevante studier som kan understøtte vurderingene.

Egenskap	Arealbruk, inngrep	Klimaendring	Forurensing	Etterstrebelse, jakt, høsting	Fremmede arter	Naturlige faktorer
1 Primærproduksjon						
2 Biomasse mellom trofiske nivåer						
3 Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer						
4 Funksjonelt viktige arter og strukturer						
5 Landskapsøkologiske mønstre						
6 Biologisk mangfold						
7 Abiotiske forhold						
Økosystemet samlet						

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker hver enkelt indikator

Indikator	Indikatornavn
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

Vedlegg 2: Utfylte indeksprotokoller for indikatorene i Trøndelag

Nedenfor følger beskrivelser av datagrunnlaget for de ulike indikatorene pr. økosystem, hvordan indikatorverdier estimeres/fastsettes, og begrunnelse for valg av referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand. Dette tilsvarer punktene 1-3 i indeksprotokollen beskrevet i **vedlegg 1**. Punktene 4 og 5 i denne protokollen er felles for indikatorene som inngår for hvert økosystem, og er ikke beskrevet nærmere her. Prosedyren for sammenstilling av indikatorverdier til tilstandsverdier for hver av de syv egenskapene og for økosystemet som helhet, er beskrevet i kapittel 2.4.

Vedlegg 2.1: Indikatorer for hovedøkosystem fjell

TILFØRSEL AV NITROGEN

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Per Arild Aarrestad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Tilførsel av nitrogen
Datasettets navn	Tilførsel av nitrogen
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NILU; tillatelse for uttrekk av data (?)
Beskrivelse av rådata Datakilde	Nedfall av nitrogen (mg N/m ² /år) av nitrogen modellert på 0,1 x 0,1 grad rutenett (ca. 52,3 - 57,9 km ² for Trøndelag), basert på måling fra målestasjoner for nitrogen og nedbørsdata (NILU og MET). NILU, ved Aas et al. (2017)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Kombinasjon av observasjoner fra målestasjoner og modellering til et 0,1 x 0,1 grad landsdekkende rutenett, der de statistiske analysene også inkluderer data fra målinger av nedbør og luft fra målestasjoner i Sverige, Danmark, Finland og Russland (se Aas et al. 2017 og Hjellbrekke 2017 for detaljer).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Nedfallsdata pr rute i et 0,1 x 0,1 grad rutenett, basert på observasjoner/målinger fra målestasjoner og interpolasjon/modellering av data. Statistisk usikkerhetsmål angis som areal-vektet (pr økosystem) variasjon (SD, SE) mellom ruter i rutenett pr økosystem. Måleenhet: Nedfall av nitrogen (mg N/m²/år) omregnet til kg N/ha/år for bruk i økologisk tilstand.
Tidsperiode dekket	Data for nitrogennedfall med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med siste metodeoppdatering (2012-2016), men tidligere estimat (med annen metode) finnes også for 6 andre tidsperioder (1978-1982, 1988-1992, 1992-1996, 1997-2001, 2002-2006, 2007-2011).
Frekvens for datainnsamling	Kontinuerlig daglig datainnsamling fra 1971, antall målestasjoner har variert mellom årene. I begynnelsen kun data fra Sør-Norge, per i dag nasjonal dekning.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> Datainnsamling fra målestasjoner og interpolasjon av data fra disse til landsdekkende datasett. Hele populasjonen er dekket av modellert data. Observasjonsdata landsdekkende per i dag, men ikke for historiske data (kun Sør-Norge). Utvalget av målestasjoner representerer ikke en tilfældighetsmekanisme.

<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Tilførsel av nitrogen gir endringer i artssammensetning og mengde av ulike plantearter. Disse vegetasjonsendringene kan videre medvirke til endringer i andre arter og økologiske funksjoner, f.eks. primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. • Indikatoren måler ikke faktiske endringer i økologisk tilstand i felt i det området som skal vurderes, men gir indikasjoner på om man har slike endringer, ettersom tålegrensene er satt basert på erfaringer fra felteksperimenter. Foreløpig inngår ikke data på nitrogen-tilførsel fra skogbruket i indikatorverdiene. • Indikatoren er estimert på svært store arealer, slik at for bruk i økologisk tilstand må en bruke dataene i forhold til arealdekning av hoved-økosystemene. Dette resulterer i et arealvektet estimat av nitrogennedfall pr økosystem, der usikkerheten blir høy pga stor variasjon i nedfallsdata. I tillegg er det usikkerhet knyttet til arealavgrensning av økosystemene, hvilket ikke tas hensyn til i pilotprosjektet.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Tilførsel av nitrogen
Datasett som inngår	Tilførsel av nitrogen
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som fjell i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er nedfall av nitrogen (kg N/ha/år), estimert som vektet gjennomsnitt per modellert rute i rutenett 0,1 x 0,1 grad i den aktuelle regionen.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle ruter i regionen, vektet pr økosystem-areal) og estimeres som 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Tilførsel av nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og modellering.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Publiserte empiriske og modellerte verdier for nedfall nitrogen i Norge. Dette er koblet til kartgrunnlag for den aktuelle regionen for å beregne tilstandsverdier i forhold til estimerte referanse- og grenseverdier (jf detaljer i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at det ikke ble tilført noe N utenfra økosystemet, og settes til 0 kg N/ha/år.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Tilførsel av nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	<p>Nitrogen (N) er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag, gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras. Hvor mye tilførsel av nitrogen som kreves for å skape slike forendringer avhenger av naturtype, dvs at naturtyper har ulike tålegrenser for nitrogen. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå, er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling (lavere tålegrense).</p> <p>Tålegrensen i fjell varierer noe etter næringstilgang og naturtyper. Naturtypene i fjell veksler imidlertid over korte avstander, og det vil således innenfor et gitt areal som oftest være typer som har den laveste tålegrensen. I tillegg finnes det ikke per i dag arealavgrenset kart for naturtypene med forskjellige tålegrenser innen hoved-økosystemet. Derfor benyttes en generell tålegrense for økosystemet på 5 kg N/ha per år slik at grenseverdien også settes til 5 kg N/ha.</p>
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under tålegrensen 5 kg N/ha. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Tilførsel av nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Overskridelse tålegrense av nitrogen er en negativ indikator, dvs at høyre verdier resulterer i et dårligere tilstand. Referanseverdi (0 kg/ha/år) settes til 1 og grenseverdi (5 kg/ha/år) settes til 0,6. Skaleringsfunksjonen er avhengig av et null-verdi, og for nitrogen må her tilsettes den øvre grense på nitrogen-nedfall, ikke som for andre variabler der verdi 0 representerer f. eks. total fravær av en art. Det er ikke noen øvre grense på nitrogen-nedfall, men for estimering av Økologisk tilstand brukes her en konservativ maksimal verdi for nedfall av nitrogen på 25 kg N/ha, og denne brukes som 0-verdi i skaleringen.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Tilførsel av nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Luftforurensing, skogbruk
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

OMRÅDER UTEN TEKNISKE INNGREP

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke

Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190601 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Områder uten tekniske inngrep
Datasettets navn	Områder uten tekniske inngrep
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet; fritt tilgjengelige data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Inngrepsfrie områder basert på avstand fra større tekniske inngrep. http://inonkart.miljodirektoratet.no/inon/kart
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Beregning av avstand fra større tekniske inngrep, f.eks. veier, kraftledninger og jernbaner.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Kartlag (polygoner). Usikkerhet ikke målt. Areal >1, >3 og >5 km unna vei og bebyggelse. For økologisk tilstand pilot brukes Areal >1 km unna vei og bebyggelse.
Tidsperiode dekket	1988 - 2013 (data fra 1988, 1998, 2003, 2008, 2013)
Frekvens for datainnsamling	Uregelmessig
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> Heldekkende kart. Tilfeldighetsmekanisme ikke relevant.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> relevans for indikatoren statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> Det tekniske grunnlaget er velfundert (dvs det er en viss usikkerhet i kartgrunnlaget, men ikke i beregninger), og datagrunnlaget representerer indikatoren direkte. Hvor god indikatoren er som et mål på økologisk tilstand, kan diskuteres. Områder uten tekniske inngrep reflekterer i utgangspunktet en mer natur nær tilstand enn områder med slike inngrep. Verdien for naturmangfoldet vil imidlertid også være avhengig av andre påvirkninger på tilstanden innen de inngrepsfrie områdene. Statistisk kvalitet ikke mulig å vurdere med utgangspunkt i et heldekkende kartgrunnlag.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Områder uten tekniske inngrep
Datasett som inngår	Områder uten tekniske inngrep

Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som fjell i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Absolutt areal av økosystemet innen inngrepsfrie områder, dvs >1 km fra tekniske inngrep.
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er ikke estimert for rådata og har i dette pilotprosjektet blitt anslått som standardavvik = 0,05 * areal uten tekniske inngrep (5% standardavvik).
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Områder uten tekniske inngrep
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data fra kartbasert analyse.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	En referansetilstand definert som intakt natur, innebærer fullstendig fravær av moderne menneskeskapt infrastruktur som veier, jernbane, kraftlinjer, bygninger etc.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at hele arealet (100%) av økosystemet er inngrepsfrie områder <1 km fra teknisk infrastruktur.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Områder uten tekniske inngrep
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Større sammenhengende naturområder er viktige som leveområder og forflytningskorridorer for arter, særlig de som er tilpasset store arealer med natur i eller nær naturtilstand, samt arter som er særlig sårbare for kanteffekter eller andre forstyrrelser. Inngrepsfri natur har også betydning for naturens evne til å tilpasse seg klimaendringer, bl.a. ved at fravær av teknisk infrastruktur ikke skaper ekstra barrierer for arters forflytning til områder med mer egnet klima. Imidlertid vil betydningen av de inngrepsfrie områdene for naturmangfoldet også avhenge av andre påvirkninger på økosystemet. Hvor mye andelen av inngrepsfritt areal kan reduseres før det medfører negative effekter på den økologiske tilstanden, er avhengig av flere forhold, f.eks. hvor store arealene er i utgangspunktet, hvordan reduksjonen i inngrepsfritt areal er fordelt, og hva som er den naturgitte fragmenteringsgraden for det aktuelle økosystemet i regionen. Ulike studier tilsier at fragmentering som reduserer opprinnelig areal ned til 20-40%, vil ha en større negativ effekt på berørte arter enn reduksjonen i habitatareal alene skulle tilsi. Dersom vi antar at dette representerer en grense mellom moderat og dårlig tilstand og at sammenhengen mellom indikatoren og økologisk tilstand er lineær ned til denne grensa, kan grenseverdien for god tilstand settes til 60% av referanseverdien. (Se argumentasjonen i kap. 3.2 i Nybø et al. 2018)
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.1 i Nybø et al. 2018)

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.
---	--

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Områder uten tekniske inngrep
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. For inngrepsfrie områder er verdi 1 (referanseverdien) 100% og verdi 0 tilsvarer 0%. Grenseverdi 60% resulterer i et lineært forhold mellom 0 og 1, slik at grenseverdien ikke skaleres (settes til 0,6).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Områder uten tekniske inngrep
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Tekniske inngrep
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

BESTANDSNIVÅ AV JERV

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190601 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av jerv
Datasettets navn	Jerv - antall ynglinger (rovviltregion 6)
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Rovdata; Åpne data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Bestandstall for jerv som det er presentert i rapporter fra rovdata.no. Bestandstall er angitt som antall estimerte ynglinger pr roviltregion. rovdata.no (art-spesifikke rapporter).
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Registreringer på snøføre fra 1. jan til ut snøsesongen, og etterkontroller sommertid hvis nødvendig. Datainnsamlingen fokuserer på tidligere kjente lokaliteter som er blitt brukt siste tiårene. Se Tovmo & Mattisson (2018) og Naturvårdsverket & Rovdata (2013, 2014) for detaljer.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart.
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Data rapporteres pr roviltregion fra Rovdata og i naturindeksen, men kan også gjøres tilgjengelig pr fylke. Statistisk usikkerhet ikke angitt.

	<ul style="list-style-type: none"> • Måleenhet: antall ynglinger.
Tidsperiode dekket	2001-2019
Frekvens for datainnsamling	Hvert år.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Data er ikke basert på et statistisk utvalg. • Dataene for jerv er relativt heldekkende, med detaljert overvåking og andre observasjoner over hele landet og med en standardisert tilnærming for å besøke kjente lokaliteter. • Dataene ligger til grunn for rapportering til naturindeksen, der disse data betraktes som minimumstellinger med meget lav usikkerhet.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<p>Datagrunnlaget anses som et relativt sikkert minimumsanslag for antall ynglinger og antall individer (ut fra ca 6,3 individer pr yngling). Det er dermed grunn til å tro at dataene gir et rimelig godt bilde på antall jerv i Norge totalt. Deler av bestanden vil imidlertid også utnytte nærliggende skogområder, men her antar vi at registrerte jerv i hovedsak er knyttet til fjellet.</p> <p>Bestandsnivået av jerv sier noe om i hvilken grad store rovdyr kan ha en regulerende effekt på underliggende trofiske nivåer i fjellet, spesielt hjortedyr og mellomstore herbivorer. Jerv utgjør også en viktig åtselersledd og dermed et ledd i nedbryterkjeden. Det synes derfor rimelig å inkludere indikatoren som relevant for å vurdere økologisk tilstand.</p> <p>Datainnsamlingen foregår slik at det vanskelig å angi statistisk kvalitet, men omfattende og detaljert oppfølging av kjente ynglelokaliteter og så godt som alle observerte individer tilsier at bestandsestimatene er relativt sikre.</p>
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av jerv
Datasett som inngår	Jerv - antall ynglinger (rovviltregion 6)
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som fjell i kartgrunnlaget for estimering av økologisk tilstand.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdier er summert som antall «Dokumentert» og antall «Antatt» ynglinger innen rovviltregion 6 (Trøndelag + Møre og Romsdal).
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Da det ikke er noen statistisk usikkerhet estimert for datagrunnlaget, og derfor er usikkerheten estimert basert på Landa et al. (1998). Basert på dataene presentert i artikkelen er en log-normal usikkerhetsfordeling beregnet vha verdiene fra Norge i tabell 4 i Landa et al. (1998). Denne fordelingen er deretter tilpasset dataene for antall ynglinger for rovviltregion 6 for å estimere et 95% øvre konfidensintervall. Da dataene anses være av type minimums estimat, er en todelt fordeling estimert, med kun en liten usikkerhet knyttet til det nedre 95% konfidensintervallet, beregnet som standardavvik = 0,25 * antall antatte ynglinger (25% av antall antatte ynglinger).
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av jerv
-----------	-----------------------------

Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Observasjonsdata og GIS-analyser av potensielle leveområder.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Referansetilstanden i Naturindeks for Norge for jerv er beregnet ut fra mengden egnet areal i de ulike fylkene og den potensielle tettheten av reproduserende enheter, og varierer således regionalt. Se Lande et al. (2003).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Jf over

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av jerv
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Jerv er en viktig toppredator og åtseleer i fjellet. I referansetilstanden må bestanden av jerv antas å ha en vesentlig påvirkning på rekruttering og sammensetning av villreinbestanden, samt påvirkning av bestandene av andre store og mellomstore herbivorer. Selv om det kan være at slike effekter på andre trofiske nivåer vil endre karakter hvis bestanden av jerv faller under et visst nivå, og andre faktorer da blir mer dominerende, er det vanskelig å vite hvor dette bestandsnivået ligger. I mangel av bedre kunnskap velger vi å anta en lineær sammenheng mellom bestandsstørrelsen av jerv og effekten på resten av økosystemet. Dermed vil grenseverdien bli 60% av referanseverdien (se kap. 3.2 i Nybø et al. 2018).
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og kap. 5.2 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er intruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av jerv
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstille kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For bestandsstatus for jerv (antall ynglinger) legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av jerv
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Tilgang på byttedyr (+ næringsstatus/bonitet), sosiale forhold innen art
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Jakt/beskatning, indirekte påvirkninger på byttedyr
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning*	Jakt/beskatning

BESTANDSNIVÅ AV VILLREIN

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Geir Rune Raudset (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier); Geir Rune Raudset (NINA) (modellerte rådata)
Dato utfylt/revidert	190329/190602 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av villrein
Datasettets navn	Villrein Trøndelag
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet/NINA; åpne data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Antall villrein i vinterbestanden pr km ² villreinareal i de respektive kommunene. https://www.hjorteviltregisteret.no/
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Populasjonsmodellering basert på jaktdata (fordelt på demografiske klasser), kalve- og strukturtelling (fordelt på demografiske klasser) på våren og høsten og total/minimumstelling på vinteren. For detaljer om benyttet modell, se Nilsen & Strand (2017, 2018).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Data leveres pr villreinområde, basert på modellerte estimat. Statistisk usikkerhet angitt som verdienes standardfeil. Måleenhet: antall villrein per villreinområde.
Tidsperiode dekket	1992-2017 (Snøhetta kun 2004-2016)
Frekvens for datainnsamling	Hvert år.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> Data er ikke basert på et statistisk utvalg. Data er modellerte pr villreinområde basert på jakt- og observasjonsdata.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> relevans for indikatoren statistisk kvalitet 	<p>Villrein er den dominerende ville planteeteren i fjellet i Sør-Norge, og bestanden av villrein utgjør dermed et viktig element i et intakt fjelløkosystem. Dataene representerer villreinens vinterbestand, som trolig er et godt mål på villreinens rolle i økosystemet, siden sommerbestanden også inkluderer kalver som har høy dødelighet første leveår og dermed er et mer ustabil mål for bestanden.</p> <p>Dataene er basert på populasjonsmodellering ut fra jaktdata, tellinger av kalver og demografisk sammensetning vår og høst og total/minimumstelling på vinteren. Det er vanskelig å gi et konkret mål på statistisk usikkerhet for de ulike delene av datagrunnlaget, men tilnærmingen gir trolig det beste mulige estimatet for bestandsstørrelsen.</p>

Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	
---	--

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av villrein
Datasett som inngår	Villrein Trøndelag
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Villreinområder i fjell i Trøndelag
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdier beregnes basert på modellerte villreinantall pr egnet habitatareal i hvert villreinområde, og beregnes for Trøndelag gjennom en vektet summering med hensyn til areal av resp. villreinområde innen hver aktuell kommune.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	Estimerte standardfeil for de modellerte verdiene tas med i hvert enkelte steg i summeringen av verdier over de aktuelle villreinområdene. For å ta hensyn til usikkerhetene i den samlede indikatorverdien trekkes verdier fra fordelingene av verdier pr villreinområde 10000 ganger, slik at en samlet fordeling av indikatorverdier summert over de aktuelle områdene brukes for å estimere samlet verdi og samlet usikkerhet (95% konfidensintervall).
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (indikatorverdier), Geir Rune Raudset (modellerte rådata)

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av villrein
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Jaktstatistikk og observasjonsdata.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Ulike villreinbestander i Sør-Norge er godt studert over mange år. Det er god kunnskap om villreinens bestandsdynamikk og forholdsvis god kunnskap om bestandsnivåets påvirkning på kvaliteten på vinterbeitene. Menneskets påvirkning på villreinbestandene har pågått over lang tid gjennom jakt og i økende grad ved fragmentering av villreinens leveområder. I tillegg har menneskets regulering av rovdyrbestanden fjernet en naturlig faktor for regulering av villreinbestanden. Villreinbestanden blir i tillegg sterkt påvirket av tilfeldige variasjoner i værforholdene om vinteren/våren, noe som fører til betydelige naturlige variasjoner i bestandsstørrelsen. Det er følgelig vanskelig å angi en realistisk referanseverdi for vinterbestanden av villrein.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien settes som i naturindeksen og varierer mellom ulike områder. Verdien som er satt i de respektive områdene, er basert på resultater fra bestands- og beiteovervåkning og er ment å reflektere en tetthet der villreinbestandene balanserer gjenveksten i vinterbeitene. Den empiriske begrunnelsen for referansetilstanden bygger på arbeider av Tveitnes (1980) og Skogland (1985, 1990), men er å betrakte som en ekspertvurdering, da et typisk trekk ved de fleste villreinbestander er at de over tid varierer til dels ekstremt i størrelse. Det innebærer at referanseverdien må ses som et langsiktig gjennomsnitt i et intakt fjelløkosystem, men med betydelig variasjon mellom år.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av villrein
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	I områder der villrein har sin utbredelse, reflekterer indikatoren økosystemets tilstand innen funksjonelt viktige arter og strukturer og biologisk mangfold. Bestandsnivå av villrein kan sammen med bestandsnivå av andre arter, indikere om det er skjedd en forskyvning av biomasse i trofiske nivåer. Dersom villreinbestandene avviker vesentlig fra referansenivåene vil dette ha store påvirkninger på andre deler av økosystemet.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Naturindeksen for villrein fastsetter ikke grenseverdi for god økologisk tilstand. Usikkerhetsnivået for estimatene i naturindeksen antas å ligge mellom 10-20 %, men siden fragmentering av fjellet og begrensningen i villreins trekkruiter ikke er tatt hensyn til i dagens naturindeks, er det ikke urimelig å sette grenseverdien for god økologisk tilstand til 80% av referanseverdien, i stedet for 60% som for de fleste andre indikatorene.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,8*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av villrein
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstillere kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For bestandsnivå villrein legges til grunn en ikke-lineær skaleringsmodell der den uskalerte grenseverdien for GØT er 80% av den uskalerte referanseverdien.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av villrein
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Rovdyr, klima/vær, insekter/parasitter.
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Beskatning, rovdyrforvaltning, arealbruk og utbygging av infrastruktur
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning*	Beskatning, klima og arealbruk.

BESTANDSNIVÅ AV FJELLREV

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Nina E. Eide (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190602 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av fjellrev
Datasettets navn	Fjellrev Trøndelag
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)

Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet/NINA
Beskrivelse av rådata Datakilde	Data fra overvåkingsprogrammet på fjellrev: årlige registreringer av ynglinger og individobservasjoner. www.rovbase.no
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Dataene er basert på årlig kontroll av kjente hilokaliteter, vinter og sommer, for å dokumentere aktivitet og yngling (antall kull og kullstørrelse), innsamling av materiale for individbasert overvåking (DNA) og innrapporterte observasjoner av fjellrev.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Data leveres pr kommune, basert på overvåking. • Statistisk usikkerhet angitt som 50% kvartiler. • Måleenhet: antall reproduserende individer av fjellrev.
Tidsperiode dekket	1950, 1990, 2000, 2010-2018
Frekvens for datainnsamling	Hvert år fra 2010
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Data er estimerte fra overvåkingsprogrammet og representerer anslag for en minimumsbestand. Programmet dekker alle kjente områder med historiske hilokaliteter og gir dermed trolig et dekkende bilde av bestandens nivå og geografiske fordeling . • Data er ikke basert på et statistisk utvalg, og det er dermed ikke mulig å angi hva som er sannsynligheten for å komme med i utvalget.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	Fjellrev er en mellompredator og åtseleer i fjelløkosystemet, en generalist, men samtidig en spesialist fordi reproduksjonen er tett knyttet til bestandssyklus for smågnagere, spesielt lemen. Fjellreven er derfor en sentral indikatorart og representerer et symbol på et intakt fjelløkosystem. Indikatoren er spesifisert på samme måte som i naturindeksen, som antall reproduserende par under toppår av smågnagere. Dette gir et mer stabilt uttrykk for trenden i bestanden enn tall som ev. inkluderer valper, som har høy dødelighet første leveår, og bestanden utenom smågnagertoppår da fjellreven ikke yngler. Datainnsamlingen er omfattende og dekker trolig mesteparten av den reproduserende bestanden. Hvor stor del av bestanden er foreløpig usikkert.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av fjellrev
Datasett som inngår	Fjellrev Trøndelag
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Fjellområdene i Trøndelag slik disse er definert ut fra kartgrunnlag
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Verdier fra 1950 (ikke brukt i piloten) er basert på ekspertvurderinger. For verdier 1990, 2000 og 2010 har verdier til naturindeksen blitt lagt inn fra nærmeste toppår (gnagertoppår), senere verdier er lagt inn pr årstall. Indikatorverdien representerer anslag for en minimumsbestand av antall reproduserende individer, basert på det høyeste anslaget av antall kull x 2, eller antall 'DNA-individer'.
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode	Usikkerhet er estimert ved bruk av metodikken i naturindeksen, der ekspertvurderte usikkerheter estimeres +/- en kvartil fra indikatorverdi. Denne usikkerhet har for fjellrev estimerts til 30 % for 1950, 20 % for 1990, 15 %

• Nærmere beskrivelse	kvartiler for 2000, 10 % for 2010 og 5% for senere eller der det ikke vært kjent yngling på mange år. Disse kvartilene ligger til grunn for å estimere 95% konfidensintervall for bruk inn i vurdering av økologisk tilstand.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (indikatorverdier), Nina Eide (levering av data).

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av fjellrev
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Observasjonsdata fra overvåkingsprogram kombinert med ekspertvurderinger.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Fjellreven overvåkes systematisk og har vært studert med stor innsats i Norge og Sverige over lang tid. Kunnskapen om dagens bestandsdynamikk og hvilke faktorer som påvirker overlevelse og reproduksjon, må anses som god. Fjellreven ble før fredningen i 1930 utsatt for et svært høyt jakttrykk, noe som førte til en dramatisk reduksjon i bestandsstørrelsen. Bestanden tok seg aldri opp etter fredningen, og kanskje var den allerede da under levedyktig bestand. Derfor mangler vi kunnskap om faktisk bestandsstørrelse i referansetilstanden. Referanseverdien er derfor anslått med utgangspunkt i generell kunnskap om fjellrevens økologi, leveområde og antakelser om tilgjengelig habitat og miljøforhold i referansetilstanden.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Kunnskap om tilgjengelig fjellhabitat og fjellrevens territoriørrelser ligger til grunn for estimering av referanseverdier for fjellrev. Territoriørrelsen varierer markant med produktivitet og tilgang til byttedyr. Der det er stabil tilgang på byttedyr, kan territoriet være under 10 km ² . I høyfjellet er tilbudet av byttedyr mer marginalt og varierer mellom år. Det er dokumentert territorier på 50-100 km ² . I beregningen av referanseverdien har man benyttet arealstatistikk og tatt hensyn til at territoriørrelsen øker med høyde over havet pga. minkende tilgang på byttedyr. På grunn av at fjellrevens territoriørrelse varierer i fjellet, varierer også referanseverdien i ulike regioner i Norge. Referansetilstanden er tenkt å være et estimat på antall reproduserende par i et toppår for smågnagere.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av fjellrev
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Antall reproduserende par av fjellrev varierer mye med smågnagernes tetthet. Fjellrevens populasjonsøkologi er tilpasset slike variasjoner, men dersom antall reproduserende par faller under et visst nivå over flere år, vil fjellrevbestanden trolig gå ned. I mangel av bedre kunnskap om mulig kritiske terskelverdier for antall ynglinger, synes det rimelig å anta en lineær sammenheng mellom antall ynglinger av fjellrev og økologisk tilstand. Det tilsier at grenseverdien for god økologisk tilstand tilsvarer 60% av referanseverdien (jf kap. 3.2 i Nybø et al. 2018).
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og kap. 5.1 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av fjellrev
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstillere kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For bestandsnivå fjellrev legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av fjellrev
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima, smågnagerdynamikk
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Forvaltning av hjortevilt, tamrein og rovvilt, arealbruk og infrastruktur i fjell, klimaendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning*	Klima, smågnagerdynamikk

BESTANDSNIVÅ AV SMÅGNAGERE

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190601 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av smågnagere
Datasettets navn	Smågnagere Trøndelag
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA, tilgjengelig på forespørsel
Beskrivelse av rådata Datakilde	Fangst av smågnagere pr 100 felledøgn, supplert med annen kvalitativ informasjon om bestandstopper av smågnager fra andre forskere, media og allmennhet. TOV (foreløpig ikke nedlastbart)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Fram til og med 2018 er de kvantitative dataene basert på årlig klappel-efangst i faste transekter og områder, i hovedsak om høsten (sep-okt) (se Kålås et al. 1991, Framstad & Eide 2019).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Data er tilgjengelig som aggregert fangst av smågnagere pr fangstperiode og TOV-område, men kan leveres mer detaljert (pr art, stasjon etc). For indikatoren beregnes gjennomsnittlig bestand i toppår for alle smågnagerarter samlet pr 10-årsperiode.

	<ul style="list-style-type: none"> • Statistisk usikkerhet angitt som i naturindeksen, dvs. som 50% kvartil. • Måleenhet: Fangst per 100 felledøgn.
Tidsperiode dekket	1990-2018 (pågående) for TOV-områdene
Frekvens for datainnsamling	årlig
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<p>TOV-områdene er subjektivt plassert i høyereliggende skog og lavalpine områder lite påvirket av menneskelige inngrep (verneområder i Trøndelag). De er ikke representative for fjellområdene i Trøndelag som sådan, både ut fra den subjektive plasseringen og med beliggenhet hovedsakelig i fjellskog. TOV-områdene i hhv Åmotsdalen og Børgefjell dekker imidlertid to sentrale fjellområder i Trøndelag.</p> <p>Ved hjelp av kvalitativ informasjon om smånagerbestandstopper i regionene omkring TOV-områdene og ellers fra Trøndelag, er det imidlertid mulig å danne seg et bilde av om bestandstoppene i TOV-områdene sammenfaller i tid med bestandstopper i fjellområdene ellers i regionen.</p> <p>Hele populasjonen har likevel ikke en mulighet til å komme med i utvalget, utvalget er ikke basert på en tilfeldighetsmekanisme, og sannsynligheten for å komme med i utvalget er ikke kjent.</p>
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<p>Smånagere er generelt viktige arter i fjelløkosystemet, med stor betydning for nærings sirkulasjon, vegetasjonens vekst og sammensetning, predasjonstrykk på andre byttedyr og reproduksjon hos flere arter av rovdyr og rovfugl. Det er særlig store bestandstopper av smånagere som virker som et mer eller mindre regelmessig 'endringssignal' i fjelløkosystemet. Indikatoren har som formål å fange opp endringer i smånagerbestandenes toppnivå og/eller fluktuasjonsmønster. Datagrunnlaget fra TOV-områdene er velegnet for å karakterisere endringer i smånagerens bestandsfluktasjoner lokalt. Ved hjelp av kvalitativ informasjon om smånagerstopper i øvrige fjellområder i regionen, er det mulig å danne seg et bilde av hvor representativ bestandsdynamikken i TOV-områdene er for regionen.</p> <p>Aggregerte data for smånagerdynamikken i hvert TOV-område over en 10-årsperiode, sammen med kvalitativ informasjon fra resten av regionen gjør det vanskelig å angi en konkret statistisk kvalitet.</p>
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av smånagere
Datasett som inngår	Smånagere Trøndelag
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Indikatorverdien representerer fjellområdene i hhv Sør-Trøndelag omkring Dovrefjell og Nord-Trøndelag omkring Børgefjell. Dekningen av fjellområdene på Fosen og dels i grensestrøkene mot Sverige i midtre deler av fylket er usikker.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien beregnes som gjennomsnittet av bestandsnivået i hvert definert toppår innen den aktuelle 10-årsperioden. Et toppår er her definert som et år der bestanden er klart høyere enn i foregående og etterfølgende år. I noen tilfeller må to påfølgende år kunne sies å representere toppår (f.eks. om bestandstoppene er nokså like og/eller utgjøres av ulike arter). Da vil gjennomsnittsbstanden for begge år telle som én bestandstopp. Kvalitativ informasjon om bestandstopper i resten av regionen bruke si hovedsak for å vurdere hvor representativ bestandstoppen for TOV-området er. I tillegg kan slik informasjon brukes til å opp/nedjustere gjennomsnittsverdien fra TOV-området for å gjøre den mer representativ for hele regionen omkring TOV-området.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> • Type metode 	Usikkerhet anslås på samme måte som i naturindeksen, dvs som bestandsnivåene for hhv 25%- og 75%-kvartilene for en gitt 10-årsperiode. Disse kvartilene ligger til grunn for å estimere 95% konfidensintervall for bruk inn i vurdering av økologisk tilstand.

• Nærmere beskrivelse	
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (indikatorverdier), Erik Framstad (fangstdata og sammenstilling av uskalerte bestandsverdier for 10-årsperioder)

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av smågnagere
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og ekspertvurdering.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien er i hovedsak basert på data (fra 1970-1980-tallet) og kvalitativ informasjon om smågnageres fluktasjonsmønster gjennom 1900-tallet (bl.a. Steen et al. 1990). Ut fra dette er det antatt idealisert regelmessig bestandsvariasjon med topper med 3-4 års mellomrom, med bestandstopper som varierer mellom sentrale og mer lokale/perifere fjellområder.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Det benyttes samme referanseverdi som i naturindeksen. Referanseverdien er satt som gjennomsnittet av bestandstopper over en 10-årsperiode ut fra en antatt idealisert regelmessig bestandsvariasjon med topper med 3-4 års mellomrom i de aktuelle fjellområdene. Det empiriske grunnlaget kommer fra observasjoner fra Finse og andre fjellområder fra før ca. 1990. Disse viser bestandsvariasjon under klimaforhold og (dels) andre miljøforhold nær antatt referansetilstand (Angerbjörn et al. 2001, Steen et al. 1990).

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av smågnagere
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Avvik fra referansetilstanden kan dels innebære lavere bestandsnivå i toppårene, dels bortfall av enkelte topper. I mangel av bedre kunnskap antar vi en lineær sammenheng mellom indikatoren og økologisk tilstand, noe som innebærer at grenseverdien for god økologisk tilstand settes til 60 % av referanseverdien. Dette vil fange opp begge typer avvik fra referansetilstanden. Denne grenseverdien vil trolig fremdeles representere en størrelse og frekvens for bestandsvariasjon hos smågnagere som vil vedlikeholde mye av den naturlige dynamikken knyttet til smågnageres bestandsvariasjon i fjellet.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og kap. 5.4 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av smågnagere
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstille kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien).

	For bestandsnivå av smågnagere legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien).
--	---

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av smågnagere
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima, rovdyrbestander, indirekte effekter av bjørkemålerangrep som gir annen vegetasjonsstruktur
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendring, i noen grad arealbruk (opphørt hevd) som kan gi endringer i smågnagersamfunnet og i bestandsdynamikken
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Klimaendring

BESTANDSNIVÅ AV LIRYPE

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erlend Nilsen (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190602

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av lirype
Datasettets navn	Lirype Trøndelag
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Hønsefuglportalen, åpent tilgjengelig
Beskrivelse av rådata Datakilde	Observasjoner av voksne ryper og ungfugl med posisjon langs takseringslinjer i TOV-områdene og ulike andre takseringsområder. Rådata inkluderer også annen informasjon om observasjonene. http://honsefugl.nina.no/Innsyn/ , www.gbif.no
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Taksering av voksne og ungfugl med stående fuglehund på ettersommeren, før jaktseasonen, langs definerte takseringslinjer på 2-4 km og med 100 m bredde. Alle observerte individer registreres med kategori (art, antall, kjønn, alder) og avstand fra takseringslinja. Takseringene foregår i tilknytning til TOV-områdene og på arealer til ulike tiltakshavere og grunneiere. Takseringslinjene er plassert systematisk innen hvert område.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Rådata foreligger som individuelle observasjoner med informasjon om hver observasjon (jf over). Til bruk i fagsystemet foreligger dataene som estimert gjennomsnittlig antall fugler pr km² for hvert taksert område, ved bruk av 'distance sampling-metoden' (Buckland et al. 2001). Disse er aggregert til gjennomsnittstetthet pr fylke, men kan også aggregeres til annen hensiktsmessig enhet. Usikkerhetsmål er gitt ved estimeringsmetoden Måleenhet: Antall voksne og ungfugl pr km².

Tidsperiode dekket	1990-2018 (pågående) for TOV-områdene, fra ca 2007 for øvrige takseringsområder
Frekvens for datainnsamling	årlig
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	Takseringsområdene er ikke systematisk eller tilfeldig utvalgt, men dekker etter hvert en ganske representativ del av mange fjellområder. Innen hvert takseringsområde er takseringslinjene systematisk plassert. En ny estimeringsmodell vil kompensere for skjevheter i utvalget av takseringsområder. Samlet antas dataene å gi et ganske dekkende bilde av lirypebestandene i Trøndelag. <p>Alle deler av populasjonen har ikke en mulighet til å komme med i utvalget, utvalget er ikke basert på en tilfeldighetsmekanisme, og sannsynligheten for å komme med i utvalget er ikke kjent.</p>
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	Dataene anses som et godt uttrykk for bestanden av liryper på ettersommeren og gir også mulighet for å anslå årets produksjon av unger. Bestandsestimatene angir bestandsstørrelsen før jakt. Dataene representerer indikatoren på en god måte. <p>Den statistiske kvaliteten er i hovedsak knyttet til usikkerhet ved estimeringen av bestanden i de områdene som takseres. Siden disse områdene ikke er systematisk eller tilfeldig utvalgt, er det umulig å vurdere statistisk kvalitet for bestandsestimat på fylkesnivå.</p>
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av lirype
Datasett som inngår	Lirype Trøndelag
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Indikatorverdien representerer fjellområdene i ulike deler av Trøndelag, men dekningsgrad kan variere noe med i hvilken grad ulike grunneiere/tiltakshavere takserer lirype.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien estimeres ved 'distance sampling-metoden' basert på observasjoner fra takseringslinjer i tilknytning til TOV-områdene og en rekke andre fjellområder. Estimatenes aggregeres til fylkesnivå.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet anslås som 95% konfidensintervall basert på estimeringsmetoden.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (indikatorverdier), Erlend Nilsen (estimering av uskalerte bestandsverdier)

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av lirype
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Modellering basert på observasjonsdata.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Grunnlaget for vurdering av referanseverdien er kunnskap om liryperes habitatkrav, territoriestørrelse, gjennomsnittlig hekketetthet og produksjon under gunstige forhold, samt data over fordelingen av egnet habitat.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Det benyttes samme referanseverdi som i naturindeksen. Referanseverdien tar utgangspunkt i totalarealet av egnet habitat for lirype og gjennomsnittlig hekketetthet og kyllingproduksjon i Norge, beregnet som: vårbestand = areal x 6 par/km ² , dvs 12 ryper/km ² . Høstbestand = vårbestand + vårbestand/2 x kyllprod (4/høne), dvs 36 ryper/km ² .

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av lirype
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Avvik fra referansetilstanden vil innebære lavere bestander, noe som kan skyldes lavere produksjon eller økt dødelighet i ulike årstider. Det er ikke kjent om det er noen kritisk grense for redusert bestandsnivå for lirype. I mangel av bedre kunnskap antar vi derfor en lineær sammenheng mellom indikatoren og økologisk tilstand, noe som innebærer at grenseverdien for god økologisk tilstand settes til 60 % av referanseverdien.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf over
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av lirype
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstillere kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For bestandsnivå av lirype legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Bestandsnivå av lirype
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima, rovdyrbestander,
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendring, jakt, arealbruk/infrastruktur
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Jakt, klimaendring

AREAL UTEN FREMMEDE ARTER

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Areal uten fremmede arter
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter
Datasettets ID	FJ1

Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH) i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av fremmede arter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten dekning av fremmede arter, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av fremmede arter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten fremmede arter med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 9 ANO pilot-flater med fjell inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Fremmede arter utgjør generelt en trussel mot biologisk mangfold og økosystemer. Indikatoren fokuserer på de artene som vi vet utgjør en trussel mot stedegent biologisk mangfold, nemlig arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko». Videre fokuserer indikatoren på karplantearter, fordi de utgjør en stor andel av de fremmede artene i Norge og er lette å registrere. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (9) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Areal uten fremmede arter
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter

Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal over skoggrensa, med unntak av våtmarksareal, i Trøndelag. Fjell inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal over skoggrensa på ca. 13 000 km ² (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er areal (%) uten fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH), registrert i et ANO-punkt på 250 m ² . Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt. Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator: 1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt; for fjell brukes ikke nivå 2-enheter). 2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0.5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0.025-0.975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Areal uten fremmede arter
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdien per definisjon innebærer fullstendig fravær av fremmede karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» og er 100 % arealandel uten fremmede arter.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Fremmede arter er arter som opptre utenfor sitt naturlige utbredelsesområde, og fremmede arter skal derfor per definisjon ikke opptre i referansetilstanden. Artsdatabanken definerer stedegne arter som arter som var etablert i norsk natur før år 1800 og fremmede arter som arter som har ankommet senere. Indikatoren omfatter bare de karplanteartene som er vurdert å representere stor risiko, dvs. arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko», jf. Fremmedartslista for 2018.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ikke aktuelt.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Areal uten fremmede arter
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien er satt til 90 % av arealet uten fremmede arter og er basert på ekspertvurderinger.

Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf. beskrivelsen over. Grenseverdien som er satt, gjør det mulig å bruke andre datakilder for indikatoren, f.eks. NiN-kartlegging der 7FA fremmedartsinnslag blir registrert.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Areal uten fremmede arter
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>For areal uten fremmede arter legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert grenseverdi for GØT) og 100 % (uskalert referanseverdi) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 90 % skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 90 % får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Areal uten fremmede arter
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Særlig edafiske forhold. Lokale komplekse miljøvariabler som kalkinnhold, uttørkingsfare og erosjonsutsatthet.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer. Et varmere klima og lenger vekstsesong for planter, samt heving av skoggrensa øker sannsynligheten for etablering av fremmede arter. Høy nitrogenavsetning kan bidra til bedre forhold for fremmede arter som krever god nitrogentilgang. Vegbygging o.a. arealinngrep som blottlegger mark, fører til lettere etablering av fremmede planter i en pionerfase ved gjenvekst av vegetasjon. Tidligere utplantinger av fremmede planter øker spredningspotensiale i nærområdet.
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Klimaendringer kombinert med blottlegging av jord. De fleste fremmedartene er tilpasset et varmere klima enn det som finnes i fjell. Ved et varmere klima og heving av skoggrensa vil spesielt fremmede treslag kunne invadere de lavere deler av fjellet, og andre arter særlig langs vegkanter.

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR NITROGEN (ELLENBERG N)

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdi)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	FJ1
Datasettets DOI	Ikke relevant

Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg N beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 9 ANO pilot-flater med fjell inngår. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til nitrogeninnhold i jorda. • Ellenberg N-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av fjell separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (9) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte

	artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdata for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Töpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datsett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal over skoggrensa, med unntak av våtmarksareal, i Trøndelag. Fjell inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal over skoggrensa på ca. 13 000 km ² (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg N beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> <p>Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdier gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0.5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0.025-0.975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
<ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslistene for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.

Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamplert 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i naturtyper som forekommer i fjell.
--	---

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i naturtyper som forekommer i fjell.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslistene fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	Ellenberg N er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg N for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg N for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maksimumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller: <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg N vil både lav og høy Ellenberg N i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg N vil enten lav eller høy Ellenberg N vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser</p>

	lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg N. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg N, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg N nedre grenseverdi' / 'Ellenberg N øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.
--	--

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Særlig edafiske forhold. Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare, kalkinnhold og innhold av organisk materiale.
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Langtransportert nitrogennedfall. Klimaendringer med mer nedbør og varmere klima øker avsetningen av nitrogen, samtidig som økt hastighet av nedbrytning av organisk materiale tilfører jordsmonn og planter mer nitrogen.
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Nitrogennedfall vurderes som den viktigste påvirkningsfaktoren.

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR LYS (ELLENBERG L)

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	FJ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate Ellenberg L beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenbergverdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad

	<ul style="list-style-type: none"> • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 9 ANO pilot-flater med fjell inngår. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til lysforhold. • Ellenberg L-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av fjell separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (9) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal over skoggrensa, med unntak av våtmarksareal, i Trøndelag. Fjell inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal over skoggrensa på ca. 13 000 km ² (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg L beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet. Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_i \times M_i) \div \sum_{i=1}^j M_i$

	<p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j, Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet. Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator: 1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt). 2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0.5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0.025-0.975 kvantiler).</p>
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	<p>Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.</p>
<p>Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene</p>	<p>Joachim Töpfer, Simon Jakobsson</p>

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	<p>For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling).</p> <p>Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i naturtyper som forekommer i fjell.</p>

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene.

	Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i naturtyper som forekommer i fjell.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg L er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg L for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg L for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg L) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg L) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg L vil både lav og høy Ellenberg L i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg L vil enten lav eller høy Ellenberg L vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg L. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg L, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg L nedre grenseverdi' / 'Ellenberg L øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare og kalkinnhold, samt andre kilder til variasjon som dekning av busksjikt (lystilgang).
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Gjengroing ved opphør av beite. Klimaendringer kan føre til endret arts sammensetning mellom felt- og busksjikt med endret vegetasjonsstruktur og dermed endring i lystilgang.
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Både endret beitetrykk og klimaendringer anses å være svært viktige påvirkningsfaktorer for Ellenberg L.

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR pH (ELLENBERG R)

Økosystem	Fjell
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Per Arild Aarrestad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	FJ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Töpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg R beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 9 ANO pilot-flater med fjell inngår. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til jordsmonnets pH.

	<ul style="list-style-type: none"> • Ellenberg R-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av fjell separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (9) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Datsett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal over skoggrensa, med unntak av våtmarksareal, i Trøndelag. Fjell inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal over skoggrensa på ca. 13 000 km ² (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg R beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> $\text{Indikatorverdi for et observasjonspunkt} = \frac{\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j)}{\sum_{i=1}^j M_j}$ <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0.5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0.025-0.975 kvantiler).</p>

Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i naturtyper som forekommer i fjell.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i naturtyper som forekommer i fjell.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	Ellenberg R er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg R for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg R for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi

	<p>9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg R) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg R) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg R vil både lav og høy Ellenberg R i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg R vil enten lav eller høy Ellenberg R vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg R. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg R, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg R nedre grenseverdi' / 'Ellenberg R øvre grenseverdi' i tekst/ tabeller.</p>
--	--

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Fjell: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Berggrunn, løsmasser og eksposisjon. Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare og kalkinnhold.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, nitrogennedfall og avtakende sur nedbør. Økt temperatur fører til økt nedbrytning av mineralpartikler i jord, noe som kan frigjøre mer kalsium og bidra til økt vekst av planter med høyere pH-krav. Det samme gjelder for avtakende sur nedbør. Endring mot en artssammensetning med høyere pH-krav vil også for lyngdominerte naturtyper gi et mindre surt strø, som ved nedbrytning vil tilføre jordsmonnet mer basekationer og dermed gi bedre vekstforhold for arter med høye pH-krav.
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Klimaendringer anses som den viktigste påvirkningsfaktoren.

Referanser

- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. *Ecography* 24: 298-308.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance from biological populations*. Oxford University Press.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica XVII, Göttingen.
- Framstad, E. & Eide, N.E. 2019. Smågnagere. NINA Rapport 1608:71-77.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. *Natur i Norge - NiN*. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hill, M.O., Mountford, J.O. & et. al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. *ECOFACT Volume 2 technical annex*. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hill, M. O., et al. (2007). "BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts." NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, UK.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2017a. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Sør-Trøndelag. NIBIO Rapport 3/105. Norsk institutt for bioøkonomi.

- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2017b. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Nord-Trøndelag. NIBIO Rapport 3/139. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. NINA Oppdragsmelding 24.
- Landa, A., Tufto, J., Franzén, R., Bø, T., Lindén, M. & Swenson, J.E. 1998. Active wolverine *Gulo gulo* dens as a minimum population estimator in Scandinavia. *Wildlife Biology* 4: 159-168.
- Lande, U.S., Linnell, J.D.C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, A., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på et regionalt nivå. NINA Fagrapport 64.
- Nilsen, E.B. & Strand, O. 2017. Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villrein fjellet. NINA Temahefte 70. 51 s.
- Nilsen, E.B. & Strand, O. 2018. Integrating data from multiple sources for insights into demographic processes: Simulation studies and proof of concept for hierarchical change-in-ratio models. *PLoS ONE* 13(3): e0194566. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194566>
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia (Berlin)* 84: 442-450.
- Steen, H., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 1990. Predators and Small Rodent Cycles: An Analysis of a 79-Year Time Series of Small Rodent Population Fluctuations. *Oikos* 59: 115-120.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda, 1951-1979. Forskning og forsøk i landbruket. Kontoret for informasjon og rettledning i landbruk.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU report 41/2017

Vedlegg 2.2: Indikatorer for hovedøkosystem skog

TILFØRSEL AV NITROGEN

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensing	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Per Arild Aarrestad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190328

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Tilførsel av nitrogen
Datasettets navn	Tilførsel av nitrogen
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NILU; tillatelse for uttrekk av data (?)
Beskrivelse av rådata Datakilde	Nedfall av nitrogen (mg N/m ² /år) av nitrogen modellert på 0,1 x 0,1 grad rutenett (ca. 52,3 - 57,9 km ² for Trøndelag), basert på måling fra målestasjoner for nitrogen og nedbørsdata (NILU og MET). NILU, ved Aas et al. (2017)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Kombinasjon av observasjoner fra målestasjoner og modellering til et 0,1 x 0,1 grad landsdekkende rutenett, der de statistiske analysene også inkluderer data fra målinger av nedbør og luft fra målestasjoner i Sverige, Danmark, Finland og Russland (se Aas et al. 2017 og Hjellbrekke 2017 for detaljer).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Nedfallsdata pr rute i et 0,1 x 0,1 grad rutenett, basert på observasjoner/målinger fra målestasjoner og interpolasjon/modellering av data. Statistisk usikkerhetsmål angis som areal-vektet (pr økosystem) variasjon (SD, SE) mellom ruter i rutenett pr økosystem. Måleenhet: Nedfall av nitrogen (mg N/m²/år) omregnet til kg N/ha/år for bruk i økologisk tilstand.
Tidsperiode dekket	Data for nitrogennedfall med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med siste metode-oppdatering (2012-2016), men tidligere estimat (med annen metode) finnes også for 6 andre tidsperioder (1978-1982, 1988-1992, 1992-1996, 1997-2001, 2002-2006, 2007-2011).
Frekvens for datainnsamling	Kontinuerlig daglig datainnsamling fra 1971, antall målestasjoner har variert mellom årene. I begynnelsen kun data fra Sør-Norge, per i dag nasjonal dekning.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> Datainnsamling fra målestasjoner og interpolasjon av data fra disse til landsdekkende datasett. Hele populasjonen er dekket av modellert data. Observasjonsdata landsdekkende per i dag, men ikke for historiske data (kun Sør-Norge). Utvalget av målestasjoner representerer ikke en tilfældighetsmekanisme.

<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Tilførsel av nitrogen gir endringer i artssammensetning og mengde av ulike plantearter. Disse vegetasjonsendringene kan videre medvirke til endringer i andre arter og økologiske funksjoner, f.eks. primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. • Indikatoren måler ikke faktiske endringer i økologisk tilstand i felt i det området som skal vurderes, men gir indikasjoner på om man har slike endringer, ettersom tålegrensene er satt basert på erfaringer fra felteksperimenter. Foreløpig inngår ikke data på nitrogen-tilførsel fra skogbruket i indikatorverdiene. • Indikatoren er estimert på svært store arealer, slik at for bruk i økologisk tilstand må en bruke dataene i forhold til arealdekning av hoved-økosystemene. Dette resulterer i et arealvektet estimat av nitrogennedfall pr økosystem, der usikkerheten blir høy pga stor variasjon i nedfallsdata. I tillegg er det usikkerhet knyttet til arealavgrensing av økosystemene, hvilket ikke tas hensyn til i pilotprosjektet.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Tilførsel av nitrogen
Datasett som inngår	Tilførsel av nitrogen
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som skog i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er nedfall av nitrogen (kg N/ha/år), estimert som vektet gjennomsnitt per modellert rute i rutenett 0,1 x 0,1 grad i den aktuelle regionen.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle ruter i regionen, vektet pr økosystem-areal) og estimeres som 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Tilførsel av nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og modellering.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Publiserte empiriske og modellerte verdier for nedfall nitrogen i Norge. Dette er koblet til kartgrunnlag for den aktuelle regionen for å beregne tilstandsverdier i forhold til estimerte referanse- og grenseverdier (jf detaljer i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at det ikke ble tilført noe N utenfra økosystemet, og settes til 0 kg N/ha/år.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Tilførsel av nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Nitrogen (N) er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag, gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras. Hvor mye tilførsel av nitrogen som kreves for å skape slike forendringer avhenger av naturtype, dvs at naturtyper har ulike tålegrenser for nitrogen. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå, er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling (lavere tålegrense). Tålegrensen i skog varierer noe etter næringstilgang og naturtyper. Naturtypene i skog veksler imidlertid over korte avstander, og det vil således innenfor et gitt areal som oftest være typer som har den laveste tålegrensen. I tillegg finnes det ikke per i dag arealavgrenset kart for naturtypene med forskjellige tålegrenser innen hoved-økosystemet. Derfor benyttes en generell tålegrense for økosystemet på 5 kg N/ha per år slik at grenseverdien også settes til 5 kg N/ha.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under tålegrensen 5 kg N/ha. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Tilførsel av nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Overskridelse tålegrense av nitrogen er en negativ indikator, dvs at høyre verdier resulterer i et dårligere tilstand. Referanseverdi (0 kg/ha/år) settes til 1 og grenseverdi (5 kg/ha/år) settes til 0,6. Skaleringfunksjonen er avhengig av en null-verdi, og for nitrogen må her tilsettes den øvre grense på nitrogen-nedfall, ikke som for andre variabler der verdi 0 representerer f. eks. total fravær av en art. Det er ikke noen øvre grense på nitrogen-nedfall, men for estimering av økologisk tilstand brukes her en konservativ maksimal verdi for nedfall av nitrogen på 25 kg N/ha, og denne brukes som 0-verdi i skaleringen.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Tilførsel av nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Luftforurensing, skogbruk/skogsgjødsling
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

OMRÅDER UTEN TEKNISKE INNGREP

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke

Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190328/190601 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Områder uten tekniske inngrep
Datasettets navn	Områder uten tekniske inngrep
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet; fritt tilgjengelige data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Inngrepsfrie områder basert på avstand fra større tekniske inngrep som veier, kraftledninger, bygninger. http://inonkart.miljodirektoratet.no/inon/kart
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Beregning av avstand fra større tekniske inngrep, f.eks. veier, kraftledninger og jernbaner.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Kartlag (polygoner). • Usikkerhet ikke målt. • Areal >1, >3 og >5 km unna vei og bebyggelse. For økologisk tilstand pilot brukes Areal >1 km unna vei og bebyggelse.
Tidsperiode dekket	1988 - 2013 (data fra 1988, 1998, 2003, 2008, 2013)
Frekvens for datainnsamling	Uregelmessig
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Heldekkende kart. • Tilfeldighetsmekanisme ikke relevant.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Det tekniske grunnlaget er velfundert (dvs det er en viss usikkerhet i kartgrunnlaget, men ikke i beregninger), og datagrunnlaget representerer indikatoren direkte. • Hvor god indikatoren er som et mål på økologisk tilstand, kan diskuteres. Områder uten tekniske inngrep reflekterer i utgangspunktet en mer natur nær tilstand enn områder med slike inngrep. Verdien for naturmangfoldet vil imidlertid også være avhengig av andre påvirkninger på tilstanden innen de inngrepsfrie områdene. • Statistisk kvalitet ikke mulig å vurdere med utgangspunkt i et heldekkende kartgrunnlag.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Områder uten tekniske inngrep
Datasett som inngår	Områder uten tekniske inngrep

Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som skog i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Absolutt areal av økosystemet innen inngrepsfrie områder, dvs >1 km fra tekniske inngrep.
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er ikke estimert for rådata og har i dette pilotprosjektet blitt anslått som standardavvik = 0,05 * areal uten tekniske inngrep (5% standardavvik).
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Områder uten tekniske inngrep
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data fra kartbasert analyse.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	En referansetilstand definert som intakt natur, innebærer fullstendig fravær av moderne menneskeskapt infrastruktur som veier, jernbane, kraftlinjer, bygninger etc.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at hele arealet (100%) av økosystemet er inngrepsfrie områder <1 km fra teknisk infrastruktur.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Områder uten tekniske inngrep
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Større sammenhengende naturområder er viktige som leveområder og forflytningskorridorer for arter, særlig de som er tilpasset store arealer med natur i eller nær naturtilstand, samt arter som er særlig sårbare for kanteffekter eller andre forstyrrelser. Inngrepsfri natur har også betydning for naturens evne til å tilpasse seg klimaendringer, bl.a. ved at fravær av teknisk infrastruktur ikke skaper ekstra barrierer for arters forflytning til områder med mer egnet klima. Imidlertid vil betydningen av de inngrepsfrie områdene for naturmangfoldet også avhenge av andre påvirkninger på økosystemet. Hvor mye andelen av inngrepsfritt areal kan reduseres før det medfører negative effekter på den økologiske tilstanden, er avhengig av flere forhold, f.eks. hvor store arealene er i utgangspunktet, hvordan reduksjonen i inngrepsfritt areal er fordelt, og hva som er den naturgitte fragmenteringsgraden for det aktuelle økosystemet i regionen. Ulike studier tilsier at fragmentering som reduserer opprinnelig areal ned til 20-40%, vil ha en større negativ effekt på berørte arter enn reduksjonen i habitatareal alene skulle tilsi. Dersom vi antar at dette representerer en grense mellom moderat og dårlig tilstand og at sammenhengen mellom indikatoren og økologisk tilstand er lineær ned til denne grensa, kan grenseverdien for god tilstand settes til 60% av referanseverdien. (Se argumentasjonen i kap. 3.2 i Nybø et al. 2018)
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.1 i Nybø et al. 2018)

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.
---	--

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Områder uten tekniske inngrep
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. For inngrepsfrie områder er verdi 1 (referanseverdien) 100% og verdi 0 tilsvarer 0%. Grenseverdi 60% resulterer i et lineært forhold mellom 0 og 1, slik at grenseverdien ikke skaleres (settes til 0,6).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Områder uten tekniske inngrep
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Tekniske inngrep
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

BESTANDSNIVÅ AV STORE ROVDYR

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190328

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)
Datasettets navn	Rovvilt (rovviltregion 6)
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Rovdata; Åpne data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Bestandstall for ulv, bjørn og gaupe slik presentert i rapporter tilgjengelige fra rovdata.no. Tall er estimert som antall familiegrupper for ulv og gaupe, og bjørn er estimert som antall individer. rovdata.no (art-spesifikke rapporter).
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Ulv (data ikke med i pilotprosjektet): Kombinasjon av sporing på snø, DNA-analyser, GPS-tracking, viltkameraer, ulver funnet døde. Ulverevir med tilhold på tvers av riksgrensen blir delt (50%) mellom Sverige og Norge ved beregninger av bestandsstørrelsen. For detaljer, se Wabakken et al. (2018), rovdata.no og www.naturvardsverket.se . Bjørn : DNA-analyse (Tobiassen et al. 2011) av ekskrement- og hårprøver med antatt opphav fra bjørn, samt vevsprøver fra døde bjørner. For detaljer, se Fløystad et al. (2018).

	Gaupe: Spor- og synsobservasjoner av familiegrupper klassifisert «Dokumentert» eller «Antatt sikker» i Rovbase fra 1. oktober til og med 28. februar, antall familiegrupper estimert ved bruk av avstandskriterier (Brøseth & Tovmo 2013). Data før 2014 er ikke direkte sammenlignbare med data 2014-2018. For detaljer, se Tovmo et al. (2018).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Data finnes tilgjengelige pr fylke (ulv, bjørn) eller rovviltregion (gaupe; tidliger også pr fylke). • Statistisk usikkerhet ikke angitt. • Måleenhet: antall individer (bjørn) eller familiegrupper (gaupe, ulv).
Tidsperiode dekket	(2008)/2014-2017
Frekvens for datainnsamling	Hvert år.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Data er ikke basert på et statistisk utvalg. • Dataene for disse rovdyr er relativt heldekkende, med overvåking og andre observasjoner over hele landet.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • De store rovdyrene representerer en viktig del av et helhetlig, naturlig fungerende økosystem i skog ved at bidra til å regulere bestandene av store hjortedyr, noe som reduserer beitepresset på viktige beiteplanter. I naturtilstanden vil bestandsnivået av de store rovdyrene til dels være avhenge av tilgangen på byttedyr, noe som igjen avhenger av områdets produksjon av næring for hjortedyr og andre planteetere. Denne næringskjeden er særlig viktig for ulv og gaupe som er rene kjøttetere, mens bjørn har en mer allsidig diett som også omfatter betydelig mengde plantekost og invertebrater. • En indikator basert på samlet antall store rovdyr kan summere anslått eller estimert antall individer pr art. Imidlertid vil ulikheter i artenes kroppsstørrelse og økologi ha betydning for hvor stort næringsbehov de vil ha og hvordan de påvirker resten av økosystemet.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)
Datasett som inngår	Rovvilt (rovviltregion 6)
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som skog i kartgrunnlaget for estimering av Økologisk tilstand.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	For bjørn brukes estimerte antall bjørner pr rovviltregion, for gaupe og ulv omregnes antall familiegrupper til antall individer basert på omregningsfaktorer (basert på nasjonale bestandstall sammenlignet med antall familiegrupper nasjonalt; se Nybø et al. 2018). Indikatorverdier beregnes fra disse bestandstall vha estimerte snitt-vekt for bestanden (ulv: 38 kg; gaupe: 18 kg; bjørn: 136 kg (Bjærvall & Ullstrøm 1997)) omregnet til "gaupe-ekvivalenter" basert på forhold mellom kroppsvekt og energibehov: $E = W^{0,75}$, der E = metabolsk vekt og W = kroppsvekt (kg) (Kleiber 1961). Hensyn tas til at bjørn inntar omtrent 75% plantekost og 25% kjøtt ved justering av metabolsk vekt med en faktor 0.325 (25 + 7.5%) da energioverføringen fra en trofisk til en høyere trofisk nivå er omtrent 10%.

<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	<p>Da det ikke er noen statistisk usikkerhet estimert for datagrunnlaget er usikkerheten basert på Naturindeks for Norge for gaupe og Bischof et al. (2016) for bjørn. For gaupe er det en ekspertvurdert usikkerhet for bestandsestimat basert på metodikk brukt i Naturindeksen (Pedersen & Nybø 2015), der 50% usikkerhet (kvartiler) for gaupe (rovviltregion 6) har blitt brukt for å estimere 95% konfidensintervall vha log-normal-tilpasset modeller. Denne fordelingen har deretter blitt brukt for å estimere 95% konfidensintervall for verdiene brukt inn i Økologisk tilstand. Usikkerhetsverdiene for bjørn er tilpasset en normalfordeling basert på data fra Bischof et al. (2016). En to-trinnsprosess har blitt brukt for å inkludere 1) sannsynlighet for deteksjon (+/- usikkerhet) og 2) usikkerhet knyttet til den estimerte verdien, basert på tabell 3 i Bischof et al. (2016). Da tallene er baserte på hunner, og indikatorverdien representerer både hanner og hunner har disse usikkerhetsmarginene justert opp for et mer konservativt estimat, slik at endelige estimat med usikkerhet beregnet vha formel: $[\text{antall bjørn} * 1,5 (+/- 0,12) +/- 0,2]$. Usikkerheter har ikke blitt beregnet for ulv i dette pilotprosjektet da Trøndelag mangler ulvepopulasjon. For å ta hensyn til usikkerheter i det samlede indikatorverdien trekkes verdier fra fordelingene av verdier (innen 95% konfidensintervall) fra de to indikatorene 1000 ganger, slik at en samlet fordeling av indikatorverdier kan brukes for å estimere samlet verdi og samlet usikkerhet.</p>
<p>Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene</p>	<p>Simon Jakobsson</p>

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og modellering (med innslag av ekspertvurdering).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	All tilgjengelig observasjons- og overvåkingsdata ligger til grunn for estimering av bestandsnivåene, og er faglig knyttet til Rovdata sin virksomhet.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdier for rovdyr i Naturindeks for Norge 2015 er estimert som antall familiegupper pr fylke (ulv) eller roviltregion (gaupe), og som total antall individer i landet (bjørn) i et Norge med intakt natur med lite menneskelig påvirkning. Disse referansenivåene er beregnet ut fra mengden egnet areal og potensiell tetthet pr art basert på Lande et al. (2003), Støen et al. (2006) og J. Swenson (pers. medd).

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom bestandsnivå av rovdyr og betydning for deres økologiske påvirkning, ned til en ev. nedre grenseverdi for bestandsnivåene. Den forenklede tilnærmingen beskrevet i Nybø et al. (2018; kap 3.2 og 6.3) brukes slik at den nedre grense for god tilstand settes til en relativ verdi på 0,6 av referanseverdien for antall gaupe-ekvivalenter.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og kap. 6.4 i Nybø et al. 2018)

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.
---	--

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstille kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For bestandsnivå rovdyr (estimert til gaupe-ekvivalenter) legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Tilgang på byttedyr (+ næringsstatus/bonitet), sosiale forhold innen art
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Jakt/beskatning, indirekte påvirkninger på byttedyr
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Jakt/beskatning

BESTANDSNIVÅ AV HJORTEDYR (elg, hjort)

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erling Solberg (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190328

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)
Datasettets navn	Hjortevilt Trøndelag
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet/NINA; Åpne data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Total metabolsk vekt per kommune (fordelt på elg og hjort) for hvert tiende år 1949-2009 + 2015, modellert basert på observasjonsdata og ekspertvurderinger. https://www.hjorteviltregisteret.no/
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Metabolsk vekt er beregnet basert på forhold mellom kroppsvekt og energibehov ($E=W^{0,75}$, E = metabolsk vekt og W = kroppsvekt; Kleiber 1961). For beregning av samlet metabolsk vekt for et geografisk område beregnes bestandsstørrelse basert på høsting-data og populasjonsdata (tilvekst, dødelighet og andel kalver før høsting), se Austrheim et al. (2011; Appendix SIII, Table S6 and Figs. S3 and S4) for detaljer.

Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Data leveres pr kommune, basert på modellerte estimat. • Statistisk usikkerhet ikke angitt. • Måleenhet: metabolsk vekt $E = W^{0,75}$ ($W =$ kroppsvekt) pr kommune.
Tidsperiode dekket	1949-2015
Frekvens for datainnsamling	Beregninger for hvert tiende år 1949-2009 + 2015
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldigheitsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Data er ikke basert på et statistisk utvalg. • Data er modellerte pr kommune basert på observasjons- og ekspertvurderingsbaserte parametere. • Data til grunn for modellene har variert geografisk oppløsning (se Austrheim et al. 2011: Appendix SIII for detaljer). • For hele dataperioden finnes estimat fra 40-47 kommuner for elg og 12-41 kommuner for hjort (generell flere kommuner for senere estimat).
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Indikatoren er i all hovedsak påvirket av menneskers regulering av bestandsnivået og skogbrukets endring av landskapsstrukturen. Elg og hjort er viktige planteetere i skogen og de har stor påvirkning ved at de beiter store volumer på deler av plantedekket i skogen, spesielt lauvtrær og busker beites hardt om vinteren. Elg og hjort representerer også viktige byttedyr for store rovdyr, og etterlatte kadaver har stor betydning for en rekke mindre predatorer og åtseletere. I tillegg medfører trafikk på veier og jernbane stor dødelighet ved påkjørsler. Strenge og snørike vintre og lokal matbegrensning vil også ha stor betydning for bestanden. I en naturtilstand vil de store rovdyrene regulere både bestandenes størrelse og sammensetning i langt større grad enn i dag. • Denne samlede indikator for store hjortedyr i skog tar hensyn til at den økologiske effekten av individer av elg vil være større enn for hjort og beregnes gjennom formelen for forhold mellom energibehov og kroppsvekt (se ovenfor; Kleiber 1961) for beregning av "elg-ekvivalenter". • Dataene for indikatoren er modellbaserte uten statistisk utvalg og registreringsmetodikker. Selv om dette ikke er god statistisk kvalitet utgjør de nesten heldekkende høstingsdataene den hovedsakelige driveren i estimatet. I tillegg finnes stor faglig kunnskap i de andre variablene som inngår i beregningene av bestandsstørrelser.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)
Datasett som inngår	Hjortevilt Trøndelag
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Utmark under klimatisk skoggrense. Selv om dette arealet representerer annet enn kun skog, anses hjortedyrene å ha sin tilknytning til skog og det er vanskelig å si hvordan de estimerte verdiene skal justeres for å utelukke f.eks. myr. I tillegg er referansenivåene pr fylke basert på referansetilstand med nesten heldekkende skog uten menneskelige inngrep.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdier beregnes basert på estimert total metabolsk vekt per kommune og år. Dataene summeres til et verdi for elg-ekvivalenter/km ² per år basert på gjennomsnitt forhold mellom total vekt og antall dyr i snittbestand per år for elg og hjort (beregnes vha datagrunnlaget). Total kommuneareal brukes for å beregne tall for elg-ekvivalenter/km ² .
Metode for estimering av usikkerhet	Da det ikke er noen statistisk usikkerhet estimert for datagrunnlaget er usikkerheten basert på modellering av usikkerhet vha en oppdatering av

<ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	ekspertvurderte tall fra Naturindeks for Norge basert på metodikk brukt i Naturindeksen (Pedersen & Nybø 2015). Disse tall (indikatorverdier og usikkerheter) har blitt brukt for å tilpasse en fordeling av dataene slik at et 95% konfidensintervall kan brukes for disse indikatorene. For å ta hensyn til usikkerheter i det samlede indikatorverdien trekkes verdier fra fordelingene av verdier (innen 95% konfidensintervall) fra de to indikatorene 10000 ganger, slik at en samlet fordeling av indikatorverdier kan brukes for å estimere samlet verdi og samlet usikkerhet.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (indikatorverdier), Erling Solberg (levering av data for metabolsk vekt).

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og modellering (med innslag av ekspertvurdering).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Rådata til grunn for modellering av metabolsk vekt inkluderer observasjonsdata og ekspertvurderte parametere basert på vitenskapelig grunnlag. Høstingsdata har god presisjon og kunnskapsgrunnlaget er relativt godt for estimering av naturlig dødelighet, tilvekst og andel kalver. Se Austrheim et al. 2011 for detaljer (inkl. referanser der i).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdier for elg og hjort i Naturindeks for Norge 2015 er estimert som antall individer pr km ² av areal under klimatisk skoggrense for de enkelte fylkene gitt naturlige bestander av store rovdyr.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom bestandsnivå av hjortedyr og betydning for deres økologiske påvirkning, ned til en ev. nedre grenseverdi for bestandsnivåene. Den forenklede tilnærmingen beskrevet i Nybø et al. (2018; kap 3.2 og 6.3) brukes slik at den nedre grense for god tilstand settes til en relativ verdi på 0,6 av referanseverdien for elg-ekvivalenter/km ² . Med dagens bestandsforvaltning av hjortedyr og rovdyr, samt skogforvaltning er hjortedyr bestandene snarere for høye enn for lave. Her har vi derfor lagt til grunn at bestandsnivå over referanseverdien er negativt. Vi har da spesifisert en øvre grenseverdi på 1,4 ganger referanseverdien (dvs nedre og øvre grenseverdier ligger like langt fra referanseverdien).
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og kap. 6.5 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstille kravet til at grenseverdien for GØT

	skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For bestandsnivå hjortedyr (estimert til elg-ekvivalenter) legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien).
--	--

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Rovdyr, klima/vær.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Høsting, rovdyrforvaltning, skogbruk (spesiell tilgang på lauvtrær og busker), trafikk.
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Høsting og rovdyrforvaltning.

TOTAL MENGDE DØD VED

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier); Anne Sverdrup-Thygeson (NMBU) (økologisk grunnlag, spesifisering av indikatoren)
Dato utfylt/revidert	190115/190531

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Total mengde død ved
Datasettets navn	Landsskogtakseringen – total mengde død ved
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Volum (m ³ /ha) av liggende og stående død ved (≥ 5 cm i diameter) av alle treslag og nedbrytingsstadier, basert på måling pr registreringsflate i Landsskogtakseringen Landsskogtakseringens ordinære skogtakster (fra og med 10. takst)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018)
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate • Statistisk usikkerhetsmål angis som variasjon (SD) mellom registreringsflater • Volum i m³ pr flate, omregnet til pr arealenhet (m³/ha); hver flate er på 250 m².
Tidsperiode dekket	Data for mengde død ved med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med 10. takst (2010-2014), men tidligere estimat (med annen metode) finnes også for 7. takst (1994-1998).
Frekvens for datainnsamling	Hvert 5. år (dvs sammenstilte data pr 5-årsperiode)

<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens datainnsamling foregår på flater utlagt i et regulært rutenett på 3x3 km som dekker all skog under barskogsgrensa, med et rutenett på 9x9 over barskogsgrensa og 1,5x1,5 km i verneområder med skog. Plottenes lokalisering er i prinsippet hemmelig og antas ikke å være påvirket av annen skogforvaltning enn for skog generelt. • Hele populasjonen er dekket. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme. • Prøveflatene representerer en andel av skogarealet på 0,03 promille.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Mengde død ved er en viktig økologisk variabel i skog, både som en refleksjon av skogens dynamikk og som ressurs for en lang rekke arter. Registreringene i Landsskogtakseringen representerer mengde død ved på tilsvarende måte som i ulike studier av den døde vedens betydning for artsmangfoldet. • Registreringsmetodikk og -frekvens, samt utvalg av prøveflater anses som svært pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimer, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.
<p>Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig</p>	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Total mengde død ved
Datasett som inngår	Landsskogtakseringen – total mengde død ved
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet som dekkes av Landsskogtakseringens prøveflater i skog. Det antas at arealet dekket av Landsskogtakseringen er noenlunde sammenfallende med arealet definert som skog i kartdataene AR5 + AR50 i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er totalt volum (m ³ /ha) av stående og liggende død ved ≥ 10 cm i diameter, estimert som gjennomsnitt av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle prøveflater i regionen)
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Total mengde død ved
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata, faglitteratur (Siitonen 2001, Nilsson et al. 2002, Ranius et al. 2004, Jonsson & Siitonen 2012, Storaunet & Rolstad 2015) og modellering (med innslag av ekspertvurdering). Se detaljer i kap. 6.5 i Nybø et al. (2018).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Publiserte empiriske og modellerte verdier for mengde død ved i gammel naturnær skog av ulik produktivitet/i ulike bioklimatiske soner (Siitonen 2001, Nilsson et al. 2002, Ranius et al. 2004, Jonsson & Siitonen 2012). Dette er koblet til en modell for aldersfordelingen av trær i skog preget av naturgitte forstyrrelsesprosesser og suksesjon (Pennanen 2002), samt en enkel modell for akkumulering av ulike typer død ved gjennom skogens alderssuksesjon (jf detaljer i kap. 6.5 i Nybø et al. 2018).

Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien beregnes som gjennomsnitt for alle aldersklasser i antatt naturskog for produktivetsklassene høy, middels og lav (detaljer i kap. 6.5 i Nybø et al. 2018). I en gitt region må referanseverdien knyttes til den aktuelle fordelingen av mark med ulik produktivitet (jf data fra Landsskogtakseringen i Granhus et al 2012).
--	---

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Total mengde død ved
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom mengde død ved og betydning for artsmangfold knyttet til død ved, ned til en ev. nedre grenseverdi for død ved. Det er noen få studier som har forsøkt å angi en slik terskelverdi, der mengden individer eller arter knyttet til død ved, avtar raskere enn mengden av død ved (jf Müller & Bütler 2010, Junninen & Komonen 2011). Dette kan vi anse som en grense mellom moderat og dårlig tilstand. I en 5-delt skala fra referansetilstand (1) til helt redusert tilstand (0) tilsvarer dette en relativ verdi på 0,4. En nedre grense for god tilstand vil dermed kunne settes til en relativ verdi på 0,6. Denne verdien kan ev. omregnes til $0,6 \cdot \text{referanseverdien målt i m}^3/\text{ha}$.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 6.5 i Nybø et al. 2018). Begrunnelsen knytter seg dels til den døde vedens generelt store betydning for artsmangfoldet i skog, og spesifikt til de grenseverdiene for mengde død ved som skal til for å gi tilstrekkelige livsmuligheter til habitatspesialister.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under $0,6 \cdot \text{referanseverdien}$ (gitt 95% konfidensintervall). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Total mengde død ved
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For mengde av død ved legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien). Usikkerhet beregnes ut fra variasjonen i registrerte mengder død ved på Landsskogtakseringens flater i Trøndelag.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Total mengde død ved
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Skogbrann, stormfelling, flom, ras, insektangrep, råte, alder
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirkning, uttak av tynningsvirke, skogbrukets driftsform (bestandsskogbruk, dimensjonshogst, heltredrift); skogbrannbekjempelse
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Skogbruk, skogbrannbekjempelse

MENGDE GROV DØD VED

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)

Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier); Anne Sverdrup-Thygeson (NMBU) (økologisk grunnlag, spesifisering av indikatoren)
Dato utfylt/revidert	190531

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Mengde grov død ved
Datasettets navn	Landsskogtakseringen –mengde grov død ved
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Volum (m ³ /ha) av liggende og stående død ved (> 30 cm i diameter) av alle treslag og nedbrytingsstadier, basert på måling pr registreringsflate i Landsskogtakseringen Landsskogtakseringens ordinære skogtakster (fra og med 10. takst)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018)
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate • Statistisk usikkerhetsmål angis som variasjon (SD) mellom registreringsflater • Volum i m³ pr flate, omregnet til pr arealenhet (m³/ha); hver flate er på 250 m².
Tidsperiode dekket	Data for mengde grov død ved med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med 10. takst (2010-2014), men tidligere estimat (med annen metode) finnes også for 7. takst (1994-1998).
Frekvens for datainnsamling	Hvert 5. år (dvs sammenstilte data pr 5-årsperiode)
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens datainnsamling foregår på flater utlagt i et regulært rutenett på 3x3 km som dekker all skog under barskogsgrensa, med et rutenett på 9x9 over barskogsgrensa og 1,5x1,5 km i verneområder med skog. Plottenes lokalisering er i prinsippet hemmelig og antas ikke å være påvirket av annen skogforvaltning enn for skog generelt. • Hele populasjonen er dekket. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme. • Prøveflatene representerer en andel av skogarealet på 0,03 promille.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Mengde død ved er en viktig økologisk variabel i skog, både som en refleksjon av skogens dynamikk og som ressurs for en lang rekke arter. Grov død ved er særlig viktig som et substrat som varer lenge og utvikler et variert utvalg av livsmuligheter. Registreringene i Landsskogtakseringen representerer mengde død ved på tilsvarende måte som i ulike studier av den døde vedens betydning for artsmangfoldet. Skillekriteriet for grov død kan imidlertid variere mellom studiene. • Registreringsmetodikk og -frekvens, samt utvalg av prøveflater anses som svært pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimer, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Mengde grov død ved
Datasett som inngår	Landsskogtakseringen –mengde grov død ved
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet som dekkes av Landsskogtakseringens prøveflater i skog. Det antas at arealet dekket av Landsskogtakseringen er noenlunde sammenfallende med arealet definert som skog i kartdataene AR5 + AR50 i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er volum (m ³ /ha) av stående og liggende død ved > 30 cm i diameter, estimert som gjennomsnitt av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle prøveflater i regionen)
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Mengde grov død ved
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdi for total mengde død ved er basert på en kombinasjon av observasjonsdata, faglitteratur (Siitonen 2001, Nilsson et al. 2002, Ranius et al. 2004, Jonsson & Siitonen 2012, Storaunet & Rolstad 2015) og modellering (med innslag av ekspertvurdering). Flere studier (jf referanser over) tyder på at andelen grov død ved i naturnær skog ligger på omtrent 40% av total mengde død ved. Se detaljer i kap. 6.5 og 6.6 i Nybø et al. (2018).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Publiserte empiriske og modellerte verdier for mengde død ved i gammel naturnær skog av ulike produktivitet/i ulike bioklimatiske soner (Siitonen 2001, Nilsson et al. 2002, Ranius et al. 2004, Jonsson & Siitonen 2012, Storaunet & Rolstad 2015). Dette er koblet til en modell for aldersfordelingen av trær i skog preget av naturgitte forstyrrelsesprosesser og suksesjon (Pennanen 2002), samt en enkel modell for akkumulering av ulike typer død ved gjennom skogens alderssuksesjon (jf detaljer i kap. 6.5 og 6.6 i Nybø et al. 2018).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien for total mengde død ved beregnes som gjennomsnitt for alle aldersklasser i antatt naturskog for produktivitetsklassene høy, middels og lav (detaljer i kap. 6.5 i Nybø et al. 2018). I en gitt region må referanseverdien knyttes til den aktuelle fordelingen av mark med ulike produktivitet (jf data fra Landsskogtakseringen i Granhus et al 2012). Referanseverdien for mengde grov død ved til 40% av referanseverdien av total mengde død ved.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Mengde grov død ved
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom mengde død ved og betydning for artsmangfold knyttet til død ved, ned til en ev. nedre grenseverdi for død ved. Det er noen få studier som har forsøkt å angi en slik terskelverdi, der mengden individer eller arter knyttet til død ved, avtar raskere enn mengden av død ved (jf Müller & Bütler 2010, Junninen & Komonen 2011). Dette kan vi anse som en grense mellom moderat og dårlig tilstand. I en 5-delt skala fra referansetilstand (1) til helt redusert tilstand (0) tilsvarer dette en relativ verdi på 0,4. En nedre grense for

	god tilstand vil dermed kunne settes til en relativ verdi på 0,6. Denne verdien kan ev. omregnes til $0,6 \cdot \text{referanseverdien}$ målt i m^3/ha . Nedre grenseverdi for mengde grov død ved settes tilsvarende til 40% av grenseverdien for total mengde død ved.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 6.5 og 6.6 i Nybø et al. 2018). Begrunnelsen knytter seg dels til den døde vedens generelt store betydning for artsmangfoldet i skog, og spesifikt til de grenseverdiene for mengde død ved som skal til for å gi tilstrekkelige livsmuligheter til habitatspesialister. Dette antas å gjelde for mengde grov død ved så vel som for total mengde død ved.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under $0,6 \cdot \text{referanseverdien}$ (gitt 95% konfidensintervall). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Mengde grov død ved
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For mengde av død ved legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien). Usikkerhet beregnes ut fra variasjonen i registrerte mengder grov død ved på Landsskogtakseringens flater i Trøndelag.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Mengde grov død ved
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Skogbrann, stormfelling, flom, ras, insektangrep, råte, alder
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirkning, uttak av tynningsvirke, skogbrukets driftsform (bestandsskogbruk, dimensjonshogst, heltre-drift); skogbrannbekjempelse
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Skogbruk, skogbrannbekjempelse

AREAL AV BIOLOGISK GAMMEL SKOG

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier); Anne Sverdrup-Thygeson (NMBU) (økologisk grunnlag, spesifisering av indikatoren)
Dato utfylt/revidert	190115/190531

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Biologisk gammel skog
Datasettets navn	Landsskogtakseringen – biologisk gammel skog
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data

Beskrivelse av rådata Datakilde	Arealandel av skog eldre enn spesifisert bestandsalder for skog dominert av gran, furu eller lauvskog på mark av lav, middels eller høy bonitet (jf tabell i kap. 6.7 i Nybø et al. 2018), basert på måling av bestandsalder, bonitet og dominerende treslag pr registreringsflate i Landsskogtakseringen Landsskogtakseringens ordinære skogtakster (fra og med 6. takst)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018)
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate • Statistisk usikkerhetsmål angis som variasjon (SD) mellom registreringsflater • Andel av prøveflater som tilfredsstill kriteriene for biologisk gammel skog (jf over), omregnet til arealandel for hele skogarealet
Tidsperiode dekket	Data for arealandel biologisk gammel skog kan beregnes på grunnlag av data fra og med 6. takst (1986-1993)
Frekvens for datainnsamling	Hvert 5. år (dvs sammenstilte data pr 5-årsperiode)
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens datainnsamling foregår på flater utlagt i et regulært rutenett på 3x3 km som dekker all skog under barskogsgrensa, med et rutenett på 9x9 over barskogsgrensa og 1,5x1,5 km i verneområder med skog. Plottenes lokalisering er i prinsippet hemmelig og antas ikke å være påvirket av annen skogforvaltning enn for skog generelt. • Hele populasjonen er dekket. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme. • Prøveflatene representerer en andel av skogarealet på 0,03 promille.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Biologisk gammel skog har stor variasjon i trealder, trestørrelse og horisontal og vertikal diversitet, med betydelig andel gamle og ofte store trær, samt mye og variert død ved. Dette innebærer at slik skog har stor betydning som leveområde for et stort, variert og ofte spesialisert artsmangfold. Kriteriene for biologisk gammel skog fanger ikke direkte opp de kvalitetene ved slik skog som har stor betydning for artsmangfoldet, men de tar hensyn til at utviklingen av slike kvaliteter ved skogen varierer med treslag, bonitet og alder. • Registreringsmetodikk og -frekvens, samt utvalg av prøveflater anses som svært pålitelig. utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimer, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Biologisk gammel skog
Datasett som inngår	Landsskogtakseringen – biologisk gammel skog
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet som dekkes av Landsskogtakseringens prøveflater i skog. Det antas at arealet dekket av Landsskogtakseringen er noenlunde sammenfallende med arealet definert som skog i kartdataene AR5 + AR50 i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er arealandel av skog som tilfredsstiller utvalgsriteriene, basert på observasjoner av bestandsalder, dominerende treslag og markas bonitet i Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen

Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle prøveflater i regionen)
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Biologisk gammel skog
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Alderskriterier for biologisk gammel skog ligger på fra >80 år (lauvskog på høy bonitet) til >155 år for furuskog på lav bonitet. Simuleringer av aldersfordelingen i boreal skog under ulike naturlige brannregimer tyder på at arealandelen av skog der eldste kohort er eldre enn 150 år ligger på 57-72% (jf Pennanen 2002). Det kan tyde på at arealandelen av biologisk gammel skog i referansetilstanden, og med våre kriterier for slik skog, vil være klart høyere enn 60%. Se detaljer i kap. 6.7 i Nybø et al. (2018).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Jf over
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Med utgangspunkt i anslagene for arealandel av biologisk gammel skog i referansetilstanden, basert på våre kriterier og Pennanens simuleringer, trolig ligger godt over 60%, legger vi til grunn et forsiktig anslag for referanseverdien på 60% av skogarealet (detaljer i kap. 6.7 i Nybø et al. 2018).

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Biologisk gammel skog
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom arealandelen av biologisk gammel skog og betydning for artsmangfold knyttet til slik skog. En nedre grense for god tilstand vil dermed kunne settes til en relativ verdi på 60% av referanseverdien, dvs til 36% av skogarealet.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 6.7 i Nybø et al. 2018). Begrunnelsen knytter seg dels til den biologisk gamle skogens generelle betydning for artsmangfoldet i skog.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien (gitt 95% konfidensintervall). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Biologisk gammel skog
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For arealandel biologisk gammel skog legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien). Usikkerhet beregnes ut fra variasjonen i andel av Landsskogtakseringens flater i Trøndelag som tilfredsstillende kriteriene for biologisk gammel skog.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Biologisk gammel skog
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Skogbrann, stormfelling, flom, ras, insektangrep, råte
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirkning, skogbrukets driftsform (bestandsskogbruk, heltredrift)

Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Skogbruk
--	----------

BLÅBÆRDEKNING

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190601

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Blåbærdekning
Datasettets navn	Landsskogtakseringen – blåbærdekning
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Prosent dekning av blåbær registreres i Landsskogtakseringens flater, basert på dekningen i fire 0,5x0,5m småflater. Landsskogtakseringens ordinære skogtakster (fra og med 9. takst)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018)
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate • Statistisk usikkerhetsmål angis som variasjon (SD) mellom registreringsflater • Dekningsprosent av prøveflate
Tidsperiode dekket	Landsskogtakseringen har registrert blåbærdekning siden 2008
Frekvens for datainnsamling	Hvert 5. år (dvs sammenstilte data pr 5-årsperiode)
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens datainnsamling foregår på flater utlagt i et regulært rutenett på 3x3 km som dekker all skog under barskogsgrensa, med et rutenett på 9x9 over barskogsgrensa og 1,5x1,5 km i verneområder med skog. Plottenes lokalisering er i prinsippet hemmelig og antas ikke å være påvirket av annen skogforvaltning enn for skog generelt. • Hele populasjonen er dekket. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme. • Prøveflatene representerer en andel av skogarealet på 0,03 promille.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Mengden av blåbærplanter anses som viktig for mange arter i skogen (smågnagere, skogsfugl, hjortedyr), der det trolig er total bladmengde og bærproduksjon pr arealenhet som er viktig. Registreringen av blåbærdekning er en direkte representasjon av indikatoren og vil være ganske godt korrelert med bladmengde av blåbær pr arealenhet. • Registreringsmetodikk og -frekvens, samt utvalg av prøveflater anses som svært pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise

	estimerer, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Blåbærdekning
Datsett som inngår	Landsskogtakseringen – blåbærdekning
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet som dekkes av Landsskogtakseringens prøveflater i skog. Det antas at arealet dekket av Landsskogtakseringen er noenlunde sammenfallende med arealet definert som skog i kartdataene AR5 + AR50 i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er gjennomsnittlig dekningsprosent for Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle prøveflater i regionen)
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Blåbærdekning
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdien er vurdert her på samme måte som for naturindeksen, dvs som en skjønsmessig vurdering ut fra registrerte verdier for blåbærdekning i utvalgte prøveflater med naturskogs-nær karakter i Landsskogtakseringens materiale (Nilsen et al. 2010). Referanseverdiene er differensiert for ulike fylkers skogproduktivitet. Dette kunne vært mer detaljert vurdert opp mot prøveflatenes bonitet og treslagsdominans, men er foreløpig ikke gjort. Se detaljer i kap. 6.1 i Nybø et al. (2018).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Jf over
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Jf over. For Trøndelag er referanseverdien satt til 12,5%.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Blåbærdekning
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom blåbærdekningen og betydning for artsmangfold. En nedre grense for god tilstand vil dermed kunne settes til en relativ verdi på 60% av referanseverdien, dvs 7,5% av skogarealet i Trøndelag.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf over.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien (gitt 95% konfidensintervall). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Blåbærdekning
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For blåbærdekning legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien). Usikkerhet beregnes ut fra variasjonen i blåbærdekning på Landsskogtakseringens flater i Trøndelag.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Blåbærdekning
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima, skadeorganismer
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirkning, og tett planting, skogbrukets driftsform (bestandsskogbruk, heltredrift); klimaendring; nitrogentilførsel
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Skogbruk

MENGDE AV ROGN, OSP OG SELJE (ROS) I PRODUKTIV SKOG

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for indikatoren	Erik Framstad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190601

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Mengde rogn, osp, selje
Datasettets navn	Landsskogtakseringen – mengde rogn, osp, selje
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Samlet volum pr ha av rogn, osp og selje >10 cm dbh registrert på Landsskogtakseringens flater Landsskogtakseringens ordinære skogtakster (fra og med 6. takst)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018)
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate • Statistisk usikkerhetsmål angis som variasjon (SD) mellom registreringsflater • Volum av trær > 10 cm dbh (diameter i brysthøyde) for rogn, osp, selje pr prøveflate, omregnet til volum m³/ha; hver prøveflate er på 250 m².
Tidsperiode dekket	Data er trolig tilgjengelig fra og med 6. takst (1986-1993)
Frekvens for datainnsamling	Hvert 5. år (dvs sammenstilte data pr 5-årsperiode)
Arealrepresentativitet:	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens datainnsamling foregår på flater utlagt i et regulært rutenett på 3x3 km som dekker all skog under barskogsgrensa, med

<ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan data-innsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<p>et rutenett på 9x9 over barskogsgrensa og 1,5x1,5 km i verneområder med skog. Plottenes lokalisering er i prinsippet hemmelig og antas ikke å være påvirket av annen skogforvaltning enn for skog generelt.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Hele populasjonen er dekket. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme. • Prøveflatene representerer en andel av skogarealet på 0,03 promille.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Rogn, osp og selje anses for å ha stor betydning for artsmangfoldet i boreal skog, der særlig større trær har kvaliteter av stor betydning for artene. Volum av trær > 10 cm på produktiv mark anses som den beste måten å fange opp disse treslagenes betydning for artsmangfoldet. Registreringen i Landsskogtakseringen er en direkte representasjon av indikatoren. Se også Storaunet & Framstad (2018). • Registreringsmetodikk og -frekvens, samt utvalg av prøveflater anses som svært pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Mengde rogn, osp, selje
Datasett som inngår	Landsskogtakseringen – mengde rogn, osp, selje
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet som dekkes av Landsskogtakseringens prøveflater i skog (kan regnes som areal av prøveflatene dividert på 0,03 promille). Det antas at arealet dekket av Landsskogtakseringen er noenlunde sammenfallende med arealet definert som skog i kartdataene AR5 + AR50 i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er gjennomsnittlig volum (m ³) pr ha av rogn, osp og selje >10 cm dbh for Landsskogtakseringens prøveflater i produktiv skog i den aktuelle regionen
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle prøveflater i regionen)
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Mengde rogn, osp, selje
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdien er basert på registrerte verdier i produktiv skog på Landsskogtakseringens prøveflater som antas å ha størst grad av naturskogskarakter for ulike regioner. Siden disse flatene ikke er tilfeldig geografisk fordelt, er det i tillegg gjort en ekspertvurdering av naturskogsdynamikk og hvordan denne vil påvirke de aktuelle treslagene. Samlet tilsier dette at referanseverdien for trær av disse treslagene ligger på 7 m ³ /ha i gjennomsnitt for produktiv skog i hele landet. Ulike naturforhold i ulike regioner tilsier at referanseverdien bør differensieres regionalt, men det er foreløpig ikke gjort. Se detaljer i kap. 6.2 i Nybø et al. (2018).
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Jf over

Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Jf over
--	---------

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Mengde rogn, osp, selje
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Det antas at det er en forholdsvis lineær sammenheng mellom volumet av rogn, osp og selje > 10 cm dbh på produktiv mark og betydningen for arts- mangfold. En nedre grense for god tilstand vil dermed kunne settes til en relativ verdi på 60% av referanseverdien, dvs 4,2 m ³ /ha.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf over.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand statistisk ligger under 0,6*referanseverdien (gitt 95% konfidensintervall). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Mengde rogn, osp, selje
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For mengde av rogn, osp og selje >10 cm dbh legges til grunn en lineær skaleringsmodell (dvs at den uskalerte grenseverdien for GØT er 60% av den uskalerte referanseverdien). Usikkerhet beregnes ut fra variasjonen i blåbærdekning på Landsskogtakseringens flater i Trøndelag.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Mengde rogn, osp, selje
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlige forstyrrelser: skogbrann, ras, flom, stormfelling
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirking, og tett planting, skogbrukets driftsform (bestandsskogbruk); skogbrannbekjempelse; reduksjon i tradisjonell hevd/beitebruk
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Skogbruk, skogbrannbekjempelse

AREAL UTEN FREMMEDE ARTER

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Areal uten fremmede arter
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter

Datasettets ID	SK1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH) i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av fremmede arter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten dekning av fremmede arter, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av fremmede arter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten fremmede arter med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 27 ANO pilot-flater med skog inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Fremmede arter utgjør generelt en trussel mot biologisk mangfold og økosystemer. Indikatoren fokuserer på de artene som vi vet utgjør en trussel mot stedegent biologisk mangfold, nemlig arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko». Videre fokuserer indikatoren på karplantearter, fordi de utgjør en stor andel av de fremmede artene i Norge og er lette å registrere. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (27) er for lite til å gi presise estimater. utfordringer kan også knyttes til ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i ANO pilot Trøndelags observasjonsflater. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i ANOs observasjonsflater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Areal uten fremmede arter
Datasekk som inngår	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet definert som skog i kartdataene i det aktuelle studieområdet
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er areal (%) uten fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH), registrert i et ANO-punkt på 250 m ² . Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt. Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator: 1) Pr ANO-flate beregnes en skalert (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt). 2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Areal uten fremmede arter
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdien per definisjon innebærer fullstendig fravær av fremmede karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» og er 100 % arealandel uten fremmede arter.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Fremmede arter er arter som opptre utenfor sitt naturlige utbredelsesområde, og fremmede arter skal derfor per definisjon ikke opptre i referansetilstanden. Artsdatabanken definerer stedegne arter som arter som var etablert i norsk natur før år 1800 og fremmede arter som arter som har ankommet senere. Indikatoren omfatter bare de karplantearter som er vurdert å representere stor risiko, dvs. arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko», jf. Fremmedartslista for 2018.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ikke aktuelt.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Areal uten fremmede arter
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» bare er tilstede på en liten del av arealet.

	Grenseverdien er satt til 90 % av arealet uten fremmede arter og er basert på ekspertvurderinger.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over. Grenseverdien som er satt, gjør det mulig å bruke andre datakilder for indikatoren, f.eks. NiN-kartlegging der 7FA fremmedartsinnslag blir registrert.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Areal uten fremmede arter
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>For areal uten fremmede arter legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert grenseverdi for GØT) og 100 % (uskalert referanseverdi) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 90 % skaleres etter en annen lineær modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 90 % får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Areal uten fremmede arter
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogplanting med fremmede treslag
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Skogplanting

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR NITROGEN (ELLENBERG N)

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Erik Framstad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Skog: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	SK1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-

	punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer).
	Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg N beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 27 ANO pilot-flater med skog inngår. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpassninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til nitrogeninnhold i jorda. • Ellenberg N-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype av skog separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (27) er for lite til å gi presise estimater. utfordringer kan også knyttes til ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i ANO pilot Trøndelags observasjonsflater og til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i ANOs observasjonsflater og (3) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.

Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatilister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)
---	--

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Skog: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datsett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Arealet definert som skog i kartdataene AR50 i det aktuelle studieområdet
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg N beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet. Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>$M_j$: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
<ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Tøpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Skog: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslister: hver artsliste ble resamlet 10 000

	<p>ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling).</p> <p>Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T4 skogsmark og T30 flomskogsmark.</p>
--	---

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Skog: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T4 skogsmark og T30 flomskogsmark.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Skog: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg N er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg N for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg N for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg N vil både lav og høy Ellenberg N i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg N vil enten lav eller høy Ellenberg N vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg N. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg N, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg N nedre grenseverdi' / 'Ellenberg N øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Skog: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare, kalkinnhold.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Nitrogenfall, skogsdrift (skogplanting/fortetting, flatehogst), skog-gjødsling
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Nitrogenfall, skogsdrift.

Referanser

- Andrén, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzen, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerstrom, P. 2002. Estimating total lynx population size from censuses of family groups. - *Wildlife Biology* 8: 299-306.
- Austrheim, G., Solberg, E.J. & Mysterud, A. 2011. Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949-1999: has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology* 17:286-298.
- Bishof, R., Brøseth, H. & Giminez, O. 2016. Wildlife in a Politically Divided World: Insularism Inflates Estimates of Brown Bear Abundance. *Conservation Letters* 9:122-130.
- Brøseth, H. & Tovmo, M. 2013. Antall familiegupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2013. - NINA Rapport 960. 67 s.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica XVII*, Göttingen.
- Fløystad, I., Brøseth, H., Bakke, B. B., Eiken, H. G. & Hagen, S.B., 2018. Population monitoring of brown bear. Genetic analysis of samples from Norway in 2017. NINA Rapport 1494. Norwegian Institute for Nature Research
- Gervasi, V., Odden, J., Linnell, J.D.C., Persson, J., Andrén, H. & Brøseth, H. 2013. Re-evaluation of distance criteria for classification of lynx family groups in Scandinavia. – NINA Report 965. 32 pp.
- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.-E.Ø. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/2012.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hill, M.O., Mountford, J.O. & et. al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hill, M. O., et al. (2007). "BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts." NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, UK.
- Hjellbrekke, A.-G. 2017. Data Report 2015. Particulate matter, carbonaceous and inorganic compounds, Kjeller, Norwegian Institute for Air Research, EMEP/CCC-Report 1/2017
- Jonsson, B.G. & Siitonen, J. 2012. Natural forest dynamics. s: 275-301 i Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. (red.) Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press.
- Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation* 144: 11-20.
- Kleiber, M. 1961: The fire of life: an introduction to animal energetics. - Wiley, New York, New York, USA, 454 pp.
- Lande, U.S., Linnell, J.D.C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B., Swenson, J. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS - analyser på et økoregionalt nivå. Utredninger i forbindelse med nu rovviltmelding. NINA Fagrapport 64.
- Müller, J. & Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981-992.
- Nilsen, J.-E. Ø., Moum, S.O & Astrup, R. 2010. Indirekte indikatorer – Landsskogtakseringen. Kap. 5.9 i Nybø, S. (red.) Databasert rapport for Naturindeks 2010. DN-utredning 4-2010
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. & Ranius, T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpfer, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, B & Nybø S (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. - NINA Rapport 1130. 80 s.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 213-231.
- Ranius, T., Jonsson, B.G. & Kruys, N. 2004. Modelling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1025-1034.

- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Storaunet, K.O. & Framstad, E. 2018. Nye indikatorer fra Landsskogtakseringen: Gammel skog, rogn-osp-selje (ROS), og eik. Notat til Naturindeksen, nov. 2018.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2015.
- Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96. Skogforsk.
- Støen O.-G., A. Zedrosser, S. Sæbø, and J. E. Swenson. 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148:356-364.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Tobiassen C., Brøseth H., Bergsvåg M., Aarnes S. G., Bakke B. B., Hagen S., Eiken H. G. (2011). Populasjonsovervåking av brunbjørn 2009-2012: DNA analyse av prøver samlet i Norge i 2010. Bioforsk rapport 49: 1-51.
- Tovmo, M., Odden, J., Brøseth, H. & Nilsen, E. B. 2018. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2018. - NINA Rapport 1519. 24 s.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.
- Viken, K.O. 2018. Landsskogtakseringens feltinstruks – 2018. NIBIO BOK 4(6)2018.
- Wabakken, P., Svensson, L., Maartmann, E., Åkesson, M & Flagstad, Ø. 2018. Bestandsovervåking av ulv vinteren 2017-2018. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia 1-2018. 54 s.
- Aas, W., Hjellbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU report 41/2017

Vedlegg 2.3: Indikatorer for hovedøkosystem våtmark

TILFØRSEL AV NITROGEN

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Per Arild Aarrestad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Tilførsel av nitrogen
Datasettets navn	Tilførsel av nitrogen
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NILU; tillatelse for uttrekk av data (?)
Beskrivelse av rådata Datakilde	Nedfall av nitrogen (mg N/m ² /år) av nitrogen modellert på 0,1 x 0,1 grad rutenett (ca. 52,3 - 57,9 km ² for Trøndelag), basert på måling fra målestasjoner for nitrogen og nedbørsdata (NILU og MET). NILU, ved Aas et al. (2017)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Kombinasjon av observasjoner fra målestasjoner og modellering til et 0,1 x 0,1 grad landsdekkende rutenett, der de statistiske analysene også inkluderer data fra målinger av nedbør og luft fra målestasjoner i Sverige, Danmark, Finland og Russland (se Aas et al. 2017 og Hjellbrekke 2017 for detaljer).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Nedfallsdata pr rute i et 0,1 x 0,1 grad rutenett, basert på observasjoner/målinger fra målestasjoner og interpolasjon/modellering av data. Statistisk usikkerhetsmål angis som areal-vektet (pr økosystem) variasjon (SD, SE) mellom ruter i rutenett pr økosystem. Måleenhet: Nedfall av nitrogen (mg N/m²/år) omregnet til kg N/ha/år for bruk i økologisk tilstand.
Tidsperiode dekket	Data for nitrogennedfall med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med siste metode-oppdatering (2012-2016), men tidligere estimat (med annen metode) finnes også for 6 andre tidsperioder (1978-1982, 1988-1992, 1992-1996, 1997-2001, 2002-2006, 2007-2011).
Frekvens for datainnsamling	Kontinuerlig daglig datainnsamling fra 1971, antall målestasjoner har variert mellom årene. I begynnelsen kun data fra Sør-Norge, per i dag nasjonal dekning.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> Datainnsamling fra målestasjoner og interpolasjon av data fra disse til landsdekkende datasett. Hele populasjonen er dekket av modellert data. Observasjonsdata landsdekkende per i dag, men ikke for historiske data (kun Sør-Norge). Utvalget av målestasjoner representerer ikke en tilfældighetsmekanisme.

<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Tilførsel av nitrogen gir endringer i artssammensetning og mengde av ulike plantearter. Disse vegetasjonsendringene kan videre medvirke til endringer i andre arter og økologiske funksjoner, f.eks. primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. • Indikatoren måler ikke faktiske endringer i økologisk tilstand i felt i det området som skal vurderes, men gir indikasjoner på om man har slike endringer, ettersom tålegrensene er satt basert på erfaringer fra felteksperimenter. Foreløpig inngår ikke data på nitrogen-tilførsel fra skogbruket i indikatorverdiene. • Indikatoren er estimert på svært store arealer, slik at for bruk i økologisk tilstand må en bruke dataene i forhold til arealdekning av hoved-økosystemene. Dette resulterer i et arealvektet estimat av nitrogennedfall pr økosystem, der usikkerheten blir høy pga stor variasjon i nedfallsdata. I tillegg er det usikkerhet knyttet til arealavgrensning av økosystemene, hvilket ikke tas hensyn til i pilotprosjektet.
<p>Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig</p>	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Tilførsel av nitrogen
Datasett som inngår	Tilførsel av nitrogen
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som våtmark i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er nedfall av nitrogen (kg N/ha/år), estimert som vektet gjennomsnitt per modellert rute i rutenett 0,1 x 0,1 grad i den aktuelle regionen.
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle ruter i regionen, vektet pr økosystem-areal) og estimeres som 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Tilførsel av nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og modellering.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Publiserte empiriske og modellerte verdier for nedfall nitrogen i Norge. Dette er koblet til kartgrunnlag for den aktuelle regionen for å beregne tilstandsverdier i forhold til estimerte referanse- og grenseverdier (jf detaljer i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at det ikke ble tilført noe N utenfra økosystemet, og settes til 0 kg N/ha/år.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Tilførsel av nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	<p>Nitrogen (N) er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag, gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras. Hvor mye tilførsel av nitrogen som kreves for å skape slike forendringer avhenger av naturtype, dvs at naturtyper har ulike tålegrenser for nitrogen. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå, er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling (lavere tålegrense).</p> <p>Tålegrensen i våtmark varierer noe etter næringstilgang og naturtyper. Naturtypene i våtmark veksler imidlertid over korte avstander, og det vil således innenfor et gitt areal som oftest være typer som har den laveste tålegrensen. I tillegg finnes det ikke per i dag arealavgrenset kart for naturtypene med forskjellige tålegrenser innen hoved-økosystemet. Derfor benyttes en generell tålegrense for økosystemet på 5 kg N/ha per år slik at grenseverdien også settes til 5 kg N/ha.</p>
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under tålegrensen 5 kg N/ha. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Tilførsel av nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Overskridelse tålegrense av nitrogen er en negativ indikator, dvs at høyre verdier resulterer i et dårligere tilstand. Referanseverdi (0 kg/ha/år) settes til 1 og grenseverdi (5 kg/ha/år) settes til 0,6. Skaleringsfunksjonen er avhengig av et null-verdi, og for nitrogen må her tilsettes den øvre grense på nitrogen-nedfall, ikke som for andre variabler der verdi 0 representerer f. eks. total fravær av en art. Det er ikke noen øvre grense på nitrogen-nedfall, men for estimering av Økologisk tilstand brukes her en konservativ maksimal verdi for nedfall av nitrogen på 25 kg N/ha, og denne brukes som 0-verdi i skaleringen.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Tilførsel av nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Luftforurensing, klimaendringer, skogbruk/skogsgjødsling
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

OMRÅDER UTEN TEKNISKE INNGREP

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke

Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NINA)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327/190601 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Områder uten tekniske inngrep
Datasettets navn	Områder uten tekniske inngrep
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet; fritt tilgjengelige data
Beskrivelse av rådata Datakilde	Inngrepsfrie områder basert på avstand fra større tekniske inngrep som veier, kraftledninger, bygninger. http://inonkart.miljodirektoratet.no/inon/kart
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Beregning av avstand fra større tekniske inngrep, f.eks. veier, kraftledninger og jernbaner.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Kartlag (polygoner). Usikkerhet ikke målt. Areal >1, >3 og >5 km unna vei og bebyggelse. For økologisk tilstand pilot brukes Areal >1 km unna vei og bebyggelse.
Tidsperiode dekket	1988 - 2013 (data fra 1988, 1998, 2003, 2008, 2013)
Frekvens for datainnsamling	Uregelmessig
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> Heldekkende kart. Tilfeldighetsmekanisme ikke relevant.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> relevans for indikatoren statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> Det tekniske grunnlaget er velfundert (dvs det er en viss usikkerhet i kartgrunnlaget, men ikke i beregninger), og datagrunnlaget representerer indikatoren direkte. Hvor god indikatoren er som et mål på økologisk tilstand, kan diskuteres. Områder uten tekniske inngrep reflekterer i utgangspunktet en mer natur nær tilstand enn områder med slike inngrep. Verdien for naturmangfoldet vil imidlertid også være avhengig av andre påvirkninger på tilstanden innen de inngrepsfrie områdene. Statistisk kvalitet ikke mulig å vurdere med utgangspunkt i et heldekkende kartgrunnlag.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Områder uten tekniske inngrep
Datasett som inngår	Områder uten tekniske inngrep

Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som våtmark i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Absolutt areal av økosystemet innen inngrepsfrie områder, dvs >1 km fra tekniske inngrep.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er ikke estimert for rådata og har i dette pilotprosjektet blitt anslått som standardavvik = $0.05 * \text{areal uten tekniske inngrep}$ (5% standardavvik).
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Områder uten tekniske inngrep
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data fra kartbasert analyse.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	En referansetilstand definert som intakt natur, innebærer fullstendig fravær av moderne menneskeskapt infrastruktur som veier, jernbane, kraftlinjer, bygninger etc.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at hele arealet (100%) av økosystemet er inngrepsfrie områder <1 km fra teknisk infrastruktur.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Områder uten tekniske inngrep
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Større sammenhengende naturområder er viktige som leveområder og forflytningskorridorer for arter, særlig de som er tilpasset store arealer med natur i eller nær naturtilstand, samt arter som er særlig sårbare for kanteffekter eller andre forstyrrelser. Inngrepsfri natur har også betydning for naturens evne til å tilpasse seg klimaendringer, bl.a. ved at fravær av teknisk infrastruktur ikke skaper ekstra barrierer for arters forflytning til områder med mer egnet klima. Imidlertid vil betydningen av de inngrepsfrie områdene for naturmangfoldet også avhenge av andre påvirkninger på økosystemet. Hvor mye andelen av inngrepsfritt areal kan reduseres før det medfører negative effekter på den økologiske tilstanden, er avhengig av flere forhold, f.eks. hvor store arealene er i utgangspunktet, hvordan reduksjonen i inngrepsfritt areal er fordelt, og hva som er den naturgitte fragmenteringsgraden for det aktuelle økosystemet i regionen. Ulike studier tilsier at fragmentering som reduserer opprinnelig areal ned til 20-40%, vil ha en større negativ effekt på berørte arter enn reduksjonen i habitatareal alene skulle tilsa. Dersom vi antar at dette representerer en grense mellom moderat og dårlig tilstand og at sammenhengen mellom indikatoren og økologisk tilstand er lineær ned til denne grensa, kan grenseverdien for god tilstand settes til 60% av referanseverdien. (Se argumentasjonen i kap. 3.2 i Nybø et al. 2018)
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.1 i Nybø et al. 2018)

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.
---	--

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Områder uten tekniske inngrep
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. For inngrepsfrie områder er verdi 1 (referanseverdien) 100% og verdi 0 tilsvarer 0%. Grenseverdi 60% resulterer i et lineært forhold mellom 0 og 1, slik at grenseverdien ikke skaleres (settes til 0,6).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Områder uten tekniske inngrep
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Tekniske inngrep
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

AREAL UTEN FREMMEDE ARTER

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Areal uten fremmede arter
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH) i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av fremmede arter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Areal uten dekning av fremmede arter, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av fremmede arter.

	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten fremmede arter med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 22 ANO pilot-flater med våtmark inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Fremmede arter utgjør generelt en trussel mot biologisk mangfold og økosystemer. Indikatoren fokuserer på de artene som vi vet utgjør en trussel mot stedegent biologisk mangfold, nemlig arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko». Videre fokuserer indikatoren på karplantearter, fordi de utgjør en stor andel av de fremmede artene i Norge og er lette å registrere. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (22) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Areal uten fremmede arter
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som våtmark i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på ca. 7 300 km ² av myr (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Indikatorverdien er areal (%) uten fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH), registrert i et ANO-punkt på 250 m². Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt. Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier</p>

	kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet* • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Areal uten fremmede arter
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdien per definisjon innebærer fullstendig fravær av fremmede karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» og er 100 % arealandel uten fremmede arter.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Fremmede arter er arter som opptre utenfor sitt naturlige utbredelsesområde, og fremmede arter skal derfor per definisjon ikke opptre i referansetilstanden. Artsdatabanken definerer stedegne arter som arter som var etablert i norsk natur før år 1800 og fremmede arter som arter som har ankommet senere. Indikatoren omfatter bare de karplanteartene som er vurdert å representere stor risiko, dvs. arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko», jf. Fremmedartslista for 2018.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ikke aktuelt.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Areal uten fremmede arter
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien er satt til 90 % av arealet uten fremmede arter og er basert på ekspertvurderinger.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf. beskrivelsen over. Grenseverdien som er satt, gjør det mulig å bruke andre datakilder for indikatoren, f.eks. NiN-kartlegging der 7FA fremmedartsinnslag blir registrert.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatoren datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Areal uten fremmede arter
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For areal uten fremmede arter legges til grunn to lineære skaleringsmodeller. • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert grenseverdi for GØT) og 100 % (uskalert referanseverdi) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 90 % skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 90 % får skalert verdi 0,6.

	<ul style="list-style-type: none"> • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.
--	---

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Areal uten fremmede arter
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Forurensning (nitrogentilførsel) og arealbruksendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Arealbruksendring med grøfting og skogplanting antas å ha størst betydning. Etablering av fremmede bartrær gir effektiv spredning. Grøfting og annen drenering skaper økologiske forhold som flere fremmedarter kan utnytte til etablering og spredning.

AREAL UTEN DEKNING AV VEDPLANTER I FELT-, BUSK- OG TRESJIKT

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhet myr og kilde.

Økosystem	Våtmark: Myr og kilde
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Myr og kilde: Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: (1) Dekning av vier i feltsjikt, (2) dekning av dvergbjørk i feltsjikt, (3) dekning av busksjikt, (4) dekning av tresjikt
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt som fire separate variabler: dekning av dvergbjørk i feltsjikt, dekning av vier i feltsjikt, dekning av busksjikt og dekning av tresjikt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av vedplanter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmå, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal med dekning av vedplanter beregnes som summen av dekning av vier i feltsjikt, dekning av dvergbjørk i feltsjikt, dekning av busksjikt og dekning av tresjikt. • Areal uten dekning av dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av vedplanter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate

	<ul style="list-style-type: none"> • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten vedplanter i felt-, busk- og tresjikt med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 20 ANO pilot-flater med myr og kilde inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Dataene representerer indikatoren, men indikatoren skulle ideelt sett vært representert med én innsamlet variabel i felt framfor fire. • For våtmark bør dekning av vedplanter i feltsjiktet kalkuleres som samlet dekningsgrad av vedplanter med unntak av lyngvekster (lyngfamilien, kreklingfamilien) samt eventuelle andre krypende eller tueddannende og lavvokste vedplanter (eks. musøre, linnea). Dataene som er samlet inn er derfor bare middels relevante for indikatoren. • Slik data er samlet inn, kan den samlede dekningen av vedplanter forventes å være overestimert og indikatorverdien underestimert. • Registreringsmetodikken anses derfor som bare nokså pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (20) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. utfordringer kan knyttes til ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater. • Revidert feltprotokoll for ANO vil øke påliteligheten i registreringsmetodikken.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Myr og kilde: Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: (1) Dekning av vedplanter i feltsjikt, (2) dekning av busksjikt, (3) dekning av tresjikt
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som myr og kilde i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på ca. 7 300 km ² av myr (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt som fire separate variabler: dekning av dvergbjørk i feltsjikt, dekning av vier i feltsjikt, dekning av busksjikt og dekning av tresjikt. Indikatorverdien er areal (%) uten dekning av vedplanter (summert over de fire variablene), registrert i et ANO-punkt på 250 m ² . Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt. Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:

	<p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelværdi pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelværdiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet* <ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Myr og kilde: Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	En kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger er benyttet for å estimere referanseverdi.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Strand og Bentzen (2017) estimerer busk- og tresjiktdekning i myr i et utvalg verneområder, som en forventer har god økologisk tilstand.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering av datagrunnlaget i Strand og Bentzen (2017) gir en referanseverdi på 87,5 % av arealet uten dekning av vedplanter.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Myr og kilde: Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdi er satt til 75 % av arealet uten dekning av vedplanter.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Grenseverdien som er satt, gjør det mulig å bruke andre datakilder for indikatoren, f.eks. NiN-kartlegging der dekningsgrad av busk- og tresjikt blir registrert.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Myr og kilde: Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>For areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.</p> <ul style="list-style-type: none"> Uskalerte indikatorverdier mellom 75 % (uskalert grenseverdi for GØT) og 87,5 % (uskalert referanseverdi) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi (og eventuelle verdier mellom 87,5 % og 100 %) blir 1.

	<ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 75 % skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 75 % får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.
--	--

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Myr og kilde: Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Grøfting og annen drenering (hydrologi), forurensning (nitrogentilførsel)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Grøfting og annen drenering. Dette påvirker store areal, og har en sterk effekt på dekning forvedete planter.

AREAL UTEN DEKNING AV VEDPLANTER I FELT- OG BUSKSJIKT

Denne indikatoren er bare beregnet for semi-naturlig myr og våteng.

Økosystem	Våtmark: Semi-naturlig myr og våteng
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig myr og våteng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: (1) Dekning av vedplanter i feltsjikt, (2) dekning av busksjikt
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt som tre separate variabler: dekning av dvergbjørk i feltsjikt, dekning av vier i feltsjikt og dekning av busksjikt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojsert dekning av vedplanter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal med dekning av vedplanter beregnes som summen av dekning av dvergbjørk i feltsjikt, dekning av vier i feltsjikt og dekning av busksjikt. • Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av vedplanter.

	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten vedplanter i felt- og busksjikt med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 1 ANO pilot-flate med semi-naturlig myr og våteng inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men utgjør lite areal og er dermed i liten grad fanget opp i datasettet. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Dataene representerer indikatoren, men indikatoren skulle ideelt sett vært representert med én innsamlet variabel i felt framfor to. • For våtmark bør dekning av vedplanter i feltsjiktet kalkuleres som samlet dekningsgrad av vedplanter med unntak av lyngvekster (lyngfamilien, kreklingfamilien) samt eventuelle andre krypende eller tueddannende og lavvokste vedplanter (eks. musøre, linnea). Dataene som er samlet inn, er derfor bare middels relevante for indikatoren. • Slik data er samlet inn, kan den samlede dekningen av vedplanter forventes å være overestimert og indikatorverdien underestimert. • Registreringsmetodikken anses derfor som bare nokså pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (1) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men med utfordringer knyttet til at nivå 2-enheten utgjør lite areal, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater. • Revidert feltprotokoll for ANO kan øke påliteligheten i registreringsmetodikken.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig myr og våteng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: 1) Dekning av vedplanter i feltsjikt, (2) dekning av busksjikt
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig myr og våteng i Trøndelag. Semi-naturlig myr og våteng inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag, og det finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt som tre separate variabler: dekning av dvergbjørk i feltsjikt, dekning av vier i feltsjikt og dekning av busksjikt. Indikatorverdien er areal (%) uten dekning av vedplanter (summert over de tre variablene), registrert i et ANO-punkt på 250 m ² . Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt.

	<p>Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	<p>Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.</p>
<p>Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene</p>	<p>Joachim Töpper, Simon Jakobsson</p>

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig myr og våteng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	En kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger er benyttet for å estimere referanseverdi.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Data fra langtidsundersøkelsene av slåttemyr i naturreservatene Sølendet og Tågdalen er benyttet som kunnskapsgrunnlag (Ross et al. in prep.).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering av kunnskapsgrunnlaget gir en referanseverdi på 93,75 % av arealet uten dekning av vedplanter.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig myr og våteng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdi er satt til 87,5 % av arealet uten dekning av vedplanter.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Grenseverdien som er satt, gjør det mulig å bruke andre datakilder for indikatoren, f.eks. NiN-kartlegging der dekningsgrad av busk- og tresjikt blir registrert.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig myr og våteng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.

	<ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 87,5 % (uskalert grenseverdi for GØT) og 93,75 % (uskalert referanseverdi) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi (og eventuelle verdier mellom 93,75 % og 100 %) blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 87,5 % skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 87,5 % får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.
--	---

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig myr og våteng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Hevd
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Lav dekning av vedplanter indikerer god hevd i semi-naturlig myr med slåttepåvirkning.

VEGETASJONENS INDIKATOREVERDI FOR NITROGEN (ELLENBERG N)

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Töpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter

	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg N beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 22 ANO pilot-flater med våtmark inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfældighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til nitrogeninnhold i jorda. • Ellenberg N-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av våtmark separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (2) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdataalter for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som våtmark i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på ca. 7 300 km ² av myr (Hofsten et al. 2017a,b).

Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg N beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> <p>Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>$M_j$: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdier skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	<p>For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samplet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samplet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling).</p> <p>Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i våtmark.</p>

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
-----------	--

Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunnstype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 som forekommer i våtmark.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg N er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg N for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg N for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg N vil både lav og høy Ellenberg N i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg N vil enten lav eller høy Ellenberg N vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg N. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg N, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg N nedre grenseverdi' / 'Ellenberg N øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som flomregime og naturlig gjødsling
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk (gjødsling), forurensning (nitrogenedfall), klimaendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Gjødsling av arealer vil føre til en sterk endring i artssammensetningen.

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR LYS (ELLENBERG L)

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Töpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg L beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenbergverdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 22 ANO pilot-flater med våtmark inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpassninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.

<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserede økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til lysforhold. • Ellenberg L-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av våtmark separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (2) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
<p>Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdata for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som våtmark i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på ca. 7 300 km ² av myr (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg L beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> $\text{Indikatorverdi for et observasjonspunkt} = \frac{\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j)}{\sum_{i=1}^j M_j}$ <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>

Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i våtmark.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 som forekommer i våtmark.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	Ellenberg L er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg L for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg L for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maksimumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:

	<ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg L) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg L) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg L vil både lav og høy Ellenberg L i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg L vil enten lav eller høy Ellenberg L vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg L. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg L, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg L nedre grenseverdi' / 'Ellenberg L øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>
--	---

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Gjengroing i økosystemet vil føre til en endring i artssammensetning og utskiftning av arter

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR pH (ELLENBERG R)

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer).

	Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg R beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 22 ANO pilot-flater med våtmark inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til jordsmonnets pH. • Ellenberg R-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av våtmark separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (22) er for lite til å gi presise estimater. utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer.

	• Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)
--	--

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som våtmark i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på ca. 7 300 km ² av myr (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg R beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> <p>Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
<ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslister: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke

	<p>samplet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling).</p> <p>Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 våtmark.</p>
--	--

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 forekommer i våtmark.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg R er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg R for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg R for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maksimumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg R) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg R) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg R vil både lav og høy Ellenberg R i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg R vil enten lav eller høy Ellenberg R vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg R. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg R, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg R nedre grenseverdi' / 'Ellenberg R øvre grenseverdi' i tekst/ tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
-----------	--

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som kalkinnhold.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, forurensning (kalking)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Naturlig variasjon i kalkinnhold i jordsmonnet

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR FUKTIGHET (ELLENBERG F)

Økosystem	Våtmark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Anders Lyngstad (NTNU)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	VÅ1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet (Ellenberg F) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg F beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med våtmark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater

<p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<p>ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Til sammen 22 ANO pilot-flater med våtmark inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpassninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til jordsmonnets fuktighet. • Ellenberg F-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunnstype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av våtmark separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (22) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over for små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
<p>Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatilister for grunn typer som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som våtmark i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på ca. 7 300 km ² av myr (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg F beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> <p>Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Indikatorverdien skaleres i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveieing fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p>

	<p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelværdi pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelværdiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i våtmark.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 som forekommer i våtmark.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslistene fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.
---	---

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg F er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg F for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg F for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg F): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg F): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg F) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg F): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg F) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg F vil både lav og høy Ellenberg F i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg F vil enten lav eller høy Ellenberg F vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg F. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg F, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg F øvre grenseverdi' / 'Ellenberg F nedre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Våtmark: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk (grøfting), klimaendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Grøfting og drenering vil føre til en endring i artssammensetning i retning av mer tørketålende arter.

Referanser

- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVII, Göttingen.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hill, M.O., Mountford, J.O. & et. al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hill, M. O., et al. (2007). "BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts." NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, UK.
- Hjellbrekke, A.-G. 2017. Data Report 2015. Particulate matter, carbonaceous and inorganic compounds, Kjeller, Norwegian Institute for Air Research, EMEP/CCC-Report 1/2017

- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2017a. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Sør-Trøndelag. NIBIO Rapport 3/105. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2017b. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Nord-Trøndelag. NIBIO Rapport 3/139. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Ross et al. in prep.
- Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96. Skogforsk.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, W., Hjellbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU report 41/2017

Vedlegg 2.4: Indikatorer for hovedøkosystem semi-naturlig mark

TILFØRSEL AV NITROGEN

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Per Arild Aarrestad (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327/190507

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Tilførsel av nitrogen
Datasettets navn	Tilførsel av nitrogen
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NILU; tillatelse for uttrekk av data (?)
Beskrivelse av rådata Datakilde	Nedfall av nitrogen (mg N/m ² /år) av nitrogen modellert på 0,1 x 0,1 grad rutenett (ca. 52,3 - 57,9 km ² for Trøndelag), basert på måling fra målestasjoner for nitrogen og nedbørsdata (NILU og MET). NILU, ved Aas et al. (2017)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Kombinasjon av observasjoner fra målestasjoner og modellering til et 0,1 x 0,1 grad landsdekkende rutenett, der de statistiske analysene også inkluderer data fra målinger av nedbør og luft fra målestasjoner i Sverige, Danmark, Finland og Russland (se Aas et al. 2017 og Hjellbrekke 2017 for detaljer).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Nedfallsdata pr rute i et 0,1 x 0,1 grad rutenett, basert på observasjoner/målinger fra målestasjoner og interpolasjon/modellering av data. Statistisk usikkerhetsmål angis som areal-vektet (pr økosystem) variasjon (SD, SE) mellom ruter i rutenett pr økosystem. Måleenhet: Nedfall av nitrogen (mg N/m²/år) omregnet til kg N/ha/år for bruk i økologisk tilstand.
Tidsperiode dekket	Data for nitrogennedfall med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med siste metode-oppdatering (2012-2016), men tidligere estimat (med annen metode) finnes også for 6 andre tidsperioder (1978-1982, 1988-1992, 1992-1996, 1997-2001, 2002-2006, 2007-2011).
Frekvens for datainnsamling	Kontinuerlig daglig datainnsamling fra 1971, antall målestasjoner har variert mellom årene. I begynnelsen kun data fra Sør-Norge, per i dag nasjonal dekning.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldigheitsmekanisme. (3) Sannsynligheten	<ul style="list-style-type: none"> Datainnsamling fra målestasjoner og interpolasjon av data fra disse til landsdekkende datasett. Hele populasjonen er dekket av modellert data. Observasjonsdata landsdekkende per i dag, men ikke for historiske data (kun Sør-Norge). Utvalget av målestasjoner representerer ikke en tilfeldigheitsmekanisme.

for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Tilførsel av nitrogen gir endringer i artssammensetning og mengde av ulike plantearter. Disse vegetasjonsendringene kan videre medvirke til endringer i andre arter og økologiske funksjoner, f.eks. primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. • Indikatoren måler ikke faktiske endringer i økologisk tilstand i felt i det området som skal vurderes, men gir indikasjoner på om man har slike endringer, ettersom tålegrensene er satt basert på erfaringer fra felteksperimenter. Foreløpig inngår ikke data på nitrogen-tilførsel fra skogbruket i indikatorverdiene. • Indikatoren er estimert på svært store arealer, slik at for bruk i økologisk tilstand må en bruke dataene i forhold til arealdekning av hoved-økosystemene. Dette resulterer i et arealvektet estimat av nitrogennedfall pr økosystem, der usikkerheten blir høy pga stor variasjon i nedfallsdata. I tillegg er det usikkerhet knyttet til arealavgrensning av økosystemene, hvilket ikke tas hensyn til i pilotprosjektet.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Tilførsel av nitrogen
Datsett som inngår	Tilførsel av nitrogen
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal definert som semi-naturlig mark i kartdataene i det aktuelle studieområdet.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er nedfall av nitrogen (kg N/ha/år), estimert som vektet gjennomsnitt per modellert rute i rutenett 0,1 x 0,1 grad i den aktuelle regionen.
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD for aktuelle ruter i regionen, vektet pr økosystem-areal) og estimeres som 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Tilførsel av nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kombinasjon av observasjonsdata og modellering.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Publiserte empiriske og modellerte verdier for nedfall nitrogen i Norge. Dette er koblet til kartgrunnlag for den aktuelle regionen for å beregne tilstandsverdier i forhold til estimerte referanse- og grenseverdier (jf detaljer i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018).
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at det ikke ble tilført noe N utenfra økosystemet, og settes til 0 kg N/ha/år.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Tilførsel av nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Nitrogen (N) er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag, gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras. Hvor mye tilførsel av nitrogen som kreves for å skape slike forendringer avhenger av naturtype, dvs at naturtyper har ulike tålegrenser for nitrogen. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå, er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling (lavere tålegrense). Tålegrensen i semi-naturlig mark varierer noe etter næringstilgang og naturtyper. Naturtypene i semi-naturlig mark veksler imidlertid over korte avstander, og det vil således innenfor et gitt areal som oftest være typer som har den laveste tålegrensen. I tillegg finnes det ikke per i dag arealavgrenset kart for naturtypene med forskjellige tålegrenser innen hovedøkosystemet. Derfor benyttes en generell tålegrense for økosystemet på 10 kg N/ha per år slik at grenseverdien også settes til 10 kg N/ha.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over (og mer utfyllende i kap. 4.2 i Nybø et al. 2018)
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under tålegrensen 10 kg N/ha. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Tilførsel av nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Overskridelse tålegrense av nitrogen er en negativ indikator, dvs at høyre verdier resulterer i et dårligere tilstand. Referanseverdi (0 kg/ha/år) settes til 1 og grenseverdi (5 kg/ha/år) settes til 0,6. Skaleringsfunksjonen er avhengig av et null-verdi, og for nitrogen må her tilsettes den øvre grense på nitrogen-nedfall, ikke som for andre variabler der verdi 0 representerer f. eks. total fravær av en art. Det er ikke noen øvre grense på nitrogen-nedfall, men for estimering av Økologisk tilstand brukes her en konservativ maksimal verdi for nedfall av nitrogen på 25 kg N/ha, og denne brukes som 0-verdi i skaleringen.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Tilførsel av nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Luftforurensing, gjødsling
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	

AKTUELL BRUKSINTENSITET

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke

Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Hanne Sickel (NIBIO)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327/190507

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Aktuell bruksintensitet
Datasettets navn	NiN 7-JB-BA
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet. Tilstand og leveranse av data avklares med Miljødirektoratet.
Beskrivelse av rådata Datakilde	Aktuell bruksintensitet per kartlagt arealenhet i NiN-database for hovedtyper T31-34. http://nin.miljodirektoratet.no/
Beskrivelse av innsamlingsmetode	NiN-kartlegging enligt kartleggingsinstruks (Miljødirektoratet 2018).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Kartlag (polygoner) med database-koblede tabeller for enkelte variabler. Usikkerhet ikke målet. Måleenheter = avgrensede og kartlagte polygoner.
Tidsperiode dekket	2015-2017
Frekvens for datainnsamling	Løpende innsamling av data, dvs all data brukes som en tidsenhet, og justeres etter hvert.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> Indikatoren måles ved å registrere denne NiN-variabelen i tilknytning til avgrensede polygoner av NiN hovedtyper T31-34. Indikatoren er kun registrert innen kartlagte og digitaliserte NiN-polygoner i NiN-database per 20180403. Utvalgsmetode er ikke basert på tilfeldighetsmekanisme. Sannsynlighet for enheter i utvalget er ikke kjent/spesifisert.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> relevans for indikatoren statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> Denne NiN-variabel beskriver hvilket grunnleggende hevdpreg en vide-reføring av dagens bruksregime vil føre til, dvs. ger informasjon om potensial for å opprettholde de økologiske egenskaper som skapets ved hevd av semi-naturlig mark (Halvorsen et al. 2016). Den faktiske dekningen av semi-naturlig mark er ikke kjent og utvalget er ikke tilfeldighets-basert, slik at det ikke er mulig å si noe mer om statistisk kvalitet enn antall avgrensede polygoner.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Aktuell bruksintensitet
Datasett som inngår	NiN 7-JB-BA
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	NiN-kartlagt semi-naturlig mark i Trøndelag.

Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdier beregnes fra sammenføyde datasett i NiN-database. Hvert naturområde (avgrenset polygon i NiN) av hovedtype T31-34 (semi-naturlig mark) der indikatoren er registrert ekstraheres fra databasen slik at bare de aktuelle polygonene blir tatt ut. Polygone med hovedtyper registrert blir tatt ut (n=2). Area innen hvert trinn (1-8) summeres for hver hovedtype slik at area innen grenseverdiene (3-4/4-5) kan summeres og sammenlignes med total area.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet blir estimert basert på bootstrap-metodikk der n polygone trekkes fra dataene (med tilbakelegging) 10 000 ganger, der n = totalt antall polygone. Middelerdi for hver datatrekking beregnes og fordelingen av middelerdier brukes til å estimere indikatorverdi (median) og 95% konfidensintervall (2.5 og 97.5% kvantiler). Usikkerheter knyttet til datainn-samling i felt estimeres ikke.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Aktuell bruksintensitet
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Ekspertvurderte semi-kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Det finnes god kunnskap om indikatorens effekt på økologisk tilstand for semi-naturlig mark. Indikatoren er bare basert på NiN-kartlagte polygone definert som semi-naturlig mark (T31-34) i NiN-databaser per 20180401.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Hevdintensitet på trinn 3-4 for T31 + T34 og 4-5 for T32 + T33, dvs referanseverdi tilsvarer 100% dekning innen disse trinn per hovedtype (T31-34) eller sammenveid over hovedtypene (til semi-naturlig mark).

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Aktuell bruksintensitet
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Semi-kvantitativt fenomen basert på kvalitativ vurdering av bruksintensitet.
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Godt økologisk tilstand for indikatoren Aktuell bruksintensitet baseres på at bruksintensiteten ikke skal være for svak (Trinn 1-2/3) eller for intensiv (Trinn 5/6-8). Nedre grenseverdier tilsvarer "naturlig mark med tydelig spor etter beiting, men som normalt ikke ryddes, beiteskog i skogsmark" (Trinn 2) eller "semi-naturlig mark som relativt regelmessig ryddes, i hvert fall delvis, og som bærer preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning, men med moderat intensitet" (Trinn 3). Øvre grenseverdier tilsvarer: "sterkt endret mark som kan ha spor etter pløying, som oftest blir regelmessig gjødslet, som kan være tilsådd med jordbruksvekster, og som kan bli sprøytet" (Trinn 6) eller "semi-naturlig mark med spor etter gjødsling, men som likevel har et sterkt innslag av arter med liten eller moderat toleranse overfor gjødsling" (Trinn 6) (Halvorsen m.fl. 2016). Fenomenet kan altså ha to forskjellige retninger, enten mot for lav eller for høy bruksintensitet. Videre beskrivelse av tilstand i forhold til fenomenet beskrives ved oppsummering av andel area inne enten for lav eller for høy bruksintensitet.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jfr beskrivelsen ovenfor (og mer utfyllende i kap. 8.5.9 i Nybø et al. 2018)

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom <60% av arealet har tilstand lavere enn grenseverdi-trinn 3-4 (T31 + T34) eller høyere enn trinn 4-5 (T32 + T33).
---	--

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Aktuell bruksintensitet
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. For aktuell bruksintensitet er verdi 1 (referanseverdien) 100% dekning og verdi 0 tilsvarer 0% dekning av spesifiserte trinn (se ovenfor). Grenseverdi 60% resulterer i et lineært forhold mellom 0 og 1, slik at grenseverdien ikke skaleres (settes til 0,6).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Aktuell bruksintensitet
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Topografiske forhold (kan f.eks. medføre at bruksintensiteten går ned fordi arealet anses som for tungvint å holde i hevd eller at bruksintensiteten går opp fordi arealet er egnet for kultivering/dyrking)
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk, klimaendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Arealbruk

MENGDE/ANDEL LYNGHEI I ULIKE FASER

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Hanne Sickel (NIBIO)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327/190507

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Mengde/andel lynghei i ulike faser
Datasettets navn	NiN 7-JB-KU
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	Miljødirektoratet (http://nin.miljodirektoratet.no/). Tilstand og leveranse av data avklares med Miljødirektoratet.
Beskrivelse av rådata Datakilde	Forekomst av ulike faser per kartlagt arealenhet i NiN-database. Miljødirektoratet: NiN-kartlagt kystlynghei (T34)
Beskrivelse av innsamlingsmetode	NiN-kartlegging ifølge kartleggingsinstruks (Miljødirektoratet 2018).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Kartlag (polygoner). • Usikkerhet ikke målet. • Måleenheter = avgrensede og kartlagte polygoner.

Tidsperiode dekket	2017
Frekvens for datainnsamling	Løpende innsamling av data.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Indikatoren måles ved å registrere denne NiN-variabelen i tilknytning til avgrensede kartfigurer av kystlynghei (NiN-kartlegging). • Indikatoren er kun registrert innen kartlagte og digitaliserte NiN-polygoner i NiN-database per 20180403. • Utvalgsmetode er ikke basert på tilfeldighetsmekanisme. Sannsynlighet for enheter i utvalget er ikke kjent/spesifisert.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Denne NiN-variabel beskriver hvordan naturtypens ulike syklus-faser er representert. Når både hevdregimer og hevdintensitet er god, får man en naturtype bestående av naturtypemosaikker, og denne variable måler forekomst av de ulike fasene. • Den faktiske dekningen av kystlynghei er ikke kjent og utvalget er ikke tilfeldighets-basert, slik at det ikke er mulig å si noe mer om statistisk kvalitet enn antall avgrensede polygoner.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Mengde/andel lynghei i ulike faser
Datasett som inngår	NiN 7-JB-KU
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	NiN-kartlagt kystlynghei i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien beregnes fra sammenføyte datasett i NiN-database. Hvert naturområde (avgrenset polygon i NiN) av hovedtype T34 (kystlynghei) der indikatoren er registrert ekstraheres fra databasen slik at bare de aktuelle polygonene blir tatt ut. To alternative tilnærminger: 1) Antall faser av kystlynghei summeres per område og area med >1 fase sammenlignes med total area kystlynghei.
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Dataene er basert på kartlagte polygoner innen NiN-kartlegging og usikkerhet er tilknyttet kartlegging-presisjon og vurdering av indikatorverdiene (variabel 7-JB-KU). For pilotprosjektet har ikke noen kvantitativ tilnærming blitt brukt for å estimere en slik usikkerhet, men ved bootstrap-tilnærmingen som brukes kan usikkerhet knyttes til denne indikator gjennom trekk av N datapunkter fra dette datasettet (N = totalt antall polygoner i datasettet), og gjentar denne prosessen 10000 ganger for å estimere en usikkerhet rundt middelverdien.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Mengde/andel lynghei i ulike faser
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Indikatoren måles som forekomst av to eller flere faser lynghei. I det studerte arealet, f.eks. et fylke, vil prosentandelen av arealet med to faser av lynghei være indikatoren.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Kystlyngheier som består av vekslinger mellom mosaikker har et høyere mangfold av arter, en annen mengdefordeling av arter, og mer varierte vekslinger av vegetasjon i ulike høyder og struktur, sammenlignet med lyngheier uten mosaikker. Kystlyngheier hvor vekslinger av ulike lyngheifaser inngår, har en høyere beiteverdi (Gimingham 1972).

Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	I en kystlynghei i hevd, kan man forvente at alle fire lyngheifasene (pionerfase, byggefase, moden fase og degenererende fase) er representert. Referanseverdien settes derfor noe skjematisk til at 75 % av andelen av lyngheiarealet innen en lokalitet/region har to faser eller flere faser representert. Dette åpner for at 25 % av arealet er i degenererende fase.
--	---

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Mengde/andel lynghei i ulike faser
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Semi-kvantitativt fenomen basert på kvalitativ vurdering av bruksintensitet.
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Dersom arealbruk i form av lyngsviing avtar eller opphører, vil andelen lynghei uten faser øke. Da øker også sannsynligheten for at diversiteten går ned, og suksesjon med busker tar til. Grenseverdien settes til at 50 % av andelen av lyngheiarealet innen en lokalitet/region har to eller flere faser representert. Dette åpner for at 50 % av arealet kan være i degenererende fase.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Kystlyngheier som består av vekslinger mellom mosaikker har et høyere mangfold av arter, en annen mengdefordeling av arter, og mer varierte vekslinger av vegetasjon i ulike høyder og struktur, sammenlignet med lyngheier uten mosaikker. Kystlyngheier hvor vekslinger av ulike lyngheifaser inngår, har også en høyere beiteverdi (Gimingham 1972).
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom <50% av arealet har to eller flere syklusfaser representert.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Mengde/andel lynghei i ulike faser
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For Mengde/andel lynghei i ulike faser er verdi 1 (referanseverdien) 100% dekning av kystlynghei med >1 fase og verdi 0 tilsvarer 0% dekning av kystlynghei med >1 fase (se ovenfor). Grenseverdi 60% resulterer i et lineært forhold mellom 0 og 1, slik at grenseverdien ikke skaleres (settes til 0,6).

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Mengde/andel lynghei i ulike faser
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Branner forårsaket av naturlige påvirkninger som lynnedslag
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Arealbruk
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Arealbruk

HUMLER I ÅPENT LAVLAND

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Sandra Åström (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327/190507/190603 (EF)

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Humler i åpent lavland
Datasettets navn	Humler i åpent lavland
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA – åpne data: https://view.nina.no/humle_sommerf/
Beskrivelse av rådata Datakilde	Indeksverdier for humlesamfunn skalert mot et referansesamfunn (Naturindeks for Norge). Overvåking av humler og dagsommerfugler (Åström et al. 2018), jfr. Naturindeks for Norge.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Registreringene foretas i åpne gressmarkhabitat i tre regioner: Østfold og Vestfold, Vest-Agder og Rogaland, samt Trøndelag. Et nettverk med flater med 18 x 18 km mellomrom blir brukt for å bestemme hvor i regionene overvåkingen skal foretas. Fra nettverket trekkes et tilfeldig stratifisert utvalg på 17-18 takseringsflater pr region. Hver flate er 1,5 x 1,5 km, og i hver flate er til sammen 1 km transekter lagt ut i åpen gressmark hvor registreringene av humler blir gjort tre ganger hver sommer. For detaljer, se Öberg et al. (2011a, 2011b).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Data leveres som skalerte indeksverdier. • Statistisk usikkerhet angitt som konfidensintervall. • Måleenhet: Indeks for humler i åpent lavland.
Tidsperiode dekket	2012-2017
Frekvens for datainnsamling	Årlig, 3 ganger hver sommer
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Et nettverk med flater med 18 x 18 km mellomrom blir brukt for å bestemme hvor i regionene overvåkingen skal foretas. Hver flate er 1,5 x 1,5 km, og i hver flate er til sammen 1 km transekter lagt ut i åpen gressmark hvor registreringene av humler blir gjort tre ganger hver sommer. • Flater valgt ut for å representere ulike typer av åpen mark • Utvalg av populasjonen (transekter) basert på stratifisert tilfeldig utvalg. • For detaljer, se Öberg et al. (2011a, 2011b).
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<p>Humler er en viktig gruppe pollinatorer, og høy tetthet av humler fra et typisk artssamfunn kan sies å representere et viktig aspekt ved økosystemets tilstand. Dataene gir estimater for mengde og artssammensetning av humler for åpen gressmark i de takserte regionene. Siden en av de aktuelle regionene er Trøndelag, kan vi anse dataene som dekkende for forekomst av humler i åpent lavland i Trøndelag. For åpent lavland i Sør-Norge (sør for Nordland) er det mer usikkert hvor representative dataene er. Indikatoren viser avviket det observerte humlesamfunnet har fra forventingssamfunnet og bygger i hovedsak på nokså vanlige arter. Den tar ikke hensyn til forekomst av arter som ev. ikke er spesifisert for forventingssamfunnet, f.eks. svært sjeldne arter.</p> <p>Med et tilfeldig stratifisert utvalg av takseringslinjer vil den statistiske kvaliteten i utgangspunktet være god, men den vil avhenge av hvor mange flater som dekkes med takseringer innen hver region.</p>
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Humler i åpent lavland
Datsett som inngår	Humler i åpent lavland
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Åpent lavland. I pilotprosjektet brukes denne indikator som en indikator på generell tilstand i semi-naturlig mark.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdier baseres på abundansdata og beregnes som en samfunnsindeks basert på det observerte humlesamfunnets avvik fra et forventningssamfunn av arter man potensielt kan påvise i forventet mengde i et bestemt økosystem i et geografisk område (Öberg et al. 2011). Samfunnsindeksen måler det relative avviket mellom observert antall arter i ulike observerte abundansklasser fra forventningssamfunnets antall arter i de tilsvarende forventede abundansklassene.
Metode for estimering av usikkerhet <ul style="list-style-type: none"> Type metode Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet estimeres vha bootstrapping, se Öberg et al. (2011a, 2011b) for detaljer.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (bruk av indikatorverdier inn i ØT), Sandra Åström (levering av data, inkl. skalerte indikatorverdier).

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Humler i åpent lavland
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Abundansdata per art.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Humlers økologi, habitatkrav og utbredelse er forholdsvis godt kjent, selv om kunnskapen varierer noe mellom artene. Det er et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å spesifisere forventet artssammensetning og grov relativ tetthetsfordeling mellom humleartene i ulike økosystemer og regioner. Disse forventningssamfunnene er i hovedsak spesifisert for et klima som ikke avviker mye fra klimaet de siste få tiårene, og er basert på forekomster av velutviklet habitat i åpent lavland i de aktuelle regionene. Registrerte forekomster av arter i de enkelte overvåkingsregionene over de siste par tiårene, sammen med ekspertvurderinger, utgjør grunnlaget for å spesifisere forventningssamfunnene.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referansetilstanden er gitt ved et forventningssamfunn som består av arter man potensielt kan påvise i forventet mengde i et bestemt økosystem i et geografisk område (Öberg et al. 2011). Referanseverdien beregnes som en indeks der antall arter i ulike abundansklasser vektet (slik at vanlige arter teller mer enn sjeldne arter) og så summeres. Ekspertvurderinger og innlagte observasjoner i Artsobservasjoner (www.artsobservasjoner.no) fra de ulike overvåkingsregionene ligger til grunn for artsutvalget og klassifiseringen av artene til ulike abundansklasser (se Öberg et al. 2011a, 2011b for detaljer).

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Humler i åpent lavland
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Indikatoren viser avvik fra god økologisk tilstand når det observerte humlesamfunnet avviker vesentlig fra forventningssamfunnet som karakteriserer referansetilstanden. Slike avvik kan oppstå enten fordi arter opptrer med redusert abundans eller ikke observeres, og begge typer endringer

	kan ha betydelig effekt på pollinering av planter. Ved avvik fra forventningssamfunnet vil indikatoren vise lavere verdi, med en minsteverdi på 0 når alle arter i forventningssamfunnet er tapt. I mangel av bedre kunnskap antar vi at indikatorens måling av endringer i artssamfunnet har en lineær sammenheng med den økologiske tilstanden, dvs at den uskalerte grenseverdien settes til 60% av referanseverdien.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den skalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Humler i åpent lavland
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstille kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For humler i åpent lavland legges til grunn en lineær skaleringsmodell der den uskalerte grenseverdien for GØT er 0,6* referanseverdien.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Humler i åpent lavland
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Arealbruk (opphør av bruk, arealtap) og forurensning (gjødsling, ugrasmidler og plantevernmidler).
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Arealbruk (opphør av bruk, arealtap) og forurensning (gjødsling, ugrasmidler og plantevernmidler).

DAGSOMMERFUGLER I ÅPENT LAVLAND

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Ansvar for indikatoren	Sandra Åström (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190327/190507

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Dagsommerfugler i åpent lavland
Datasettets navn	Dagsommerfugler i åpent lavland
Datasettets ID	(ID i fagsystemets datastruktur)
Datasettets DOI	(DOI til datasettet, om relevant)
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA – åpne data: https://view.nina.no/humle_sommerf/
Beskrivelse av rådata Datakilde	Indeksverdier for samfunn av dagsommerfugler skalert mot et referansesamfunn (Naturindeks for Norge).

	Overvåking av humler og dagsommerfugler (Åström et al. 2018), jfr. Naturindeks for Norge.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Registreringene foretas i åpne gressmarkhabitat i tre regioner: Østfold og Vestfold, Vest-Agder og Rogaland, samt Trøndelag. Et nettverk med flater med 18 x 18 km mellomrom blir brukt for å bestemme hvor i regionene overvåkingen skal foretas. Fra nettverket trekkes et tilfeldig stratifisert utvalg på 17-18 takseringsflater pr region. Hver flate er 1,5 x 1,5 km, og i hver flate er til sammen 1 km transekter lagt ut i åpen gressmark hvor registreringene av dagsommerfugler blir gjort tre ganger hver sommer. For detaljer, se Öberg et al. (2011a, 2011b).
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	Foreløpig uavklart (kun aktuelt for aggregerte data)
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Foreløpig uavklart
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Data leveres som skalerte indeksverdier. • Statistisk usikkerhet angitt som konfidensintervall. • Måleenhet: Indeks for dagsommerfugler i åpent lavland.
Tidsperiode dekket	2012-2017
Frekvens for datainnsamling	Årlig, 3 ganger pr sommer
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Et nettverk med flater med 18 x 18 km mellomrom blir brukt for å bestemme hvor i regionene overvåkingen skal foretas. Hver flate er 1,5 x 1,5 km, og i hver flate er til sammen 1 km transekter lagt ut i åpen gressmark hvor registreringene av dagsommerfugler blir gjort tre ganger hver sommer. • Flater valgt ut for å representere ulike typer av åpen mark. • Utvalg av populasjonen (transekter) basert på stratifisert random sampling. • For detaljer, se Öberg et al. (2011a, 2011b).
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<p>Dagsommerfugler er en viktig gruppe pollinatorer og planteetere, og høy tetthet av sommerfugler fra et typisk artssamfunn kan sies å representere et viktig aspekt ved økosystemets tilstand. Dataene gir estimater for mengde og artssammensetning av dagsommerfugler for åpen gressmark i de takserte regionene. Siden en av de aktuelle regionene er Trøndelag, kan vi anse dataene som dekkende for forekomst av dagsommerfugler i åpent lavland i Trøndelag. For åpent lavland i Sør-Norge (sør for Nordland) er det mer usikkert hvor representative dataene er.</p> <p>Indikatoren viser avviket det observerte samfunnet av dagsommerfugler har fra forventningssamfunnet og bygger i hovedsak på nokså vanlige arter. Den tar ikke hensyn til forekomst av arter som ev. ikke er spesifisert for forventningssamfunnet, f.eks. svært sjeldne arter.</p> <p>Med et tilfeldig stratifisert utvalg av takseringslinjer vil den statistiske kvaliteten i utgangspunktet være god, men den vil avhenge av hvor mange flater som dekkes med takseringer innen hver region.</p>
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Dagsommerfugler i åpent lavland
Datasett som inngår	Dagsommerfugler i åpent lavland
Hvilke(t) areal representerer indikatorendien?	Åpent lavland. I pilotprosjektet brukes denne indikator som en indikator på generell tilstand i semi-naturlig mark.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdier baseres på abundansdata og beregnes som en samfunnsindeks basert på det observerte sommerfuglsamfunnets avvik fra et forventningssamfunn av arter man potensielt kan påvise i forventet mengde i

	et bestemt økosystem i et geografisk område (Öberg et al. 2011). Samfunnsindeksen måler det relative avviket mellom observert antall arter i ulike observerte abundansklasser fra forventningssamfunnets antall arter i de tilsvarende forventede abundansklassene.
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet estimeres vha bootstrapping, se Öberg et al. (2011a, 2011b) for detaljer.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Simon Jakobsson (bruk av indikatorverdier inn i ØT), Sandra Åström (levring av data, inkl. skalerte indikatorverdier).

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Dagsommerfugler i åpent lavland
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Abundansdata per art.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Dagsommerfuglers økologi, habitatkrav og utbredelse er forholdsvis godt kjent, selv om kunnskapen varierer noe mellom artene. Det er et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å spesifisere forventet artssammensetning og grov relativ tetthetsfordeling mellom sommerfuglartene i ulike økosystemer og regioner. Disse forventningssamfunnene er i hovedsak spesifisert for et klima som ikke avviker mye fra klimaet de siste få tiårene, og er basert på forekomster av velutviklet habitat i åpent lavland i de aktuelle regionene. Registrerte forekomster av arter i de enkelte overvåkingsregionene over de siste par tiårene, sammen med ekspertvurderinger, utgjør grunnlaget for å spesifisere forventningssamfunnene.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Referansetilstanden er gitt ved et forventningssamfunn som består av arter man potensielt kan påvise i forventet mengde i et bestemt økosystem i et geografisk område (Öberg et al. 2011). Referanseverdien beregnes som en indeks der antall arter i ulike abundansklasser vektet (slik at vanlige arter teller mer enn sjeldne arter) og så summeres. Ekspertvurderinger og innlagte observasjoner i Artsobservasjoner (www.artsobservasjoner.no) fra de ulike overvåkingsregionene ligger til grunn for artsutvalget og klassifiseringen av artene til ulike abundansklasser (se Öberg et al. 2011a, 2011b for detaljer).

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Dagsommerfugler i åpent lavland
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Indikatoren viser avvik fra god økologisk tilstand når det observerte sommerfuglsamfunnet avviker vesentlig fra forventningssamfunnet som karakteriserer referansetilstanden. Slike avvik kan oppstå enten fordi arter opptrer med redusert abundans eller ikke observeres, og begge typer endringer kan ha betydelig effekt på pollinering av planter. Ved avvik fra forventningssamfunnet vil indikatoren vise lavere verdi, med en minsteverdi på 0 når alle arter i forventningssamfunnet er tapt. I mangel av bedre kunnskap antar vi at indikatorens måling av endringer i artssamfunnet har en lineær sammenheng med den økologiske tilstanden, dvs at den uskalerte grenseverdien settes til 60% av referanseverdien.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf beskrivelsen over.

Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom indikatorverdien for dagens tilstand ligger under 0,6*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.
---	--

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Dagsommerfugler i åpent lavland
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	I prinsippet settes referanseverdien til 1, og indikatorverdien skaleres til en verdi mellom 0 og 1 ut fra referanseverdien. Her må det tas hensyn til at skaleringen også skal tilfredsstille kravet til at grenseverdien for GØT skal være 0,6 etter skalering (og at den uskalerte grenseverdien ikke nødvendigvis er 60% av referanseverdien). For dagsommerfugler i åpent lavland legges til grunn en lineær skaleringsmodell der den uskalerte grenseverdien for GØT er 0,6* referanseverdien.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Dagsommerfugler i åpent lavland
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima/værforhold
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk (opphør av bruk, arealtap), forurensning (gjødsling, ugrasmidler og plantevernmidler), klimaendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Arealbruk (opphør av bruk, arealtap), klimaendringer

AREAL UTEN FREMMEDE ARTER

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten fremmede arter
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH) i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av fremmede arter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson

Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten dekning av fremmede arter, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av fremmede arter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten fremmede arter med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 12 ANO pilot-flater med semi-naturlig mark inngår i dette datasettet. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Fremmede arter utgjør generelt en trussel mot biologisk mangfold og økosystemer. Indikatoren fokuserer på de artene som vi vet utgjør en trussel mot stedegent biologisk mangfold, nemlig arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko». Videre fokuserer indikatoren på karplantearter, fordi de utgjør en stor andel av de fremmede artene i Norge og er lette å registrere. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (12) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten fremmede arter
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Areal uten fremmede arter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig mark i Trøndelag. Semi-naturlig mark inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag, og det finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Indikatorverdien er areal (%) uten fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH), registrert i et ANO-punkt på 250 m². Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt. Sammenveining fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der $n = \text{total}$</p>

	antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet* • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten fremmede arter
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Referanseverdien per definisjon innebærer fullstendig fravær av fremmede karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» og er 100 % arealandel uten fremmede arter.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Fremmede arter er arter som opptre utenfor sitt naturlige utbredelsesområde, og fremmede arter skal derfor per definisjon ikke opptre i referansetilstanden. Artsdatabanken definerer stedegne arter som arter som var etablert i norsk natur før år 1800 og fremmede arter som arter som har ankommet senere. Indikatoren omfatter bare de karplanteartene som er vurdert å representere stor risiko, dvs. arter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko», jf. Fremmedartslista for 2018.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ikke aktuelt.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten fremmede arter
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at karplantearter i kategoriene «svært høy risiko», «høy risiko» og «potensielt høy risiko» bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien er satt til 90 % av arealet uten fremmede arter og er basert på ekspertvurderinger.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Jf. beskrivelsen over. Grenseverdien som er satt, gjør det mulig å bruke andre datakilder for indikatoren, f.eks. NiN-kartlegging der 7FA fremmedartsinnslag blir registrert.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten fremmede arter
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For areal uten fremmede arter legges til grunn to lineære skaleringsmodeller. • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert grenseverdi for GØT) og 100 % (uskalert referanseverdi) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 90 % skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 90 % får skalert verdi 0,6.

	<ul style="list-style-type: none"> • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.
--	---

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten fremmede arter
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Arealbruk, spredning av fremmede arter fra nærliggende arealer, klimaendringer
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Beplantning av fremmede arter i hager, langs veier og i plantefelt nær semi-naturlig eng, kystlynghei og boreal hei. Opphør av bruk eller svak hevdintensitet kan medføre at fremmede arter med høyt invasjonspotensial kan overta for stedegne arter.

AREAL UTEN PROBLEMARTER

Økosystem	Semi-naturlig mark
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten problemarter
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Areal uten problemarter
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av forhåndsdefinerte problemarter i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av problemarter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten dekning av problemarter, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av problemarter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten problemarter med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.

<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan data-innsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 12 ANO pilot-flater med semi-naturlig eng inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Problemarter er konkurransesterke arter som ofte forekommer naturlig i semi-naturlig eng, men som øker i mengde ved opphør eller endringer av hevd. Indikatoren fokuserer på et sett forhåndsdefinerte arter. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (12) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater.
<p>Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig</p>	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten problemarter
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Areal uten problemarter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig mark i Trøndelag. Semi-naturlig mark inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag, og det finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Indikatorverdien er areal (%) uten problemarter, gitt i en forhåndsdefinert liste, registrert i et ANO-punkt på 250 m². Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt.</p> <p>Sammenveing fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet* <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten problemarter
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data og ekspertvurderinger.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Ulike datasett er brukt for å undersøke variasjonen i dekning av problemarter, se Nybø et al. (2018), og referanseverdi er satt til 90 %.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering basert på kunnskapsgrunnlaget.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten problemarter
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at problemarter bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien er satt til 75 % av arealet uten problemarter og er basert på en kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	For detaljer, se Nybø et al. (2018).
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten problemarter
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For areal uten problemarter legges til grunn to lineære skaleringsmodeller. <ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert referanseverdi) og 75 % (uskalert grenseverdi for GØT) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 75 % skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert verdi 75 % får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten problemarter
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Erosjon som følge av tørke, isbrann, våndinvasjon eller jordmaur
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk, klimaendringer (varmere klima og mer nedbør), forurensning (gjødsling, N-tilført gjennom luft og nedbør)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Opphør av bruk, for lav hevdintensitet eller for sterk hevdintensitet (gjødsling, overbeite, tråkkskader) kan medføre bedre forhold for konkurransesterke plantearter som dermed kan spre seg på bekostning av andre arter som karakteriserer naturtypen.

AREAL UTEN DEKNING AV TRÆR

Økosystem	Semi-naturlig mark
-----------	--------------------

Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten dekning av trær
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Dekning av tresjikt
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av tresjikt i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Dekning av tresjikt måles som prosentandel av punktet som ligger innenfor trærnes kroneperiferi, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten tresjiktdekning, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av tresjikt. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten tresjiktdekning med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 12 ANO pilot-flater med semi-naturlig mark inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfældighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Registreringsmetodikken anses som pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (12) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater.

Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	
---	--

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten dekning av trær
Datsett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Dekning av tresjikt
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig mark i Trøndelag. Semi-naturlig mark inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag, og det finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Indikatorverdien er areal (%) uten tresjiktdekning registrert i et ANO-punkt på 250 m ² . Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her: kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet. Sammeneiing fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator: 1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt). 2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten dekning av trær
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data og ekspertvurderinger.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Ulike datasett er brukt for å undersøke variasjonen i dekning av tresjikt, se Nybø et al. (2018). • semi-naturlig eng: referanseverdi varierer mellom ulike grunntyper/kartleggingsenheter i målestokk 1:5000. • kystlynghei: referanseverdi er satt til 95 %. • boreal hei: referanseverdi er satt til 95 %.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering basert på kunnskapsgrunnlaget.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten dekning av trær
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at tresjikt bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien er basert på en kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger. <ul style="list-style-type: none"> • semi-naturlig eng: grenseverdi varierer mellom ulike grunntyper/kartleggingsenheter i målestokk 1:5000. • kystlynghei: grenseverdi er satt til 75 % • boreal hei: grenseverdi er satt til 75 %
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	For detaljer, se Nybø et al. (2018).
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien, som varierer mellom nivå 2-enheter og kartleggingsenheter innenfor nivå 2-enhetene (jf. 3.1). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten dekning av trær
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For areal uten dekning av trær legges til grunn to lineære skaleringsmodeller. <ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom uskalert referanseverdi og uskalert grenseverdi for GØT skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og uskalert grenseverdi for GØT skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert grenseverdi (variabel, se 3.1) får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig mark: Areal uten dekning av trær
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk, klimaendringer (varmere klima)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning*	Opphør av bruk eller for lav hevdintensitet vil medføre en suksesjon der tresjiktdekning øker.

AREAL UTEN VEDPLANTER I FELT- OG BUSKSJIKT

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enheten semi-naturlig eng.

Økosystem	Semi-naturlig mark: Semi-naturlig eng
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfyllt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
-----------	--

Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: (1) Dekning av vedplanter i feltsjikt, (2) dekning av busksjikt
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt som to separate variabler: dekning av vedplanter (omfatter det som i NiN defineres som dvergbusker, busker eller trær) i feltsjikt og dekning av busksjikt (forvedete arter mellom 0,8- 2 m høyde, dvs. busker samt små trær), se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av vedplanter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal med dekning av vedplanter i felt- og busksjikt beregnes som summen av dekning av vedplanter i feltsjikt og dekning av busksjikt. • Areal uten dekning av dekning av vedplanter i felt- og busksjikt, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av vedplanter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig eng og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten vedplanter i felt- og busksjikt med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 8 ANO pilot-flater med semi-naturlig eng inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfældighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Dataene representerer indikatoren, men indikatoren skulle ideelt sett vært representert med én innsamlet variabel i felt framfor to. • Slik data er samlet inn, kan den samlede dekingen av vedplanter forventes å være overestimert og indikatorverdien underestimert. • Registreringsmetodikken anses derfor som bare ganske pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (8) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Datsett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Dekning av vedplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig eng i Trøndelag. Semi-naturlig eng inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag, og det finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m²-ANO-punkt. Vedplanter i felt-sjiktet omfatter det som i NiN defineres som dvergbusker, busker eller trær og er bare aktuell for nivå 2 typene semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng. Alle vedplanter i feltsjiktet registreres samlet. Busksjiktet inkluderer forvedete arter mellom 0,8- 2 m høyde, dvs. busker samt små trær. Alle vedplanter i busksjiktet registreres samlet. Indikatorverdien er areal (%) uten dekning av vedplanter (summert over de to variablene), registrert i et ANO-punkt på 250 m².</p> <p>Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her: kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveing fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
<ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data og ekspertvurderinger.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Ulike datasett er brukt for å undersøke variasjonen i dekning av vedplanter i felt- og busksjikt, se Nybø et al. (2018), og referanseverdi varierer mellom ulike grunntyper/kartleggingsenheter i målestokk 1:5000.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering basert på kunnskapsgrunnlaget.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt

Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at tresjikt bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien varierer mellom ulike grunntyper/kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 og er basert på en kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	For detaljer, se Nybø et al. (2018).
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er intruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger under grenseverdien, som varierer mellom kartleggingsenheter (jf. 3.1). I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>For areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom uskalert referanseverdi og uskalert grenseverdi for GØT skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og uskalert grenseverdi for GØT skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert grenseverdi for GØT får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig eng: Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk/opphørt hevd, klimaendringer (varmere klima)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Opphør av bruk eller for lav hevdintensitet vil medføre en suksesjon der dekning av vedplanter i felt- og busksjikt øker.

AREAL UTEN VEDPLANTER I BUSKSJIKT

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhetene kystlynghei og boreal hei.

Økosystem	Semi-naturlig mark: Kystlynghei, boreal hei
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Kystlynghei/boreal hei: Areal uten dekning av vedplanter i busksjikt
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Dekning av busksjikt
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant

Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt som dekning av busksjikt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av vedplanter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten dekning av vedplanter i busksjikt, i %, regnes som 100 % – dekning (%) av vedplanter. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten vedplanter i busksjikt med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 2 ANO pilot-flater med kystlynghei og 2 flater med boreal hei inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet	<ul style="list-style-type: none"> • Dataene representerer indikatoren. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (4) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Kystlynghei/boreal hei: Areal uten dekning av vedplanter i busksjikt
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Dekning av busksjikt
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som kystlynghei og boreal hei i Trøndelag. Kystlynghei og boreal hei inngår ikke som egne kategorier i noen tilgjengelige kartlag. Arealregnskap for Trøndelag anslår et samlet areal på 400 km ² av kartleggingsenheten 10b Røsslynghei, som tilsvarer kystlynghei (Hofsten et al. 2017a,b). Det finnes ingen anslag over samlet areal av boreal hei i Trøndelag.
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Dekning (%) av vedplanter er målt i 250 m ² -ANO-punkt. Busksjiktet inkluderer forvedete arter mellom 0,8- 2 m høyde, dvs. busker samt små trær.

	<p>Alle vedplanter i busksjiktet registreres samlet. Indikatorverdien er areal (%) uten dekning av vedplanter, registrert i et ANO-punkt på 250 m². Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt.</p> <p>Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en skalert (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
<p>Metode for estimering av usikkerhet</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	<p>Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.</p>
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Kystlynghei/boreal hei: Areal uten dekning av vedplanter i busksjikt
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data og ekspertvurderinger.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Ulike datasett er brukt for å undersøke variasjonen i dekning av vedplanter i busksjikt, se Nybø et al. (2018), og referanseverdi er satt til 90 %.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering basert på kunnskapsgrunnlaget.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Kystlynghei/boreal hei: Areal uten dekning av vedplanter busksjikt
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at busksjikt bare er tilstede på en liten del av arealet. Grenseverdien er basert på en kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger og er satt til 75 %.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	For detaljer, se Nybø et al. (2018).
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand (jf. 2.1) ligger under grenseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Kystlynghei/boreal hei: Areal uten dekning av vedplanter i busksjikt
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	For areal uten dekning av vedplanter i busksjikt legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.

	<ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert referanseverdi) og 75 % (uskalert grenseverdi for GØT) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 75 % (uskalert grenseverdi for GØT) skaleres etter en annen modell slik at uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0 og uskalert grenseverdi for GØT får skalert verdi 0,6. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.
--	--

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Kystlynghei/boreal hei: Areal uten dekning av vedplanter i busksjikt
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk/opphørt hevd, klimaendringer (varmere klima)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Opphør av bruk eller for lav hevdintensitet vil medføre en suksesjon der dekning av vedplanter i busksjiktet øker.

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR NITROGEN (ELLENBERG N)

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhetene semi-naturlig eng og kystlynghei, da generaliserte artslister, som ligger til grunn for indikatoren, ikke er utarbeidet for boreal hei.

Økosystem	Semi-naturlig mark: Semi-naturlig eng, kystlynghei
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Töpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter

	<ul style="list-style-type: none"> • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg N beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig eng/kystlynghei og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 10 ANO pilot-flater inngår; Semi-naturlig eng forekommer på 8 flater, mens kystlynghei forekommer på 2 flater. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til nitrogeninnhold i jorda. • Ellenberg N-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av semi-naturlig eng og kystlynghei separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (10) er for lite til å gi presise estimater. Utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorendien?	Areal klassifisert som semi-naturlig eng og kystlynghei i Trøndelag. Semi-naturlig eng og kystlynghei inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. For semi-naturlig eng finnes ingen anslag over samlet areal i

	Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på 400 km ² av kartleggingsenheten 10b Røsslynghei, som tilsvarer kystlynghei (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg N beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet. Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$ M _j : Mengde art j, E _j : Ellenbergverdi art j, Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her: kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet. Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator: 1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt). 2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 som forekommer i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg N er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg N for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg N for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg N): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg N) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg N vil både lav og høy Ellenberg N i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg N vil enten lav eller høy Ellenberg N vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg N. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg N, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg N nedre grenseverdi' / 'Ellenberg N øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som flomregime, naturlig gjødsling
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Arealbruk (gjødsling), forurensning (nitrogennedfall), klimaendringer

Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Gjødsling av arealer (med f.eks. kunstgjødsel eller gylle) vil føre til en sterk endring i artssammensetningen.
--	---

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR LYS (ELLENBERG L)

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhetene semi-naturlig eng og kystlynghei, da generaliserte artslistene, som ligger til grunn for indikatoren, ikke er utarbeidet for boreal hei.

Økosystem	Semi-naturlig mark: semi-naturlig eng, kystlynghei
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Töpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate Ellenberg L beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenbergverdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten	<ul style="list-style-type: none"> ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. Til sammen 10 ANO pilot-flater inngår; Semi-naturlig eng forekommer på 8 flater, mens kystlynghei forekommer på 2 flater.

for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpassninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til lysforhold. • Ellenberg L-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av semi-naturlig eng separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (10) er for lite til å gi presise estimater. utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig. utfordringer kan knyttes til (1) antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatallister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Datsett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig eng og kystlynghei i Trøndelag. Semi-naturlig eng og kystlynghei inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. For semi-naturlig eng finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på 400 km ² av kartleggingsenheten 10b Røsslynghei, som tilsvarer kystlynghei (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg L beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> <p>Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her: kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p>

	2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveidene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet* • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslister: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 som forekommer i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg L er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg L for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg L for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg L) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg L): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg L) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg L vil både lav og høy Ellenberg L i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg L vil enten lav eller høy Ellenberg L vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg L. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg L, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg L nedre grenseverdi' / 'Ellenberg L øvre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for lys
Naturlige påvirkninger på indikatoren	
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Arealbruk
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Opphør av bruk eller svak hevd vil føre til suksessjon og gjengroing i økosystemet og en endring i artssammensetning og utskiftning av arter.

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR pH (ELLENBERG R)

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhetene semi-naturlig eng og kystlynghei, da generaliserte artslister, som ligger til grunn for indikatoren, ikke er utarbeidet for boreal hei.

Økosystem	Semi-naturlig mark: Semi-naturlig eng, kystlynghei
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Töpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Töpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg R beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 10 ANO pilot-flater inngår; Semi-naturlig eng forekommer på 8 flater, mens kystlynghei forekommer på 2 flater. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfældighetsmekanisme, men med visse tilpassninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til jordsmonnets pH. • Ellenberg R-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av semi-naturlig eng separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (10) er for lite til å gi presise estimater. utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.

	<ul style="list-style-type: none"> • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdatallister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig eng og kystlynghei i Trøndelag. Semi-naturlig eng og kystlynghei inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. For semi-naturlig eng finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på 400 km ² av kartleggingsenheten 10b Røsslynghei, som tilsvarer kystlynghei (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg R beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet.</p> <p>Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$</p> <p>M_j: Mengde art j, E_j: Ellenbergverdi art j,</p> <p>Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her: kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet.</p> <p>Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt for).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Tøpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data)	Kvantitative data.

/ kvalitative data / ekspertvurderinger)	
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling). Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 forekommer i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	Ellenberg R er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg R for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg R for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maksimumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller: <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg R) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg R): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest

	<p>mulige verdi for Ellenberg R) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0.</p> <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg R vil både lav og høy Ellenberg R i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg R vil enten lav eller høy Ellenberg R vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg R. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg R, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg R nedre grenseverdi' / 'Ellenberg R øvre grenseverdi' i tekst/ tabeller.</p>
--	--

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for pH
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som kalkinnhold.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, forurensning (kalking, sur nedbør)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Naturlig variasjon i kalkinnhold i jordsmonnet

VEGETASJONENS INDIKATORVERDI FOR FUKTIGHET (ELLENBERG F)

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhetene semi-naturlig eng og kystlynghei, da generaliserte artslistene, som ligger til grunn for indikatoren, ikke er utarbeidet for boreal hei.

Økosystem	Semi-naturlig mark: Semi-naturlig eng, kystlynghei
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet (Ellenberg F) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m ² -ANO-punkt (se Tingstad et al. 2019, Nybø et al. 2018 og Tøpper et al. 2018 for detaljer). Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson

Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registreres som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m²-ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Ellenberg F beregnes som et gjennomsnitt for ANO-punktet av Ellenberg-verdier for enkeltarter veid for artenes dekningsgrad • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
<p>Arealrepresentativitet:</p> <ul style="list-style-type: none"> • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår <p>For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 10 ANO pilot-flater inngår; Semi-naturlig eng forekommer på 8 flater, mens kystlynghei forekommer på 2 flater. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert. • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpasninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
<p>Faglig tiltro til dataene:</p> <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til jordsmonnets fuktighet. • Ellenberg F-verdier vil være sensitive til variasjoner langs lokale komplekse miljøgradienter, men dette er håndtert ved å beregne indikatorverdier for hver enkelt grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 av semi-naturlig eng og kystlynghei separat. • Registreringsmetodikken anses som pålitelig og indikatoren er vist å være sensitiv for miljøendringer. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (10) er for lite til å gi presise estimater. utfordringer kan også knyttes til presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Dersom ANO etableres slik det et foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig. utfordringer kan knyttes til (1) antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater og (2) presisjonen til de generaliserte artslistene som ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier på naturtypenivå, her gitt som kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artsdata for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen et al. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø et al. (2018) og Tøpper et al. (2018) for detaljer. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill et al. (1999, 2007)

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Artssammensetning karplanter

Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som semi-naturlig eng og kystlynghei i Trøndelag. Semi-naturlig eng og kystlynghei inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. For semi-naturlig eng finnes ingen anslag over samlet areal i Trøndelag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på 400 km ² av kartleggingsenheten 10b Røsslynghei, som tilsvarer kystlynghei (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	Et veid gjennomsnitt av ANO-punktets indikatorverdi for Ellenberg F beregnes. For hver art multipliseres artens Ellenberg-verdi (en konstant; se Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 1999) og artens mengde i punktet. Dette summeres for alle arter og deles på den totale mengden av arter i punktet. Indikatorverdi for et observasjonspunkt = $\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j) \div \sum_{i=1}^j M_j$ M _j : Mengde art j, E _j : Ellenbergverdi art j, Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt i forhold til referanse- og grenseverdien gitt for naturtypen (her: kartleggingsenhet i målestokk 1:5000) i ANO-punktet. Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator: 1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt). 2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: n verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der n = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).
Metode for estimering av usikkerhet* • Type metode • Nærmere beskrivelse	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpper, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: grunntyper i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen et al. (2015) for detaljer.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble resamlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 2/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante arter, dvs. arter med mengde ≥ 4 på en skala fra 1–6, ble ikke samlet, men var med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert (en referansefordeling).

	Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen og er unik for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.
--	---

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	Grenseverdier er definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdiene er unike for hver grunntype/kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 som forekommer i T32 semi-naturlig eng og T34 kystlynghei.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	Generaliserte artslister fra NiN er grunnlaget for definisjon av en referanse-tetthetsfordeling. Referanseverdi og grenseverdier er videre definert som statistiske egenskaper av denne fordelingen.
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand ligger utenfor 95 % konfidensintervallet for medianen til referansetettheten. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>Ellenberg F er en tosidig indikator, dvs. en indikator med to grenseverdier, en lavere og en høyere enn referanseverdien. For skaleringen av denne indikatoren deles den først opp i to under-indikatorer, lav Ellenberg F for uskalerte verdier mellom minimumsverdi 0 og referanseverdi, og høy Ellenberg F for uskalerte verdier mellom referanseverdi og maximumsverdi 9. For hver av disse legges til grunn to lineære skaleringsmodeller, til sammen altså fire lineære skaleringsmodeller:</p> <ul style="list-style-type: none"> • (1) og (2) Skalering for verdier mellom grenseverdiene (høy og lav Ellenberg F): Uskalerte indikatorverdier fra referanseverdien og til inkl. grenseverdiene skaleres etter to lineære modeller der nedre og øvre skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • (3) Skalering for verdier høyere enn øvre grenseverdi (høy Ellenberg F): Uskalerte indikatorverdier mellom øvre grenseverdi og til inkl. 9 (høyeste mulige verdi for Ellenberg F) skaleres etter en tredje modell der øvre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 9 får skalert verdi 0. • (4) Skalering for verdier høyere enn nedre grenseverdi (lav Ellenberg F): Uskalerte indikatorverdier mellom nedre grenseverdi og til inkl. 0 (lavest mulige verdi for Ellenberg F) skaleres etter en fjerde modell der nedre grenseverdi får skalert verdi 0,6 og 0 får skalert verdi 0. <p>Under god tilstand iflg. Ellenberg F vil både lav og høy Ellenberg F i utgangspunktet vise skalerte verdier høyere eller lik 0,6. Under dårlig tilstand iflg. Ellenberg F vil enten lav eller høy Ellenberg F vise skalerte verdier lavere enn 0,6 - men ikke begge. Derfor vil delindikatoren som viser lavest skalert indikatorverdi være styrende for Ellenberg F. For at retningen av et potensielt avvik, altså for høy eller for lav Ellenberg F, forblir synlig så skal under-indikatoren rapporteres videre: 'Ellenberg F øvre grenseverdi' / 'Ellenberg F nedre grenseverdi' i tekst/tabeller.</p>

Vedlegg Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Semi-naturlig eng/kystlynghei: Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare.

Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, drenering
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Klimaendringer med økte nedbørsmengder kan gi en endring i artssammensetningen i økosystemet

AREAL UTEN DØD ELLER SKADET RØSSLYNG

Denne indikatoren er bare beregnet for nivå 2-enhet kystlynghei.

Økosystem	Semi-naturlig mark: Kystlynghei
Geografisk avgrensning	Trøndelag fylke
Ansvar for utfylling av protokollen	Marianne Evju (NINA)
Ansvar for indikatoren	Marianne Evju (NINA), Joachim Tøpper (NINA)
Ansvar for økosystemet	Hanne Sickel (NIBIO)
Andre deltakere (rolle)	Joachim Tøpper (NINA) (beregning av referanseverdi, grenseverdi), Simon Jakobsson (NINA) (beregning av indikatorverdier)
Dato utfylt/revidert	190329/190523

1 Datagrunnlag for vurdering av dagens tilstand

Indikator	Kystlynghei: Areal uten død eller skadet røsslyng
Datasettets navn	ANO pilot Trøndelag: Dekning død/skadet røsslyng
Datasettets ID	SN1
Datasettets DOI	Ikke relevant
Eierskap og tillatelser (hvis relevant)	NINA/Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata Datakilde	Prosentandel (%) av røsslyng som er død eller skadet er målt i 250 m ² -ANO-punkt, se Tingstad et al. (2019) og Nybø et al. (2018) for detaljer. Arealrepresentativ naturovervåking (ANO), pilot Trøndelag.
Beskrivelse av innsamlingsmetode	Vertikalprojisert dekning røsslyng og av andelen død og/eller skadet røsslyng, registrert ved visuell estimering.
Hvor dataene ev. er lagret i tilknytning til fagsystemet?	NINA; excel-filer
Hvem har ansvar for å forvalte dataene i fagsystemet?	Simon Jakobsson
Datastruktur, usikkerhetsmål, måleenheter	<ul style="list-style-type: none"> • Areal uten død eller skadet røsslyng, i %, regnes %-andel av røsslyngen i ANO-punktet som er død eller skadet. • Observasjoner/målinger gjøres pr ANO-punkt i en ANO pilot Trøndelag-flate • Statistisk usikkerhetsmål angis ikke pr ANO-punkt, men estimeres pr økosystem basert på variasjon mellom ANO-flater med semi-naturlig mark og angis som 95% konfidensintervall for beregnet indikatorverdi.
Tidsperiode dekket	Data for areal uten død eller skadet røsslyng med dagens registreringsmetode er kun tilgjengelig fra og med ANO pilot Trøndelag (2018).
Frekvens for datainnsamling	Tingstad et al. (2019) anbefaler datainnsamling i 5-års omdrev.
Arealrepresentativitet: • beskrivelse av hvordan datainnsamling foregår For hvert datasett vurderes om: (1) Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget. (2) Utvalgsmetoden baseres på en tilfældighetsmekanisme. (3) Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent	<ul style="list-style-type: none"> • ANO pilot Trøndelags datainnsamling foregår på flater som er semi-tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett. Utvalget av flater ble stratifisert på hovedøkosystem ved hjelp av topografiske kart og flyfototolkning, og hensyn til logistikk (tilgjengelighet) ble vektlagt ved endelig utvalg, se Tingstad et al. (2019) for detaljer. • Til sammen 2 ANO pilot-flater med kystlynghei inngår, men antallet flater vil være betraktelig større i en fullskala ANO. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.

	<ul style="list-style-type: none"> • Utvalget representerer en tilfeldighetsmekanisme, men med visse tilpassninger (se Tingstad et al. 2019). Datasettet er ikke fullt arealrepresentativt, og estimatene ikke fullt forventningsrette.
Faglig tiltro til dataene: <ul style="list-style-type: none"> • relevans for indikatoren • statistisk kvalitet 	<ul style="list-style-type: none"> • Dataene representerer indikatoren, men det er usikkert om feltprotokollen har vært god nok for å veilede registrering av data. • Registreringsmetodikken anses derfor som bare ganske pålitelig. • Utvalg av prøveflater i ANO pilot Trøndelag anses som ganske pålitelig, men antallet prøveflater (2) er for lite til å gi presise estimater. • Dersom ANO etableres slik det er foreslått (jf. Tingstad et al. 2019), vil metode for utvalg av prøveflater anses som pålitelig, men antall prøveflater kan bli for lite til presise estimater.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	

2 Estimering av indikatorverdier

Indikator	Kystlynghei: Areal uten død eller skadet røsslyng
Datasett som inngår	ANO pilot Trøndelag: Dekning død/skadet røsslyng
Hvilke(t) areal representerer indikatorverdien?	Areal klassifisert som kystlynghei i Trøndelag. Kystlynghei inngår ikke som egen kategori i noen tilgjengelige kartlag. Arealregnskap for Trøndelag anslår er samlet areal på 400 km ² av kartleggingsenheten 10b Røsslynghei, som tilsvarer kystlynghei (Hofsten et al. 2017a,b).
Beskrivelse av hvordan indikatorverdier beregnes/estimeres fra rådata/kunnskapsgrunnlag	<p>Dekning (%) av død eller skadet røsslyng er målt i 250 m²-ANO-punkt. Skalert indikatorverdi beregnes per ANO-punkt.</p> <p>Sammenveiling fra ANO-punkt til ANO-flate til samlet verdi for den enkelte indikator:</p> <p>1) Pr ANO-flate beregnes en <u>skalert</u> (se 3.3) middelvei pr indikator basert på ANO-punktene som representerer det gitte hovedøkosystemet (naturtyper nivå 2 brukes kun til beregning av skalerte indikatorverdier pr ANO-punkt).</p> <p>2) For å beregne samlet indikatorverdi for Trøndelag for det gitte hovedøkosystemet brukes en bootstrap-tilnærming: <i>n</i> verdier trekkes fra de beregnede middelveiene (pr ANO-flate) med tilbakelegging der <i>n</i> = total antall flater for gitt hovedøkosystem og indikator. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger slik at en fordeling basert på 10 000 estimerte verdier kan brukes for å estimere median (0,5 kvantil) +/- 95% konfidensintervall (0,025-0,975 kvantiler).</p>
Metode for estimering av usikkerhet* <ul style="list-style-type: none"> • Type metode • Nærmere beskrivelse 	Usikkerhet er basert på statistisk metode mha bootstrap-metodikk slik beskrevet ovenfor. Bootstrap-fordeling av verdier brukes for å estimere 95% konfidensintervall.
Ekspert(er) som er ansvarlig for å beregne indikatorverdiene	Joachim Töpfer, Simon Jakobsson

3 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

3.1 Referanseverdi for intakt natur

Indikator	Kystlynghei: Areal uten død eller skadet røsslyng
Type informasjon brukt for å estimere verdier (kvantitative data / kvalitative data / ekspertvurderinger)	Kvantitative data og ekspertvurderinger.
Beskrivelse av kunnskapsgrunnlaget	Ulike datasett er brukt for å undersøke variasjonen i areal uten av død eller skadet røsslyng, se Nybø et al. (2018), og referanseverdi er satt til 90 %.
Beskrivelse av hvordan referanseverdier er estimert på bakgrunn av kunnskapsgrunnlaget	Ekspertvurdering basert på kunnskapsgrunnlaget.

3.2 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand (GØT)

Indikator	Kystlynghei: Areal uten død eller skadet røsslyng
Kvalitativt / kvantitativt 'fenomen'	Kvantitativt
Beskrivelse av 'fenomenet' (grenseverdi der dette kan settes)	God økologisk tilstand innebærer at areal uten død eller skadet røsslyng er begrenset. Grenseverdien er basert på en kombinasjon av kvantitative data og ekspertvurderinger og er satt til 70 %.
Begrunnelse for at 'fenomenet' er beskrevet slik/begrunnelse for grenseverdier (med ev. referanser)	For detaljer, se Nybø et al. (2018).
Forklaring av hvordan man tester/ vurderer hvorvidt 'fenomenet' er inntruffet	Indikatoren vil vise forringet tilstand dersom den uskalerte indikatorverdien for dagens tilstand (jf. 2.1) ligger under 0,7*referanseverdien. I tillegg vurderes indikatorens datadekning ift arealrepresentativitet.

3.3 Skalering og beregning av indikatorverdi og indikatorens avvik fra GØT

Indikator	Kystlynghei: Areal uten død eller skadet røsslyng
Skalering av indikatorverdien mot referanseverdien og grenseverdien for GØT	<p>For areal uten død eller skadet røsslyng legges til grunn to lineære skaleringsmodeller.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Uskalerte indikatorverdier mellom 90 % (uskalert referanseverdi) og 70 % (uskalert grenseverdi for GØT) skaleres etter én lineær modell slik at skalert grenseverdi blir 0,6 og skalert referanseverdi blir 1. • Uskalerte indikatorverdier mellom 0 % og 70 % (uskalert grenseverdi for GØT) skaleres etter en annen modell slik at uskalert grenseverdi for GØT får skalert verdi 0,6 og uskalert verdi 0 % får skalert verdi 0. • Usikkerheten knyttet til indikatoren beregnes etter skalering, slik at 95% konfidensintervall er avhengig av skaleringsfunksjonen for gitt indikator.

Vedlegg: Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Indikator	Kystlynghei: Areal uten død eller skadet røsslyng
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima (tørt vinterklima)
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, forurensning (nitrogenedfall)
Vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning	Tørkeskader (særlig fra tørke om vinteren). Nitrogenedfall kan initiere utbrudd av lyngbladbiller som kan medføre mye død eller skadet røsslyng.

Referanser

- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVII, Göttingen.
- Gimingham, C.H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1–528 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Hill, M.O., Mountford, J.O. & et. al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hill, M. O., et al. (2007). "BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts." NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntington, UK.
- Hjellbrekke, A.-G. 2017. Data Report 2015. Particulate matter, carbonaceous and inorganic compounds, Kjeller, Norwegian Institute for Air Research, EMEP/CCC-Report 1/2017
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2017a. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Sør-Trøndelag. NIBIO Rapport 3/105. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2017b. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Nord-Trøndelag. NIBIO Rapport 3/139. Norsk institutt for bioøkonomi.

- Miljødirektoratet 2018. Kartleggingsinstruks - kartlegging av viktige naturtyper for naturmangfold etter NiN2 i 2018, Versjon 30.04.2018.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96. Skogforsk.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.
- Öberg, S., Gjershaug, J.O., Diserud, O. & Ødegaard, F. 2011a. Videreutvikling av metodikk for arealrepresentativ overvåking av dagsommerfugler og humler. Naturindeks for Norge. NINA Rapport 663. Norsk institutt for naturforskning.
- Öberg, S., Pedersen, B., Diserud, O.H., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2011b. Dagsommerfugler og humler som tilstandsindikatorer i Naturindeks for Norge. Videre uttesting av metodikk og involvering av frivillige. NINA Rapport 836. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, W., Hjellbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU report 41/2017
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2018. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2017. NINA Rapport 1480.

Vedlegg 3: Begrenset utfylling av fagpanelprotokollen for fjell i Trøndelag

1 Sammensetning av fagpanelet

Fagpanelet er satt sammen med hensikt å teste ulike protokoller for helhetlig vurdering av økologisk tilstand i fjellet i Trøndelag. Ved en eventuell vurdering av økologisk tilstand i minimum 5-6 regioner i Norge, må fagpanelet settes sammen av en større bredde av eksperter.

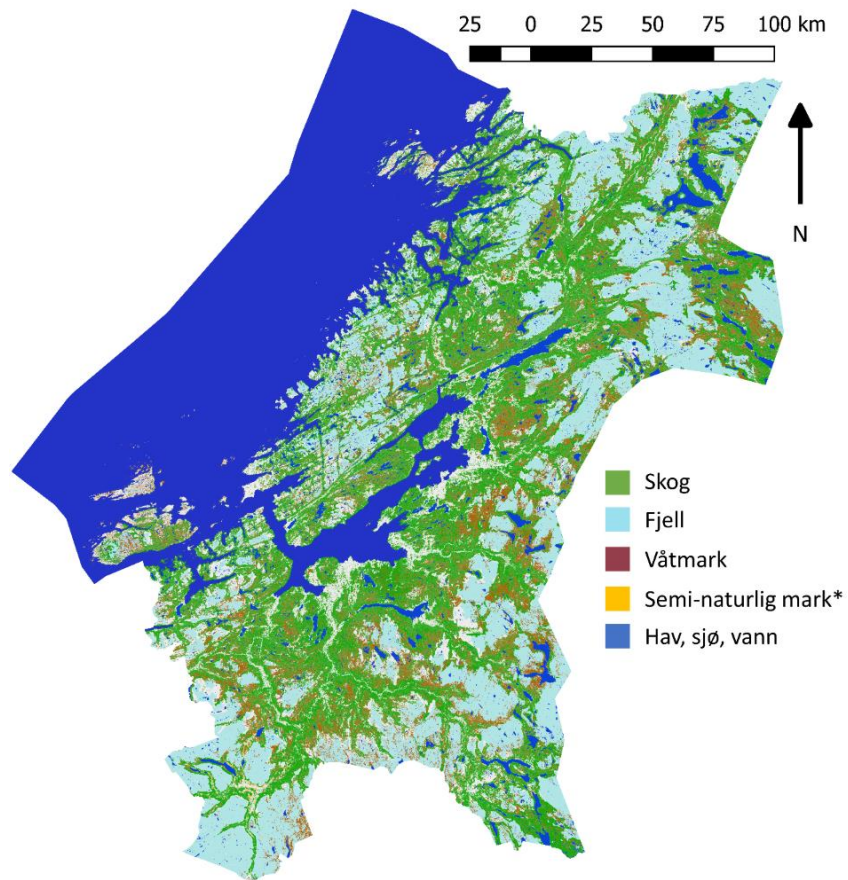
Tabell 1.1. Sammensetning av fagpanelet med rollefordeling.

Navn, adresse, epost	Rolle i fagpanelet	Ekspert på enkeltindikatorer
Per Arild Aarrestad, NINA	Forfatter, deltaker i fagpanelet, Ekspert	Ellenberg (N, L, R), tilførsel nitrogen
Marianne Evju, NINA	Forfatter, deltaker i fagpanelet, Ekspert	Areal uten fremmede arter
Erik Framstad, NINA	Forfatter, deltaker i fagpanelet, Ekspert	Smågnagere, lirype, fjellrev, jerv, områder uten tekniske inngrep, klimavariabler
Joachim Töpfer	Forfatter, deltaker i fagpanelet, Ekspert	Ellenberg (N, L, R)
Vigdis Vandvik, UiB	Forfatter, deltaker i fagpanelet, Ekspert	Ellenberg (N, L, R), klimavariabler
Simon Jakobsson, NINA	Forfatter, deltaker i fagpanelet	Generell økologisk kunnskap om fjell
Anders Lyngstad, NTNU-VM	Forfatter, deltaker i fagpanelet	Generell økologisk kunnskap om fjell
Signe Nybø, NINA	Forfatter, deltaker i fagpanelet	Generell økologisk kunnskap om fjell
Hanne Sickel, NIBIO	Forfatter, deltaker i fagpanelet	Generell økologisk kunnskap om fjell
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU	Forfatter, deltaker i fagpanelet	Generell økologisk kunnskap om fjell
Liv Guri Velle, Møreforskning	Forfatter, deltaker i fagpanelet	Generell økologisk kunnskap om fjell
Kristin Thorsrud Teien	Kvalitetssikring av vurderingsrapport	

2 Datagrunnlag for vurdering av økologisk tilstand

Fjell er avgrenset som areal over den bioklimatiske skoggrensa med unntak av våtmark, is- og bre. Fjell er ikke oppdelt i nivå-2 enheter, dvs. finere inndeling i naturtyper/grunntyper.

Alle indikatorer fra fjell som også er vurdert i indeksprotokollen, er inkludert i vurderingen. Dataene skal representere Trøndelag, dvs. skal i så stor grad som mulig representere alt fjellareal i Trøndelag.



Figur 2.1. Kartfigurer med økosystemets geografiske avgrensning, se kapittel 3.1 i (Nybø et al. 2019) for metode for framstilling av kart.

Detaljert informasjon om det enkelte datasett er dokumentert i vedlegg B (utfylte datablad knyttet til indeksprotokollen).

Tabell 2.1. Beskrivelse av datagrunnlaget. ANO angir pilotprosjektet for arealrepresentativ naturovervåking i Trøndelag.

Datasett navn	Datasett ID	Data-sett DOI	Eier	Lagring	Ansvarlig i forhold til fagsystemet	Beskrivelse av data og metode	Tidsperiode (start-slutt)
Registrering av sammensetning og abundans av karplanter i fjell	FJ 1	NA	Miljødirektoratet	NINA. Excel-fil	J. Tøpper, M. Evju	ANO. Ruteanalyser av vegetasjon 1 m ² .	2018-2018
Overvåking fjellrev	FJ 2	NA	Miljødirektoratet	NINA	N. Eide	Årlig overvåking av kjente fjellrevhi i tiltaks- og referanseområder for registrering av yngling, samt minimums kullstørrelse.	1950, 1990, 2000, 2010-2018
Antall ynglende jerv	FJ 3	NA	Rovdata	Rovbase	Rovdata og S. Jakobsson	Registreringer på snøføre fra 1. jan til ut snøsesongen, og etterkontroller sommertid. Datainnsamlingen fokuserer på tidligere kjente lokaliteter som er blitt brukt siste tiår.	2001-2019
Tetthet villrein	FJ 4	NA	Miljødirektoratet/ NINA	NINA	G. Rauset	Populasjonsmodellering basert på jaktdata (fordelt på demografiske klasser), kalve- og strukturteiling (fordelt på demografiske klasser) på våren og høsten og total/minimumstelling på vinteren.	1995-2017
Fangstserier smågnagere	FJ 5	NA	Miljødirektoratet/ NINA	NINA	E. Framstad	Ekspertvurdering av observasjonsdata basert på overvåking i TOV-områder. Gjennomsnittlig fangst per 100 felledøgn i toppår for smågnagere i tiårsperioder.	1990-2014
Linjetaksering lirype	FJ 6	NA	Miljødirektoratet/ NINA/ rettighetshavere	Hønsefuglportalen, TOV	E. Nilsen	Linjetaksering TOV og av tiltakshavere.	2006-2018
Registrering av dekningsgrad areal uten fremmede arter i 250 m ² for ANO-punkter	FJ 7	NA	Miljødirektoratet	NINA. Excel-fil	M. Evju	ANO. Registrering dekningsgrad.	2018-2018
Områder uten tekniske inngrep	FJ 8	NA	Miljødirektoratet	Miljødirektoratet	S. Jakobsson	Inngrepsfrie områder basert på avstand fra større tekniske inngrep.	5 ganger fra 1988-2013
Tilførsel nitrogen	FJ 9	NA	Miljødirektoratet/NIVA	NIVA	P. A. Aarrestad	Modellert nedfall av nitrogen.	1978-2016
Kartpolygoner for fjell i Trøndelag	FJ 10	NA	Kartverket, NIBIO	Kartverket, NIBIO	S. Jakobsson, M. Stefano	AR50, skoggrensemodell.	2019

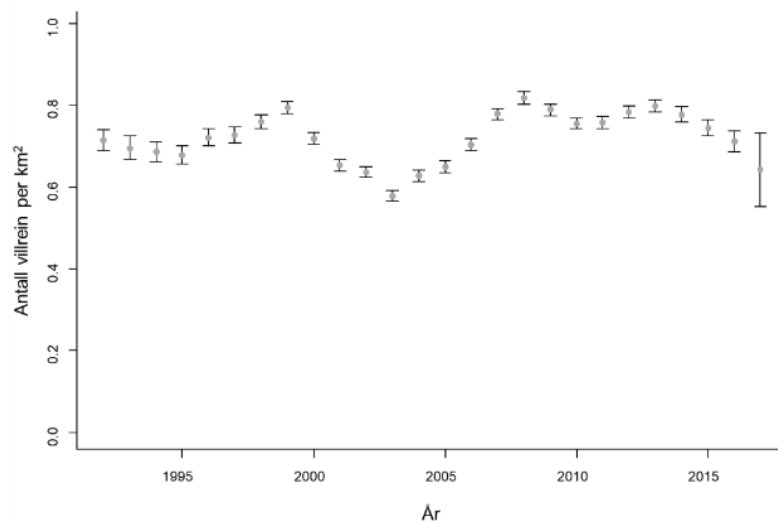
3 Estimering av indikatorverdier

Metodikk for beregning av indikatorverdier er beskrevet detaljert i indeksprotokollen. Benyttede referanse- og grenseverdier er gjentatt i tabell 2.1 (**Vedlegg 2**). Alle indikatorer for fjell består av ett datasett, unntatt «areal uten tekniske inngrep» og «tilførsel av nitrogen». Disse to indikatorene består av to datasett; kartpolygoner og dataserie. I tabell 3.1 presenteres kolonnene knyttet til usikkerhet for alle indikatorer, mens framstilling av kartpolygone er beskrevet i detalj i Nybø et al. (2019). med to datasett. Under tabellen har vi satt inn grafer for de 5 indikatorene som vi har tidsserier for, samt foreslåtte grenseverdier for god tilstand (se Nybø m fl. 2018).

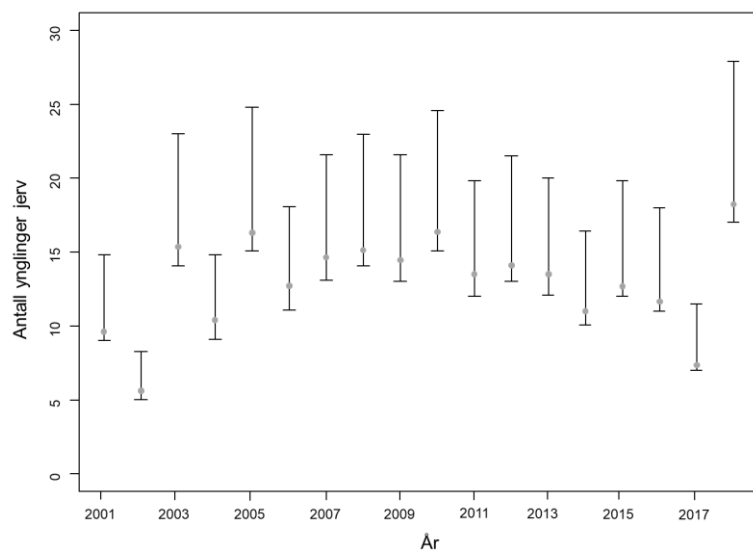
Tabell 3.1. Metoder for estimering av indikatorverdier. Datasett ID viser til datasettnummerering i tabell 2.1, mens metoder for estimering av indikatorverdi viser til litteratur der metoden er beskrevet. Metode for estimering av usikkerhet 1: basert på etablerte statistiske metoder (modell eller design-basert), hvor variasjon i rom og/eller tid i utvalget er brukt, 2: kvantitative metoder utviklet spesielt for formålet (for eksempel permuteringstilnærminger som ikke er basert på et utvalg eller statistisk fordeling), 3: ekspertvurderinger med antatte statistiske fordelinger. I øvrige detaljer kan man utdype ytterligere hvordan usikkerhet er estimert

Indikator	Datasett ID	Metoder for estimering av indikatorverdi(er)	Metode for estimering av usikkerhet	Øvrige detaljer for metode for estimering av usikkerhet
Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	1	Töpper et al. (2018)	2	Usikkerhet er basert på statistisk metode vha. bootstrap av middelerverdier for aktuelle ANO pilot Trøndelag-flater i regionen.
Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	1			
Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	1			
Fjellrev (antall ynglende enheter)	2	Grunnlagsdata fra nasjonalt program for fjellrev Eide et al. (2017). Nye data er tilkommet etter denne rapporten.	3	Usikkerhetene har estimert ved bruk av metodikken i naturindeksen, der ekspertvurderte usikkerheter estimeres +/- en kvartil fra indikatorverdi, og denne har transformert til 95% konfidensintervall.
Jerv	3	Tovmo & Mattisson (2018) https://www.rovdata.no/Jerv/Bestandsstatus.aspx	2	Pga. at data antas representere minimumtelling har usikkerheten estimert i en to-trinnsprosess. Den øvre usikkerhet baseres på Landa et al. 1998 (tilpasset log-normal fordeling) og den nedre usikkerheten baseres på normalfordelte data der standardavvik representeres av antall antatte

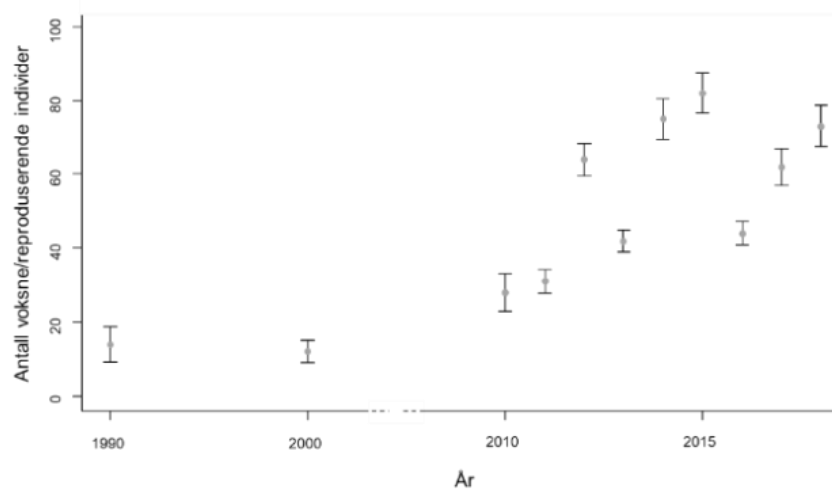
Indikator	Datas- ett ID	Metoder for estimering av indikator- verdi(er)	Metode for estimering av usikkerhet	Øvrige detaljer for metode for estimering av usikkerhet
				ynglinger (jf. dokumentert) dividert med fire. Disse to fordelingene har siden kombinerts (5000 + 5000 verdier) for en samlet bootstrap-fordeling av data.
Villrein	4	Kvalitetsnorm villrein. Modell beskrevet i (Nilsen & Strand 2018)	2	Estimerte standardfeil for de modellerte verdiene tas med i hvert enkelte steg i summeringen av verdier over de aktuelle villreinområdene. For å ta hensyn til usikkerhetene i den samlede indikatorverdien trekkes verdier fra fordelingene av verdier per villreinområde 10000 ganger, slik at en samlet fordeling av indikatorverdier summert over de aktuelle områdene brukes for å estimere samlet verdi og samlet usikkerhet.
Smågnagere	5	http://naturindeks.no/Indicators/smaagnagere_fjellbestander	3	Usikkerhetene har estimert ved bruk av metodikken i naturindeksen, der ekspertvurderte usikkerheter estimeres +/- en kvartil fra indikatorverdi, og denne har transformert til 95% konfidensintervall.
Lirype	6	Hønsefuglportalen/ TOV	2	Modellerte bootstrap-verdier.
Areal uten fremmede arter (arealandel av registrert areal fjell i ANO)	7	Nybø et al. (2018) + Nybø et al. (2019), vedlegg 2	2	Usikkerhet er basert på statistisk metode vha. bootstrap av middelveier for aktuelle ANO pilot Trøndelag-flater i regionen.
Områder uten tekniske inngrep (arealandel av totalt areal fjell)	8,11	www.miljodirektoratet.no kap. 3.1. i Nybø et al. (2019), vedlegg 2	3	Usikkerheten estimert som standardavvik = 5% av estimert areal.
Tilførsel av nitrogen (kg N år i Trøndelag)	9,11	Austnes et al. (2018) + kap. 3.1. i Nybø et al. (2019), vedlegg 2	1	Usikkerhet er basert på statistisk metode (SD/SE for aktuelle ruter i regionen, vektet pr økosystem-areal).



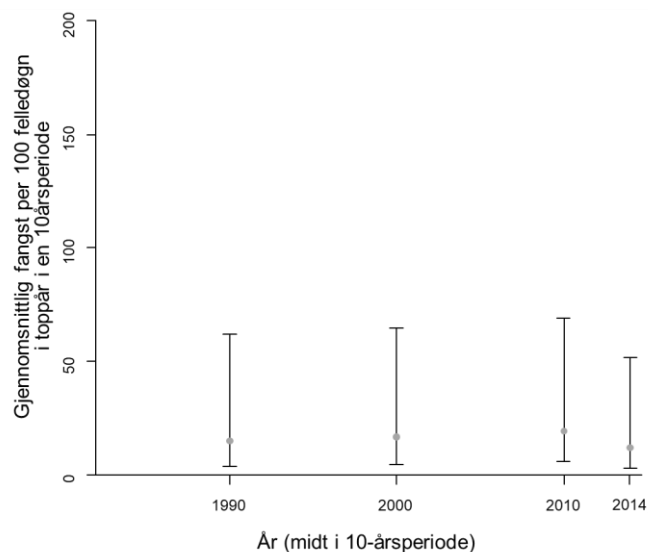
Figur 3.1. Antall **villrein** per km² i Trøndelag per år med indikatordata, estimert fra arealstørrelser av villreinområdene per kommune inkludert i Trøndelag. Villreinområdene Snøhetta, Forelhogna, Knutshø inngår i indikatoren. Bestandstetthet \pm 95 % konfidensintervall er beregnet vha. bootstrap-metodikk. Grenseverdi for god tilstand er satt til 0,93-0,96 villrein pr km² villreina-real (avhenger av areal inkludert).



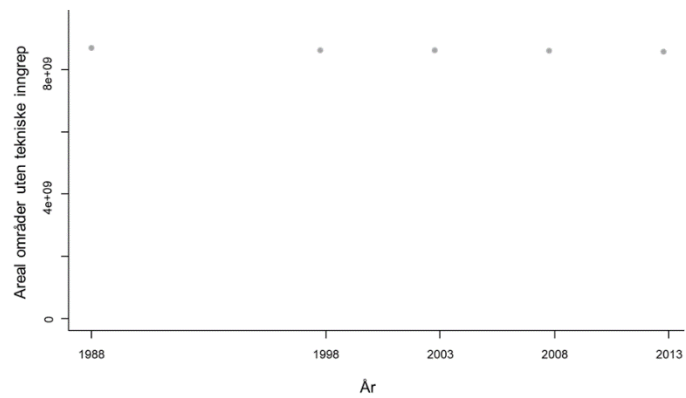
Figur 3.2. Antall ynglinger av **jerv** i Trøndelag per år med indikatordata. Antall ynglinger \pm 95% konfidensintervall er beregnet mha bootstrap-metodikk, tilpasset vha to forskjellige tilnærminger for øvre og nedre usikkerhet. Øvre konfidensintervall er basert på log-normal-fordeling av data med usikkerhetsverdier basert på publisert litteratur. Nedre konfidensintervall er justert fordi angitte verdier kan ses som minimumtelling med lav usikkerhet (se naturin-deks.no). Derfor er nedre konfidensintervall her angitt basert på normalfordelte data med standardavvik = antall dokumenterte ynglinger dividert med fire.. Denne usikkerheten er lavere enn konfidensintervallet som beregnes vha bootstrap-metodikk, men bør være nærmere den reelle usikkerheten. For den samlede fordelingen av data verdier har disse to fordelingene kombinerts slik at 5000 verdier er tatt fra den øvre usikkerhetsmarginen og 5000 verdier fra den nedre. Grenseverdi for god tilstand er satt til 35 ynglinger i Trøndelag.



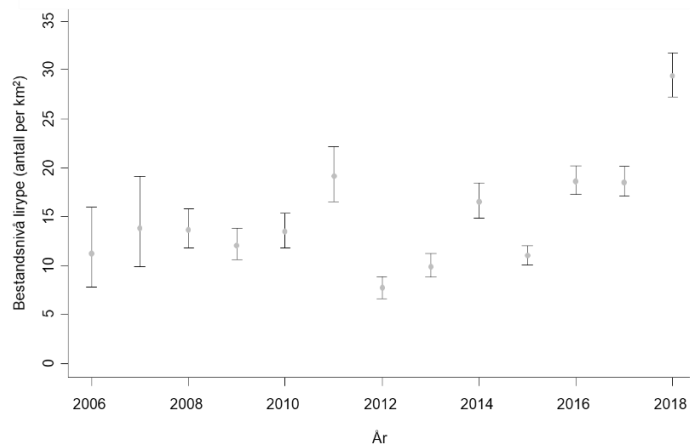
Figur 3.3. Antall reproduserende individer av **fjellrev** i Trøndelag per år med indikatordata (modellerte data i naturindeksen fra 1950 er ikke inkludert). Verdier (punkter) \pm 95% konfidensintervall (feilstenger) er beregnet mha bootstrap-metodikk. Merk brudd på x-aksen. Grenseverdi for god tilstand er satt til 96 reproduserende fjellrever i Trøndelag.



Figur 3.4. **Smågnagere**. Gjennomsnittlig fangst per 100 felledøgn i toppår i en 10-årsperiode i Trøndelag per tiårsperiode (midt-året angitt) med indikatordata. Tallene baseres på ekspertvurdering av kvantitative og kvalitative data, og modellerte usikkerheter er basert på estimerte 50% kvartiler som omregnes til 95% konfidensintervall. Grenseverdi for god tilstand er satt til 12 gjennomsnittlig fangster per 100 felledøgn.



Figur 3.5. **Arealandel (%) uten større tekniske inngrep** innen hovedøkosystemet fjell i Trøndelag per år med data. Grenseverdi for god tilstand er satt til: 60% av fjellarealet i Trøndelag.



Figur 3.6. **Tetthet av liryper (antall/km²)** i fjell med modellerte usikkerheter som 95 % konfidensintervall. Grenseverdi for god tilstand er satt til 22 liryper per km² høstbestand.

4 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand

I dette kapitlet vurderes indikatorenes avvik fra god tilstand gitt de viktigste påvirkningsfaktorene og forholdet til andre observerte effekter i økosystemet. Tabell 4.1 inneholder definisjoner av fenomener som viser når de ulike indikatorene er i dårlig tilstand, og det begrunnes hvorfor fenomenene avspeiler avvik fra god tilstand. Deretter vurderes det om endringer i indikatoren kan knyttes til de viktigste påvirkningsfaktorene fra menneskelig aktivitet og/ eller forholdet til andre observerte endringer i økosystemet. Dette har betydning for om man kan vurdere om fenomenet har inntruffet eller ikke.

Videre er det gjort en vurdering for hver indikator om den reflekterer egenskapen på en god måte. Dette er informasjon som i utgangspunktet er tenkt å inngå i kap. 5.1, men som omtales her for å få en bedre helhet i informasjonen.

Metodene for å vurdere om fenomenene har inntruffet, er baserte på litteratur og tidsserier (Figur 3.1-3.6), dvs. metode 1 i fagpanelprotokollen. I tillegg er indikatorene vurdert i forhold til observerte effekter på andre deler av økosystemet (metode 3 i protokollen). Ingen fenomener er vurdert etter variasjon i tidsserien for indikatoren (metode 2 i fagpanelprotokollen).

Tabell 4.1. Liste over fenomener og metoder for vurdering av om/i hvilket omfang fenomener har inntruffet. I tillegg gir tabellen en kort begrunnelse for hvorfor man mener at fenomenet reflekterer avvik fra god økologisk tilstand, og hvordan endringer i indikatoren kan koples til påvirkningen eller andre interaksjoner i økosystemet. Tabellen inneholder også vurderinger om hvorvidt indikatoren reflekterer egenskapen den skal representere.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor	Vurderinger:
Primærproduksjon	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogen tilførsel, Klimaendring	<ul style="list-style-type: none"> Fenomen: Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand Begrunnelse for fenomen. Nitrofile plantearter har ofte raskere vekst og større biomasse enn opprinnelig vegetasjon. Økt biomasse indikerer negativ påvirkning. Kopling til påvirkninger: Indikatoren vurderes å være meget godt koplet til driveren. Interaksjoner i økosystemet: Indikatoren vurderes i liten grad å være påvirket av endringer i andre deler av økosystemet, uklart hvorvidt den påvirkes av et endret klima og beite. Egenskap: <ul style="list-style-type: none"> Indikatorens relevans til egenskapen. Indikatoren reflekterer i noen grad primærproduksjon, men måler ikke økt biomasse direkte
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Klimaendringer, Nitrogen tilførsel	Indikator: <ul style="list-style-type: none"> Fenomen: Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand Begrunnelse for fenomen. Økt primærproduksjon kan medføre gjengroing, noe som gir lavere lysintensitet i feltsjiktet av karplanter. Kopling til påvirkninger. Indikatoren vurderes å være koplet til flere drivere, men kopling til hvor betydningsfull hver av driverne er, er ikke gitt.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor	Vurderinger:
			<ul style="list-style-type: none"> <u>Interaksjoner i økosystemet</u>: Indikatoren vurderes i liten grad å være påvirket av endringer i andre deler av økosystemet, uklart hvorvidt den påvirkes av et endret klima og beite. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren reflekterer økt primærproduksjon godt og gir en god indikasjon på økt vekst. Indikatoren gir ikke direkte biomasse mål på primærproduksjon.
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Fjellrev	Tidligere bestandsregulering, Klima	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Fenomen</u>: Antall ynglende fjellrev er lavere enn grenseverdien for god tilstand. <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Tidligere overbeskatning av fjellrev resulterer i at bestandene er lavere enn forventet ut i fra potensielle fjellrevterritorier. Samtidig vil klimaendringer gi lavere og mer uregelmessige bestandstopper av smågnagere, samt øke konkurranse og predasjon fra rødrev. Lave fjellrevbestander viser en underdekning av mellompredatorer. <u>Kopling til påvirkninger</u>: Indikatoren anses for å bære godt koplet til identifiserte påvirkninger. <u>Interaksjoner i økosystemet</u>: Bestand av fjellrev kan reduseres av små populasjoner av byttedyr (smågnagere), men dette vurderes ikke være årsaken til de lave bestanden. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren reflekterer godt mengde av biomasse for mellompredatorer.
	Jerv	Bestandsregulering	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Fenomen</u>: Antall voksne jerv er lavere enn grenseverdien for god økologisk tilstand. <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Jerv er den viktigste predatoren i fjellet sammen med kongeørn og jaktfalk. Lave bestander av jerv viser en underdekning av rovvilt sammenlignet med i intakte økosystemer. <u>Kopling til påvirkninger</u>: Stortinget har fastsatt bestandsmål for de store rovdirene, inkludert jerv, som beskattes ut i henhold til disse bestandsmålene. <u>Interaksjoner i økosystemet</u>: Villreinbestanden anses for å være tilstrekkelig for å opprettholde en høyere jervebestand. Den lave bestanden av jerv skyldes entydig et villet uttak. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatorverdien reflekterer godt mengde av biomasse for topp-predatorer.
	Villrein	Klima, Arealreduksjon/ fragmentering, Bestandsregulering	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Fenomen</u>: Vintertettet av villrein er lavere enn i velfungerende økosystem med gode vinterbeiter gitt ved grenseverdien ved god tilstand <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Villrein er en av de viktigste herbivorer i fjellet. Lave bestander viser underdekning av biomasse av store planteetere. <u>Kopling til påvirkninger</u>: Villrein er avhengig av sammenhengende fjellområder for å kunne trekke mellom vinter- og sommerbeiter. Arealinngrep og forstyrrelse kan påvirke bestandene. Pga. lave bestander av rovvilt regulerer menneskene uttak og bestandsnivå gjennom jakt. <u>Interaksjoner i økosystemet</u>: Høye rovviltbestander vil kunne redusere bestandsnivået av villrein.

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor	Vurderinger:
			<p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatorverdien reflekterer godt mengde av biomasse hos planteetende pattedyr.
	Smågnagere	Klima	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Fenomen:</u> Størrelsen på smågnageres bestandstopper i gjennomsnitt per tiår er lavere enn grenseverdien for god tilstand. • <u>Begrunnelse for fenomen:</u> Smågnagere er viktige små planteetere i fjellet, og viktige byttedyr for mange rovfugl og rovpattedyr, både smågnagerspesialister og generalister. • <u>Kopling til påvirkninger:</u> Kopling mellom bestandstopper av smågnagere til klimaendringer er ikke entydig dokumentert, men endrede snø/is-forhold vinterstid og/ eller høye sommertemperaturer vil kunne redusere bestandene. • <u>Interaksjoner i økosystemet:</u> Bestandene av smågnagere påvirkes av predasjon spesielt fra smågnagerspesialister som røyskatt og snømus. Smågnagerenes bestandsdynamikk er også påvirket av mengde og spesielt kvalitet på plantenæring. Spesielt kvaliteten på plantenæringen antas å bli negativt påvirket av økt sommertemperatur <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatoren reflekterer godt mengde av små planteetere.
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer			Ingen av de nåværende indikatorene i fjell representerer funksjonelle grupper innen trofiske nivåer i fjellet
Funksjonelt viktige arter og biologiske strukturer	Smågnagere	Klima	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet nedenfor.</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Begrunnelse for fenomen:</u> Smågnagere er funksjonelt viktige arter i fjellet. Smågnagerbestandene har betydning for reproduksjon hos jaktfalk og kongeørn, fjellrev og jerv. Indirekte gir høye smågnagerbestander høyere reproduksjon hos rype, da predasjon på rype blir lavere. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatoren reflekterer godt tilstanden til funksjonelt viktige arter i fjellet.
	Lirype	Bestandsregulering, Klima	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> • <u>Fenomen:</u> Gjennomsnittlig tetthet av lirype er lavere enn grenseverdien for god tilstand. • <u>Begrunnelse for fenomen:</u> Lirype er viktig byttedyr for kongeørn og jaktfalk, og bestanden har dermed betydning for bestandene av rovvilt. • <u>Kopling til påvirkninger:</u> Bestanden av lirype påvirkes av jakt (bestandsregulering), og det er indikasjoner på at redusert habitatkvalitet (gjengroing), som følge av klimaendringer, reduserer bestandsnivåene. Tettheten av rype kan bli lavere ved predasjon fra generalister som f.eks. rødrev, kråke og små pattedyr. • <u>Interaksjoner i økosystemet:</u> Bestandsnivået av lirype påvirkes både av smågnagerbestandene og bestandsnivåene av rovvilt i fjellet. <p>Egenskap:</p>

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor	Vurderinger:
			<ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren har relevans for egenskapen, men det kan stilles spørsmål ved om den representerer en funksjonelt viktig art, da det i hovedsak er bestander til kongeørn og jaktfalk som påvirkes av lirypebestanden.
Landskapsøkologiske mønstre	Områder uten tekniske inngrep ¹	Tekniske inngrep	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Fenomen</u>: Arealandel uten tekniske inngrep i fjell er lavere enn grenseverdien for god tilstand. <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Arealinngrep/ arealendringer er den mest betydelige negative påvirkningen på bestander til en rekke arter. Arealandel av områder uten tekniske inngrep er derfor viktig for overlevelsen til en rekke arter. <u>Kopling til påvirkninger</u>: Indikatoren er direkte koplet til påvirkningen. <u>Interaksjoner i økosystemet</u>: Indikatoren er ikke påvirket av økologiske interaksjoner. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren har god relevans for egenskapen.
Biologisk mangfold	Fjellrev	Klima, Tidligere bestandsregulering	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Fjellrev er en symbolart for økosystemenes intakthet og dets biologiske mangfold. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren reflekterer i noe mindre grad det biologiske mangfoldet i fjellet. Indikatoren representerer i utgangspunktet bare seg selv.
	Jerv	Bestandsregulering, Arealbruk/fragmentering	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Jerv er en symbolart for fjellets intakthet og dets biologiske mangfold. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren reflekterer i noe mindre grad det biologiske mangfoldet i fjellet. Indikatoren representerer i utgangspunktet bare seg selv.
	Villrein	Klima, Arealfragmentering/reduksjon, Bestandsregulering	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Begrunnelse for fenomen</u>: Villrein er en symbolart for fjellets intakthet og dets biologiske mangfold. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen</u>: Indikatoren reflekterer i noe mindre grad det biologiske mangfoldet i fjellet. Indikatoren representerer i utgangspunktet bare seg selv.
	Smågnagere	Klima,	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p>

¹ Områder 1 km fra tekniske inngrep

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor	Vurderinger:
Biologisk mangfold			<ul style="list-style-type: none"> Begrunnelse for fenomen: Mer uregelmessige smånager topper og/eller lavere bestandstopper enn erfart før ca. 1990, indikerer et ikke velfungerende økosystem. Dette medfører bortfall av et naturlig forstyrrelsesregime og reduserte livsmuligheter for arter som er direkte eller indirekte avhengige av hhv store og regelmessige bestandstopper og regelmessige forstyrrelser for å sette i gang en småskala sekundærsuksesjon. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> Indikatorens relevans til egenskapen: Indikatoren reflekterer i noen grad bestander av flere arter i fjellet, og dermed egenskapen.
	Lirype	Se over	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p> <ul style="list-style-type: none"> Begrunnelse for fenomen: Lirype er en stedegen art, der bestandsendringer vil representerer endringer i økosystemet som også vil ha betydning for andre arter. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> Indikatorens relevans til egenskapen: Indikatoren reflekterer i noe mindre grad det biologiske mangfoldet i fjellet. Indikatoren representerer i utgangspunktet bare seg selv.
	Areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	Fremmede arter Klimaendringer	
Abiotiske faktorer	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	Forsuring (svovel- og nitrogenforbindelser)	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> Fenomen intakt natur: Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand Begrunnelse for fenomen: Karplantarter har ulike krav til basekationer og pH i jordsmonnet. Økt indikatorverdi antyder at vegetasjonen har respondert på forsuring (reduert mengde basekationer) enn i natur uten tilførsler av forsurende stoffer Er fenomenet inntruffet: Indikatorverdien er vesentlig høyere enn foreslått grenseverdi for god tilstand og effekter av tilførsler av forsurende forbindelser synes ikke å være inntruffet. Kopling til påvirkninger: Indikatoren vurderes å være meget godt koplet til påvirkningen. Interaksjoner i økosystemet: Indikatoren vurderes i liten grad å være påvirket av endringer i andre deler av økosystemet. <p>Egenskap:</p>

Egenskap	Indikator	Viktigste påvirkningsfaktor	Vurderinger:
			<ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatoren integrerer effekter av nedfall av forsurende forbindelser over tid. Indikatoren reflekterer egenskapen godt.
	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Nitrogentilførsel Klimaendring	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Begrunnelse for fenomenet:</u> Økt tilførsel av nitrogen endrer tilgangen på nitrogen i jordsmonnet noe som endrer indikatorens verdi. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatoren integrerer effekter av tilførsel av nitrogen forbindelser over tid. Indikatoren reflekterer egenskapen godt.
	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Klimaendringer, Nitrogentilførsel Endret arealbruk	<p>Indikator: Se lenger opp i tabellen for vurdering av indikatoren, men begrunnelse hvorfor fenomenet avspeiler denne egenskapen er beskrevet her:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Begrunnelse for fenomenet:</u> Økt tilførsel av nitrogen endrer tilgangen på nitrogen i jordsmonnet noe som endrer indikatorens verdi. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatoren integrerer effekter av tilførsel av nitrogen forbindelser over tid. Indikatoren reflekterer egenskapen godt.
	Tilførsel av nitrogen	Nitrogentilførsel via luft	<p>Indikator:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Fenomenet:</u> Indikatoren er høyere enn grenseverdien for god tilstand. <u>Begrunnelse for fenomenet.</u> For nitrogen r av tålegrenser er basert på empiriske data fra ulike vegetasjonstyper. Økt indikatorverdi antyder at vegetasjonen vil respondere på økt nitrogentilførsel. <u>Kopling til påvirkninger:</u> Indikatoren vurderes å være meget godt koplet til påvirkningen. <u>Interaksjoner i økosystemet:</u> Indikatoren påvirkes ikke av endringer i andre deler av økosystemet. <p>Egenskap:</p> <ul style="list-style-type: none"> <u>Indikatorens relevans til egenskapen:</u> Indikatoren integrerer effekter av tilførsel av nitrogenforbindelser fra luft. Indikatoren reflekterer ikke tilførsler av nitrogen fra aktiv gjødsling, og indikatoren reflekterer abiotiske faktor til en viss grad.

4.1 Begrunnelse for fenomenene.

Tabell 4.1 beskriver fenomener som definerer om indikatoren vurderes å være i god tilstand eller ikke, og begrunnelse for fenomenet. Videre inneholder tabellen en oversikt over hvordan den enkelte indikator kan koples til de viktigste påvirkningsfaktorene, og i hvor stor grad koplingen er sterk eller mindre sterk, og om det er koplinger til andre deler av økosystemet. Mer detaljert informasjon om hver enkelt indikator er gitt i **Vedlegg 2**, og i Nybø m fl. (2018). Ytterligere tekstlig beskrivelse av hver enkelt indikator gis derfor ikke her.

5 Egenskaper

Kapittel 5 skal beskrive hvilken rolle hver indikator har for hver egenskap. Vi har valgt å inkludere denne vurderingen i **Tabell 4.1**. Vurderingen bygger på Ekspertrådets rapport (Nybø & Evju (red.) (2017), samt egne vurderinger gjort i forbindelse med dette prosjektet.

6 Samlet vurdering

6.1 Samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget

Kapittel 6.1 gir en samlet oppsummering av kunnskapsgrunnlaget for vurderingen av økologisk tilstand i fjell. Vurderingen inkluderer romlig og tidsmessig representativitet av hvert enkelt datasett, og hvordan disse bidrar til den samlede datadekning på indikatornivå. Kriteriene for å vurdere datadekningen er beskrevet i fagpanelprotokollen, og de gjentas ikke her. Kapitlet vurderer hvor godt de ulike egenskapene er representert ved indikatorutvalget. Til slutt vurderes tilstanden til de indikatorene og egenskapene som er vurdert i henhold til fagpanelprotokollen.

Tabell 6.1. Oppsummering av kunnskapsgrunnlaget på datasettnivå, indikatornivå og egenskapsnivå. Datasett ID identisk med datasett ID i Tabell 2.1; RRdu1-3 angir om datasettet er arealrepresentativt. RRsamlet angis med en score fra 0-3, der 3 er best og representert ved fargen grønn; TR: tidsmessig representativitet, Tår: Lengden av tidsserien relativt til relevant dynamikk samt graden av representativitet for den klimatiske referanseperioden (1961-1990), Tse er relevans av sesongvariasjon og hvorvidt dette er tatt høyde for i datainnsamlingen. TRsamlet angis med en score fra 0-3, der 3 er best og representert ved fargen grønn, 2 med fargen gul, 1 med fargen oransje, og 0 med fargen rød. Detaljert forklaring på kolonnene finnes i mal for fagpanelprotokollen.

DATA						INDIKATOR			EGENSKAP	
Datasett ID	Romlig representativitet (RR)					Tidsmessig representativitet (TR)			Datadekning	Indikatordekning
	RRdu1	RRdu2	RRdu3	RRmu	RRsamlet	Tår	TRse	TRsamlet	DDi	IDe
FJ 1	oppfylt	oppfylt	oppfylt		3	Begrenset	dekkende	1	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Primærproduksjon
FJ 1	oppfylt	oppfylt	oppfylt		3	begrenset	dekkende	1	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	

DATA						INDIKATOR			EGENSKAP	
Datasett ID	Romlig representativitet (RR)				Tidsmessig representativitet (TR)			Datadekning	Indikatordekning	
FJ 2				oppfylt	3	Dekkende	dekkende	3	Fjellrev	Fordeling av biomasse i trofiske nivå
FJ 3				oppfylt	3	Delvis	dekkende	2	Jerv	
FJ 4				oppfylt	3	delvis	dekkende	2	Villrein	
FJ 5				oppfylt	3	dekkende	begrenset	2	Smågnagere	
FJ 6				oppfylt	3	begrenset	delvis	1	Lirype	Funksjonelt viktige arter
FJ 5				oppfylt	3	dekkende	begrenset	2	Smågnagere	Landskapsøkologiske mønstre
FJ 8, FJ10				oppfylt	3	delvis	dekkende	2	Områder uten tekniske inngrep	
FJ 2				oppfylt	3	dekkende	dekkende	3	Fjellrev	Biologisk mangfold
FJ 3				oppfylt	3	delvis	dekkende	2	Jerv	
FJ 4				oppfylt	3	delvis	dekkende	2	Villrein	
FJ 5				oppfylt	3	dekkende	begrenset	2	Smågnagere	
										Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer
FJ 1	oppfylt	oppfylt	oppfylt		3	begrenset	dekkende	1	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	

DATA						INDIKATOR			EGENSKAP	
Datasett ID	Romlig representativitet (RR)					Tidsmessig representativitet (TR)			Datadekning	Indikatordekning
FJ 1	oppfylt	oppfylt	oppfylt		3	begrenset	dekkende	1	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Abiotiske forhold
FJ 1	oppfylt	oppfylt	oppfylt		3	begrenset	dekkende	1	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	
FJ 9, FJ10				oppfylt	3	delvis	dekkende	2	Tilførsell nitrogen	

[1] Områder 1 km fra tekniske inngrep

INDIKATOR: Datadekning (DDi)

Alle indikatorer for fjell består av kun ett datasett, med unntak av to datasett «tilførsel nitrogen» og «områder uten teknisk inngrep». Disse datasettene består av modellerte nedfall av nitrogen og områder uten tekniske inngrep kombinert med kartlag for fjell. For disse to indikatorene ble dekingen til de ulike datasettene vurdert samlet i Tabell 6.1. Alle indikatorer som inngår i vurderingen er vist i Figur 6.1. Alle indikatorene har god arealrepresentativitet, men ikke alle har god tidsmessig representativitet.

3	2	3	4	4 Fjellrev
2	2	3	4	4 Omr. uten tekn. inngrep Jerv Smågnagere Villrein
1	2	2	3	3 Vegetasjonens indikatorver- dier for N, L og R Lirype, Nitrogentilførsel
0	1	1	2	2
Vf/Ef	0	1	2	3

Figur 6.1. Vurdering av samlet datadekning for de indikatorene. Vurderingen avhenger av hvor god den romlige og tidsmessige representativiteten er til hvert enkelt av de datasett som indikatoren er basert på. x-aksen representerer indikatorenes arealrepresentativitet (se tabell 6.1), mens y-aksen representerer tidsmessig representativitet, dvs. om tidsserien er dekkende for klimanormalen (1961-1990). Tallet i øverste høyre hjørne av hver celle angir den samlede vurderingen om hvor godt dataene er dekkende for indikatoren (1: dårlig, 2: middels, 3: god, 4: svært god). Disse tallene benyttes videre i tabell 6.4, og i figurene 6.3.1a og 6.3.1b.

Vurdering av hvor godt EGENSKAPENE dekkes av indikatorene.

Nedenfor vurderes det hvor godt de foreliggende indikatorene representerer de ulike egenskapene.

Primærproduksjon: De to indikatorene som inngår i pilotprosjektet, reflekterer endring i plantesamfunnet mot arter som (sannsynligvis) gir økt biomasse, men fanger ikke direkte opp endringer i primærproduksjonen.

Biomasse mellom trofiske nivåer: De fire foreslåtte indikatorene dekker godt biomasse av små og store planteetere og predatorer i fjellet. Det mangler imidlertid indikatorer for biomasse av planter, insekter og nedbrytere. Dette resulterer i at fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivåer vanskelig kan vurderes.

Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer: Ingen av de nåværende indikatorene i fjell representerer funksjonelle grupper innen trofiske nivåer i fjellet. Dette er en svakhet ved indikatorsettet.

Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer: Indikatorene smånagere og lirype inngår her. Smånagere er viktig føde for en rekke rovfugl og pattedyr, samt har betydning for beiting på vegetasjon. Betydningen av lirype som funksjonelt viktig art, kan diskuteres, da den er viktig for bestandsnivået av kongeørn og jaktfalk. Egenskapen vurderes å være noe svakt dekket med disse to indikatorene.

Landskapsøkologiske mønstre: Her inngår områder uten tekniske inngrep, som gir et mål på gjenværende noenlunde intakt fjellareal. Siden fjellarealet i Trøndelag er lite påvirket av tekniske inngrep, vurderer vi at en indikator på grønn infrastruktur ikke er et nødvendig supplement.

Biologisk mangfold: Fire bestandsindikatorer (jerv, fjellrev, smånagere, lirype), samt andel areal med fravær av fremmede arter inngår i egenskapen. Artsindikatorer dekker ikke arts mangfoldet, men dekker bestandsutvikling til noen viktige arter i fjellet, og representerer ikke biologisk mangfold på en god måte. Arealandel uten fremmede arter gir en god indikasjon på om stedegne karplanter påvirkes av fremmede arter, men ikke andre påvirkningsfaktorer. Indikatorene dekker ikke mangfold av naturtyper eller utskiftningsrater av arter. Egenskapen er mangelfullt dekket.

Abiotiske faktorer: Fire indikatorer inngår i egenskapen (vegetasjonens følsomhet for lys, pH og nitrogen), samt om tilført nitrogen overskrider vegetasjonens tålegrenser, dvs. grense for god tilstand. Indikatorene dekker på en god måte hvordan vegetasjonen responderer på tilførsel av nitrogen og sur nedbør, samt om gjengroing er i gang. Gjengroing kan skyldes både klimaendringer og opphør av beite.

6.2 Samlet vurdering av anvendte fenomener

Den samlede vurderingen av de anvendte fenomener gjøres på tabellform (Tabell 6.4). Vurderingen består av tre deler: en vurdering av hvert fenomens gyldighet (VF), graden av evidens for at fenomenet har inntruffet (EF), samt usikkerhet i evalueringen av fenomenet. Datadekning er vurdert etter Figur 6.1. Implisitt i protokollens vurdering av datadekning, inngår det en vurdering av om datasettene til den enkelte indikator er tilgjengelig for tidsperioden klimanormalen 1961-1990.

For fjell har vi vurdert fenomener som er knyttet til alle indikatorer som også er vurdert i indeksprotokollen (se Tabell 6.4).

*Tabell 6.4. Vurdering av de anvendte fenomener. Tabellen reflekterer tilnærmingen med etablerte grenseverdier for god tilstand (indeksprotokollen). For hvert fenomen vurderes fenomenets gyldighet (VF) samt graden av evidens for hvorvidt fenomenet har inntruffet (EF). Vf vurderes på følgende måte: **Begrenset**: Mindre sikker kopling til menneskeskapte drivere og mindre god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet; **Middels**: Mindre sikker kopling til menneskeskapte drivere og god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet **ELLER** sikker kopling til menneskeskapte drivere og mindre god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet; **God**: Sikker kopling både til menneskeskapte drivere og god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet. Ef er her definert som «evidens for at indikatorverdi er overskrider foreslått grenseverdi for god tilstand». Ef klassifiseres til kategoriene **ingen**, **lav**, **middels** eller **høy**, hvor kategoriene defineres som: **Ingen**: Ingen evidens for at indikatorens verdi er lavere enn foreslått grenseverdi. **Lav**: Lav grad av evidens for verdi er lavere enn foreslått grenseverdi for god tilstand. Ingen eller liten forventet biologisk betydning av observerte endringer for dagens økosystemtilstand. **Middels**: Høy grad av evidens for at verdi er lavere enn foreslått grenseverdi for god tilstand. Begrenset forventet biologisk betydning av observerte endringer for dagens økosystemtilstand. **Høy**: Høy grad av evidens for at verdi er lavere enn foreslått grenseverdi for god tilstand. Stor forventet biologisk betydning av observerte endringer for dagens økosystemtilstand. For vurdering av usikkerhet for fenomenet se **Figur 6.1** for usikkerhet for variasjon i indikatorens datadekning og vurdert usikkerhet.*

Egenskap	Fenomen	Indikator	Vurdering av fenomen (Vf)	Evaluering fenomen (Ef)	Usikkerhet i evaluering av fenomen ²
Primærproduksjon	Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	God	Ingen	God datadekning (3) Arealrepresentativ datainnsamling, men få datapunkter
	Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Middels	Lav	God datadekning (3) Arealrepresentativ datainnsamling, men få datapunkter, derfor vurderes fenomenet som lav
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Antall ynglende fjellrev er lavere enn grenseverdien for god tilstand	Fjellrev	God	Høy	Svært god datadekning (4)
	Antall voksne jerv er lavere enn grenseverdien for god tilstand	Jerv	God	Høy	Svært god datadekning (4),

² Vurdert i hht arealmessig representativitet, se Tabell 6.1

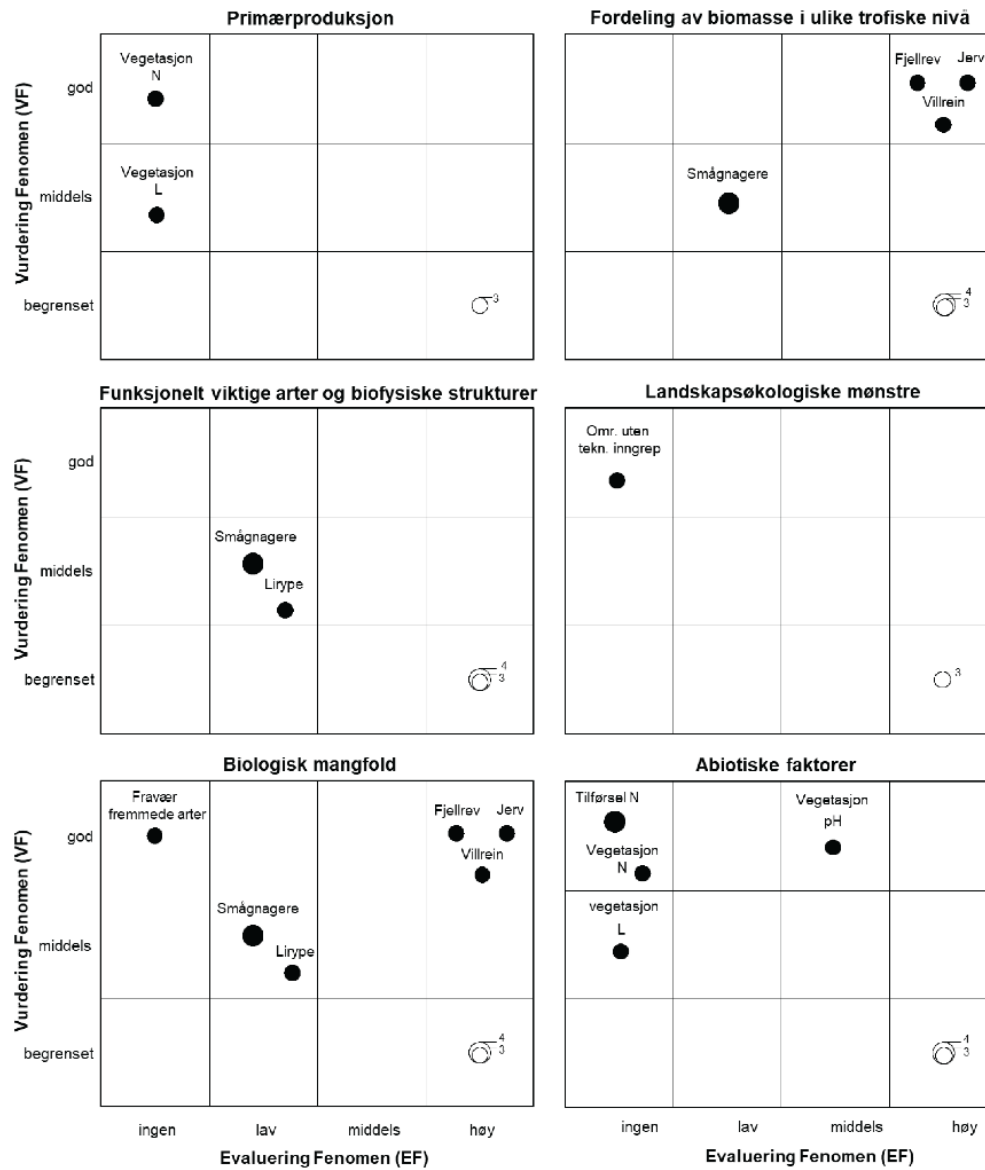
Egenskap	Fenomen	Indikator	Vurdering av fenomen (Vf)	Evalueringsfenomen (E _F)	Usikkerhet i evaluering av fenomen ²
	Vintertetthet av villrein per km ² er lavere enn i vel-fungerende økosystem med gode vinterbeiter gitt ved grenseverdien for god tilstand.	Villrein	God	Høy	Svært god datadekning (4),
	Størrelsen på smågnageres bestandstopper i gjennomsnitt per tiår er lavere enn grenseverdien for god tilstand	Smågnagere	God	Lav	Svært god datadekning (4), men stor usikkerhet
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Se over	Smågnagere	God	Lav	Svært god datadekning (4), men stor usikkerhet i datasettet
	Gjennomsnittlig tetthet av liryper er lavere enn grenseverdien for god tilstand	Lirype	God	Middels	God datadekning (3), sammenhengen med jakt, klimaendringer og arealbruk er ikke godt forstått
Landskaps-økologiske mønstre	Arealandel uten tekniske inngrep i fjell er lavere enn grenseverdien for god tilstand.	Områder uten tekniske inngrep	God	Ingen	Svært god datadekning (4)
Biologisk mangfold	Se over	Fjellrev	God	Høy	Svært god datadekning (4)
	Se over	Jerv	God	Høy	Svært god datadekning (4)
	Se over	Villrein	God	Høy	Svært god datadekning (4)
	Se over	Smågnagere	God	Lav	Svært god datadekning (4), men stor usikkerhet i datasettet
	Se over	Lirype	God	Middels	God datadekning (3), sammenhengen med jakt, klimaendringer og arealbruk er ikke godt forstått
	Arealandel uten fremmede arter med høy økologisk risiko er lavere enn grenseverdien for god tilstand.	Areal uten fremmede plantearter med høy økologisk risiko	God	Ingen	God datadekning (3), men antallet observasjoner (n) er lavt
Abiotiske faktorer	Indikatoren er enten lavere enn nedre eller høyere enn øvre grenseverdi for god tilstand	Vegetasjonens indikatorverdi for pH (Ellenberg R)	God	Lav	God datadekning (3) Arealrepresentiv datainn-samling, men få datapunkter, derfor vurderes fenomenet som lavt
	Se over	Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	Middels	Ingen	God datadekning (3) Arealrepresentiv datainn-samling, men få datapunkter
	Se over	Vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L)	Middels	Lav	God datadekning (3) Arealrepresentiv datainn-samling, men få datapunkter, derfor vurderes fenomenet som lavt
	Se over	Tilførsel nitrogen	God	Ingen	Svært god datadekning (4)

6.3 Samlet vurdering av økologisk tilstand til egenskaper på tvers av indikatorer og for økosystemet som helhet

Dette kapitlet gir en samlet vurdering av økologisk tilstand

6.3.1 Vurdering av økologisk tilstand for de enkelte egenskapene

I dette delkapitlet vurderes den økologiske tilstanden til egenskapene med basis i vurdering om fenomenene har inntruffet for de enkelte indikatorene (se Tabell 6.4). I Figur 6.3.1 presenteres resultatet for bruk av tilnærmingen slik definert i fagpanelprotokollen.



Figur 6.3.1. Samlet vurdering av alle fenomener i tilknytning til hver enkelt egenskap. Hvert symbol representerer resultatet fra vurderingen av et fenomen. Symbolenes plassering i matrisen er bestemt av grad av evidens for at fenomenet er inntruffet (E_f) på x-aksen og vurdering av fenomenets gyldighet (V_f) på y-aksen. Størrelsen på symbolene reflekterer datadekning for den indikator som fenomenet er tilhørende (DDI, se figur 6.1). Små tall i øvre venstre hjørne av hver celle indikerer den samlede vurderingen som innplassering i disse celler vil resultere i (1: ingen avvik, 2: begrensede avvik, 3: betydelige avvik).

Deretter skal økologisk tilstand for hver egenskap vurderes av et fagpanel bestående av eksperter og vurdere et helhetsbilde tegnet opp av informasjonen for de ulike fenomenene. Som hjelp i vurderingen brukes det en visuell fremstilling av E_F , V_F og DDi som vist i figur 6.3.1. I tillegg til informasjonen i denne figuren, må også viktigheten til de forskjellige fenomenene vektlegges. Det betyr at for eksempel et fenomen med svært god datadekning (DDi) og som vurderes som viktig vil tillegges betydelig større vekt enn et fenomen som vurderes som mindre viktig og som har dårlig datadekning. Med dette som bakgrunn, kan en legge til grunn følgende føringer for vurdering av avvik fra god økologisk tilstand for en egenskap:

Ingen avvik fra god økologisk tilstand: Dette er konklusjonen dersom det ikke er evidens for at noen fenomener har inntruffet ($E_F = \text{«ingen»}$ for alle fenomen). Det vil også tendere til å være konklusjonen dersom det samme er tilfellet for hoveddelen av fenomenene og det i tillegg er fenomenet med lav E_F og begrenset V_F hvor datadekning samtidig er dårlig. Alle fenomenene forekommer her i cellene merket med «1» i Figur 6.3.1.

Begrensede avvik fra god økologisk tilstand: Dette er konklusjonen når de fleste fenomenene forekommer med lav E_F . Dersom noen forekommer med høyere E_F , er V_F lav og alltid i laveste kategori dersom E_F er høyeste kategori. Fenomenene vil da tendere til å forekomme i cellene merket «2» i Figur 6.3.1.

Betydelig avvik fra god økologisk tilstand: Dette er konklusjonen dersom det for hoveddelen av fenomenene er middels eller høy evidens for at de har inntruffet (E_F) og fenomenene samtidig er vurdert å ha høy gyldighet ($V_F = \text{«god»}$) eller E_F er høy og V_F er middels. Fenomenene vil da tendere til å ligge i cellene merket «3» i figur 6.3.1. Samtidig kan det for eksempel også være konklusjonen dersom et enkelt fenomen i cellene merket «3» har høy DDi er vurdert som svært viktig og det samtidig er et betydelig antall fenomener i cellene merket «1» og «2».

For fjell viser figur 6.3.1 at det er evidens for at fenomenet «fordeling av biomasse i trofiske nivåer har inntruffet, **altså betydelig avvik fra god økologisk tilstand.**

Samlet vurdering av økologisk tilstand i for de enkelte egenskapene er som følger: Det er ingen evidens for at to fenomenene for egenskapen «primærproduksjon» avviker fra god tilstand. For egenskapen «biomasse mellom trofiske nivåer» vurderes fenomenet til å ha betydelige avvik fra god tilstand. Videre kan ikke egenskapen «funksjonelle grupper» vurderes da egenskapen mangler indikatorer. Egenskapen «funksjonelt viktige arter og strukturer» vurderes til å ha begrenset avvik fra god økologisk tilstand. Egenskapen landskapsøkologiske mønstre består av kun en indikator. Denne vurderes til å ikke avvike fra god økologisk tilstand. Egenskapen «biologisk mangfold» vurderes til å ha betydelige avvik fra god tilstand. Egenskapen «abiotiske faktorer» vurderes til å ikke avvike fra god tilstand (**Tabell 6.3.2**).

Tabell 6.3.2. Samlet vurdering av avvik fra god økologisk tilstand for alle egenskaper i fjell testet med fagpanelprotokollen. Fenomenene er definert i hht. foreslåtte grenseverdier for god økologisk tilstand. Kolonnen indikatordekning viser vurderingen av hvorvidt utvalget av indikatorer betraktes som dekkende, delvis dekkende eller begrenset for vurdering av egenskapen. Vurderingene for dette er gitt i teksten over.

Egenskap	Samlet vurdering	Indikatordekning
Primærproduksjon	Ingen avvik	Delvis dekkende
Biomasse mellom trofiske nivåer	Betydelig avvik	Delvis dekkende
Funksjonelle grupper	Mangler indikatorer	Mangler
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Begrensede avvik	Begrenset
Landskapsøkologiske mønstre	Ingen avvik	Dekkende
Biologisk mangfold	Betydelige avvik	Begrenset
Abiotiske forhold	Ingen avvik	Delvis dekkende

Som gjennomgått under vurderingen av hver egenskap lenger opp i dokumentet, så er de ulike egenskapene mangelfullt dekket av indikatorer. Resultatet viser derfor en vurdering av egenskapenes tilstand basert på de foreliggende indikatorene. Dette innebærer at hvis man hadde en tilstrekkelig dekning av egenskapene med indikatorer, kunne den samlede vurderingen av hver egenskap blitt annerledes.

Fagpanelprotokollen legger ikke opp til at man skal gi en vurdering av økosystemets tilstand som helhet basert på en klassifisering. Økosystemets samlede tilstand skal beskrives tekstlig. Her viser vi til omtalen om fjell under indeksprinsippet.

6.3.2 Vurdering av fremtidig utvikling

Denne øvelsen ble ikke gjennomført for fjell av kapasitetsmessige hensyn hos prosjektgruppa.

6.3.3 Anbefalinger for videre overvåking og forskning

Vurderinger knyttet til framtidig kunnskapsbehov, overvåking og utviklingsprosjekter presenteres i kapittel 5.7.2 i hovedrapporten, og baserer seg på det som er framkommet ved gjennomgang av begge protokollene for helhetlig vurdering.

6.3.4 Vurdering for økosystemet som helhet

I fagpanelprotokollen vurderes økosystemet som helhet i form av hvilke avvik de enkelte egenskapene for god tilstand har. Vi viser her til tekst om vurderingen av tilstanden i fjell slik presentert ved gjennomgang av indeksprotokollen.

Referanser

- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. NIVA Rapport 7239-2018. Norsk institutt for vannforskning.
- Eide, N.E., Ulvund, K., Kleven, O., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2017. Fjellrev i Norge 2017. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1433. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilsen, E.B. & Strand, O. 2018. Integrating data from multiple sources for insights into demographic processes: Simulation studies and proof of concept for hierarchical change-in-ratio models. PLoS ONE 13.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.
- Tovmo, M. & Mattisson, J. 2018. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2018. NINA rapport 1553. Norsk institutt for naturforskning.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3419-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

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