

2000

NINA Rapport

Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020

Erik Framstad, Håkan Berglund, Rannveig M. Jacobsen, Simon Jakobsson, Mikael Ohlson, Anne Sverdrup-Thygeson og Joachim Tøpper



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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020

Erik Framstad, Håkan Berglund, Rannveig M. Jacobsen, Simon Jakobsson, Mikael Ohlson, Anne Sverdrup-Thygeson og Joachim Töpper

Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Tøpper, J. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, mai 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4764-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2010|2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Eirin Bjørkvoll

FORSIDEBILDE

Trillemarka naturreservat, januar 2020 © Anne Sverdrup-Thygeson

NØKKEWORD

Norge – skog – økosystem – egenskaper – indikatorer – tilstand – påvirkninger – referansetilstand – god økologisk tilstand

KEY WORDS

Norway – forest – ecosystem – characteristics – indicators – condition – impacts – reference condition – good ecological condition

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 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

Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Tøpper, J. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000. Norsk institutt for naturforskning.

Klima- og miljødepartementet startet i 2016 utviklingen av et system for å vurdere tilstanden til norske økosystemer på land og i havet. Denne rapporten dekker den første nasjonale vurderingen av økologisk tilstand i skog. Vurderingen er basert på 13 tilstandsindikatorer som representerer skogøkosystemets struktur, funksjoner og produktivitet, fordelt på seks av sju egenskaper ved økosystemer. Vurderingen er gjennomført etter indeksmetoden, der verdiene for de 13 indikatorene er skalert til en felles skala mellom 0 og 1, og deretter sammenstilt til en indeks for tilstanden. Indikatorene har skalert verdi 1 i referansetilstanden, et intakt økosystem, og 0 for høyeste/laveste mulige verdi under svært forringet økologisk tilstand. For å vurdere hvor robust beregningen av tilstandsverdien er, har vi også vurdert utviklingen for ni supplerende variabler og en rekke variabler for påvirkninger.

Økologisk tilstand for skog i hele Norge er beregnet til 0,42, klart lavere enn 0,6, grenseverdien som er fastsatt for god tilstand. Det er bare mindre forskjeller i beregnet tilstandsverdi for ulike regioner, men tilstanden for skog på Vestlandet ligger noe lavere (0,37) enn for Norge som helhet. Det er særlig seks indikatorer som trekker tilstandsverdien ned (skalerte verdier i parentes): bestandsnivå rovdyr (0,05), mengde grov død ved (0,04), mengde død ved totalt (0,13), rognosp-selje (0,15), arealandel uten tekniske inngrep (0,18) og areal biologisk gammel skog (0,24). Også naturindeks for skog (0,41) og blåbærdekning (0,47) ligger klart under grenseverdien for god økologisk tilstand. Øvrige tilstandsindikatorer har skalerte verdier nær eller over denne grenseverdien (tosidige indikatorer med verdier for nedre/øvre grenseverdi): NDVI (0,88/0,77), Ellenberg N (0,55/0,69), Ellenberg F (0,76/0,68), bestandsnivå hjortedyr (0,71) og fravær av fremmede arter (1,00). Ut fra indikatorenes tilordning til økosystemets egenskaper, innebærer dette at egenskapene *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer*, *funksjonelt viktige arter* og *biofysiske strukturer*, *landskapsøkologiske mønstre* og *biologisk mangfold* alle har samlede skalerte indikatorverdier under grenseverdien for god tilstand, mens tilstandsverdiene for *primærproduksjon* og *abiotiske forhold* ligger over denne grenseverdien. Det er ingen indikatorer for egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*. Vi har ingen tidsserier for tre indikatorer og bare korte tidsserier for de ti øvrige. De fleste viser en trend mot svak forbedring i uskalerte verdier. Unntaket er arealandel uten tekniske inngrep som viser svak nedgang.

Tilstandsindikatorene er tilordnet én eller flere hovedkategorier av påvirkningsfaktorer med antatt stor betydning. Ti av indikatorene er knyttet til arealbruk og inngrep, med samlet tilstandsverdi på 0,39. Ulike effekter av skogbruk, samt påvirkning fra bygninger og teknisk infrastruktur, er ansett som hovedårsaker til lavt bestandsnivå. Dette samstemmer med betydelig omfang av skogbruksaktiviteter og areal påvirket av teknisk infrastruktur. Sju av indikatorene er knyttet til klimaendringer, med samlet tilstandsverdi på 0,67. Endret temperatur eller vekstsesong er antatt å være viktigst, men effektene av slike påvirkninger vises foreløpig i begrenset grad for våre indikatorer. Tre indikatorer er knyttet til påvirkning fra forurensing i form av nitrogentilførsel, med samlet tilstandsverdi på 0,62. Sammenhengen mellom tilstandsverdiene og påvirkningsindikatorer for nitrogentilførsel er imidlertid svak. To indikatorer er knyttet til beskatning, med samlet tilstandsverdi på 0,38. Særlig bestandsregulering av store rovdyr gir lav verdi. Det er bare én indikator knyttet til påvirkning fra fremmede arter. Indikatoren *arealandel med fravær av fremmede arter* har verdi 1 og har dermed knapt fanget opp f.eks. forekomsten av fremmede treslag i skogbruket. Dette kan skyldes at indikatoren foreløpig har nokså få datapunkter.

Selv om det er en viss usikkerhet knyttet til fastsetting av referanse- og grenseverdier for indikatorene, tilsier de uskalerte verdiene for flere av indikatorene knyttet til gammel naturskog, fravær av teknisk infrastruktur eller bestandsnivå for rovdyr, at den økologiske tilstanden i skog er betydelig lavere enn tilstanden som forventes i intakt naturskog. Den økologiske tilstanden for skog

de neste tiårene vil trolig forverres ved videreføring av dagens politikk for skog- og utmarksnæringer, klima, transport og arealdisponering. Sammenlikning av skog og tilknyttet naturmangfold i Norge, Sverige og Finland viser store fellestrekk. Noe mindre andel av skogarealet i Norge er utsatt for intensivt skogbruk, men samtidig har Norge satt lavere bestandsnivåer for store rovdyr. Det er behov for å videreutvikle systemet for å vurdere økologisk tilstand, dels ved supplering av indikatorsettet for å få en mer balansert dekning av økosystemets egenskaper, og dels for å forbedre og kvalitetssikre fastsatte referanse- og grenseverdier for indikatorene.

Erik Framstad (erik.framstad@nina.no), Rannveig M. Jacobsen (rannveig.jacobsen@nina.no), NINA, Sognsveien 68, NO-0855 Oslo

Simon Jakobsson (simon.jakobsson@nina.no), NINA, Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim

Joachim Tøpper (joachim.topper@nina.no), NINA, Thormøhlens gate 55, NO-5006 Bergen

Mikael Ohlson (mikael.ohlson@nmbu.no), Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), NMBU, Postboks 5003 NMBU, NO-1432 Ås

Håkan Berglund (hakan.berglund@slu.se), SLU Artdatabanken, Box 7007, SE-750 07 Uppsala

Abstract

Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Töpper, J. 2021. Assessment of the ecological condition of forest in Norway in 2020. NINA Report 2000. Norwegian Institute for Nature Research.

In 2016 the Ministry of Climate and Environment initiated development of a system for assessing ecological condition in Norwegian ecosystems. This report covers the first national assessment of ecological condition in forests. The assessment is based on 13 condition indicators that represent the forest ecosystem's structure, functions, and productivity, allocated to six of seven characteristics of ecosystems. The assessment is conducted according to the index method, where the value of the 13 indicators are scaled to a common scale between 0 and 1, and then combined into an index for condition. Indicators have a scaled value of 1 in the reference state, an intact ecosystem, and 0 for their highest/lowest possible value under severely reduced ecological condition. To assess the robustness of the calculated condition value, we also assessed the trends for nine supplementary variables and several variables for pressures.

The ecological condition of forests in all of Norway is calculated to be 0.42, significantly lower than 0.6, the limit value for good ecological condition. There are only small differences in condition value between various regions, but Western Norway has a somewhat lower value (0.37) than other regions. Particularly six indicators contribute to the low condition value (scaled values in parentheses): *population level of large carnivores* (0.05), *volume of coarse woody debris* (0.04), *volume of all woody debris* (0.13), *volume of rowan, aspen and goat willow* (0.15), *proportion of forest area >1 km from technical infrastructure* (0.18), and *proportion of forest area with biologically old forest* (0.24). Another two indicators, *nature index for forest* (0.41) and *cover of bilberries* (0.47) had values below the limit for good condition. The remaining indicators (*NDVI*, *Ellenberg N*, *Ellenberg F*, *population level of wild cervids*, *absence of alien species*) had scaled values near or above the limit for good condition. Based on the allocation of indicators to ecosystem characteristics, these indicator values show that most of these characteristics had combined condition values below the limit for good condition. Only the characteristics *primary production* and *abiotic factors* had higher values. We have no time series for three indicators and only short ones for the remaining ten. Most show a weak improvement for unscaled values. The exception is the proportion of forest area >1 km from technical infrastructure.

Condition indicators have been allocated to one or more main categories of pressure factors assumed to influence them the most. Ten of the indicators are particularly influenced by land use and technical development, with a combined condition value of 0.39. Various effects of forestry, as well as buildings and technical infrastructure are seen as main causes of a low condition value. This concurs with the substantial extent of forestry activities and land affected by infrastructure. Seven indicators are particularly influenced by climate change, with a combined condition value of 0.67. Changes in temperature and growing season are assumed to be most important. However, our indicators so far show a limited response to the effects of such impacts. Three indicators are particularly influenced by pollution in the form of nitrogen deposition, with a combined condition value of 0.62. The link between the values for these condition indicators and measures of nitrogen deposition is weak. Two indicators are particularly influenced by population harvesting, with a combined condition value of 0.38. Especially the strong regulation of large carnivores contributes to a low value. There is only one indicator linked to pressure from alien species. The indicator *proportion of area without alien species* has a condition value of 1 and thus has barely captured the extent of alien tree species employed in forestry. This may be due to temporarily rather few data points for this indicator.

Although there is a some uncertainty in setting reference and limit values for the indicators, the unscaled values for several of the indicators linked to old natural forest, absence of technical infrastructure and population levels of large carnivores, indicate that the ecological condition of forest is considerably lower than that expected for intact natural forest. The ecological condition

for forests over the next decades will most likely deteriorate further with a continuation of current policies on agriculture, forest and land management, climate, and transport. A comparison of forest and associated biodiversity in Sweden and Finland show major commonalities between the countries. Intensive forestry affects a somewhat lower proportion of forests in Norway than in the other countries. However, Norwegian policy keeps large carnivore populations at lower levels. There is a need to further develop the system for assessing ecological condition, partly by supplementing the indicator set to achieve a more balanced coverage of the ecosystem characteristics, and partly to improve and document the reference and limit values for the indicators.

Erik Framstad (erik.framstad@nina.no), Rannveig M. Jacobsen (rannveig.jacobsen@nina.no), NINA, Sognsveien 68, NO-0855 Oslo

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

Joachim Tøpper (joachim.topper@nina.no), NINA, Thormøhlens gate 55, NO-5006 Bergen

Mikael Ohlson (mikael.ohlson@nmbu.no), Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), NMBU, PO Box 5003 NMBU, NO-1432 Ås

Håkan Berglund (hakan.berglund@slu.se), SLU Artdatabanken, PO Box 7007, SE-750 07 Uppsala

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
Utvidet sammendrag	10
1 Innledning	13
1.1 Skogens økologi og historie	13
1.2 Definisjoner og forståelse av økologisk tilstand i skog.....	19
1.3 Mål for rapporten	23
2 Datagrunnlag og metoder	24
2.1 Avgrensning av økosystemet skog.....	24
2.2 Geografiske regioner	25
2.3 Metode for vurdering av økologisk tilstand.....	26
2.3.1 Indikatorer, referanseverdier, grenseverdier for god økologisk tilstand	27
2.3.2 Skalering, vektning og sammenstilling av indikatorverdier.....	28
2.3.3 Beregning av usikkerhet ved indikatorestimater og aggregerte tilstandsverdier.....	29
2.3.4 Samlet vurdering av økologisk tilstand	30
2.4 Indikatorer og datagrunnlag.....	31
2.4.1 Indikatorer i indeksen for økologisk tilstand	31
2.4.2 Supplerende variabler.....	38
2.4.3 Variabler for påvirkningsfaktorer.....	41
3 Økologisk tilstand for skog i Norge	46
3.1 Beregnet økologisk tilstand for skog	46
3.1.1 Økologisk tilstand for skog i hver region.....	46
3.1.2 Økosystemets egenskaper og indikatorer	49
3.2 Sammenheng mellom økologisk tilstand og påvirkningsfaktorer	60
3.3 Økologisk tilstand for skog – oppsummering	73
4 Diskusjon	77
4.1 Grunnlag for samlet vurdering av økologisk tilstand i skog.....	77
4.2 Økologisk tilstand og andre mål for tilstanden i skog.....	82
4.3 Tilstanden i norsk skog sett i internasjonal sammenheng	84
4.3.1 Skogen i Norden og Baltikum	84
4.3.2 Tilstand for skogens naturmangfold	88
4.3.3 Kvalitativ sammenlikning med andre tilstandsvurderinger	90
4.3.4 Tilstand for skog og tilknyttet naturmangfold i Norden og Baltikum	95
4.4 Framtidig utvikling av økologisk tilstand i skog	96
4.5 Behov for videreutvikling	97
5 Referanser	100
Vedlegg 1 Dokumentasjon av indikatorer brukt i beregningen av tilstandsverdi	109
Vedlegg 2 Teknisk informasjon om indikatorer for økologisk tilstand i skog	122
Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)	122
Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet (Ellenberg F).....	123
Arealandel med fravær av fremmede arter	125
Mengde død ved totalt.....	126
Mengde grov død ved.....	127

Arealandel av biologisk gammel skog.....	129
Blåbærdekning	130
Mengde rogn, osp og selje (ROS) i produktiv skog	131
Arealandel uten tekniske inngrep.....	132
Naturindeks for skog.....	134
Bestandsnivå rovdyr	135
Bestandsnivå hjortedyr (elg og hjort)	136
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	138
Referanser	139
Vedlegg 3 Økologisk tilstand for skog i ulike perioder.....	141
Vedlegg 4 Sammenstilte tilstandsverdier for indikatorer knyttet til påvirkningsfaktorer i ulike perioder	143

Forord

Klima- og miljødepartementet har på vegne av regjeringen, og som oppfølging av Meld. St. 14 Natur for livet (2015-2016), tatt initiativ til å utvikle et system for å vurdere den økologiske tilstanden til norske økosystemer på land og i havet. Arbeidet startet i 2016 med oppnevning av et ekspertråd som foreslo hvordan et slikt system kunne innrettes. Deretter ble systemet videreutviklet ved prosjekter for operasjonalisering og uttesting av systemet i 2018 og 2019. NINA har vært sentral i dette arbeidet. Våren 2020 ble NINA bedt om å lede arbeidet med vurdering av økologisk tilstand for skog og fjell for hele landet etter den såkalte indeksmetoden. Denne rapporten beskriver vurderingen som er gjort for skog.

Arbeidet med vurdering av økologisk tilstand for skog i hele Norge er gjennomført av en arbeidsgruppe under ledelse av NINA, med Erik Framstad som prosjektleder. Øvrige deltakere i arbeidsgruppa har vært Anne Sverdrup-Thygeson og Mikael Ohlson fra NMBU, Håkan Berglund fra SLU Artdatabanken, samt Rannveig Jacobsen, Simon Jakobsson og Joachim Töpper fra NINA.

Arbeidsgruppa hadde et oppstartmøte 8. januar 2021, der oppdraget, metoden og datagrunnlaget ble gjennomgått. I det videre arbeidet har ansvaret vært som følger: Simon Jakobsson og Joachim Töpper har stått for tilpasning av indeksmetoden, tilrettelegging av data, beregning av indikatorestimater og produksjon av figurer, i et eget delprosjekt. Mikael Ohlson har hatt hovedansvaret for kap. 1.1, Anne Sverdrup-Thygeson for kap. 4.2 og Håkan Berglund for kap. 4.3. Rannveig Jacobsen har gjennomgått rapporten og ivaretatt ulike oppgaver knyttet til avholdt workshop (jf. under). Erik Framstad har hatt hovedansvaret for øvrige kapitler og stått for samlet redigering. Alle medlemmene i arbeidsgruppa har bidratt med innspill til ulike deler av rapporten.

Prosjektet gjennomførte en workshop 4. mars 2021 med følgende deltakere i tillegg til arbeidsgruppa: Anne Bjune (Universitetet i Bergen), Line Nybakken (NMBU), Ken Olaf Storaunet (NIBIO), Olav Skarpaas (NHM, Universitetet i Oslo) samt Jarle Bjerke, Jenni Nordén og Signe Nybø (NINA). Formålet med workshopen var å få eksterne synspunkter på opplegg, metoder og resultater fra deltakerne, som på forhånd fikk tilsendt utkast av rapporten. I tillegg til innspill på workshopen bidro deltakerne også med skriftlige innspill i etterkant. Synpunkter fra workshopen ble samlet i et referat og gjennomgått for vurdering og innarbeiding i rapporten.

Vi uttrykker stor takk til deltakerne i workshopen for deres tid og bidrag til forbedring av rapporten. I tillegg vil vi takke Landsskogtakseringen (NIBIO) ved Aksel Granhus og Rune Eriksen for uttrekk og tilrettelegging av data fra Landsskogtakseringen og rapporter om resultatkontroll i skog, Landbruksdirektoratet for flere rapporter om resultatkontroll i skog og data for skogsgjødsling, samt Erling Solberg og John Atle Kålås (begge NINA) for hjelp med data til indikatorer for henholdsvis hjortevilt og hekkefugler. Vi vil også takke Markus Fjellstad Israelsen og Tessa Bargmann (begge NINA) for bistand med tilrettelegging av data for ulike indikatorer og Zander Venter (NINA) for utvikling av økosystemkart og NDVI-indikatoren. I tillegg vil vi takke Bård Pedersen for mange års arbeid med naturindeksen, som har vært sentral for både utvikling av indeksmetoden og flere av indikatorene som brukes i vurderingen av økologisk tilstand.

Vi takker Miljødirektoratet for utmerket samhandling om arbeidet med økologisk tilstand. Kontaktpersoner i Miljødirektoratet har vært Else Løbersli og Eirin Bjørkvoll.

Oslo/Trondheim
April, 2021

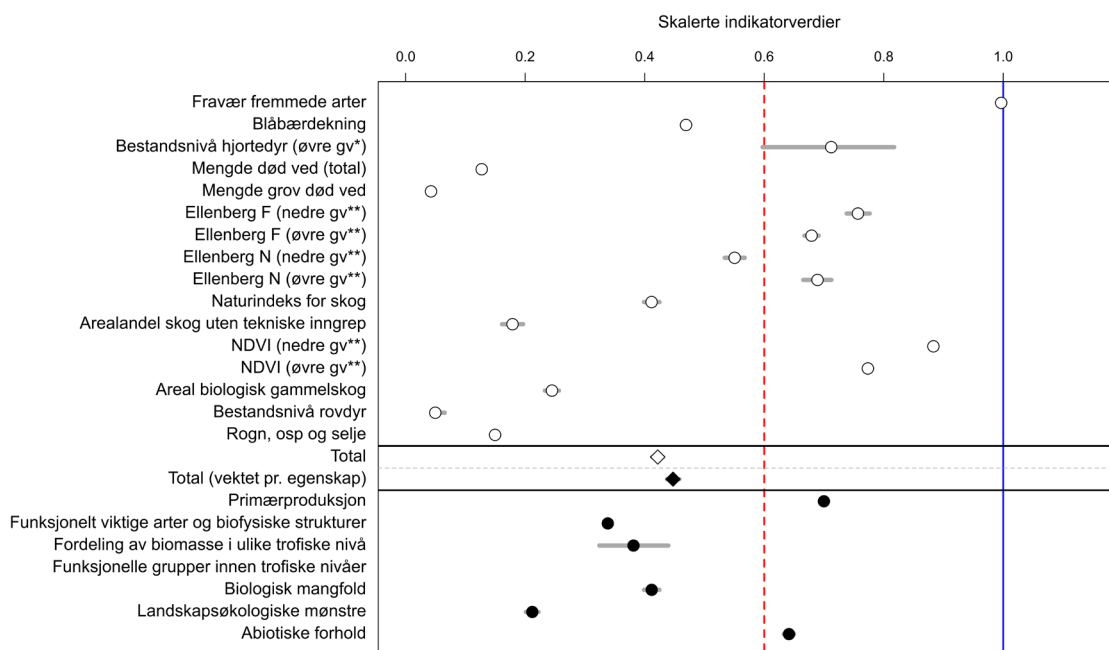
Erik Framstad/Signe Nybø

Utvidet sammendrag

Klima- og miljødepartementet oppnevnte i 2016 en gruppe fageksperter som fikk i oppgave å utrede hvordan et system for å vurdere tilstanden til norske økosystemer på land og i havet kunne utvikles. På bakgrunn av ekspertgruppas forslag er systemet deretter videreutviklet for nasjonal gjennomføring. Vurderingen av økologisk tilstand er basert på en sammenlikning av dagens økologiske tilstand med en referansetilstand i et intakt økosystem med minimal menneskelig påvirkning. Sammenlikningen gjøres ved hjelp av et sett tilstandsindikatorer fordelt på sju egenskaper som dekker økosystemets struktur, funksjoner og produktivitet. Verdiene for indikatorene skaleres til en felles skala mellom 0 og 1, med skalert verdi 1 i referansetilstanden, et intakt økosystem, og 0 for høyeste/laveste mulige verdi under svært forringet økologisk tilstand. For hver indikator er det også angitt en grenseverdi som angir om indikatoren viser at økosystemet er i god tilstand eller ikke. For skalerte indikatorverdier er denne grenseverdien fastsatt til 0,6. Indikatorenes skalerte verdier sammenstilles til en samlet tilstandsverdi for de enkelte egenskapene og for hele økosystemet. Tilstandsverdier over 0,6 tilsier god tilstand.

Denne rapporten presenterer den første nasjonale vurderingen av økologisk tilstand i skog, basert på indeksmetoden. Vurderingen for skog er basert på 13 tilstandsindikatorer, fordelt på seks av sju egenskaper ved økosystemet. For å vurdere hvor robust beregningen av tilstandsverdien er, har vi også vurdert utviklingen for de av tilstandsindikatorerne som har tidsserier, for ni supplerende variabler og for en rekke variabler for påvirkninger.

Resultatene av vurderingen er sammenfattet i **figur A**. Økologisk tilstand for skog i hele Norge er beregnet til 0,42. Dette er klart lavere enn 0,6, som er grenseverdien for god tilstand. Det er bare mindre forskjeller i beregnet tilstandsverdi for ulike regioner, men tilstanden for skog på Vestlandet ligger noe lavere (0,37) enn for Norge som helhet. Det er særlig seks indikatorer som

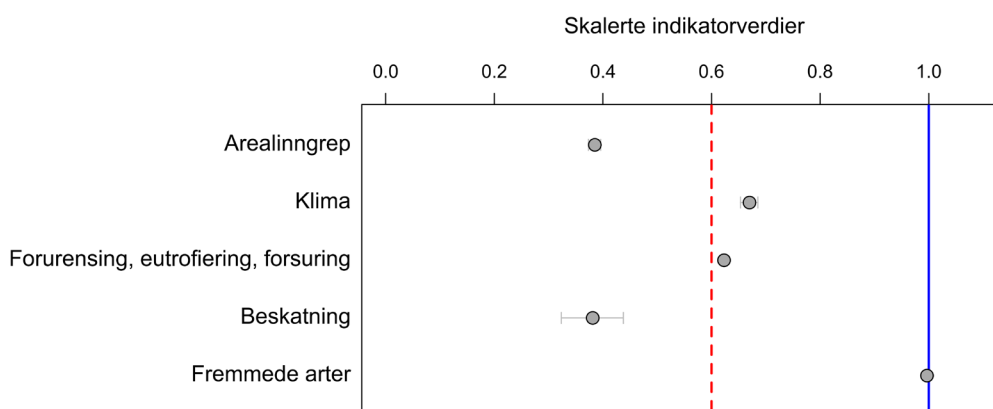


Figur A Beregnet økologisk tilstand for skog i hele Norge. Hvide sirkler angir de skalerte verdiene for de enkelte indikatorene som inngår i beregningen. Hvit firkant viser samlet tilstandsverdi for økosystemet basert på disse indikatorene direkte, mens svart firkant viser samlet tilstandsverdi basert på tilstandsverdiene til de ulike egenskapene for økosystemet (svarte sirkler). Symbolene viser medianverdier for indikatorer eller gjennomsnittlige tilstandsverdier, mens grå og svarte streker viser 95 % konfidensintervallet. Noen konfidensintervaller er så små at de er dekket av symbolene. Denne figuren er også presentert som **figur 3.1** i kapittel 3.1.

trekker tilstandsverdien ned (skalerte verdier i parentes): *bestandsnivå rovdyr* (0,05), *mengde grov død ved* (0,04), *mengde død ved totalt* (0,13), *volum av rogn-osp-selje* (0,15), *arealandel uten tekniske inngrep* (0,18) og *areal biologisk gammel skog* (0,24). Også *naturindeks for skog* (0,41) og *blåbærdekning* (0,47) ligger klart under grenseverdien for god økologisk tilstand. Øvrige tilstandsindikatorer har skalerte verdier nær eller over denne grenseverdien (tosidige indikatorer med verdier for nedre/øvre grenseverdi): *NDVI* (0,88/0,77), *Ellenberg N* (0,55/0,69), *Ellenberg F* (0,76/0,68), *bestandsnivå hjortedyr* (0,71) og *fravær av fremmede arter* (1,00). Vi har ingen tidsserier for tre av de utvalgte indikatorene (*Ellenberg N*, *Ellenberg F*, *fravær av fremmede arter*) og bare korte tidsserier for de ti øvrige. De fleste viser en trend mot svak forbedring. Unntaket er *arealandel uten tekniske inngrep* som viser svak nedgang. Vi har også bare korte tidsserier for supplerende variabler, der trendene varierer mellom svak økning og svak nedgang. To av disse variablene, indekser for henholdsvis toppredatorer og nedbrytere har så lave nivåer at det tyder på betydelig avvik fra referansetilstanden.

Indikatorernes tilordning til økosystemets egenskaper innebærer at tilstandsverdiene (i parentes) ligger under grenseverdien for god tilstand for egenskapene *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* (0,38), *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* (0,34), *landskapsøkologiske mønstre* (0,21) og *biologisk mangfold* (0,41). Tilstandsverdiene for *primærproduksjon* (0,70) og *abiotiske forhold* (0,64) ligger over denne grenseverdien. Det er ingen indikatorer for egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*.

Tilstandsindikatorerne er tilordnet én eller flere hovedkategorier av påvirkningsfaktorer som er antatt å ha stor betydning for de enkelte indikatorene. Ti av indikatorene er knyttet til arealbruk og inngrep, med samlet tilstandsverdi på 0,39 (**figur B**). Ulike effekter av skogbruk, samt påvirkning fra bygninger og teknisk infrastruktur er ansett som hovedårsaker til lavt tilstandsnivå. Dette samstemmer med betydelig omfang av skogbruksaktiviteter og areal påvirket av teknisk infrastruktur. Sju av indikatorene er knyttet til klimaendringer, med samlet tilstandsverdi på 0,67. Økning i temperatur og lengde på vekstsesongen siden ca. 1990 er antatt å være viktigst, men effektene av slike påvirkninger vises foreløpig i begrenset grad for våre indikatorer. Tre indikatorer er knyttet til påvirkning fra forurensing i form av nitrogentilførsel, med samlet tilstandsverdi på 0,62. Sammenhengen mellom tilstandsverdiene og faktisk geografisk fordeling av tilførsel av nitrogen over tid er imidlertid svak. To indikatorer er knyttet til beskatning, med samlet tilstandsnivå på 0,38. Særlig bestandsregulering av store rovdyr gir lav verdi. For elg og hjort viser tall for jaktuttaket stort sammenfall med bestandstallene. Det er bare én indikator knyttet til påvirkning fra fremmede arter. Indikatoren arealandel med fravær av fremmede arter har verdi 1 og har dermed knapt fanget opp f.eks. forekomsten av fremmede treslag i skogbruket. Dette kan skyldes at indikatoren foreløpig har nokså få datapunkter.



Figur B Økologisk tilstand for indikatorer følsomme for gitte påvirkningsfaktorer, for hele Norge i 2018. Enkelte konfidensintervaller er så små at de er skjult bak symbolene. Denne figuren er også presentert som **figur 3.20** i kapittel 3.2.

Tabell A Samlet vurdering av holdbarheten til resultatene for økologisk tilstand for skog, basert på indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper, nivå (sammenliknet med i referansetilstanden) og trender for indikatorenes uskalerte verdier, samt de viktigste påvirkningsfaktorenes effekter på indikatorene tilordnet hver egenskap. Høyre kolonne angir om tilstanden ganske sikkert er god eller avviker fra god (Foringet) eller helt sikkert avviker fra god tilstand (Svært forringet), alle forhold tatt i betraktning. Denne tabellen er også presentert som **tabell 4.2** i kapittel 4.1.

Egenskaper	Indikatorer	Indikatorenes uskalerte verdier		Påvirknings-effekt	Tilstand
		Nivå	Trend		
Primærproduksjon	Mangelfullt	Lite avvik	Stabil, økende	Positiv?	God
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Mangelfullt	Betydelig avvik	Økende	Negativ	Foringet
Funksjonell sammensetning innen trofiske nivå	Ingen				
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mangelfullt	Betydelig avvik	Økende	Negativ	Svært forringet
Landskapsøkologiske mønstre	Mangelfullt	Betydelig avvik	Sprikende	Negativ	Svært forringet
Biologisk mangfold	Mangelfullt	Betydelig avvik	Økende	Negativ	Foringet
Abiotiske forhold	Mangelfullt	Noe avvik	Usikker	Positiv?	God
Samlet for skog	Mangelfullt	Betydelig avvik	Sprikende	Negativ	Foringet

Resultatene holdbarhet er vurdert opp mot indikatorenes dekning av egenskapene ved økosystemet, datagrunnlaget og sikkerhet i vurderingene. Dette er oppsummert i **tabell A**. Indikatorene dekker vesentlige aspekter ved alle egenskaper unntatt *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*, men dekningen er likevel mangelfull for øvrige egenskaper. Det mangler særlig dekning av næringskjeder som omfatter invertebrater, moser, lav og sopp, så vel som nedbrytersamfunn i død ved og jord, samt mykorrhiza-sopper. Det mangler også indikatorer for kjemisk tilstand i jordsmonnet og for fragmentering av skogarealet og forekomster av gammel skog. Datagrunnlaget for eksisterende indikatorer er representativt for hele landet og regioninndelingen som er brukt, men mulighet for finere romlig oppløsning er begrenset for flere av indikatorene. Alle indikatorene har forholdsvis korte (<30 år) eller ingen tidsserier. Selv om det er en viss usikkerhet knyttet til fastsetting av referanseverdier og grenseverdier for god tilstand for indikatorene, tilsier verdiene for flere av indikatorene knyttet til gammel naturskog, fravær av teknisk infrastruktur eller bestandsnivå for rovdyr, at den økologiske tilstanden i skog er betydelig lavere enn tilstanden som forventes i intakt naturskog. Dette underbygges også av data for påvirkninger fra skogbruksaktiviteter og areal påvirket av bygninger, veier og annen teknisk infrastruktur. Trendene for slike påvirkninger tilsier at en videreføring av dagens politikk for skog- og utmarks-næringer, klima, transport og arealdisponering vil medføre en forverring av den økologiske tilstanden for skog de neste tiårene.

Naturmangfold i norsk skog viser mange fellestrekk med tilsvarende i Sverige og Finland. I alle landene har skogbruk en svært stor påvirkning på skogøkosystemet, og skogareal med villmarkspreget er sterkt redusert og konsentrert til mindre tilgjengelige områder mot fjellet og mot nord. Krevende terreng og klima gjør at noe mindre andel av skogarealet i Norge er utsatt for intensivt skogbruk enn i nabolandene, og årlig avvirkes en mindre andel av trærnes tilvekst i Norge. På den andre siden holder Norge bestandsnivåene for store rovdyr på et lavere nivå.

Det er behov for å videreutvikle systemet for å vurdere økologisk tilstand for skog, dels ved å supplere indikatorsettet for å få en mer balansert dekning av økosystemets egenskaper, og dels for å forbedre og kvalitetssikre fastsatte referanse- og grenseverdier for indikatorene. Nye indikatorer basert på eksisterende data kan utvikles for biomasse av trær, funksjonelle grupper av plantearter og fugler, svært nedbrutt grov død ved, arealandel av naturskog, samt fragmentering av skogarealet og gammel skog. Det trengs nye data for å utvikle nye indikatorer for insekter, jordkjemi, mykorrhiza-sopper og nedbryterorganismer i jord.

1 Innledning

1.1 Skogens økologi og historie

Skog er mye mer enn bare trær, og begrepet skog representerer et bredt spektrum av komplekse og vidt forskjellige økosystemer; alt fra kuldetolerant og saktevoksende skog på høye breddegrader og høyt over havet, til frodig og høyproduktiv regnskog i lavlandet ved ekvator. I mange land regnes også monokulturelle treplantasjer som skog. Dette medfører at begrepet skog er både bredt og mangefasettert, hvilket gjør at det er vanskelig å definere presist. En ofte brukt definisjon er den fra FNs organisasjon for mat og landbruk (FAO), som definerer et område som skog om det har et areal som er større enn 5 000 m², har trær som overstiger 5 m høyde, og har trekroner som til sammen dekker mer enn 10 % av det samlede arealet (FAO 2012). I tillegg skal jordbruk ikke være det primære målet for bruken/forvaltningen av området. Dette er også definisjonen som brukes av Landsskogtakseringen i Norge (Tomter & Dalen 2018). For en utførlig problematisering og diskusjon av begrepet skog viser vi til FAO (2018). I klassifikasjons- og beskrivelsessystemet Natur i Norge (NiN) er skogsmark definert som tresatt areal på fastmark og våtmark (Halvorsen mfl. 2016a). Dette omfatter hovedtypene T4 Fastmarksskogsmark, T30 Flomskogsmark, T38 Treplantasje, V2 Myr- og sumpskogsmark og V8 Strandsumpskogsmark i NiN. I denne rapporten tar vi utgangspunkt i Landsskogtakseringens definisjon (se kap. 2.1).

Skog, i vid forstand, dekker ca. 38 % av det norske landarealet (Tomter & Dalen 2018) og er landets nest vanligste hovedøkosystem etter fjell (Moen 1998). Et særtrekk for Norge er at landet er preget av særs skarpe bioklimatiske gradienter, hvilket medfører at temperatur- og fuktighetsforhold kan være svært forskjellige over korte geografiske avstander. Overgangen fra tørt og kontinentalt innlandsklima i Gudbrandsdalens øvre deler til fuktig og oseanisk klima i midtre og ytre fjordstrøk på Vestlandet er et godt eksempel. Slike bioklimatiske gradienter gjenspeiles i skogenes artssammensetning. På lav høyde i sør og sørvest domineres skogene i grove trekk av lauvtrær, fremst eik, svartor og ask, mens høyere oppe og lenger mot nord og øst tar gran- og furuskog over dominansen. Lengst i nord er bjørk det klart mest tallrike treslaget, og i våre to nordligste fylker er store arealer karakterisert av glissen og småvokst bjørkeskog (Tomter & Dalen 2018).

Det finnes forskjellige systemer for å kategorisere norsk skog i hovedtyper. For eksempel Moen (1998) utskiller lauvskogene i sør og sørvest som en egen såkalt nemoral type, mens andre og nyere systemer betrakter norsk skog som boreal og boreonemoral, der nemoral skog ikke er utskilt som en egen hovedtype (Halvorsen mfl. 2016b). Med boreal skog menes det mektige skogbeltet som omfavner landarealet på hele den nordlige halvkulen. Dette skogbeltet går i dag også under navnet taiga, som er russisk og opprinnelig ble brukt om de vidstrakte barskogene i Sibir. Som helhet har den boreale skogen et meget anselig areal, ca. 13 700 000 km², hvilket kan jmføres med arealet av Norge (utenom Svalbard og Jan Mayen) på 323 808 km². På grunn av sin størrelse spiller den boreale barskogen en sentral rolle i det globale karbonkretsløpet, da den representerer ca. 25 % av det globale karbonlagret i økosystemer på land (Scharlemann mfl. 2014). En viktig forklaring på det store karbonlagret i boreal skog er at den har langtidslagret store mengder karbon i jorda. Faktisk er så mye som 85–90 % av karbonet i den boreale skogen lagret i jorda (IPCC 2001, Scharlemann mfl. 2014). Dette innebærer at boreale skogøkosystemers funksjon knyttet til lagring og utslipp av karbon, i stor grad er regulert av jordbiologiske prosesser samt transport og omsetning av karbon løst i vann i bekker, elver og innsjøer (Högberg mfl. 2001, Battin mfl. 2009, Zak mfl. 2019).

Istiden har fremdeles betydning

I Nord-Europa er den boreale skogen generelt mindre artsrik enn i Nord-Amerika og Russland. Spesielt påfallende er dette når det kommer til artsmangfoldet av trær. Hos oss forekommer naturlig f.eks. bare én art av furu og én av gran, mens det er mange flere arter av slike treslag i andre deler av den boreale skogen. Forklaringen ligger i istidshistorikken i kombinasjon med den geografisk øst–vestlige utstrekningen av fjellkjedene Alpene og Pyreneene. Vår del av verden

har nemlig gjennomgått flere istider og mellomistider i kvartærtiden – kanskje opp mot 15–20 istider i løpet av de siste to millioner årene (Andersen & Borns 1994). Under hver istid sperret Alpene og Pyreneene de nordeuropeiske artenes migrasjonsmuligheter til overlevelsesområder lengre mot sør, og slik ble mange arter fanget og utryddet mellom innlandsisen i nord og Alpene i sør. Som et mål på omfanget av masseutryddelsen av arter under istidene kan nevnes at ikke mindre enn 94 slekter av lauvtrær er blitt utryddet fra Nord-Europa siden begynnelsen av kvartærtiden (Ricklefs & Schluter 1993). I Nord-Amerika og Nordøst-Asia er de geografiske forholdene annerledes, da de dominerende fjellkjedene har nord-sørlig utstrekning, eller mangler, og de representerer derfor ikke tilsvarende migrasjonsbarrierer.

Istidshistorikken har også grunnleggende betydning for artssammensetningen i dagens skog, fordi den er preget av treslagenes innvandringshistorie etter siste istid. Først på plass etter at innlandsisen smeltet vekk, var lysåpne bjørk- og furuskoger. Deretter ble klimaet varmere, jordsmonnet utviklet seg, og skogene ble gradvis mer lukket og mer preget av varmekjære lauvtrær. Frodige blandingsskoger med rikelige forekomster av eik, alm, ask og lind ble mer vanlig forekommende. Sannsynligvis var disse skogene de mest artsrike som har eksistert hos oss siden siste istid. De var vanlige i store deler av landet over lang tid, faktisk i ca. 5 000 år – fra begynnelsen av den postglasiale varmetiden og fram til bronsealderens slutt for ca. 2 500 år siden. Samtidig var også tregrensene høyere i fjellet og strakk seg lengre mot nord enn det som er tilfellet i dag.

Under bronsealderen ble klimaet betraktelig kjøligere og våtere (Seppä mfl. 2009a), og ved slutten av bronsealderen invaderte dagens granskog Norge fra øst. Den nåværende granskogen er således meget ung i et biogeografisk perspektiv. Den har 'bare' vært til stede i ca. 2 500 år i landets østre deler, hvor den har lengst historie i Norge (Seppä mfl. 2009b). Lengre mot vest og sør blir granskogens historie gradvis kortere, og selv i dag har granskogen ikke rukket å nå sin fulle naturlige utbredelse i Norge, da den, grovt sett, ennå ikke har tatt seg over fjellet mot vest.

På bakgrunn av granas dominante stilling og betydning i nordisk skog har dens innvandringshistorikk vært formål for både omfattende forskningsvirksomhet og vitenskapelige meningsforskjeller i mer enn 100 år (se f.eks. Gløersen 1884, Ording 1936, Fægri 1950, Tallantire 1977, Hafsten 1992, Giesecke & Bennett 2004, Latalowa & van der Knaap 2006, Kullman 2008, Birks mfl. 2012, Parducci mfl. 2012a,b, Tollefsrud mfl. 2008, 2015). I denne sammenhengen er det viktig å skille mellom forekomst av enkelte grantrær/granbestander og landskapsdominerende granskog, da det er godt dokumentert at grana (*Picea abies*) som art har vært til stede i Norge lenge før granskogens invasjon. Fra grensetraktene mellom Norge og Sverige er det f.eks. funnet makrofossiler av gran (ved og kongler) som er oppsiktsvekkende gamle – det eldste er ¹⁴C-datert til å være 13 800 år gammelt (Kullman 2000, 2002, Öberg & Kullman 2011). Forekomst av fossilt DNA indikerer til og med at grana kan ha vært til stede i Nordvest-Norge allerede under istidsmaksimum for ca. 21 000 år siden (Parducci mfl. 2012a). Dette, sammen med mulige eldre funn av grankongler og granved i områder sørvest for dagens naturlige utbredelse av gran (se Bryhn 1877, Øyen 1925, Hansen 1929), gir argumenter for at de tidligste forekomstene av gran kan ha opphavet sitt fra vest, og ikke fra øst.

I et økologisk perspektiv er det likevel viktig å være klar over at dagens granskog har hatt evne til å innta en dominant stilling i skoglandskapet på svært kort tid (Seppä mfl. 2009b), samt at masseinvasjonen av gran medførte fundamentale forandringer i skogøkosystemenes naturlige dynamikk, biodiversitet og funksjon. For eksempel minsket skogbrannfrekvensen signifikant da grana tok over dominansen, ettersom lokalklimaet ble fuktigere og lystilgangen dårligere (Ohlson mfl. 2011). I tillegg skjedde store forandringer i skogenes artssammensetning da et bredt spekter av forskjellige arter fulgte i granas fotspor (Heintze 1909). I dag brukes noen av disse følgeartene som indikatorarter for kontinuitetsskog med store biologiske verdier (Gauslaa & Ohlson 1997). Til sammen er forandringene som følge av granas innmarsj betydelige, og de kan med rette kalles en økosystemrevolusjon (**figur 1.1**).



Figur 1.1 Invasjonen av gran ga opphav til gjennomgripende forandring i skoglandskapet. Her et eksempel fra Askevannet i Østmarka. Det skal en hel del fantasi til for å forestille seg hvordan landskapet så ut før granskogens ankomst for ca. 1700 år siden (foto Mikael Ohlson).

Avslutningsvis bør det nevnes at all granskog langs den norske vestkysten fra sør til nord, med unntak av kystgranskogen i Trøndelag, er unaturlig ettersom den er plantet – dette gjelder både vanlig gran og fremmede treslag som sitkagran *Picea sitchensis*.

Utnytting over lang tid og radikal endring

Sammenliknet med andre og store deler av den boreale skogen i Nord-Amerika og Russland, har skogene i Norge vært kommersielt utnyttet i lang tid. Tidligste registrerte tømmereksport fra Norge var allerede på 1200-tallet (Myhre & Øye 2002), og storskala eksport av tømmer var en realitet fra 1500-tallet og utover. For eksempel ble store mengder tømmer skipet til Danmark, og London ble i stor grad bygget opp av tømmer fra Norge etter storbrannen som herjet byen i 1666. Som eksempel på omfanget av den historiske tømmervirksomheten kan nevnes at ikke mindre enn tolv sagbruk var i sving i Farrisvassdraget i året 1745 (Bakken 1969). Annen storskala og historisk bruk av skogen har vært til produksjon av tømmer og trekull for å forsyne gruve- og jernbruksindustri med råvarer og energi. Ettersom norsk produksjonen av sølv, kobolt, kobber og jern var på et internasjonalt meget høyt nivå for noen hundre år siden, har den historiske bruken av skogråvarer vært svært omfattende. Fritzøe Jernverk, virksomt 1640–1868, var f.eks. en av datidens største jernprodusenter, og her gikk det med enorme mengder trekull (Bakken 1969). I tillegg til tømmerhogst og trekullproduksjon kom en omfattende produksjon og eksport av tjære og pottaske, som også medførte forbruk av betydelige mengder trevirke. En annen viktig historisk påvirkning er avskogingen langs kysten, som ga opphav til dagens kystheilandskap som dekker betydelige og tidligere i hovedsak lauvskogdekte arealer fra Agder i sør til Nordland i nord. Dessuten har store skogarealer vært brukt til beite for husdyr i århundrer. Her har også brann blitt brukt for å øke beitekvaliteten, hvilket naturligvis også har hatt betydning for skogtilstanden, se Storaunet mfl. (2013). I denne sammenhengen bør også beite fra tamrein tas med i betraktningen, ettersom forekomsten av både epifyttisk og marklevende lav har vist seg å minske i skog som blir brukt til reinbeite (Eriksson mfl. 1981).

Alt dette i kombinasjon med gjentatte bølger av selektiv hogst rettet mot de største trærne, resulterte i stadig minkende dimensjon og alder på de trærne som ble igjen. Tidlig i forrige århundre ble skogen vurdert som uthogd og elendig (Barth 1916). Resultatet av den historiske overutnytingen av skogen ble en overgang til dagens bestandsskogbruk som slo gjennom ved midten av forrige århundre (Frivold 1999). I dag er den skogen som defineres som produktiv i et skogbruksperspektiv, i stor grad preget av enhetlige bestander, der hvert bestand består av kun ett treslag, og der alle trær har omtrent samme alder og størrelse. Tilveksten, dvs. produksjonen av trevirke, er god i dagens skogbestand, og i dag er volumet av trær større enn det noensinne har vært siden Landsskogstakseringen ble etablert i 1919. Faktisk fortsetter volumet av trær å øke fordi bare omtrent halvparten av årlig tilvekst avvirknes i dag. Skogen blir også gradvis eldre (Tomter & Dalen 2018), hvilket er positivt fra et økologisk perspektiv. Skogen i Norge er likevel fortsatt biologisk sett ung ettersom den som regel blir hogd lenge før trærne når biologisk høy alder, som kan være opp mot 1 000 år for furu, og 500 år for gran (Andersson & Niklasson 2004, Castagneri mfl. 2013).

Kombinasjonen av storskala utnyttning over lang tid og omstillingen til et bestandsskogbruk basert på flatehogst og etterfølgende planting, har resultert i en radikal endring av skoglandskapet – fra en strukturell og biologisk mangfoldig naturtilstand preget av store og gamle trær, til dagens ensformige og artsfattige skogbestand av plantete og biologisk unge trær. Östlund mfl. (1997) gir en detaljert framstilling av en slik endring av et borealt skoglandskap.

Urskog, naturskog, og produksjonsskog

På bakgrunn av ovennevnte gjennomgang sier det seg selv at det ikke finnes autentisk urskog i Norge i dag, dvs. skog som er helt upåvirket av menneskelig aktivitet. Det finnes imidlertid betydelige arealer av det som kan defineres som naturskog, dvs. «skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad» (Rolstad mfl. 2002). Denne definisjonen åpner for mer eller mindre restriktive tolkinger, der arealet av naturskog vil være avhengig av hvordan begrepet naturskog defineres. Basert på en definisjon av naturskog som skog etablert før 1940, og der det ikke er registrert tidligere inngrep, var det i 2016 på landsbasis 2,1 millioner hektar naturskog (Storaunet & Rolstad 2020). Dette tilsvarer så mye som 30 % av det produktive skogarealet (produktiv skog produserer >1 m³ trevirke med bark pr. hektar og år). En ulempe ved definisjonen til Storaunet og Rolstad er at det er mangelfull registrering av inngrep som har skjedd før 1940, og at store inngrep som har betydning i dag, kan være oversett. Definisjonen av naturskog som brukes av Landsskogtakseringen og i Natur i Norge (NiN), er betydelig mer restriktiv. Med denne definisjonen utgjør naturskog bare 1,6 % av all skog (Granhus mfl. 2017).

I produksjonsskog er skogens struktur, sammensetning, og økologiske prosesser modifisert av menneskelig aktivitet for å tilrettelegge for kommersiell avkastning, eller annen form for nytte.

Påvirkningsfaktorer

Med begrepet påvirkningsfaktorer menes i denne rapporten faktorer som påvirker skogens arts-sammensetning, dynamikk og funksjon. Disse faktorene kan være naturlige eller menneskeskapt, og mer eller mindre viktige. Med viktig påvirkning forstår vi her faktorer som har stor økologisk effekt. Mange påvirkningsfaktorer kan kategoriseres langs tre hovedakser som betegner *intensitet* (svak–sterk), *frekvens* (lav–høy) og *arealomfang* (liten–stor). Noen viktige påvirkningsfaktorer lar seg likevel ikke kategoriseres på denne måten. Forsuring, nitrogentilførsel, samt viltforvaltning og jakt er slike påvirkningsfaktorer, og disse er omtalte i slutten av dette avsnittet.

Skogbrann er den viktigste naturlige påvirkningsfaktoren i boreal barskog. Brannens effekt kan beskrives ved hjelp av nevnte hovedakser ettersom skogbranner kan variere fra å forekomme ofte med lav intensitet over små områder, til å være høyintensiv kronebranner som svir av store områder, men med lange tidsintervall mellom hver brann. Dette gir stor variasjon i skogbrannenes økologiske effekter på forskjellige skalaer i både tid og rom (Kuuluvainen 2009). At brann er

den viktigste naturlige påvirkningsfaktoren, forklares i hovedsak av at: (1) Brann gir opphav til naturlig skogforyngelse og skog i forskjellige suksesjonsstadier, der lauvtrær gradvis vil bli erstattet av bartrær. (2) Noen arter, så kalte pyrofile arter, er direkte avhengige av brann for sin overlevelse. (3) Brann produserer trekull som har vist seg å ha en viktig økologisk funksjon gjennom å revitalisere jordbunnssamfunnet (Zackrisson mfl. 1996).

I norsk skog har lavintensiv brann over begrensede arealer vært vanligst. En grunnleggende forklaring på dette er kupert topografi og utstrakt forekomst av naturlige brannbarrierer i form av f.eks. vassdrag, myrer og bratte raviner. I kystfylkene i vest har skogbranner generelt hatt lav frekvens og liten utbredelse på grunn av oseanisk og fuktig klima. Mot øst øker brannfrekvensen (Groven & Niklasson 2005, Rolstad mfl. 2017), og spesielt inn mot svenskegrensa har det vist seg at brann har vært en betydelig påvirkningsfaktor i norsk skog (Johansen 2017). Nyere forskning har også vist at mange historiske branner fra tidlig mellomsteinalder (ca. 9 000 år siden) og fram til slutten av 1800-tallet har vært menneskeskapte (Molinari mfl. 2005, Storaunet mfl. 2013, Bråthen 2016, Selsing 2016, Rolstad mfl. 2017). Deretter opphørte brann i stor grad på grunn av aktiv slokking. Dette kompliserer tolkingen av hva som er naturlig forekomst av brann og hva som kan betraktes som et naturlig brannregime. Et skogøkologisk viktig resultat av den aktive brannbekjempelsen er at gran har fått et konkurransemessig fortrinn i forhold til furu, som er mer tørke- og branntolerant enn gran. Resultatet av dette er at naturlig furudominert skog gradvis er blitt erstattet av granskog (Linder mfl. 1997). Dette er problematisk i et økologisk perspektiv siden slik granskog risikerer å bli svekket på grunn av tørkestress under langvarige varmebølger. Slike kan vi forvente mer av i framtida, gitt at dagens klimaprognoiser slår til. Stormfelling er en annen viktig naturlig påvirkningsfaktor, og som brann kan den kategoriseres ved sin intensitet, frekvens og omfang.

I kontrast til storskala skogbranner og stormfelling står småskala skogdynamikk som oppstår som følge av at enkelte trær dør og faller til bakken på grunn av alder eller andre årsaker. Slik småskala dynamikk har stor funksjonell betydning i kontinuitetsskog gjennom å gi opphav til habitat som er gunstig for frøspiring og planteetablering. Boreal gransumpskog er et godt eksempel på skog som forynges naturlig på denne måten (Hörnberg 1995, 1997). Andre naturlige påvirkningsfaktorer som kan være viktige, er insekt- og parasittangrep. I tillegg kommer mer eller mindre naturlige klimapåvirkninger som kan medføre virkelig storskala forandringer gjennom å drive fram endringer i dominerende treslag over store arealer (Hickler mfl. 2012).

I norsk skog er menneskelig aktivitet i dag generelt en mye viktigere påvirkningsfaktor enn naturlige påvirkningsfaktorer som f.eks. skogbrann, stormfelling, insektangrep og klimaendringer. Blant alle påvirkningsfaktorer er flatehogst den desidert viktigste, og også den mest konfliktskapende når skogbruk ses mot naturvern. Spesielt problematisk i et økologisk perspektiv er flatehogst av skog som har naturlig lang kontinuitet. Slik skog med utpreget lang bestandskontinuitet er mer vanlig i Norge enn i andre nordiske land, fordi norsk skog historisk har vært relativt lite påvirket av storskala og intense skogbranner. Grandominerte skogområder der brann har vært fraværende helt siden siste istid, er faktisk ganske vanlige i Norge (Ohlson mfl. 2009, 2011). I slike områder svekkes den økologiske tilstanden dramatisk ved flatehogst, noe som igjen er en utfordring for et bestandsskogbruk basert på flatehogst (Ohlson & Tryterud 1999).

En annen meget viktig menneskelig påvirkning er skoggrøfting, som historisk har hatt et enormt omfang i Norge, så vel som i Finland og Sverige (jf. Ohlson 1990). Som eksempel kan nevnes at den sammenlagte lengden av grøftene som ble gravd i norsk skog i tidsrommet fra 1968 til 2019 utgjør hele 52 360 km¹, hvilket er mer enn én runde rundt ekvator. Her må det også nevnes at skoggrøftingen har vært svært omfattende i tiårene før 1970 (Bernes 1993). Totalt sett har skoggrøftingen resultert i en storskala drenering av skog- og myrlandskap i et omfang som gjør det vanskelig å gi en helhetlig vurdering av grøftingens økologiske konsekvenser. Det er likevel klart at næringsrik sumpskog er blitt spesielt utsatt for grøfting, hvilket er uheldig ettersom den i

¹ 03677: Skoggrøfting. Tørrlagt areal og grøftelengde (F) 1968 - 2019. Statistikkbanken (ssb.no)

sin naturtilstand er blant de mest artsrike skogtypene i vårt boreale skoglandskap (Ohlson 1990, Hörnberg mfl. 1998).

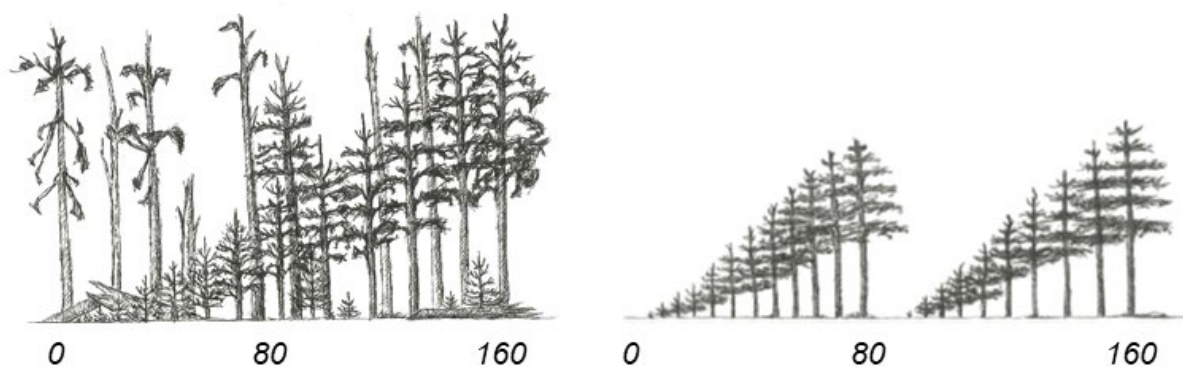
Påvirkning i form av forurensing og forsuring har forekommet allerede siden starten av den industrielle revolusjonen midt på 1700-tallet. Disse formene for påvirkning økte gradvis fram til sent 1900-tall, da de kulminerte. Generelt er skogene sør i Norge mest påvirket på grunn av kort avstand til forurensingskilder i England og på kontinentet. Som eksempel på forurensingsomfanget kan nevnes at skogene i Sør-Norge ble 'gjødslet' med hele ca. 14 kg nitrogen pr. hektar og år da nitrogentilførselen var på sitt høyeste (Tørseth & Pedersen 1994). Slike mengder nitrogen er langt over de nivåene som defineres som kritiske (Austnes mfl. 2018), og er mer enn nok til å slå ut naturlige og viktige biologiske prosesser som f.eks. nitrogenfiksering i cyanobakterier som er vanlig forekommende i bladene hos vanlige skogmoser (DeLuca mfl. 2002, 2007, Zackrisson mfl. 2009). I tillegg påvirker et overskudd av nitrogen den biologisk viktige symbiosen mellom trær og mykorrhiza-sopper slik at mengden mykorrhiza-sopper minsker. Dette skyldes at trærne tilfører mindre energi (karbohydrater) til soppene fordi de blir mindre avhengige av å få nitrogen fra soppene når tilgangen på andre former for nitrogen er god (Wallander & Nylund 1992, Buscot mfl. 2000). De siste 10–20 årene har nitrogentilførselen minket betraktelig, og i dag er forholdene vesentlig bedre, se f.eks. Utstøl-Klein mfl. (2015). Lengst i sørvest er likevel nitrogenforurensingen fortsatt betraktelig, med en tilførsel på ca. 10 kg N per hektar og år (Austnes mfl. 2018). Også forsuringssituasjonen er bedre i dag enn på 1970–80-tallet (Austnes mfl. 2018). Da var forsuringssituasjonen vurdert som alvorlig, og følgelig ble omfattende forskning iverksatt for å forstå og kunne bøte på situasjonen, se oppsummering av Rosseland (2021).

Andre alvorlige, men lokalt begrensede forurensingsskader på skog har også forekommet. Som eksempel kan nevnes omfattende fluorforgiftning av fjellskog på grunn av aluminiumproduksjon i Årdal.

På grunn av jaktinteresser og det rådende viltforvaltningsregimet er dagens bestander av hjort og elg unaturlig store i forhold til bestanden av større rovdyr. Den store elgbestanden utøver sterkt beitepress på prefererte treslag som osp, rogn og selje (Hjeljord 2008), og konsekvensen av dette er generell mangel på store og fullvoksne eksemplarer av disse treslagene i norsk skog. Imidlertid forekommer fortsatt små eksemplarer i rikelige mengder, særlig av rogn, men intensiteten i beitet utelukker at disse får mulighet til å vokse og utvikles til fullvoksne trær. Dette er negativt for artsmangfold og økologisk tilstand. Det er godt dokumentert at store og gamle eksemplarer av rogn, selje og osp representerer nøkkelhabitater for et bredt spektrum av arter, hvorav flere er truet i dag (Ehnström 2009, Henriksen & Hilmo 2015). I denne sammenhengen skal det også nevnes at elgens beitepress på furu, særlig vinterstid, har resultert i økt planting av gran etter hogst av furuskog (Tomter & Dalen). Resultatet av dette er at furuskog vil bli erstattet av granskog, og dette er økologisk problematisk, spesielt på grunn av tørkestress (se ovenfor om konsekvenser av aktiv brannsløkking).

Konklusjon

Den boreale skogens struktur, artsmangfold og økosystemprosesser er blitt utviklet og formet gjennom årtusener av dynamikk og suksesjoner som følge av naturlige påvirkningsfaktorer, klimaendringer og arters innvandringshistorie. Påvirkningsfaktorene har operert med varierende intensitet over forskjellige skalaer i både tid og rom. På grunn av variasjonen i påvirkningsfaktorenes regime er naturlig boreal skog preget av et stort strukturelt mangfold, hvilket gir opphav til stort mangfold av habitater og et bredt spektrum av forskjellige økologiske nisjer, noe som er en grunnleggende forutsetning for høyt artsmangfold. En menneskelig etablert og i produksjonsperspektiv velstelt produksjonsskog står i sterk kontrast til naturskogen, da den er strukturelt monoton, og derved fattig på habitat, økologiske nisjer og arter (**figur 1.2**). Ettersom produksjonsskog utgjør en betydelig del av dagens norske skog, er det grunn til å tro at menneskets påvirkning har endret skogens økologiske tilstand i svært stor grad.



Figur 1.2 Prinsipiell forskjell mellom boreal naturskog og produksjonsskog. Tallene er tid i år, og i naturskogen til venstre markerer år 0 tilstanden rett etter en skogbrann. Her har noen store og gamle trær overlevd brannen, og over tid er det en kontinuerlig forekomst av både store trær og død ved med grove dimensjoner. Legg også merke til den nye generasjonen av trær som vokser opp til biologisk moden størrelse etter ca. 160 år. I produksjonsskogen markerer år 0 tiden for planting etter flatehogst, og år 80 er tiden for ny flatehogst. Deretter plantes nye trær som kan hogges etter ytterligere 80 år. Illustrasjon: Åsa Dahlberg.

1.2 Definisjoner og forståelse av økologisk tilstand i skog

Et av hovedmålene i norsk handlingsplan for naturmangfold er at økosystemene skal ha god tilstand: «Økosystemene skal ha god tilstand, og de skal levere viktige økosystemtjenester» (Meld. St. 14 (2015–2016) Natur for livet). For å utvikle et system for å vurdere tilstanden til økosystemer på land og i havet, oppnevnte Klima- og miljødepartementet i 2016 et ekspertråd med ni fageksperter på ulike økosystemer. Ekspertrådets anbefalinger ble publisert i en egen rapport (Nybø & Evju 2017), som beskrev flere sentrale begreper som ligger til grunn for vurdering av tilstanden i økosystemer. Disse går vi kort gjennom nedenfor og ser hvordan de kan forstås for hovedøkosystemet skog. I kapittel 2 har vi konkretisert flere av begrepene for bruk i vurderingen av økologisk tilstand i skog.

Økologisk tilstand

Naturmangfoldloven (§3) gir en definisjon av økologisk tilstand: «Status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer». Dette innebærer at økosystemers tilstand må knyttes til økosystemenes struktur, funksjoner og produktivitet, der disse egenskapene og dermed tilstanden kan bli endret av ulike påvirkningsfaktorer.

Med struktur forstår vi her den biofysiske strukturen til økosystemet, vanligvis hvilke genotyper, arter, naturtyper og andre enheter som inngår i økosystemet, og hvor mye det er av de enkelte enhetene. Det omfatter med andre ord både struktur og sammensetning slik Noss (1990) har inndelt naturmangfoldet. Det kan omfatte mengden av utvalgte, ofte dominerende arter innen ulike trofiske nivåer, i skog f.eks. ulike treslag og beitedyr som elg, så vel som funksjonelt viktige arter eller strukturer som død ved, mykorrhiza-sopper, blåbær, og toppredatorer som ulv. Funksjoner omfatter de forskjellige prosessene som foregår innen og mellom økosystemets ulike organisasjonsnivåer fra gener via arters bestander til artssamfunn, naturtyper og hele landskap. Produktivitet inngår blant funksjonene i økosystemet og kan omfatte primærproduksjonen til planter og mikroorganismer ved fotosyntese og sekundærproduksjonen til ulike konsumenter. Andre funksjoner i økosystemet er nedbryting av organisk materiale, kretsløp av vann og ulike næringsstoffer, karbonlagring, jorddannelse og ulike interaksjoner mellom arter.

Påvirkningsfaktorer vil i vår sammenheng omfatte såkalte direkte drivere, dvs. faktorer som har en direkte effekt på strukturer og funksjoner i økosystemet. Menneskeskapte påvirkningsfaktorer er gjerne gruppert til arealbruk og inngrep, forurensinger, klimaendringer, beskatning eller regulering av arters bestander, samt introduksjon av arter (MEA 2005). I tillegg kommer naturgitte direkte drivere knyttet til ulike forstyrrelser i økosystemet, i boreal skog f.eks. skogbrann eller store stormfelling av trær. Indirekte drivere som befolkningens vekst, struktur og forflytning, økonomisk vekst, og endringer i teknologi eller kultur, vurderer vi ikke her. Påvirkningsfaktorer som er særlig aktuelle i skog, er nærmere beskrevet i kapittel 1.1.

God økologisk tilstand

Med god økologisk tilstand mener vi at økosystemets struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden, definert som et intakt økosystem. Dette representerer et velfungerende økosystem, der naturlige økologiske funksjoner er opprettholdt og de fleste naturlig forekommende artene er på plass. Mennesker kan påvirke økosystemer i god økologisk tilstand, men ikke i større omfang enn at struktur og funksjon fremdeles ligger nær referansetilstanden.

I et økosystem der tilstanden avviker vesentlig fra referansetilstanden, vil gjerne enkelte arter ha betydelig lavere eller høyere bestander enn i referansetilstanden, eller prosesser som primærproduksjon eller nedbryting går betydelig raskere eller langsommere. Et betydelig avvik fra referansetilstanden kan enten innebære at endret verdi for en gitt variabel har betydelige effekter på andre deler av økosystemet, eller ved at verdien ligger langt unna verdien man vil observere i referansetilstanden (f.eks. lavere enn 60 % av referanseverdien). Ofte vil det være mulig å knytte slike avvik til en eller flere menneskeskapte påvirkningsfaktorer, noe som underbygger forståelsen av at det dreier seg om betydelige avvik fra intakt natur.

Referansetilstand/intakt natur

Intakte økosystemer karakteriseres ved at deres viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt, og at de har fullstendige næringskjeder og kretsløp av næringsstoffer. Naturlig forekommende arter dominerer innen alle trofiske nivåer og funksjonelle grupper. Artssammensetning, populasjonsstruktur og genetisk mangfold av naturlig forekommende arter er resultatet av naturlige endringsprosesser (Landres mfl. 1999). Egenskapene til intakte økosystemer varierer innenfor grensene av økosystemets naturlige dynamikk.

Menneskelig påvirkning kan forekomme i intakte økosystemer, men skal ikke være gjennomgripende, dominerende eller endre strukturer, funksjoner eller produktivitet i økosystemet. Effekten av menneskelig påvirkning skal ikke overskride effekten av naturlige påvirkningsfaktorer eller dominerende arter i økosystemet. Menneskelig påvirkning skal heller ikke føre til endringer som er raskere eller mer gjennomgripende enn naturlige påvirkningsfaktorer i økosystemet.

Selv om skogen i Norge har vært utnyttet av mennesker på mange ulike måter over lang tid (kap. 1.1), anser vi at det er mulig å spesifisere strukturer og funksjoner i skog som intakt natur etter definisjonen over. Det innebærer at referansetilstanden for skog er et økosystem i all hovedsak formet av naturlige prosesser, og ikke et semi-naturlig økosystem der den menneskelige påvirkningen har en betydelig rolle i å forme disse strukturene og funksjonene. Vi kan referere til slik skog som 'naturskog' (jf. Rolstad mfl. 2002).

Det er viktig å være oppmerksom på at naturlige økosystemer kan variere betydelig fra år til år eller over lengre tidsperioder (Landres mfl. 1999). Dette må inkluderes i forståelsen av referansetilstanden, bl.a. når det gjelder å vurdere hva som er et vesentlig avvik fra referansetilstanden (jf. God økologisk tilstand over). Eventuelle naturgitte endringer i økosystemet over lengre tidsrom kan i prinsippet føre til at også referansetilstanden endrer seg over tid. I praksis må vi forholde oss til en tidsskala som er relevant for forvaltningen, dvs. noen få tiår. Det innebærer at vi ikke vil vurdere naturgitt variasjon i økosystemets struktur, funksjoner og dynamikk over tidsrom på mer enn 100 år.

Ekspertrådet foreslo også at klimaet for referansetilstanden skulle baseres på klimaet i normalperioden 1961–1990. Dette representerer et klima som i Norden var noe mindre påvirket av menneskeskapte klimaendringer enn klimaet i tiårene etter 1990. Det er rimelig å holde fast ved akkurat denne normalperioden, og ikke oppdatere den til nye normalperioder, for å unngå å forskyve forståelsen av referansetilstanden.

Dessuten foreslo Ekspertrådet at artssamfunnet skulle baseres på dagens naturlig forekommende arter, der man ikke inkluderer arter som er utdødd eller som har etablert seg i landet etter 1800 (jf. arter vurdert på fremmedartslista (Artsdatabanken 2020)).

Egenskaper ved økosystemet og god tilstand

Ekspertrådet forsøkte å konkretisere hva slags egenskaper økosystemer har, og hva god økologisk tilstand innebærer for disse egenskapene. De beskrev sju slike egenskaper:

- Primærproduksjon
- Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer
- Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer
- Funksjonene til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer
- Landskapsøkologiske mønstre er forenlig med artenes overlevelse over tid
- Biologisk mangfold: genetisk mangfold, artssammensetning og artsutskifting
- Abiotiske forhold

Ekspertrådet anså at for et økosystem i god tilstand skal disse sju egenskapene ikke avvike vesentlig fra referansetilstanden.

Disse sju egenskapene er knyttet til økosystemets ulike strukturer og funksjoner, der noen slike strukturer og funksjoner kan være sentrale for flere egenskaper, mens andre er spesifikke for en gitt egenskap. Endringer i økosystemet kan dermed påvirke de enkelte egenskapene forskjellig, avhengig av hvordan sentrale underliggende strukturer og funksjoner for egenskapene blir påvirket.

For *primærproduksjon* kan både høye og lave verdier indikere et avvik fra god økologisk tilstand. I skog vil f.eks. intensivt skogbruk med gjødsling av høytytende treslag eller redusert tilvekst på grunn av næringsmangel medføre endring i primærproduksjonen som kan innebære avvik fra god økologisk tilstand. Primærproduksjonen representerer produksjonen av biomasse pr. tidsenhet hos planter eller mikroorganismer ved fotosyntese. Denne produksjonen kan regnes som brutto- eller nettoproduksjon, der nettoproduksjonen ikke omfatter produksjon brukt i plantenes egen respirasjon.

Ved god økologisk tilstand vil *fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* innebære en balanse mellom primærprodusenter, nedbrytere og ulike nivåer av konsumenter i hele næringsnett. Samtidig må også biomassen innen hvert trofisk nivå opprettholdes. Et skogøkosystem kan ikke sies å være i god tilstand dersom f.eks. biomassen av skogstrær, hjortedyr og store rovdyr alle er sterkt redusert, selv om det relative forholdet i biomasse mellom dem tilsvarer referansetilstanden. Avvik fra referansetilstanden innebærer da at biomasse for én eller flere arter/grupper har vesentlig avvik fra nivået i referansetilstanden.

Tilsvarende må både relativ andel og absolutt mengde av ulike funksjonelle grupper innen hvert trofiske nivå være opprettholdt for at egenskapen *funksjonell sammensetning innen ulike trofiske nivåer* skal være i god tilstand, f.eks. ved at mengden av henholdsvis trær, busker og planter i feltsjiktet ikke avviker mye fra fordelingen i intakt skog.

Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer har stor betydning for livsmulighetene for andre arter og for ulike økosystemprosesser. I skog kan f.eks. store eller gamle trær og ulike typer død ved være slike strukturer, så vel som mykorrhiza-sopper eller arter som osp, rogn og selje, blåbær, elg og smånagere, som alle kan ha betydning for mange andre arter.

Mengde og romlig fordeling av ulike naturtyper og nøkkelressurser som gammel skog og død ved i landskapet representerer den fysiske arenaen der artenes liv og økologiske funksjoner utfolder seg. Dette utgjør de *landskapsøkologiske mønstrene som må være forenlige med artenes overlevelse over tid* for at økosystemer skal ha god økologisk tilstand. I intakte økosystemer er slike mønstre formet av naturgitte forstyrrelser med variasjon i omfang, frekvens og intensitet gitt ved de ulike økosystemenes og landskapenes klima, terreng og andre karakteristiske egenskaper. Slike forstyrrelser blir etterfulgt av suksesjoner av ulik varighet inntil neste forstyrrelse inntreffer. I intakte økosystemer har slike forstyrrelser og suksesjoner skapt mønstre i habitategenskaper og ressurser som de stedegne artene er tilpasset over lang tid. Ytre menneskeskapte påvirkninger representerer forstyrrelser som ofte vil avvike betydelig i intensitet, frekvens eller romlig fordeling fra de naturgitte, noe som kan endre økosystemfunksjoner og redusere livsmuligheten for stedegne arter. I skog representerer skogbrann og stormfelling større naturgitte forstyrrelser som skaper et karakteristisk mønster av naturtyper og ulike ressurser i tid og rom. Moderne bestandsskogbruk representerer en sterk ny påvirkning som medfører helt andre mønstre i tid og rom, noe som reduserer livsmulighetene for mange stedegne arter, spesielt habitatspesialister knyttet til gammel skog og med dårlig spredningsevne. Samtidig kan endringene åpne nye muligheter for arter med andre habitatkrav, f.eks. opportunistiske arter med generelle habitatkrav og god spredningsevne.

Biologisk mangfold omfatter her mangfoldet av arter og genotyper, så vel som utskifting av arter og genotyper ved migrasjon, utdøing eller evolusjon. Endringer av biologisk mangfold kan endre økosystemfunksjoner og gjøre økosystemene mindre robuste overfor ytre påvirkninger. Det gjelder åpenbart ved tap eller sterk reduksjon i mengden av nøkkelarter som f.eks. mykorrhiza-sopper, smånagere eller blåbær, men også ved en generell nedgang i mangfoldet av arter eller genotyper. Andre rater for artsutskifting enn det som karakteriserer intakte økosystemer, f.eks. ved raskere utdøing av stedegne arter eller innvandring av fremmede arter, tyder på en påvirkning som innebærer forringet tilstand for økosystemet.

Abiotiske forhold, dvs. fysiske og kjemiske egenskaper ved økosystemer som geologi, terreng, lokalklima, samt kretsløp av vann og ulike næringsstoffer, har stor betydning for økosystemenes dynamikk og ulike funksjoner og derved også for deres artsmangfold. En rekke forskjellige menneskeskapte påvirkninger kan endre de abiotiske forholdene slik at økosystemets tilstand blir forringet. I skog vil f.eks. ulike skogbrukstiltak som hogst, grøfterensk eller gjødsling endre lokalklima, hydrologi, karbonlager og/eller nærings sirkulasjon, med effekter på hastigheten i nedbryting av organisk materiale så vel som primærproduksjonen og artssammensetningen av planter i feltsjiktet og jordlevende organismer.

Indikatorer og referanseverdi

For å beskrive tilstanden for økosystemer må vi ha indikatorer som best mulig representerer de sju egenskapene for økosystemenes struktur, funksjoner og primærproduksjon. Samtidig bør slike indikatorer være følsomme for viktige påvirkninger av økosystemet, slik at endringer i indikatorverdiene kan knyttes til endringer i én eller flere slike påvirkningsfaktorer. En kjent tilknytning mellom indikatorer og påvirkninger vil gjøre det lettere å tolke årsaken til observerte endringer i indikatorverdier og dermed å vurdere hvordan ev. endringer kan følges opp av forvaltningen.

Abiotiske tilstandsindikatorer bør være nokså klart knyttet til viktige økosystemfunksjoner og bør ikke direkte representere påvirkningsfaktorer (jf. Nybø & Evju 2017). En indikator for nitrogeninnholdet i jorda kan ses som del av den kjemiske tilstanden i økosystemet. Et mål for tilført nitrogen ved langtransportert forurensing eller gjødsling bør derimot betraktes som en indikator for påvirkning, ikke for økosystemets tilstand. Tilsvarende kan endringer over tid i lufttemperaturen for større arealer (f.eks. Meteorologisk institutts modellerte temperaturdata pr. km²) ses som uttrykk for en ytre klimapåvirkning, mens variasjoner i lokalt snødekke kan ses som en fysisk egenskap ved økosystemet og dermed vurderes som en aktuell tilstandsindikator.

I referansetilstanden vil indikatorene ha en verdi, eller en variasjon omkring et gjennomsnitt, tilsvarende det man kan forvente å finne i intakt natur. En slik referanseverdi for en indikator kan fastsettes på flere ulike måter (se Jakobsson mfl. 2020, Töpper & Jakobsson 2021). For de indikatorene vi har brukt for å vurdere økologisk tilstand for skog, gir vi en kort forklaring på dette i kapittel 2.4.1.

Grenseverdi for god økologisk tilstand

Ekspertrådet har spesifisert at god økologisk tilstand innebærer at økosystemets egenskaper ikke avviker i vesentlig grad fra hva de ville være under referansetilstanden gitt ved intakt natur (jf. over). For indikatorer som representerer de ulike egenskapene, innebærer dette at indikatorverdien i et økosystem i god tilstand ikke avviker vesentlig fra indikatorens referanseverdi.

Hva som representerer et vesentlig avvik fra referanseverdien for de enkelte indikatorene, er ikke lett å fastslå. Dersom man har kunnskap om en funksjonell sammenheng mellom indikatoren og gitte påvirkningsfaktorer og har etablert slik sammenheng som en spesifikk dose-respons-funksjon, kan det være mulig å fastsette en grenseverdi for indikatoren der økosystemet går fra god til forringet tilstand. Dette er i dag bare mulig for et fåtall indikatorer, i hovedsak knyttet til forurensing i vann. I mangel av kunnskap om dose-respons-sammenhenger, eller der indikatoren trolig påvirkes av flere ulike faktorer, må indikatorens grenseverdi for god økologisk tilstand fastsettes ut fra beste økologiske kunnskap om indikatorens verdi ved overgangen fra god til forringet tilstand. En lavere verdi enn grenseverdien innebærer i prinsippet en vesentlig negativ endring i økosystemets egenskaper. Ved mangelfull kunnskap er det rimelig å anta en lineær sammenheng som en første tilnærming. For flere av våre indikatorer har vi i slike tilfeller valgt å sette grensen ved 60 % av referanseverdien (se nærmere forklaring i kap. 2.4.1). Hvordan man kan fastsette grenseverdi for god økologisk tilstand, er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020) og Töpper & Jakobsson (2021).

1.3 Mål for rapporten

Formålet med prosjektet som rapporteres her, er å vurdere den økologiske tilstanden for hovedøkosystemet skog i Norge med utgangspunkt i den såkalte 'indeksmetoden', også kalt Index-Based Ecosystem Condition Assessment (IBECA; Jakobsson mfl. 2021). Denne vurderingen bygger på det tidligere arbeidet med utviklingen av systemet for økologisk tilstand, fra ekspertrådets rapport (Nybø & Evju 2017), til operasjonalisering av metoden (Nybø mfl. 2018) og utprøving i et pilotprosjekt i Trøndelag (Nybø mfl. 2019). Metoden er også presentert og diskutert i Jakobsson mfl. (2020, 2021) og Töpper & Jakobsson (2021). I tillegg til å legge til grunn metodene som er utviklet tidligere, har vi her også vurdert noen nye indikatorer og vurdert behovet for å oppdatere referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand for de enkelte indikatorene. I tillegg har vi sammenstilt datagrunnlag for indikatorene for hele landet og for tidligere år, så langt dette har vært tilgjengelig (jf. kap. 2.4).

Hovedmålet for denne rapporten er dermed å presentere og drøfte resultatene av vurderingen av økologisk tilstand for skog i Norge. Dette omfatter følgende mer spesifikke mål:

- Å beregne økologisk tilstand for skog i ulike regioner av Norge basert på indeksmetoden slik denne er utviklet siden ekspertrådets rapport.
- Å sammenstille annen informasjon som ev. kan belyse holdbarheten i vurderingen av beregnet økologisk tilstand for skog.
- Å vurdere i hvilken grad vår beregning av den økologiske tilstanden for skog reflekterer utviklingen for ulike påvirkningsfaktorer.
- Å sammenholde vurderingen av økologisk tilstand for skog i Norge med tilsvarende relevante vurderinger av tilstanden for skog internasjonalt, i første rekke for boreal skog i Norden og Baltikum.
- Å foreslå hvordan systemet for vurdering av økologisk tilstand for skog kan forbedres.

2 Datagrunnlag og metoder

2.1 Avgrensning av økosystemet skog

I kapittel 4.1 i ekspertrådets rapport (Nybø & Evju 2017) er det spesifisert hvilke hovedøkosystemer økologisk tilstand skal vurderes for. I kapittel 4.2.1 i ekspertrådets rapport er hovedøkosystemet skog nærmere drøftet og avgrenset fra andre hovedøkosystemer. Det er der tatt utgangspunkt i naturtyper beskrevet i Natur i Norge (NiN; Halvorsen mfl. 2016a). Skog er i ekspertrådets rapport avgrenset til NiN hovedtyper på fastmark med en tredekning som tilfredsstillende Landsskogtakseringens definisjon (jf. under). Siden datagrunnlaget for flere av de aktuelle indikatorene til bruk i vurderingen av økologisk tilstand i skog ikke skiller mellom skog på fastmark eller våtmark, vil vi her også inkludere NiNs skogtyper på våtmark. Dette er nærmere drøftet og begrunnet i resten av dette underkapitlet.

Natur i Norge (NiN; Halvorsen mfl. 2016a) gir ingen definisjon for skog, men for tresatt areal og skogsmark. Tresatt areal defineres som «*et sammenhengende område med trær [vedplanter som er eller kan bli > 5 m høye], der arealandelen innenfor kroneperiferien er større enn 10%*», mens skogsmark defineres som «*naturlig mark sterkt preget av langvarig innflytelse fra trær og som ved et gitt tidspunkt er tresatt eller som i nær fortid har vært og i nær framtid forventes igjen å være tresatt*». NiN deler videre skogsmark inn i flere hovedtyper (med kode) basert på variasjon i ulike økologiske forhold, fastmarksskogsmark (T4), flomskogsmark (T30), treplantasje (T38), myr- og sumpskogsmark (V2) og strandsumpskogsmark (V8). Her betegner T hovedtyper av fastmark, mens V betegner hovedtyper av våtmark. Hver av disse hovedtypene er karakterisert ved ulike lokale komplekse miljøgradienter som gir grunnlag for videre inndeling i en rekke grunntyper

Flere av indikatorene i systemet for økologisk tilstand bygger på data fra Landsskogtakseringen (jf. kap. 2.4). I praksis vil vi derfor måtte forholde oss til data fra det arealet som Landsskogtakseringen inkluderer i sine skogtakseringer. Landsskogtakseringen følger definisjonen av skog brukt av FNs organisasjon for mat og landbruk (FAO): «*Land spanning more than 0.5 hectares with trees higher than 5 meters and a canopy cover of more than 10 percent, or trees able to reach these thresholds in situ. It does not include land that is predominantly under agricultural or urban land use.*» (FAO 2018, jf. også Tomter & Dalen 2018: Ordliste). Landsskogtakseringen inkluderer også areal som midlertidig er uten trær (f.eks. hogstflater) i sin dekning av skog. Forståelsen av skog er altså omtrent sammenfallende hos NiN og Landsskogtakseringen.

Landsskogtakseringen dekker hele landet med ca. 22 000 prøveflater i et systematisk forband på 3x3 km (3x9 km over barskoggrensa, 9x9 km i Finnmark utenom barskog), der ca. 13 000 prøveflater tilfredsstillende definisjonen som skog eller annet tresatt areal (Granhus mfl. 2017). Annet tresatt areal har kronedekning 5–10 % for trær som kan bli minst 5 m høye; ev. over 10 % dekning hvis man inkluderer busker med høyde minst 0,5 m (Tomter & Dalen 2018). Prøveflater med skog eller annet tresatt areal takseres i felt. Våre indikatorer omfatter imidlertid bare data fra prøveflater definert som produktiv eller uproduktiv skog, ikke fra annet tresatt areal.

Dette innebærer at data fra arealer som tilfredsstillende skogdefinisjonen, inngår i våre relevante indikatorer. Dermed vil vi dekke skogdekt mark som i NiN faller inn under alle hovedtypene av skogsmark (T4, T30, T38, V2, V8, jf. over), også mark som NiN klassifiserer som våtmark (V2, V8). I tillegg vil enkelte typer semi-naturlig mark (f.eks. hagemark) kunne være inkludert, så vel som delarealer som i andre sammenhenger regnes til fjell eller tundra, gitt at disse har tilstrekkelig dekning av trær til at de regnes som skog i Landsskogtakseringen.

I arbeidet med utviklingen av systemet for økologisk tilstand ble det vurdert om de ulike hovedøkosystemene burde deles videre opp i underenheter etter NiNs inndeling eller andre kriterier. For skog har vi konkludert at vi ikke foretar slik oppdeling i denne vurderingen. Dels er det begrunnet i at datagrunnlaget i liten grad gjør det mulig å tilordne spesifikke indikatorverdier til

enheter i NiN, spesielt ikke på grunntypenivå. Det skyldes bl.a. at slike enheter i NiN-systemet oftest er fordelt geografisk på en mye finere skala enn den vi har for dataene. Dessuten vurderer vi det slik at de viktigste påvirkningene på den økologiske tilstanden i skog i stor grad er felles for de ulike underenhetene etter NiN. Skog dominert av henholdsvis gran, furu og lauvtrær, kan imidlertid ha noe forskjellige forstyrrelsesregimer og grad av menneskelige påvirkninger. For data fra Landsskogtakseringen er det også mulig å spesifisere disse for skog med dominans av ulike treslag, men det gjelder ikke flere andre indikatorer. Foreløpig har vi ikke lagt opp til å vurdere tilstanden for skog dominert av ulike treslag. Det kan være en viss forskjell i naturgitte forstyrrelser og menneskelig påvirkning for skog i ulike bioklimatiske regioner, knyttet til klima, terreng, fordeling av dominerende treslag, skogbrukshistorie og annet. Dette vil vi imidlertid i stor grad fange opp ved å vurdere tilstanden for ulike geografiske regioner (jf. kap. 2.2).

2.2 Geografiske regioner

I prinsippet kan systemet for økologisk tilstand anvendes på arealer eller administrative enheter på ulike romlige skalaer, f.eks. fra kommuner til hele landet. Imidlertid vil den romlige oppløsningen for dataene til indikatorene sette klare grenser for hvor detaljert vurderingen av økologisk tilstand kan gjøres. For skog i 2020 vil vi derfor basere oss på en ganske grov inndeling av landet i regioner (**figur 2.1**). Det vil dermed bli mulighet til å vurdere økologisk tilstand for både skog og fjell i de samme regionene. Denne inndelingen innebærer at vi presenterer separate resultater for hver region, både for enkeltindikatorer og for aggregert vurdering av økologisk tilstand for egenskaper og skog som helhet.



Figur 2.1 Regional inndeling av Norge for rapportering av økologisk tilstand for skog. Inndelingen tilsvarer den som er brukt i naturindeksen (Jakobsson & Pedersen 2020). Grønn farge viser fordelingen av skog.

Data fra Landsskogtakseringen for de enkelte regionene illustrerer noe av variasjonen i skogforholdene over landet. Østlandet representerer den største andelen av Norges skogareal (34 %) og stående volum av trær (44 %), så vel som størst andel av skogdekt areal og andel av produktiv skog (**tabell 2.1**). Andelen av all skog eldre enn 160 år er noe over gjennomsnittet for hele landet. Storaunet & Rolstad (2020) har vist at andelen 'naturskog', slik de definerer det, er betydelig lavere på Østlandet (< 30 %) enn for øvrige regioner (>30 %). Mye av skogen på Østlandet har vært under intensiv skogsdrift over lang tid.

Sørlandet har klart mindre andel av skogarealet (15 %) og stående volum (20 %), men har stor andel av arealet dekket av skog og litt større andel produktiv skog enn landet som helhet (**tabell 2.1**). Sørlandet har størst andel skog eldre enn 160 år. Deler av skogen på Sørlandet har vært intensivt utnyttet i lang tid, men andre deler har vært mindre hardt drevet.

Vestlandet har liten andel av skogarealet (10 %) og stående volum (10 %), og bare vel en firedel av arealet er skogdekt, der knapt to tredeler av skogen er produktiv (**tabell 2.1**). Vestlandet har lav andel skog eldre enn 160 år. Skogen på Vestlandet var preget av langvarig og omfattende avskoging inntil ca. 1900, men har hatt aktiv skogreisning spesielt i tiårene etter andre verdenskrig.

Midt-Norge har noe større andel av skogarealet (17 %) og stående volum (16 %), mens skogarealet dekker drøyt en tredel av arealet, med ganske stor andel produktiv skog (**tabell 2.1**). Sammenliknet med gjennomsnittet for Norge har Midt-Norge noe lavere andel skog eldre enn 160 år. Midt-Norge er som Østlandet en tradisjonell skogregion med intensiv drift av mye av skogen over lang tid.

Nord-Norge har en forholdsvis stor andel av skogarealet (24 %), men lav andel av stående volum (10 %). Bare drøyt en firedel av arealet er skogdekt og bare drøyt halvparten av skogen er produktiv (**tabell 2.1**). Nord-Norge har lavest andel skog eldre enn 160 år av alle regionene. Skogen i Nord-Norge er preget av et barskt klima, spesielt på kysten og i Finnmark. Kyststrøkene av Nordland og Troms er ellers preget av gjengroing og skogreisning, mens innlandet har hatt etablert skog i lang tid.

Tabell 2.1 Andel skogareal, produktivt skogareal av all skog, totalt stående volum med bark og arealandel av all skog eldre enn 160 år for skog i de ulike regionene i **figur 2.1**.

	Totalt skogareal (km ²)	Andel skog av alt areal (%)	Andel produktiv skog (%)	Stående volum (mill. m ³)	Arealandel skog >160 år (%)
Østlandet	40 880	51,6%	84,7%	495	4,6
Sørlandet	18 410	58,0%	73,4%	223	6,8
Vestlandet	11 550	26,6%	64,5%	119	2,7
Midt-Norge	20 960	37,2%	69,8%	183	3,7
Nord-Norge	29 640	26,2%	52,7%	116	1,7
Norge	121 450	37,5%	70,1%	1136	3,9

Kilder: Totalt skogareal, andel skog av alt areal, andel produktivt skogareal og stående volum er med bark på alt skogareal (mill. m³) er basert på data fra Landsskogtakseringen 2014 (Tomter & Dalen 2018). Arealandel av all skog >160 år (som bestandsalder) er basert på data fra Landsskogtakseringen 2015–2019, analysert i dette prosjektet.

2.3 Metode for vurdering av økologisk tilstand

Vurderingen av økologisk tilstand er basert på indeksmetoden (Nybø mfl. 2019) og de indikatorene som inngår i beregnet tilstand for økosystemet og de ulike egenskapene (jf. kap. 2.4.1). Metoden er nærmere beskrevet av Jakobsson mfl. (2021) og Töpper & Jakobsson (2021). Her skal vi derfor bare kort skissere de ulike trinnene i indeksmetoden.

2.3.1 Indikatorer, referanseverdier, grenseverdier for god økologisk tilstand

Utgangspunktet for å bruke indeksmetoden er et sett med indikatorer som representerer viktige egenskaper ved økosystemet (jf. de sju egenskapene presentert i kap. 1.2). Disse indikatorene trenger ikke ha verdier for flere tidspunkter (tidsserier), selv om det vil være en fordel for å kunne bedømme variasjonen i indikatorenes verdier over tid og ev. kunne skille naturlig variasjon fra langvarige endringer. Indeksmetoden sammenstiller enkeltindikatorer til aggregerte indekser for økologisk tilstand (Töpfer & Jakobsson 2021). Siden indikatorene opererer med ulike måleenheter på ulike skalaer, og god og forringet økologisk tilstand skilles ved ulike verdier, er det nødvendig å skalere indikatorene til en felles skala. Derfor må det være mulig å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand, samt minimums- og maksimumsverdier under forringet tilstand for indikatorene som inngår i beregningen av økologisk tilstand etter indeksmetoden.

Referanseverdien for en indikator er den verdien indikatoren vil ha i referansetilstanden (jf. kap. 1.2). Å fastsette referanseverdi for en indikator kan gjøres på flere ulike måter. Disse er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020, 2021) og Töpfer & Jakobsson (2021). Kort skissert omfatter dette:

- *Absolutte biofysiske grenser*, f.eks. gitt ved effekter av påvirkninger som ikke skal forekomme i referansetilstanden, som forekomst av fremmede arter eller tekniske inngrep.
- *Referanseområder*, f.eks. områder som er vurdert til å ha økologiske forhold som ligger nær referansetilstanden, eller der observerte verdier for de aktuelle indikatorene anses å ligge nær sine referanseverdier.
- *Referansesamfunn* omfatter data for artssamfunn som ligger nær tilsvarende artssamfunn i referansetilstanden, gjerne basert på kunnskap om artssamfunn i lokaliteter som har karakter av referanseområder.
- *Modeller for økosystemdynamikk* der referanseverdien er basert på modeller for de delene av økosystemet som er viktige for indikatoren, kunnskap om økosystemet, og data for sentrale deler av modellen fra lokaliteter nær referansetilstanden.
- *Modeller for habitattilgang* der referanseverdien er basert på kunnskap om artenes økologiske krav og modeller for hvordan disse kravene kan oppfylles i referansetilstanden. Tilnærmingen har fellestrekk med habitatmodellering for arter.

Grenseverdien for god økologisk tilstand er den indikatorverdien der indikatoren viser at økosystemet ikke lenger er i god tilstand (jf. kap. 1.2). Grenseverdien er også med på å bestemme skaleringsfunksjonen for indikatoren (se kap. 2.3.2). Fastsetting av grenseverdier er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020) og Töpfer & Jakobsson (2021) og er kort skissert basert på tre ulike tilnærminger:

- *Empiriske grenseverdier* kan fastsettes basert på empiriske studier av indikatorenes tålegrenser i ulike lokaliteter som er vurdert å ha god eller forringet tilstand.
- *Statistiske fordelinger* for indikatorens verdier i ulike lokaliteter som varierer i tilstand, kan brukes til å spesifisere deler av fordelingen som uttrykk for avvik fra referansetilstanden.
- *Antatt lineær sammenheng* mellom indikatorverdien og økosystemets tilstand innebærer at forholdet mellom uskalert grenseverdi og uskalert referanseverdi er det samme som forholdet mellom de skalerte grense- og referanseverdiene. Vi har valgt å sette den skalerte grenseverdien til 60% av den skalerte referanseverdien (jf. kap. 2.3.2), noe som tilsvarer grenseverdien mellom god og moderat tilstand for normaliserte EQR-verdier i vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

For noen (tosidige) indikatorer blir det fastsatt både en øvre og en nedre grenseverdi for god økologisk tilstand. I prinsippet håndteres disse slik at observasjoner med verdier over referanseverdien skaleres mot den øvre grenseverdien, mens observasjoner med verdier under referanseverdien skaleres mot den nedre grenseverdien. Dette gir to uavhengige delindikatorer som

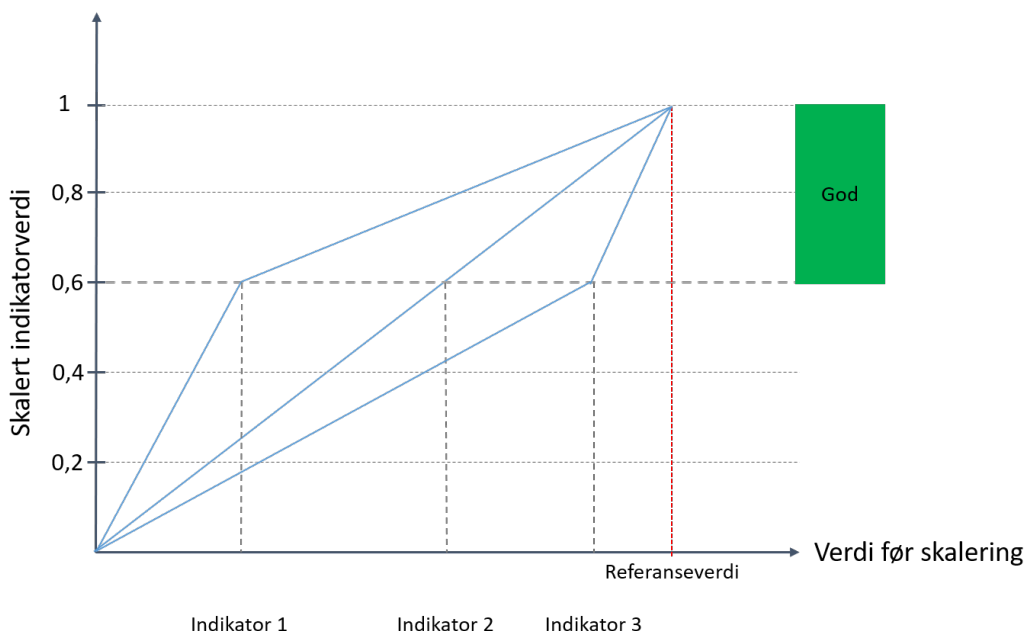
sammen representerer 'hovedindikatoren'. Dette gjelder f.eks. indikatoren for NDVI og Ellenberg-baserte karplante-indikatorer (se kap. 2.4 for detaljer).

Minimums- eller maksimumsverdien representerer den laveste eller høyeste verdien en indikator kan ha under forringet økologisk tilstand. For noen indikatorer er minimumsverdien intuitivt 0, f.eks. for en arts bestandsnivå eller for areal uten fremmede arter. Maksimumsverdien derimot må bli definert for bestandstall når indikatoren er tosidig. Det kan også foreligge prinsipielle grenser for hvor minimums/maksimumsverdiene kan ligge (f.eks. for Ellenberg-indikatorer). Minimums/maksimumsverdiene kan også estimeres empirisk for indikatorer der man har en tilnærmet fullstendig prøve for hele evalueringsarealet, dette kan være tilfellet for fjernmålings- eller modelleringsbaserte indikatorer. Se Töpper & Jakobsson (2020) for nærmere forklaring.

De aktuelle indikatorene for skog som brukes her, er gjennomgått i kapittel 2.4.1. Der er også angitt indikatorenes referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand, samt en summarisk forklaring på hvordan disse referanse- og grenseverdiene er fastsatt. Bakgrunnen for fastsetting av referanse- og grenseverdier for de fleste av disse indikatorene er nærmere gjennomgått i Nybø mfl. (2018) og i vedlegg til Nybø mfl. (2019).

2.3.2 Skalering, vekting og sammenstilling av indikatorverdier

Det sentrale punktet i indekismetoden er skalering av indikatorene til en felles verdiskala, noe som gjør det mulig å sammenlikne hver enkelt indikators avvik fra referanseverdien og å slå sammen indikatorenes verdier til en felles tilstandsverdi for økosystemet. Skaleringen tar utgangspunkt i indikatorens uskalerte referanseverdi, grenseverdi for god tilstand og en minimal eller maksimal verdi for indikatoren for økosystemets mest forringete tilstand. Etter skaleringen er referanseverdi 1, grenseverdien 0,6, og minimums/maksimumsverdien 0 for alle indikatorer. **Figur 2.2** viser skaleringen for tre hypotetiske indikatorer der den uskalerte grenseverdien er henholdsvis 25 %, 60 % og 87 % av den uskalerte referanseverdien.



Figur 2.2 Eksempel på skalering av tre indikatorer med uskalerte grenseverdier (vertikale stiplete streker) på henholdsvis 25 %, 60 % og 87 % av den uskalerte referanseverdien (rød prikket strek). Skaleringsfunksjonene (blå linjer) er bestemt av at skalert referanseverdi skal være 1, skalert grenseverdi 0,6 (horisontal stiplet strek) og skalert 'nullverdi' 0.

I vurderingen av samlet tilstandsverdi for økosystemet kan de enkelte indikatorenes bidrag gis samme eller ulik vekt (jf. Töpper & Jakobsson 2021). Begrunnelse for å gi ulik vekt kan være at to eller flere indikatorer dekker liknende aspekter ved økologisk tilstand. For eksempel dekker våre to indikatorer for død ved (henholdsvis >10 cm og >30 cm i diameter) noe av det samme for egenskapen *funksjonelt viktige arter og strukturer*, og vi kunne derfor valgt å gi hver av disse indikatorene halv vekt i den samlede vurderingen. En annen grunn til å veie indikatorer forskjellig er om enkelte indikatorer ikke har verdier for hele arealet der tilstanden skal vurderes, slik det er for noen indikatorer som inngår i naturindeksen (Jakobsson & Pedersen 2020). Dessuten kan det være indikatorer der verdiene er beheftet med så stor usikkerhet at disse bør gis mindre vekt i den samlede vurderingen.

Her har vi imidlertid valgt å la hver indikator veie likt i den samlede vurderingen, siden alle indikatorer har spesifiserte verdier for hele arealet som skal vurderes, og vi mener det ikke er tilstrekkelig stort sammenfall i indikatorenes dekning av ulike aspekter ved økologisk tilstand. Et unntak fra dette er de såkalte tosidige indikatorene, der både en øvre og en nedre grenseverdi for god økologisk tilstand er fastsatt (se over). Da disse indikatorene deles i to separate, uavhengige indikatorer, håndteres de teknisk sett som to indikatorer. For at dette ikke skal føre til dobbelt-telling av 'hovedindikatoren', vektet disse 'delindikatorene' slik at de sammen tilegnes samme vekt som en ensidig indikator ($1/n$ i aggregerte indekser, der n = antall indikatorer). Vektningen for disse indikatorene baseres på antall observasjoner som blir skalert mot henholdsvis øvre og nedre grenseverdi. Den statistiske usikkerheten ved indikatorenes estimerte verdier er håndtert eksplisitt i sammenstillingen av tilstandsverdien for økosystemet (kap. 2.3.3).

Tilstandsverdier beregnes for hver av de sju egenskapene basert på gjennomsnittlige skalerte verdier for de indikatorene som inngår for hver egenskap (det er imidlertid ingen indikatorer for egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*, jf. **tabell 2.3**). Deretter beregnes samlet tilstandsverdi for økosystemet på to litt forskjellige måter. (1) I den ene beregnes tilstandsverdien for økosystemet som gjennomsnittet av de enkelte indikatorenes skalerte verdier (dvs. med samme vekt for alle indikatorer). (2) Med utgangspunkt i tilstandsverdiene for hver egenskap er det også beregnet en gjennomsnittlig tilstandsverdi for økosystemet. Her er hver egenskap gitt samme vekt, uavhengig av hvilke og hvor mange indikatorer som inngår for de enkelte egenskapene. Det innebærer at indikatorer som inngår i flere egenskaper, i realiteten får større vekt enn indikatorer som bare inngår i én egenskap. Det er imidlertid få slike indikatorer (jf. **tabell 2.3**). Begge disse tilstandsverdiene for økosystemet, basert på henholdsvis gjennomsnitt av indikatorenes skalerte verdier og gjennomsnittet av egenskapenes tilstandsverdier, er vist i resultatene.

2.3.3 Beregning av usikkerhet ved indikatorestimater og aggregerte tilstandsverdier

Usikkerhet ved indikatorestimater beregnes ved resampling av observasjonsdata, med tilbakelegging, der N resamplede verdier tilsvarer det totale antallet observasjoner i datagrunnlaget (for et gitt tidspunkt og region, eller hele Norge). Resamplingen gjentas 10 000 ganger og gir en fordeling av 10 000 indikatorestimater. Kvantilene til denne fordelingen brukes for å estimere medianen (0,5), samt nedre og øvre konfidensintervall (0,025 og 0,975; dvs. at den reelle verdien ligger mellom disse grensene med 95 % sannsynlighet).

På tilsvarende måte estimeres usikkerhet knyttet til aggregerte indeksverdier, men med bruk av de beregnede fordelingene for hver indikator beskrevet over. I hver resampling trekkes en verdi fra hver indikatorfordeling inkludert i den aggregerte indeksen. Gjennomsnittet av dette uttrekket beregnes og lagres som et estimat i en fordeling av indeksestimater. Prosessen gjentas 10 000 ganger, og kvantilene til fordelingen av verdier brukes for å estimere medianen (0,5) samt nedre og øvre konfidensintervall (0,025 og 0,975) for den aggregerte indeksverdien. Prosessen er den samme for aggregering på egenskapsnivå som for samlet vurdering av økologisk tilstand.

Usikkerhetsestimater brukes for å definere avvikene fra god økologisk tilstand. Hvis et estimat og dets konfidensintervall er lavere enn grenseverdien (0,6), indikerer dette en *signifikant forringet tilstand*, mens et konfidensintervall som overlapper grenseverdien indikerer en *marginalt forringet tilstand*. Estimater høyere enn grenseverdier der konfidensintervallet ikke overlapper 0,6, indikerer en *god tilstand*.

2.3.4 Samlet vurdering av økologisk tilstand

Vurderingen av økologisk tilstand er basert på indeksmetoden og beregningen av tilstandsverdien for økosystemet ut fra de indikatorene som inngår (jf. kap. 2.3.2). I tillegg har vi vurdert et utvalg supplerende variabler som kan bidra til å nyansere resultatet som framkommer fra indeksmetoden, f.eks. ved å dekke noen aspekter ved økosystemet som ikke dekkes av indikatorene. Vi har kvantitative data, men bare korte tidsserier, for disse supplerende variablene. Hvordan deres nivå eller trender reflekterer tilstanden for økosystemet, er vurdert kvalitativt for hver enkelt variabel. I mange tilfeller er det mulig å bedømme om dagens verdi representerer et betydelig avvik fra sannsynlig verdi i referansetilstanden, og det kan også være mulig å identifisere en sannsynlig påvirkningsfaktor som årsak til et slikt avvik. Dersom de supplerende variablene reflekterer avvik fra referansetilstanden som sammenfaller med de aggregerte resultatene fra indeksmetoden og de enkelte egenskapene for økosystemet, vil dette styrke konklusjonene fra resultatene basert på indeksmetoden. I motsatt fall er det grunn til å vurdere hva årsaken til misforholdet mellom resultatene kan være og hvilken betydningen dette kan ha for tolkningen av resultatene. Merk imidlertid at en del av de supplerende variablene er basert på *naturindeksen for skog*, som inngår som ordinær tilstandsindikator for egenskapen *biologisk mangfold*, og de representerer dermed ikke uavhengig informasjon (selv om de er tilordnet en annen egenskap).

For å få innsikt i hva som kan være årsak til beregnet tilstand for økosystemet, har vi tilordnet indikatorene til hovedkategorier av påvirkningsfaktorer (se slutten av kap. 2.4.1). Vi har så beregnet samlede tilstandsverdier for indikatorene som er tilordnet hver påvirkningsfaktor. Dette viser om indikatorer tilordnet noen spesifikke påvirkningsfaktorer, har særlig lave tilstandsverdier. I tillegg har vi vurdert om variabler for ulike påvirkningsfaktorer kan gi ytterligere innsikt om mulige årsaker til observerte nivåer eller endringer i indikatorene brukt i indeksmetoden eller for de supplerende variablene. Her vil sammenfall i trender for variabler for ulike påvirkningsfaktorer og for tilstandsindikatorer som er antatt å være følsomme for de aktuelle påvirkningsfaktorene, kunne underbygge konklusjoner om at vurderingen etter indeksmetoden viser et reelt avvik fra referansetilstanden. Hvis endringer i påvirkningsfaktorer er betydelige, kan det i seg selv tyde på at økosystemet sannsynligvis ikke er i god tilstand.

Stikkordsmessig kan vi si at de ulike indikatorene og variablene har følgende roller i den samlede vurderingen av økologisk tilstand etter indeksmetoden:

- *Tilstandsindikatorenes skalerte verdier* inngår i beregningen av og utgjør selve grunnlaget for vurderingen av økologisk tilstand. Det beregnes tilstandsverdier for hver enkelt egenskap (som har indikatorer) og for hele økosystemet, dels direkte basert på tilstandsindikatorer og dels via egenskapene (jf. kap. 2.3.2).
- *Tilstandsindikatorenes skalerte verdier* brukes også til å beregne en samlet verdi for indikatorer som er tilordnet hver av fem hovedkategorier av påvirkningsfaktorer. Samlet verdi for hver slik påvirkningsfaktor forteller om denne bidrar i særlig grad til lav tilstandsverdi for økosystemet.
- *Tilstandsindikatorenes uskalerte verdier* brukes for å lage tidsserier (der datagrunnlaget tilsier det). Disse tidsseriene kan vise om indikatorenes utvikling over tid tyder på at de nærmer seg eller avviker fra indikatorenes forventete nivåer i referansetilstanden.
- *Supplerende variabler for ulike aspekter ved økosystemet* sammenstilles som tidsserier og brukes i en kvalitativ vurdering av om disse variablene bidrar til å styrke, svekke eller nyansere vurderingen basert på beregnet tilstandsverdi.

- *Ulike variabler for påvirkningsfaktorer* sammenstilles som tidsserier eller kart og brukes i en kvalitativ vurdering av om utviklingen for påvirkningsfaktorene sammenfaller i større eller mindre grad med utviklingen for tilstandsindikatorerne eller de supplerende variablene. Dette kan bidra til å identifisere mulige årsaker til endringer for tilstandsindikatorerne og dermed for beregnet tilstand.

2.4 Indikatorer og datagrunnlag

For å belyse den økologiske tilstanden i norsk skog trenger vi et sett med indikatorer som representerer de ulike egenskapene ved økosystemet og som kan brukes for å beregne tilstanden etter indeksmetoden. I tillegg har vi tatt med noen andre variabler som kan gi ytterligere informasjon om tilstanden, men som vi ikke har inkludert i beregning av tilstanden etter indeksmetoden (jf. kap. 2.4.2). Disse supplerende variablene blir omtalt i resultatene (kap. 3) der det er relevant. Videre har vi sammenstilt informasjon om noen variabler for ulike påvirkningsfaktorer, for å se om disse variablene kan bidra til å forklare nivå eller trender for tilstandsindikatorerne. Disse ulike indikatorerne og variablene gjennomgås i etterfølgende underkapitler.

2.4.1 Indikatorer i indeksen for økologisk tilstand

Beregning av økologisk tilstand etter indeksmetoden er basert på et sett med indikatorer som bør tilfredsstillende følgende krav:

- De dekker til sammen økosystemets sju egenskaper så godt som mulig.
- De kan knyttes til en eller flere påvirkningsfaktorer.
- Det finnes landsdekkende representative data, med relevant geografisk oppløsning.
- Det er mulig å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand.
- Det er ønskelig, men ikke strengt nødvendig at data foreligger som tidsserier som kan vise utvikling over tid.

Ved å oppfylle disse kravene vil indikatorerne kunne brukes i beregningen av økologisk tilstand etter indeksmetoden, de vil dekke de ulike egenskapene ved økosystemer, og de vil gi grunnlag for å vurdere tilstanden over hele arealet til økosystemet. Tilknytning til ulike påvirkningsfaktorer kan gi et grunnlag for å tolke mulige årsaker til observerte nivåer og eventuelle trender for indikatorverdiene. Indikatorer som dekker en viss tidsserie, gir, sammen med informasjon om aktuelle påvirkninger, grunnlag for å vurdere om observert tilstand kan knyttes til naturlig variasjon i indikatorverdier eller til menneskeskapte påvirkninger. Som vi skal se, er både kunnskap og datagrunnlag for aktuelle indikatorer begrenset, noe som medfører at det er vanskelig å finne indikatorer som tilfredsstiller alle disse kravene.

De enkelte indikatorerne

Indikatorerne som er brukt i beregningen av økologisk tilstand, er vist i **tabell 2.2**. Indikatorerne er litt mer utfyllende beskrevet nedenfor, men for flere detaljer om hvordan indikatorerne er beregnet og referanse- og grenseverdier er fastsatt, henviser vi til **vedlegg 1** og **2** og Töpper & Jakobsson (2021).

NDVI er en indeks for forholdet mellom rødt lys (R) og nær-infrarød (NIR) stråling $[(NIR-R)/(NIR+R)]$ og er nært korrelert med mengden grønn vegetasjon. Den brukes ofte som et mål for stående plantebiomasse eller primærproduksjon (målt som endring i NDVI-verdier mellom tidspunkter), oftest ved hjelp av data fra satellitter. Her har vi brukt landsdekkende data fra MODIS-satellitten og estimert forventet verdi for NDVI (her kalt pNDVI) for skogareal i hele Norge. pNDVI er basert på en modell for skog i verneområder som forklarer variasjonen i NDVI ved hjelp av klimatiske og edafiske forklaringsvariabler (jf. konseptet for 'Potential Natural Vegetation' i Hengl mfl. (2018)). Denne modellen for pNDVI har deretter blitt ekstrapolert til all skog i hele landet, slik at det finnes en pNDVI tilknyttet alle observerte NDVI-verdier. For å estimere

Tabell 2.2 Indikatorene i indeksen for økologisk tilstand i skog, med datakilder.

Indikator	Forklaring	Datakilder
NDVI (nedre)	Avvik fra modellert NDVI-skår, for verdier lavere enn referanseverdien	MODIS-satellitten
NDVI (øvre)	Avvik fra modellert NDVI-skår, for verdier høyere enn referanseverdien	MODIS-satellitten
Ellenberg N (nedre)	Ellenberg-skår for plantearter affinitet for nitrogen, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier lavere enn referanseverdien	ANO*
Ellenberg N (øvre)	Ellenberg-skår for plantearter affinitet for nitrogen, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier høyere enn referanseverdien	ANO*
Ellenberg F (nedre)	Ellenberg-skår for planters tilknytning til fuktige voksesteder, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier lavere enn referanseverdien	ANO*
Ellenberg F (øvre)	Ellenberg-skår for planters tilknytning til fuktige voksesteder, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier høyere enn referanseverdien	ANO*
Fravær av fremmede arter	Arealandel (%) uten fremmede karplanter	ANO*
Blåbærdekning	Dekning (%) av blåbær	Landsskog*
Rogn-osp-selje	Volum (m ³ /ha) av trær >10 cm i diameter, for produktiv skog	Landsskog*
Mengde død ved totalt	Volum (m ³ /ha) av død ved >10 cm i diameter	Landsskog*
Mengde grov død ved	Volum (m ³ /ha) av død ved >30 cm i diameter	Landsskog*
Areal biologisk gammel skog	Arealandel (%) av skog eldre enn grense for bestandsalder gitt ved treslag og bonitet	Landsskog*
Bestandsnivå hjortedyr (øvre)	Bestand av elg og hjort pr. km ² , vektet for størrelse (metabolsk vekt), gitt som 'elgekvivalenter', for verdier høyere enn referanseverdien	Hjorteviltregisteret/ Naturindeksen
Bestandsnivå rovdyr	Bestand av ulv, bjørn, gaupe pr. km ² , vektet for størrelse (metabolsk vekt), gitt som 'gaupekvivalenter'	Rovdata/Naturindeksen
Naturindeks for skog	Aggregert skalert naturindeksverdi for skog	Naturindeksen
Arealandel uten tekniske inngrep	Arealandel (%) av skog minst 1 km fra teknisk infrastruktur	Miljødirektoratet

* ANO: Arealrepresentativ naturovervåking; Landsskog: Landsskogtakseringen

tilstanden til indikatoren beregnet vi differansen mellom pNDVI og målt NDVI for skog i hele landet, der referansetilstanden er basert på fordelingen av avviket mellom pNDVI og NDVI i skog i verneområder i en gitt region. Medianen i denne fordelingen brukes som referanseverdi ved skalering av indikatoren for å ta høyde for regionale avvik fra den nasjonale modellen i pNDVI innen verneområder. Siden både positive og negative verdier for NDVI indikatoren kan indikere avvik fra god økologisk tilstand, er det beregnet nedre og øvre grenseverdier basert på 95 % prediksjonsintervallet for avvikene i skog i verneområder (jf. kap. 2.3.2; Töpper & Jakobsson 2021). Negative verdier for NDVI kan f.eks. skyldes avskoging, mens positive verdier kan skyldes økt produktivitet på grunn av klimaendringer eller overgjødning på stor skala.

Ellenberg N er en indeks basert på skårer for karplantearter tilknytning til (affinitet for) mengde tilgjengelig organisk nitrogen i jord (jordfertilitet). Plantenes tilknytning til nitrogen er angitt av Ellenberg mfl. (1991) på en skala fra 1 til 9, senere tilpasset til britiske og nordvesteuropiske forhold av Hill mfl. (1999). Lave verdier indikerer i utgangspunktet at en art foretrekker nitrogenfattig jord, mens høye verdier betyr at en art foretrekker nitrogenrik jord. Ved å beregne et veid gjennomsnitt for *Ellenberg N* basert på de ulike artenes relative mengde, kan det avledes en *Ellenberg N*-skår for vegetasjonen på en lokalitet. Denne *Ellenberg N*-skåren indikerer status for mengde organisk nitrogen i jord slik denne er relevant for vegetasjonen på lokaliteten. Referansetilstanden er fastsatt på grunnlag av fordelinger av *Ellenberg N*-verdier for generaliserte arts-lister for grunntyper i skog i NiN (innen hovedtypene T4 og T30) som samsvarer med

kartleggingsenheter i målestokk 1:5 000 (Töpper mfl. 2018). Siden både lave og høye verdier for *Ellenberg N* kan indikere avvik fra god økologisk tilstand, er det beregnet nedre og øvre grenseverdier basert på 95 % prediksjonsintervallet av referansefordelingene (Töpper mfl. 2018). Verdier over øvre grenseverdi for *Ellenberg N* kan indikere eutrofiering ved nitrogentilførsel. Verdier for *Ellenberg N* under nedre grenseverdi kan indikere nitrogenmangel som f.eks. kan skyldes økt biomasseuttak eller endret jordmikrobiell aktivitet knyttet til nitrogensyklus. Vegetasjonsdataene for evalueringen av *Ellenberg N*-indikatoren for skog kommer fra den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) som startet i 2019 (Tingstad mfl. 2019), der det samles data for karplantesamfunn og NiN kartleggingsenheter i et forband av 18 ANO-punkter i tilfeldig plasserte flater på 500 x 500 meter. Karplanters dekning registreres i en rute på 1x1 m på hvert punkt. Datagrunnlaget fra ANO for vurdering av *Ellenberg N*-indikatoren for skog i denne rapporten er basert på 1742 skogspunkter i 189 tilfeldig plasserte flater fra hele landet.

Ellenberg F er en tilsvarende indeks som *Ellenberg N*, men gjelder karplantearters tilknytning til voksesteder med ulik fuktighet. Skårer for *Ellenberg F* går fra 1 til 9, der 1 indikerer planter knyttet til tørre voksesteder og 9 planter knyttet til våte voksesteder. For øvrig er beregning av referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand gjort på tilsvarende måte som for *Ellenberg N*. Også for *Ellenberg F* kan både lave og høye verdier indikere avvik fra referansetilstanden. I skog kan lavere verdier enn referanseverdien for *Ellenberg F* for eksempel skyldes grøfting, mens høyere verdier kan skyldes økt nedbør som følge av klimaendringer. Datagrunnlaget baserer seg på 1742 skogspunkter i 189 tilfeldig plasserte flater fra hele landet (ANO; Tingstad mfl. 2019), slik som for *Ellenberg N* (se over).

Fravær av fremmede arter angis som arealandelen uten fremmede karplantearter på Artsdatabankens liste over arter med svært høy, høy eller potensielt høy økologisk risiko (Artsdatabanken 2020). I referansetilstanden skal slike fremmede arter ikke forekomme, og referanseverdien settes derfor til 100 %. Grenseverdien for god økologisk tilstand er vurdert av eksperter til 95 % (Nybø mfl. 2019). Tilstandsindikatoren *fravær av fremmede arter* kan ses som en direkte motsetning til en tilsvarende variabel for påvirkningsfaktoren (arealandel med fremmede arter), men det kan også tenkes andre slike variabler for denne påvirkningsfaktoren (jf. kap. 2.4.3). Dataene for vurderingen av indikatoren for fravær av fremmede arter kommer fra den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) (Tingstad mfl. 2019), der det registreres dekning av fremmede arter i en sirkel på 250 m² på hvert av 18 punkter på hver lokalitet (se over). Datagrunnlaget baserer seg på 1742 skogspunkter i 189 tilfeldig plasserte flater fra hele landet, slik som for *Ellenberg N* og *F*.

Blåbærdekning angis som arealandelen av skogbunnen dekket av blåbærplanter. Blåbær anses som en nøkkelart i skogen og har stor betydning som næringsplante for en rekke arter av pattedyr, fugler og insekter både sommer og vinter. Dataene kommer fra Landsskogtakseringen. Referanseverdien er den samme som i naturindeksen (Jakobsson & Pedersen 2020) og er basert på data fra Landsskogtakseringens referanseflater som er vurdert som naturskogslignende (Nybø mfl. 2018). Referanseverdien varierer mellom fylker og deler av fylker, i hovedsak knyttet til variasjon i produktivitet. Grenseverdien er foreløpig anslått til 60 % av referanseverdien.

Rogn-osp-selje er boreale lauvtrær med stor betydning for mange andre arter. Indikatoren angis som samlet volum pr. hektar produktiv skogsmark for trær av disse treslagene på minst 10 cm i diameter. Dataene kommer fra Landsskogtakseringen. Referanseverdien er den samme som i naturindeksen og er gitt som ulike verdier for ulike fylker og deler av fylker, fra 3 m³/ha for Finnmark til 10 m³/ha for lavereliggende områder på Østlandet, Sørlandet og Vestlandet. Dette er basert på en vurdering av mengde av rogn, osp og selje i skog med naturlige forstyrrelser, med utgangspunkt i data fra utvalgte referanseflater fra Landsskogtakseringen med naturskogsnær skog (Nybø mfl. 2018). Grenseverdien er foreløpig anslått til 60 % av referanseverdien.

Mengde død ved totalt og mengde grov død ved er volum av død ved pr. hektar for død ved henholdsvis større enn 10 cm og 30 cm i diameter. Dataene kommer fra Landsskogtakseringen. Referanseverdien for totalt volum død ved er beregnet for skogsmark med ulik bonitet for

naturskog med en modellert aldersfordeling og produksjon av død ved. Data for mengde død ved i gammel naturskogsnær skog med ulik produktivitet er basert på ulike nordiske studier (se forklaring og kilder i Nybø mfl. 2018). Mengde av grov død ved i naturskog er angitt som 40 % av mengden total død ved ut fra data i faglitteraturen. Grenseverdiene for god økologisk tilstand er foreløpig anslått som 60 % av referanseverdien for begge disse indikatorene.

Areal biologisk gammel skog angis som arealandelen av skog som er eldre enn grenseverdier som er gitt for henholdsvis gran, furu og lauvtrær og for lav, middels og høy bonitet (Nybø mfl. 2018). Andel gammel skog anses som viktig for naturmangfoldet i skog. Dataene kommer fra Landsskogtakseringen. Referanseverdien er anslått til 60 % av skogarealet basert på tilpasning av resultater fra modelleringsstudier for finske forhold (jf. Nybø mfl. 2018). Grenseverdien for god økologisk tilstand er foreløpig anslått som 60 % av referanseverdien. Merk at siden fjellbjørkeskog utgjør en stor andel av arealet av lauvskog, og fjellbjørk har lav maksimal levealder, er aldersgrensene for lauvskog på ulike boniteter trolig satt noe for høyt. Det innebærer at den skalerte indikatorverdien nok burde vært noe høyere, spesielt for Nord-Norge der fjellbjørkeskog utgjør en stor andel av skogarealet.

Bestandsnivå hjortedyr omfatter her mengden av elg og hjort pr. km², der antall hjort er omregnet til 'elgekvivalenter' ut fra gjennomsnittlig metabolsk vekt for hver art (dvs. der det er tatt hensyn til energiomsetningen knyttet til kroppsvekt) (jf. Nybø mfl. 2018). Datagrunnlaget kommer fra hjorteviltovervåkingen² og er de samme dataene som er brukt i naturindeksen 2020 (Jakobsson & Pedersen 2020), omregnet til regionene som brukes her. Referanseverdien er basert på anslåtte bestandsnivåer for elg og hjort i hvert fylke for referansetilstanden, slik disse er definert i naturindeksen (www.naturindeks.no). Her er det tatt hensyn til potensielt habitat under naturlige forhold og naturlige bestander av rovdyr, se også Nybø mfl. (2018). Både lave og høye indikatorverdier kan indikere at indikatorens tilstand er dårligere enn i referansetilstanden. Indikatorverdier lavere enn referansetilstanden kan være et resultat av høyt jakttrykk, forhøyet predasjon eller redusert tilgang på mat. Regulering av rovdyrbestander, redusert jakt eller klimaendringer kan gi indikatorverdier høyere enn referanseverdien, noe som kan ha en negativ effekt på det biologiske mangfoldet ved f.eks. overbeite av vegetasjon. Derfor bruker vi her en todelt indikator, skalert mot en nedre og en øvre grenseverdi, tilsvarende henholdsvis 60 % og 140 % av referanseverdien. Kun delindikatoren med lavest skalert verdi brukes i vurderingen av økologisk tilstand (fra indikator til økosystemnivå). For vurdering av dagens tilstand gjelder dette indikatorens øvre grenseverdi, siden dagens hjorteviltbestander ligger klart over referanseverdien. At bare tilnærmingen med øvre grenseverdi brukes her, skyldes en pragmatisk løsning på grunn av mangel på oppdaterte data fra Hjorteviltregisteret. Det var da nødvendig å bruke tilsvarende data som i naturindeksen 2020, noe som begrenset muligheten for å inkludere beregning av tilstanden mot nedre grenseverdi.

Bestandsnivå rovdyr omfatter her mengden av artene ulv, brunbjørn og gaupe for de enkelte regionene, der antall ulv og brunbjørn er omregnet til 'gaupeekvivalenter' ut fra gjennomsnittlig metabolsk vekt for hver art (jf. hjortedyr). I tillegg er det tatt hensyn til at brunbjørn har en betydelig andel planter i dietten (Nybø mfl. 2018). Bestandsdata for de enkelte artene kommer fra de ulike rovviltregionene (www.rovdata.no), slik de er rapportert i Naturindeks for Norge 2020 (Jakobsson & Pedersen 2020), og er omregnet til regionene som brukes her. Referanseverdien er basert på anslått bestandsnivå for de enkelte artene for potensielt habitat under naturlige forhold i de enkelte rovviltregionene, og er de samme som i naturindeksen (www.naturindeks.no; se også Nybø mfl. 2018). Grenseverdien for god økologisk tilstand er angitt som 60 % av referanseverdien.

Naturindeks for skog er en samlet indikator for artsmangfoldet basert på naturindeksens verdi for skog. Begrunnelsen for å ta med denne indeksen som en indikator for økologisk tilstand er at den sammenfatter tilstanden for en lang rekke arter og en del indirekte indikatorer for artsmangfoldet. Den gir dermed en bedre mulighet for å dekke egenskapen *biologisk mangfold* (se

² <https://www.hjortevilt.no/overvakingsprogrammet-for-hjortevilt/>

nedenfor) enn et fåtall artsbaserte indikatorer vi har tilgjengelige data for. Ved å integrere informasjon om mange arter og indirekte indikatorer gir den også et mer robust bilde av tilstanden for artsmangfoldet. Datagrunnlaget for *naturindeks for skog* omfatter data som også inngår for noen av de andre indikatorene (*blåbærdekning*, *rogn-osp-selje*, *areal biologisk gammel skog*, *bestandsnivå hjortedyr*, *bestandsnivå rovdyr*). Disse er imidlertid tilordnet andre egenskaper, og noen av dem er også gitt en annen utforming her enn i naturindeksen. Siden indeksen er basert på skalerte indikatorer med sine respektive referanseverdier (jf. Jakobsson & Pedersen 2020), er referanseverdien her 1. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt som 60 % av referanseverdien.

Arealandel uten tekniske inngrep angis som andelen av skogarealet som ligger minst 1 km fra tekniske inngrep som bebyggelse, veier, kraftlinjer og andre fysiske inngrep. Dette er samme indikator for inngrepsfrie naturområder som Miljødirektoratet³ har sammenstilt (merk at data eldre enn 2013 ikke er tilgjengelige her). Under referansetilstanden vil det ikke finnes noen slike inngrep, og referanseverdien er derfor satt til 100 %. Grenseverdien for god økologisk tilstand er foreløpig anslått til 60 % av referanseverdien.

Indikatorenes tilordning til økosystemets egenskaper

Vurderingen av økologisk tilstand tar utgangspunkt i at et økosystem i god tilstand har en rekke egenskaper som ikke skal avvike vesentlig fra referansetilstanden. For å vurdere tilstanden for disse egenskapene trenger vi indikatorer som (i større eller mindre grad) representerer de enkelte egenskapene. **Tabell 2.3** gir en oversikt over hvordan de enkelte indikatorene presentert over, kan tilordnes hver av de sju egenskapene som ekspertrådet identifiserte for økosystemer. Tilordningen er basert på en kvalitativ vurdering av hvordan de enkelte indikatorene, eller flere indikatorer sett i sammenheng, kan bidra til å belyse tilstanden for hver egenskap (se også drøftingen av de enkelte egenskapene i kap. 1.2). Tilordningen av indikatorene til de enkelte egenskapene er kort begrunnet som følger:

- *Primærproduksjon* omfatter indikatorer som representerer ulike mål på mengden av henholdsvis grønn vegetasjon (*NDVI*) og karplanter med ulik respons på tilgang på nitrogen (*Ellenberg N*). Endringer i disse indikatorenes verdier mellom ulike tidspunkter kan ses som et uttrykk for primærproduksjonen.
- *Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* omfatter indikatorene *bestandsnivå hjortedyr* og *bestandsnivå rovdyr*, dvs. to viktige og nær tilknyttede økosystemkomponenter blant henholdsvis herbivorer og predatorer. Disse indikatorene representerer ikke biomasse direkte, men bestandsnivåer. Vi har foreløpig ikke inkludert indikatorer for primærprodusenter med særlig relevans for hjortedyr, men indikatorer for primærproduksjon mer generelt kan ses i sammenheng med indikatorene for hjortedyr og rovdyr. Vi har ikke konstruert en indikator basert på forholdstall mellom biomasse i hvert trofisk nivå, men har valgt å vurdere mengde (bestandsnivå) for hvert trofiske nivå enkeltvis. Vi kan da vurdere om avvik fra referansetilstanden kan skyldes lavere eller høyere bestandsnivåer i ett, flere eller alle trofiske nivåer.
- *Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*. Vi har foreløpig ikke lyktes med å finne egnede indikatorer for denne egenskapen (men se forslag til videreutvikling i kap. 4.5).
- *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* omfatter indikatorer for viktige strukturer som død ved og biologisk gammel skog, fravær av fremmede arter, samt utvalgte arter som blåbær og rogn-osp-selje. Alle har stor betydning for mange andre arter i økosystemet, som viktig habitat/substrat, næring eller ved fravær av negativ økologisk påvirkning (fremmede arter).
- *Landskapsøkologiske mønstre* omfatter indikatorer for arealandelen av henholdsvis *biologisk gammel skog* og *areal uten tekniske inngrep*. Begge representer arealandeler av skog som er viktig for naturmangfoldet. Vi mangler foreløpig indikatorer som eksplisitt representerer det romlige mønstret av slike arealer eller ressurser av stor betydning for naturmangfoldet.

³ <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/100>

- *Biologisk mangfold* omfatter bare én indikator, *naturindeks for skog*. Denne omfatter imidlertid over 80 arter og andre indikatorer sammenstilt som et mål for tilstanden for biologisk mangfold i skog (Jakobsson & Pedersen 2020).
- *Abiotiske forhold* omfatter to indikatorer, *Ellenberg N* og *Ellenberg F*. Disse representerer karplantearters tilknytning til voksesteder med ulik tilgang på henholdsvis nitrogen og fuktighet. De reflekterer dermed noe av den økologiske effekten av variasjon i kjemisk-fysiske forhold knyttet til plantenæring og fuktighet.

Antall indikatorer pr. egenskap varierer en god del, og noen indikatorer representerer flere egenskaper. Egenskapen *funksjonelt viktige arter og strukturer* har flest indikatorer (6), mens egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* ikke har noen egnede indikatorer. For *biologisk mangfold* er imidlertid valget av kun én indikator gjort med overlegg, da denne indikatoren representerer et bredt datagrunnlag som allerede er sammenstilt i arbeidet med naturindeksen, med den hensikt å vurdere biologisk mangfold i skog. Aggregerte tilstandsverdier for de enkelte egenskapene er basert på de indikatorverdiene som inngår (jf. kap. 3.1.2).

Tabell 2.3 Tilordning av indikatorer til de sju egenskapene for økosystemer. Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer har ingen indikatorer tilordnet.

Indikator	Primærproduksjon	Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer	Funksjonelt viktige arter og strukturer	Landskaps-økologiske mønstre	Biologisk mangfold	Abiotiske forhold
NDVI	x						
Ellenberg N	x						x
Ellenberg F							x
Fravær av fremmede arter				x			
Blåbærdekning				x			
Rogn-osp-selje				x			
Død ved totalt				x			
Grov død ved				x			
Biologisk gammel skog				x	x		
Hjortedyr		x					
Rovdyr		x					
Naturindeks for skog						x	
Areal uten tekniske inngrep					x		
Antall indikatorer	2	2	0	6	2	1	2

Indikatorenes tilordning til påvirkningsfaktorer

For lettere å kunne forstå mulige årsaker til observerte endringer i tilstanden og ev. følge opp med forvaltningstiltak, vil det være hensiktsmessig å knytte indikatorene til ulike påvirkningsfaktorer. **Tabell 2.4** viser tilordningen av indikatorene til hovedklasser av påvirkningsfaktorer: ulike typer arealbruk og fysiske inngrep, klimaendringer, forurensing (her i hovedsak eutrofiering), beskatning av ville bestander, samt effekter av skadelige fremmede arter. Her har vi forsøkt å angi de viktigste påvirkningsfaktorene for hver indikator, ut fra en ekspertvurdering blant medlemmene i arbeidsgruppa. Det er her bare lagt til grunn direkte påvirkninger, ikke indirekte påvirkninger via andre deler av økosystemet (f.eks. skogbrukets påvirkning av rovdyr via byttedyrene). De enkelte indikatorene kan bli påvirket av flere faktorer, i praksis inntil tre faktorer.

Hele ti indikatorer blir i stor grad påvirket av arealbruk/inngrep og sju av klimaendringer. Fem av disse indikatorene blir påvirket i stor grad av begge faktorer. Ellers er det få indikatorer som i særlig grad blir påvirket av de andre faktorene. Disse indikatorene blir oftest også påvirket av klimaendringer eller arealbruk. Denne tilordningen mellom indikatorene og påvirkningsfaktorene er grunnlaget for beregning av aggregerte tilstandsverdier for de indikatorene som er tilordnet hver påvirkningsfaktor (jf. kap. 3.3). At en stor andel av indikatorene er påvirket av én faktor, kan medføre at tilstandsverdien for indikatorene tilordnet denne faktoren, skiller seg lite fra tilstandsverdien for økosystemet. Dermed kan den gi lite bidrag til å forklare hva slags påvirkning som eventuelt har betydning for tilstandsverdien. Dette innebærer også at det hadde vært ønskelig med et indikatorsett som er mer jevnt fordelt på ulike påvirkningsfaktorer.

Tabell 2.4 Tilordning av indikatorer til påvirkningsfaktorer. Forurensing representerer her i hovedsak eutrofiering.

Indikator	Arealbruk, arealinngrep	Klima- endringer	Forurensing	Beskatning	Fremmede arter
NDVI	x	x	x		
Ellenberg N		x	x		
Ellenberg F	x	x			
Fravær av fremmede arter		x			x
Blåbærdekning	x	x	x		
Rogn-osp-selje	x				
Død ved totalt	x				
Grov død ved	x				
Biologisk gammel skog	x				
Hjortedyr	x	x		x	
Rovdyr				x	
Naturindeks	x	x			
Areal uten tekniske inngrep	x				
Antall indikatorer	10	7	3	2	1

Aktuelle tidsperioder

I utgangspunktet er hovedformålet med denne rapporten å vise hva som er den økologiske tilstanden for skog i dag, basert på indekismetoden. Som nevnt over, er det imidlertid ønskelig å kunne vurdere hvordan de enkelte indikatorenes verdier har endret seg over tid og i hvilken grad dette kan ses på som et uttrykk for endring i økologisk tilstand. Vi har forsøkt å framskaffe data for indikatorene bakover i tid, men for de fleste tilstandsindikatorene har vi bare fått fram verdier for de siste ti årene, for noen indikatorer for de siste tjue årene (jf. kap. 3). Det varierer også hvilke år de ulike tilstandsindikatorene faktisk har angitte verdier. Følgelig har vi gruppert indikatorverdiene til femårsperioder (**tabell 2.5**), der årstallene i tabellen viser hvilket år dataene er tilordnet. Data fra Landsskogtakseringen er tilordnet midterste år i perioden for Landsskogtakseringens datainnsamling (som avviker fra periodene gitt i **tabell 2.2**). Denne inndelingen gjelder for beregning av tilstandsverdier for egenskaper og økosystemet. Tidsserier for uskalerte tilstandsindikatorer og påvirkningsindikatorer er vist slik datagrunnlaget foreligger, uten noen gruppering til periodene i **tabell 2.5**.

Tabell 2.5 Oversikt over referanseår med data for ulike tilstandsindikatorer og perioder for beregning av økologisk tilstand. Det er ikke beregnet tilstandsverdi for perioden 2001–2005 på grunn av manglende datadekning, men dataene er brukt i figurer som viser utviklingen i verdier for indikatorene. Data for død ved i perioden 1996–2000 er registrert etter annen metode enn for senere perioder og er derfor ikke helt sammenliknbare. NDVI-verdien for 2010 er ikke brukt i beregningen av tilstandsverdier.

indikatorer	1994–2000	2001–2005	2006–2010	2011–2015	2016–2020
blåbærdekning				2012	2017
areal biologisk gammel skog		2002	2007	2012	2017
mengde død ved totalt	1996			2012	2017
mengde grov død ved	1996			2012	2017
rogn-osp-selje	1996	2002	2007	2012	2017
naturindeks for skog	2000		2010	2014	2019
bestandsnivå rovdyr	2000		2010	2014	2019
bestandsnivå hjortedyr	2000		2010	2014	2019
arealandel uten tekniske inngrep	1998	2003	2008	2013	2018
fravær fremmede arter					2019
Ellenberg N					2019
Ellenberg F					2019
NDVI			[2010]	2011-2015	2016-2019

2.4.2 Supplerende variabler

Det finnes data for andre variabler som kan være relevante for å vurdere tilstanden til økosystemer. Disse dekker aspekter ved noen av økosystemets egenskaper som de ordinære tilstandsindikatorer bare delvis eller ikke dekker. I tillegg kan de gi et mer detaljert eller annet inntrykk av de aktuelle egenskapene. Dette er nærmere angitt for de enkelte variablene nedenfor. For noen av disse supplerende variablene har vi foreløpig ikke fastsatt referanseverdier eller grenseverdier, og de kan dermed ikke brukes i beregningen av økologisk tilstand etter indeksmetoden. Andre variabler overlapper for mye med indikatorer som alt inngår. Slike supplerende variabler kan likevel gi interessant tilleggsinformasjon om økosystemets tilstand ved å vise nivåer eller trender som kvalitativt kan vurderes mot hva som ville forventes i et intakt økosystem. Formålet med å vurdere disse supplerende variablene er altså å se om de styrker, svekker eller nyanserer resultatet for beregnet tilstandsverdi for egenskapene og økosystemet.

For at slike supplerende variabler skal kunne brukes for å belyse økologisk tilstand, bør de tilfredsstillende følgende krav:

- De dekker en eller flere av økosystemets sju egenskaper.
- De kan knyttes til en eller flere påvirkningsfaktorer.
- Det finnes landsdekkende representative data, med relevant geografisk oppløsning.
- Data foreligger som tidsserier som kan vise en utvikling over tid.

Tabell 2.6 gir en oversikt over disse supplerende variablene og deres datagrunnlag. Disse er nærmere beskrevet i teksten nedenfor.

Biomasse av trær representerer samlet stående biomasse av skogstrær regnet som volum (m^3) med bark pr. hektar. Dataene kommer fra Landsskogtakseringen. Biomassen av trær utgjør en svært stor andel av biomassen av primærprodusenter i skog og dekker dermed en svært viktig egenskap ved økosystemet. Rolstad mfl. (2002) har anslått at maksimal stående biomasse av trær i løpet av siste 1 000 år kan ha vært i overkant av 1 000 mill. m^3 for hele Norge. Dette tilsvarer opp mot 100 m^3/ha for hele skogarealet. Et slik anslag kunne vært lagt til grunn for å anslå en referanseverdi for stående biomasse av trær. Imidlertid vil vi måtte ta hensyn til ulikheter

Tabell 2.6 Oversikt over supplerende variabler og deres datagrunnlag.

Variabel	Forklaring	Datagrunnlag	Merknad
Biomasse av trær	Volum med bark (m ³) pr. hektar	Landsskog	
Treslagssammensetning	Andel av volum eller kronedekning pr. treslag	Landsskog	
Fugler i barskog	Bestandsindeks for fugler i barskog	TOV-E*	
Fugler i lauvskog	Bestandsindeks for fugler i lauvskog	TOV-E*	
NI-primærprodusenter	Indeks for primærprodusenter	Naturindeksen	Skalerte verdier
NI-herbivorer	Indeks for herbivorer	Naturindeksen	Skalerte verdier
NI-mellompredatorer	Indeks for mellompredatorer	Naturindeksen	Skalerte verdier
NI-toppredatorer	Indeks for toppredatorer	Naturindeksen	Skalerte verdier
NI-nedbrytere	Indeks for nedbrytere	Naturindeksen	Skalerte verdier

* TOV-E: Ekstensiv overvåking av hekkefugler

i naturgitt stående biomasse knyttet til variasjon i bonitet og for ulike deler av landet for å få fram referanseverdier for hver region. Vi har derfor foreløpig ikke forsøkt å anslå hva volumet av stående biomasse av trær kunne vært i en referansetilstand. Både skogarealet og andelen gamle/store trær ville vært større under referansetilstanden enn ved dagens tilstand. På den andre siden er trolig tettheten av trær i moden produksjonsskog større enn den ville vært om all skog var naturskog, men her vil en stor andel hogstflater trekke ned gjennomsnittsvolumet i produksjonsskog. Det er følgelig verdt å merke seg at selv om biomassen av trær i opprinnelig naturskog og i dagens produksjonsskog kanskje ikke ville være veldig forskjellig, vil alderssammensetningen og dels treslagssammensetningen være helt annerledes i naturskog enn i dagens produksjonsskog.

Treslagssammensetning omfatter stedeagne treslag i Norge og er angitt som andel av volum (uproduktiv skog og produktiv skog i hogstklasse 3-5) eller kronedekning (produktiv skog i hogstklasse 1-2) for de enkelte treslagene (Viken 2020). Dette representerer artssammensetningen av trærne, som er det mest dominerende vegetasjonssjiktet i skog. Slik artssammensetning kan angis på flere måter, men vi har valgt å presentere disse dataene omtrent slik de rapporteres fra Landsskogtakseringen. Hvordan treslagssammensetningen ville vært i referansetilstanden, er vanskelig å bedømme. Det er imidlertid sannsynlig at andelen gran er noe større nå, på bekostning av furu, som en følge av bekjempelse av skogbrann, treslagsvalg og skjøtsel i skogbruket. Siden det er vanskelig å fastsette en referanseverdi for de enkelte treslagene (men se rogn, osp og selje ovenfor), har vi valgt ikke å utvikle noen annen indikator for treslagssammensetning i beregningen av økologisk tilstand.

Fugler i barskog og fugler i lauvskog er aggregerte bestandsindekser for fuglearter knyttet til henholdsvis barskog og lauvskog. De representerer viktige og velkjente deler av artsmangfoldet i skog. Datagrunnlaget kommer fra overvåkingsprogrammet for hekkefugler (TOV-E; Kålås mfl. 2021a). Følgende arter inngår i indeksen *fugler i barskog*: dompap, jernspurv, måltrost, rødstjert, trepiplerke; samt følgende arter kun i Sør-Norge: fuglekonge, ringdue, svartmeis, svartspett. Følgende arter inngår i indeksen for *fugler i lauvskog*: bjørkefink, bokfink, gråtrost, kjøttmeis, løvanger, orrfugl; samt følgende arter kun i Sør-Norge: blåmeis, flaggspett, gulsanger, munk. I tillegg er det laget en samleindeks for hele Norge for ti arter av standfugler: dompap, flaggspett, fuglekonge, granmeis, nøtteskrike, storfugl, svartmeis, svartspett, toppmeis, trekryper. Bestandsdata for hver art er normalisert i forhold til bestandsnivået av arten i 2011 (noen år etter oppstart av overvåkingsprogrammet, for å sikre datadekning og datakvalitet i tidsseriene). Dette innebærer ikke at bestanden i oppstartsåret kan anses som representativ for referansetilstanden. Artene som inngår i disse indeksene, er også inkludert blant flere andre indikatorer i *naturindeks for skog*, men dataene for indeksene for fugler i barskog og lauvskog er sammenstilt på en annen måte enn bestandsdataene i naturindeksen. Ved å bruke aggregerte indekser framfor bestandsdata for enkeltarter får vi et mer samlet inntrykk av utviklingen for fuglesamfunnet i henholdsvis

barskog og lauvskog. Dessuten blir datagrunnlaget da mer robust og tillater en noe finere geografisk oppdeling enn det er mulig for alle enkeltartene som inngår i disse indeksene. Det hadde i prinsippet vært mulig å fastsette referanseverdier for disse indeksene med utgangspunkt i tilnærmingen for enkeltarter i naturindeksen, men slikt utviklingsarbeid er foreløpig ikke gjort.

Naturindeksen for skog omfatter en rekke indikatorer som kan knyttes til ulike funksjonelle grupper definert ved trofiske nivåer (Jakobsson & Pedersen 2020). Indikatorverdiene beregnes på samme måte som en såkalt tema indeks i naturindeksen og er vektet med grunnlagsdataenes geografiske representasjon. De skalerte indikatorverdiene i naturindeksen tar utgangspunkt i referanseverdier for intakt natur, tilsvarende som i indeksmetoden for økologisk tilstand. Avviket i verdien for *NI-primærprodusenter* fra 1 kan dermed ses som et uttrykk for avviket fra referanseverdien for denne indeksen. Det kan også summarisk fastsettes en skalert grenseverdi for god økologisk tilstand lik 0,6. Vi har allerede inkludert en indikator basert på hele naturindeksen for skog i beregningen av økologisk tilstand. Mange av de samme indikatorene fra naturindeksen er her gruppert til trofiske indekser. For å unngå å vekte disse indikatorene dobbelt i beregningene, bruker vi disse trofiske indeksene bare som supplerende variabler, dvs. at de ikke inngår i beregningene av tilstandsverdi for økosystemet eller egenskapene. Likevel er det interessant å se hvordan en slik fordeling av naturindeksindikatorerne på trofiske grupper, kan bidra til å supplere tilstandsberegningen for egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* (jf. **tabell 2.7**). Følgende aggregerte trofiske indekser basert på naturindeksen for skog, er tatt med her:

- *NI-primærprodusenter* inkluderer ett takson for alger, elleve for karplanter, sju for moser, tre for lav og seks for sopp.
- *NI-herbivorer* representerer planteetere og omfatter fire insektarter, fem pattedyrarter og tre fuglearter.
- *NI-mellompredatorer* representerer mindre predatorer og omfatter 29 fuglearter og to insektarter.
- *NI-topppredatorer* inkluderer fire store rovpattedyrarter og to rovfuglarter.
- *NI-nedbrytere* representerer nedbrytere av fem sopparter/grupper og to variabler for død ved (som representanter for en rekke nedbryterarter av sopp og insekter).

Tabell 2.7 Supplerende variabler og deres tilknytning til økosystemets egenskaper og til påvirkningsfaktorer.

Variabel	Egenskaper	Påvirkningsfaktorer
Biomasse av trær	• Primærproduksjon	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring • Forurensing
Treslagssammensetning	• Funksjonelt viktige arter og strukturer • Biologisk mangfold	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring
Fugler i barskog	• Biologisk mangfold	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring
Fugler i lauvskog	• Biologisk mangfold	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring
NI-primærprodusenter	• Biomasse mellom trofiske nivåer	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring • Forurensing
NI-herbivorer	• Biomasse mellom trofiske nivåer	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring • Beskatning
NI-mellompredatorer	• Biomasse mellom trofiske nivåer	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring
NI-topppredatorer	• Biomasse mellom trofiske nivåer	• Arealbruk/inngrep • Beskatning
NI-nedbrytere	• Biomasse mellom trofiske nivåer	• Arealbruk/inngrep • Klimaendring

På tilsvarende måte som for indikatorene som inngår i beregningen av økologisk tilstand etter indekismetoden, kan også disse supplerende variablene tilordnes de sju egenskapene for økosystemer og hovedkategoriene av påvirkningsfaktorer (**tabell 2.7**). De supplerende variablene dekker egenskapene *primærproduksjon* (1 indikator), *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* (5), *funksjonelt viktige arter og strukturer* (1), og *biologisk mangfold* (3). Merk at de trofiske indeksene basert på naturindeksen, ikke dekker biomasse, men bestandsnivå eller mengde for de underliggende indikatorene. Alle disse variablene (9) er i betydelig grad påvirket av arealbruk/inngrep (her særlig skogbruk), de fleste (8) er også påvirket av klimaendringer, mens færre er påvirket av forurensing (særlig nitrogentilførsel) (2) og beskatning (2). Det er ingen av disse variablene som i særlig grad anses å bli påvirket av fremmede arter.

2.4.3 Variabler for påvirkningsfaktorer

Variabler for aktuelle påvirkningsfaktorer kan bidra til å belyse årsaker til nivåer og eventuelle endringer for indikatorer for økologisk tilstand og for supplerende variabler. Slike variabler for påvirkningsfaktorer bør tilfredsstillende følgende krav:

- Representerer et vesentlig aspekt ved en spesifikk påvirkningsfaktor.
- Det finnes landsdekkende representative data, med relevant geografisk oppløsning.
- Data foreligger som tidsserier som kan vise en utvikling over tid.

Vi vurderer her fem hovedgrupper av påvirkningsfaktorer for skog, der aktuelle variabler for disse påvirkningene er listet opp i **tabell 2.8**.

- Arealbruk og fysiske inngrep, der skogbruk representerer den mest omfattende påvirkningen.
- Klimaendringer.
- Forurensing, spesielt nitrogentilførsel gjennom luft og direkte ved gjødsling.
- Beskatning eller regulering av ville bestander, spesielt jaktbare arter og store rovdyr.
- Fremmede arter med sannsynlig betydelig økologisk effekt.

Arealbruk/inngrep

Skogbruk utgjør den sterkeste og mest omfattende påvirkningen på norsk skog. Produktiv skogbruksmark utgjør nær 70 % av skogarealet (Tomter & Dalen 2018). For de sentrale barskogområdene på Østlandet er over 60 % av produktiv skog så langt blitt avvirket ved flatehogst eller andre åpne hogstformer (Storaunet & Rolstad 2020). Skogbruk omfatter en rekke ulike påvirkninger av skogen, som veibygging, grøfting/grøfterensk, markberedning, planting, treslagsskifte, gjødsling, tynning av bestand under vekst, og sluttavvirkning. I en referansetilstand vil skogbruk i moderne forstand ikke finne sted. Her har vi forsøkt å fange opp noen av disse påvirkningene ved følgende variabler:

- *Årlig avvirket volum*: Totalt avvirket volum (mill. m³) pr. år til industriformål (dvs. ved omsetning gjennom skogeierlag og andre etablerte salgskanaler). Dataene kommer fra SSB⁴. Sett i sammenheng med data for årlig tilvekst av trebiomasse (estimert av Landskogtakseringen) viser variabelen hvor mye av denne biomassen som utnyttes industrielt.
- *Årlig flatehogd areal*: Arealet som årlig avvirkes ved flatehogst og andre åpne hogstformer (frøtrestilling). Data kommer fra Landbruksdirektoratet (se kilder under **tabell 2.8**). Variabelen viser omfanget av den formen for sluttavvirkning som har størst økologiske effekter på skogens naturmangfold.
- *Årlig tilplantet areal*: Arealet som årlig forynges ved planting (til forskjell fra naturlig foryngelse med stedegent frømateriale). Dataene kommer fra SSB⁵. Variabelen viser omfanget av en aktivitet som bidrar til å endre artssammensetningen av treslag så vel som av markvegetasjonen i suksesjonen etter avvirkning.

⁴ <https://www.ssb.no/statbank/table/03795/>

⁵ <https://www.ssb.no/statbank/table/08705/>

- *Årlig bygging av skogsveier*: Variabelen viser omfanget av veibygging som bidrar til fragmentering av skogarealet. Data kommer fra SSB⁶. Variabelen er nært korrelert med andre skogbrukstiltak.
- *Årlig markberedt areal*: Variabelen viser omfanget av et av skogbrukstiltakene med stor effekt på økologiske prosesser knyttet til næringsomsetning og utvikling i artsmangfold etter sluttavvirkning. Dataene kommer fra SSB⁷.

Tabell 2.8 Variabler for påvirkningsfaktorer i skog.

Variabel	Forklaring	Datagrunnlag
Arealbruk/inngrep		
Årlig avvirket volum	Årlig avvirket volum av trebiomasse til salg (utenom ved til brensel)	SSB
Årlig flatehogd areal	Årlig avvirket areal med åpne hogstformer (flatehogst, frørestilling) sammenliknet med andre hogstformer	NIBIO, Landbruksdirektoratet*
Bygging av skogsveier	Årlig lengde av nybygde helårs- og sommer-skogsveier for perioden 1950–2019	SSB
Tilplantet areal	Årlig tilplantet areal for perioden 1971–2019	SSB
Markberedt areal	Årlig markberedt areal for perioden 1997–2019	SSB
Infrastrukturindeks	Kartbasert indeks for samlet påvirkning av teknisk infrastruktur og konstruert fastmark	Erikstad mfl. 2013
Klimaendring		
Sommertemperatur	Avvik i gjennomsnittstemperatur for juni–august fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Vintertemperatur	Avvik i gjennomsnittstemperatur for desember–februar fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Sum nedbør	Avvik i nedbør for hele året fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Dager med nedbør	Avvik i antall dager med nedbør for hele året fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Dager med snødekke	Avvik i antall dager med snødekke for hele året fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Vekstsesongens lengde	Avvik i vekstsesongens lengde fra normalperioden 1961–1990, beregnet som antall dager med døgnmiddeltemperatur >5°C og uten snødekke.	Modellerte data fra MET
Forurensing		
Nitrogentilførsel via luft/nedbør	Årlig mengde tilført nitrogen pr. hektar og år via luft/nedbør	Modellerte data fra NILU
Skogsgjødsling	Årlig gjødslet areal	Landbruksdirektoratet
Beskatning		
Jaktuttak av elg	Antall elg skutt pr. sesong	SSB
Jaktuttak av hjort	Antall hjort skutt pr. sesong	SSB
Jaktuttak av småvilt	Relativ indeks for innrapportert skutt småvilt	SSB
Fremmede arter		
Fremmede treslag	Andel av fremmede bartreslag i bestandet	Landsskog
Førstegangs registrering av fremmede arter	Kumulativt antall introduserte arter knyttet til skog på fastmark siden 1800, alle arter og risikokategorier	Artsdatabanken 2018

* NIJOS 1996, 1997, 1998, 1999, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, Skog og landskap 2007, 2008, 2009, Granhus mfl. 2010, 2011, 2012a, 2013, 2014a, 2015, 2016, Granhus & Eriksen 2017, Landbruksdirektoratet 2018, 2019, 2020

⁶ [03771: Bygging og ombygging av skogsveier. Anleggsutgifter \(1 000 kr\) \(F\) 1950 - 2019. Statistikkbanken \(ssb.no\)](https://www.ssb.no/statbank/table/03679/)

⁷ <https://www.ssb.no/statbank/table/03679/>

Ulike typer menneskeskapt kunstige arealer (konstruert fastmark i NiN) og infrastruktur i form av bygninger, veier, jernbane og kraftlinjer har en klar påvirkning på naturmangfoldet. Effektene i form av nedbygget naturareal er åpenbare, men også påvirkning på nærområdene til slik infrastruktur og fragmenteringen av gjenværende naturarealer kan ha stor betydning. Summen av mange ulike typer infrastruktur innenfor et gitt areal øker den totale belastningen. I et forsøk på å kartfeste en slik samlet påvirkning fra infrastruktur har Erikstad mfl. (2013) utviklet en kartbasert indeks for infrastrukturpåvirkning. Denne kombinerer en bygningskomponent som dekker ulike tekniske installasjoner, og en arealkomponent for konstruert fastmark. Påvirkningen fra hver av disse komponentene er gitt som frekvensen av 100 x 100 meters ruter med forekomst av infrastruktur eller konstruert fastmark innenfor en sirkel med radius 500 m. De to komponentene er vektet med henholdsvis 2/3 for infrastruktur og 1/3 for konstruert fastmark. Indeksen er angitt som en samlet skår fra 0, ingen ruter har infrastruktur eller konstruert fastmark, til maksimalverdi 13,23, der alle ruter har infrastruktur og konstruert fastmark. Det er foreløpig ingen tidsserie for denne indeksen.

Klimaendring

Scenarier for framtidig klimautvikling (Hanssen-Bauer mfl. 2015) tyder på at klimaendringer vil bli en betydelig påvirkning på skogøkosystemet. Så langt synes de økologiske effektene av klimaendringene de siste ca. 30 årene å være begrenset i skog (se f.eks. Framstad 2021). Det er en rekke forskjellige variabler som kan fange opp ulike sider ved klimautviklingen. Dataene for alle variabler nedenfor er interpolerte døgndata fra Meteorologisk institutt med en romlig oppløsning på 1 km². Variablene er formulert som avvik fra tilsvarende variabelverdier i normalperioden 1961–1990. Denne perioden har ekspertrådet spesifisert som representativ for klimaet i referansetilstanden. De registrerte variabelverdiene representerer dermed avvik fra referanseverdiene for de respektive variablene. Vi har valgt ut noen variabler som vi mener har mest åpenbar potensiell økologisk effekt:

- *Sommertemperatur*: Avvik i gjennomsnittlig temperatur for månedene juni-juli-august for skogområdene i hele landet fra tilsvarende temperatur i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig klimafaktor for vekst og utvikling for spesielt planter, sopp og invertebrater, så vel som for ulike økosystemprosesser.
- *Vintertemperatur*: Avvik i gjennomsnittlig temperatur for månedene desember-januar-februar for skogområdene i hele landet fra tilsvarende temperatur i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig klimafaktor for arters overlevelse gjennom vinteren.
- *Sum nedbør*: Avvik i total nedbør for hele året for skogområdene i hele landet fra tilsvarende nedbør i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig klimafaktor for arter og økosystemprosesser.
- *Dager med nedbør*: Avvik i antall dager med nedbør for hele året for skogområdene i hele landet fra tilsvarende antall dager i normalperioden 1961–1990. Variabelen viser om det er endringer i nedbørens hyppighet og dermed i muligheten for tørkeepisoder.
- *Dager med snødekke*: Avvik i antall dager med snødekke for hele året for skogområdene i hele landet fra tilsvarende antall dager i normalperioden 1961–1990. Variabelen viser eventuelle endringer i perioden med snødekke, noe som påvirker eksponeringen av mange bakkelevende arter om vinteren og lengden på vekstsesongen.
- *Vekstsesongens lengde*: Avvik i antall dager med døgnmiddeltemperatur over 5°C og uten snødekke fra tilsvarende antall dager i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig begrensning for biologisk produksjon i økosystemet.

Forurensing

Forurensing kan omfatte både langtransportert forurensing via luft og nedbør samt utslipp fra lokale kilder. Det kan også omfatte tungmetaller, ulike organiske miljøgifter, bakkenært ozon, samt forsurende eller eutrofierende kjemiske forbindelser. I denne sammenhengen mener vi det er mest aktuelt å vurdere mulige effekter av nitrogentilførsel, både gjennom luft/nedbør og ved gjødsling av skogen som et tiltak for økt biomassevekst. Slik tilførsel av nitrogen gir i hovedsak en gjødslingseffekt, men kan også virke forsurende på jordsmonnet. Tilførsel av nitrogen kan

påvirke både artssammensetning av planter og jordlevende organismer, så vel som viktige økosystemprosesser i jorda og interaksjoner mellom jordlevende og overflatelevende organismer. I en referansetilstand vil slik nitrogenpåvirkning ikke finne sted. Vi har tatt med to variabler for slik påvirkning:

- *Nitrogentilførsel via luft/nedbør*: Variabelen gir årlig tilført mengde nitrogen pr. arealenhet (kg N/ha/år). Dataene er modellerte data fra NILU (Austnes mfl. 2018). Disse dataene kan sammenliknes med empiriske tålegrenser for vegetasjonen på 5 kg N pr. hektar og år, som gjelder for størstedelen av skogarealet (men noen rikere naturtyper har tålegrenser på 10 kg N/ha/år).
- *Skogsgjødsling*: Årlig gjødslet areal med tilskudd fra landbruksmyndighetene. Gjødslingen utføres trolig i stor grad i henhold til anbefalt praksis, dvs. tilsvarende tilførsel av 150 kg N/ha en gang ca. 10 år før sluttavvirkning på egnet skogsmark (Skogkurs 2016). Dataene kommer fra Landbruksdirektoratet (Per Gjellan in litt.). Variabelen representerer lokal tilførsel av nitrogen og kan sammenliknes med langtransportert tilførsel via luft/nedbør.

Beskatning

Beskatning av bestander av ville dyr omfatter i hovedsak jaktbare arter av fugler og pattedyr, samt bestandsregulering av store rovdyr. Annen høsting av planter og dyr i skogen kunne for så vidt inkluderes her, men den viktigste av disse, skogbruk, er vanligvis betraktet som en påvirkning knyttet til arealbruk. Variabler for endringer i bestandsnivået av jaktbare arter og store rovdyr som følge av bl.a. jakt og bestandsregulering anser vi som tilstandsindikatorer. Her betrakter vi selve jaktuttaket som et uttrykk for påvirkningen. Bestandsregulering av store rovdyr er en direkte konsekvens av vedtatt politikk, der uttaket er tilpasset spesifikke bestandsmål for hver art. Vi ser det derfor ikke som hensiktsmessig å ta med slik bestandsregulering som et uttrykk for påvirkning i mer generell forstand. I referansetilstanden skal jakt kun finne sted i så lite omfang at det aller meste av bestandsdynamikken til artene skyldes naturgitte faktorer. Vi har tatt med tre variabler for påvirkning fra beskatning:

- *Felte elg*: Årlig rapportert felling av elg. Datagrunnlaget kommer fra SSB ([Elgjakt - SSB](#)). Variabelen representerer uttak av en betydelig andel av bestanden av en av de viktigste planteeterne i skog.
- *Felte hjort*: Årlig rapportert felling av hjort. Datagrunnlaget kommer fra SSB ([Hjortejakt - SSB](#)). Variabelen representerer uttak av en betydelig andel av bestanden av en av de viktigste planteeterne i skog.
- *Felte småvilt*: Årlig rapportert felling av ulike arter av pattedyr (bever, ekorn, grevling, hare, mår, rødrev, røyskatt), skogsfugl (storfugl, orrfugl, jerpe, lirype), kråkefugl (kråke, ravn, nøtteskrike) og andre fuglearter (enkeltebekkasin, rugde, ringdue, troster). Dataene er standardisert til verdier mellom 0 og 1, ved å dividere hver arts verdier med maksimumsverdien i tidsserien for den enkelte arten og deretter beregne gjennomsnittet for alle arter i hver gruppe pr. år. Datagrunnlaget kommer fra SSB ([Småvilt- og rådyrjakt - SSB](#)). Variabelen representerer uttak fra bestander av ulike karakteristiske arter i skog.

Fremmede arter

Her oppfatter vi forekomst eller mengde av fremmede arter som et mål på mulig påvirkning fra slike arter på økosystemet, mens mål for eventuelle økologiske effekter av forekomst eller mengde av slike arter kan ses på som mulige tilstandsindikatorer. Fremmede arter omfatter arter som er antatt etablert i eller ankommet til Norge etter 1800 (Artsdatabanken 2018). En lang rekke slike arter kan være aktuelle, men det er mangelfulle data for forekomsten av de fleste slike arter. Hendrichsen mfl. (2020) har nylig foretatt en sammenstilling av introduserte arter knyttet til skog på fastmark (NiN-typene T4 fastmarksskogsmark, T30 flomskogsmark, T38 treplantasje). Dette omfatter i alt 1241 arter eller andre taksoner: 1044 planter, 102 dyr (herav 75 insektarter), 84 sopper og 14 chromister (én- eller flercellede eukaryote arter med organer for fotosyntese). Det er ikke skilt mellom ulike klasser for økologisk risiko. Her har vi sammenstilt en variabel for påvirkning av fremmede arter basert på antallet av slike arter etter hvilket år de ble registrert i Norge første gang. Det er antatt at tidspunkt for første registrering tilsvarer det seneste mulige

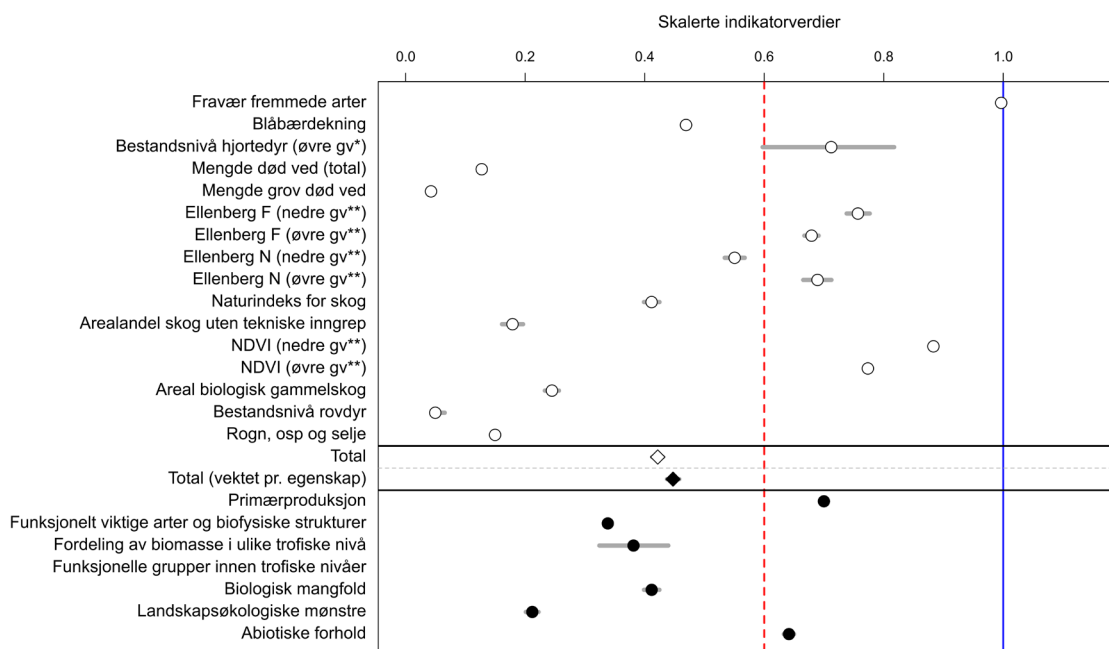
tidspunktet for introduksjon av de aktuelle artene til Norge. Mange arter, spesielt invertebrater og sopper, kan imidlertid ha etablert seg lenge før første registrering. Under referansetilstanden vil ikke påvirkning fra slike arter forekomme, og denne variabelen ville da hatt verdien null for alle år.

I skog kan forekomst av fremmede treslag potensielt ha stor økologisk betydning dersom de forekommer i betydelig antall, er verter for skadeorganismer på stedegne arter eller påvirker viktige økosystemprosesser. I Norge ble det fram til 2005 plantet ut fremmede treslag på anslagsvis 800 km² (Øyen mfl. 2009). Det meste av dette utgjøres av tre grupper av treslag (Øyen mfl. 2009): lutzgran/sitkagran (hybriden *Picea x lutzii* og *P. sitchensis*, med ca. 550 km²), vrifuru (*Pinus contorta*, ca. 80 km²), samt buskfuru/bergfuru (*Pinus mugo* og *P. uncinata*, ca. 60 km²). Variabelen omfatter fremmede gran- og furuarter registrert av Landsskogtakseringen og angis som andel av bestandet (jf. treslagssammensetning i kap. 2.4.2). Under referansetilstanden vil ikke påvirkning fra slike arter forekomme, og denne variabelen ville da hatt verdien null.

3 Økologisk tilstand for skog i Norge

3.1 Beregnet økologisk tilstand for skog

Den samlede økologiske tilstanden for dagens skog i hele Norge ligger under grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Det gjelder enten vi beregner tilstanden direkte ut fra de enkelte indikatorene (0,42, hvit firkant i figuren) eller på grunnlag av tilstanden til de enkelte egenskapene (0,45, svart firkant i figuren). Ved å basere beregning av samlet tilstand direkte på indikatorene, får hver indikator lik vekt. Ved å basere beregningen på verdiene for egenskapene får de enkelte indikatorene ulik vekt, siden noen indikatorer inngår i flere egenskaper (jf. **tabell 2.4**). Dette ser imidlertid ikke ut til å ha særlig stor effekt på den samlede tilstandsverdien. Hvordan den samlede tilstandsverdien henger sammen med tilstandsverdiene for økosystemets egenskaper og de underliggende indikatorene, er nærmere gjennomgått i kapittel 3.1.2. Merk at siden det varierer over tid hvilke indikatorer som dekkes av hvilke datakilder, har vi ikke sammenstilte tidsserier for beregnet økologisk tilstand. Figurene for aggregerte tilstandsverdier for hele landet og ulike regioner for de enkelte tidsperiodene er imidlertid vist i **vedlegg 3**.

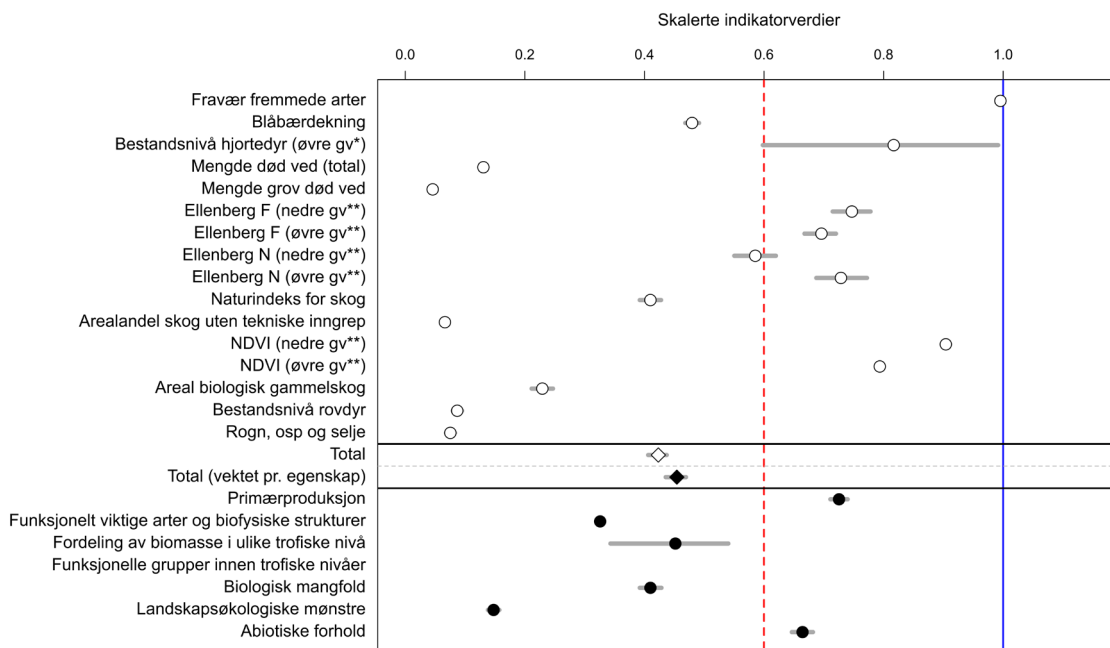


Figur 3.1 Beregnet økologisk tilstand for skog i hele Norge. Hvide sirkler angir de skalerte verdiene for de enkelte indikatorene som inngår i beregningen. Hvit firkant viser samlet tilstandsverdi for økosystemet basert på disse indikatorene direkte, mens svart firkant viser samlet tilstandsverdi basert på tilstandsverdiene til de ulike egenskapene for økosystemet (svarte sirkler). Symbolene viser medianverdier for indikatorer eller gjennomsnittlige tilstandsverdier, mens grå og svarte streker viser 95 % konfidensintervallet (se avsnitt 2.3.3 for nærmere forklaring). Noen konfidensintervaller er så små at de er dekket av symbolene.

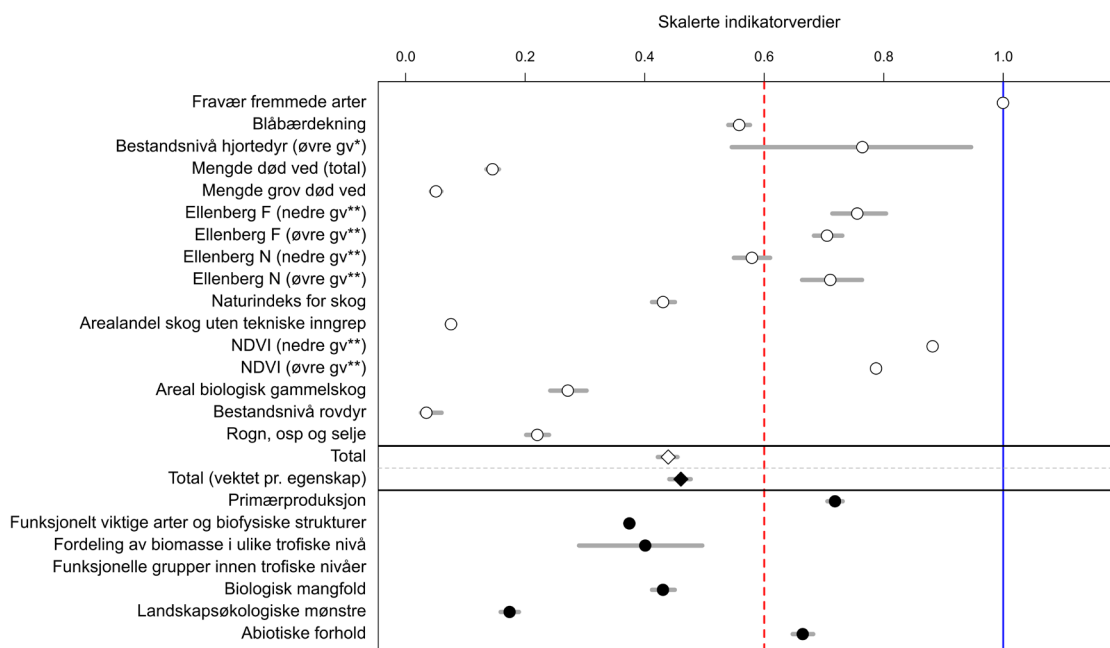
3.1.1 Økologisk tilstand for skog i hver region

Den økologiske tilstanden for skog i de enkelte regionene (jf. kap. 2.2) er også beregnet (**figur 3.2–3.6**). For de fleste regionene er den økologiske tilstanden for skog omtrent som for hele Norge. Unntaket er Vestlandet, der den samlede tilstandsverdien (0,37) basert på indikatorene direkte, er noe lavere enn den tilsvarende verdien (0,42) for skog i hele Norge. Dette skyldes i hovedsak lave skalerte verdier for hjortedyrbestander og rovdyrbestander på Vestlandet. Det er også en del andre indikatorer som varierer i skalert verdi mellom regionene, noe vi kommer

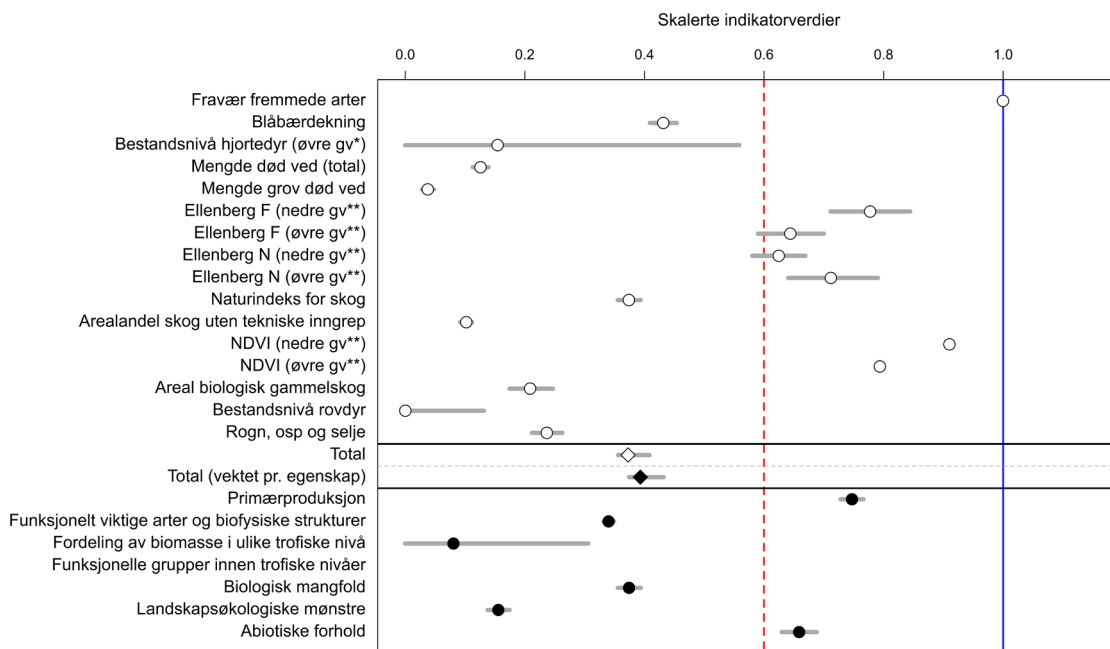
tilbake til i den mer detaljerte gjennomgangen nedenfor. Merk for øvrig at det er større usikkerhet for estimatene på regionnivå enn for hele landet.



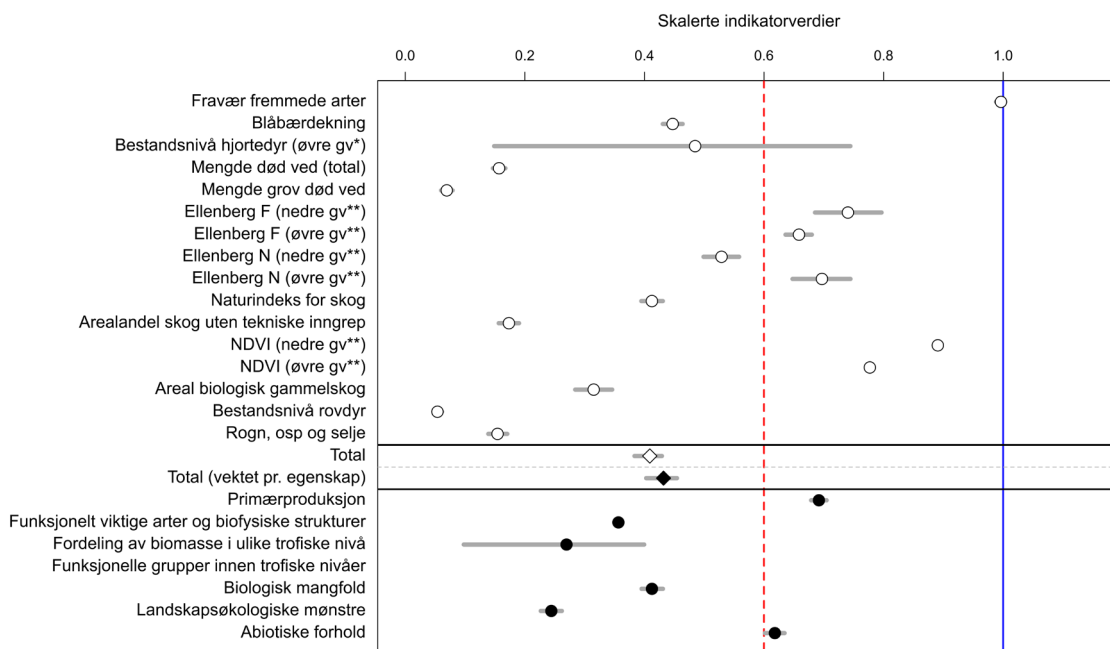
Figur 3.2 Økologisk tilstand for skog på Østlandet. Symbolene er som forklart i figur 3.1.



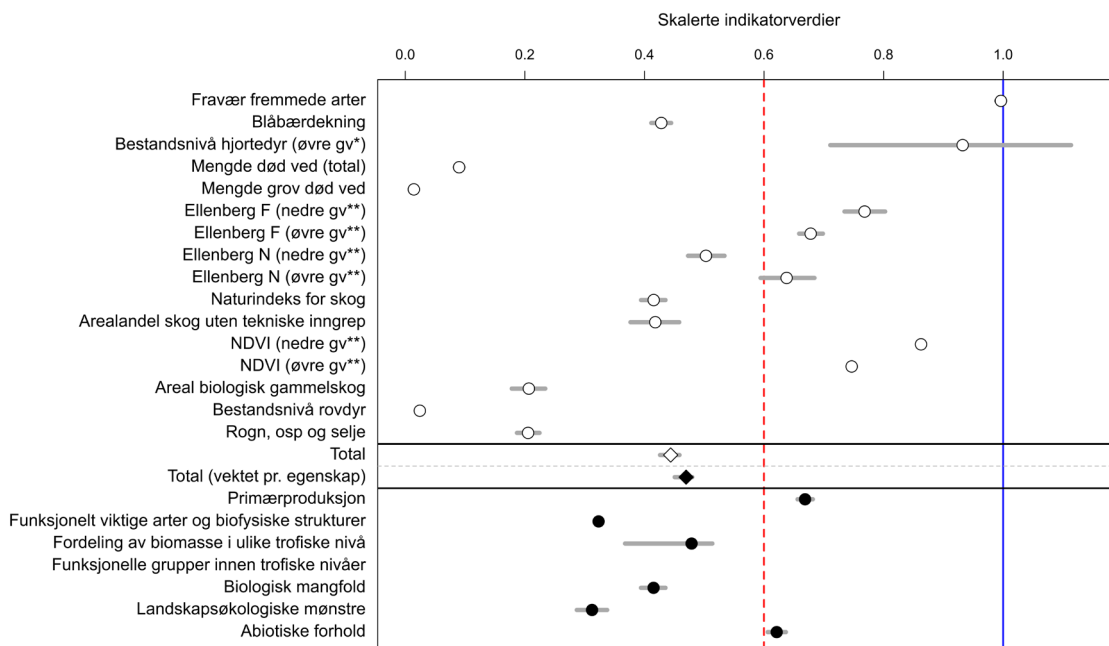
Figur 3.3 Økologisk tilstand for skog på Sørlandet. Symbolene er som forklart i figur 3.1.



Figur 3.4 Økologisk tilstand for skog på Vestlandet. Symbolene er som forklart i figur 3.1.



Figur 3.5 Økologisk tilstand for skog i Midt-Norge. Symbolene er som forklart i figur 3.1.



Figur 3.6 Økologisk tilstand for skog i Nord-Norge. Symbolene er som forklart i figur 3.1.

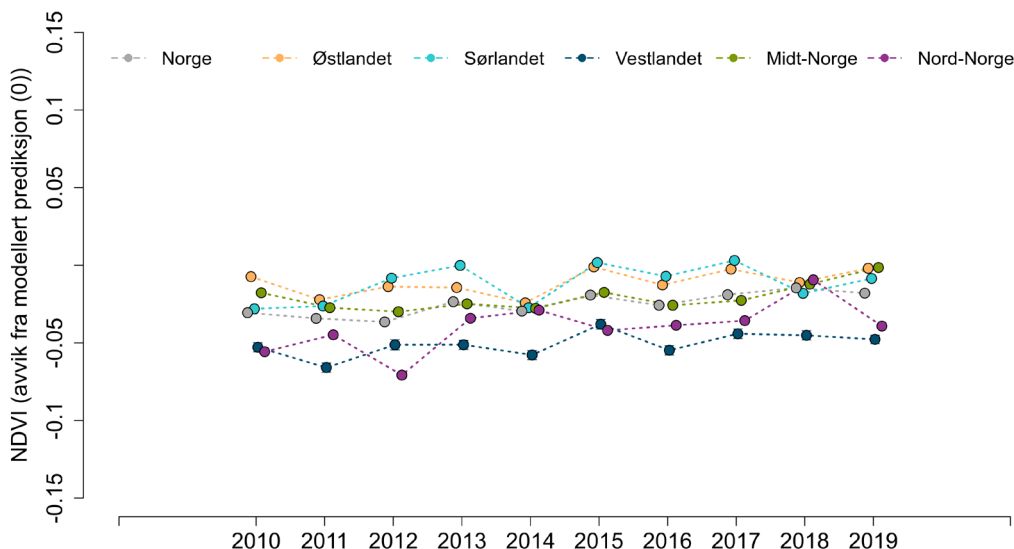
3.1.2 Økosystemets egenskaper og indikatorer

Primærproduksjon

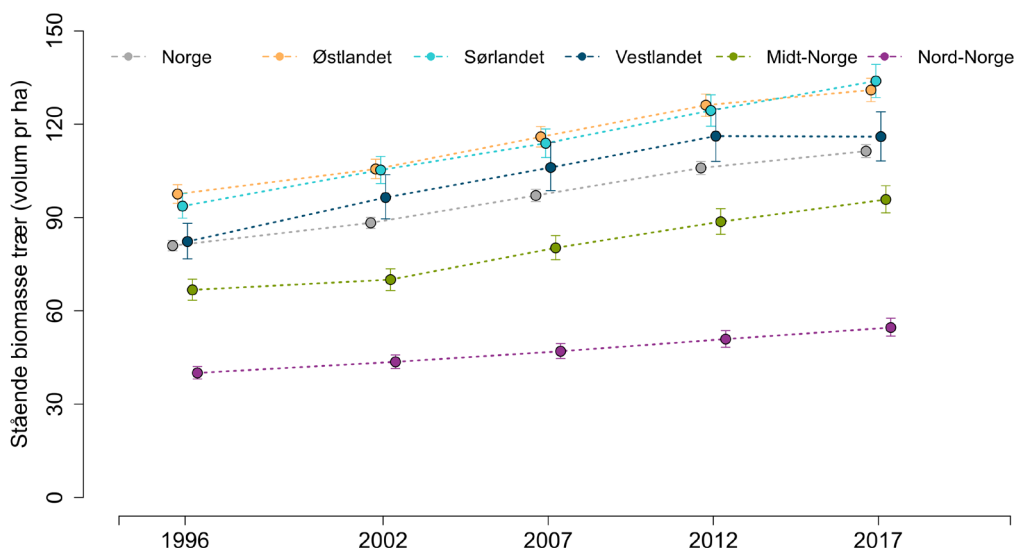
Primærproduksjonen i økosystemet er grunnlaget for hele den plantebaserte næringskjeden og er dermed en helt sentral egenskap ved økosystemet. Avvik fra god økologisk tilstand kan innebære enten redusert eller økt primærproduksjon sammenliknet med produksjonen i intakt skog. Dette er reflektert for de to indikatorene som inngår i beregningen av tilstandsværdi for denne egenskapen, *NDVI* og *Ellenberg N*, som begge har nedre og øvre grenseverdier for god økologisk tilstand. *NDVI* indikerer mengden av grønn biomasse (jf. kap. 2.4.1). *Ellenberg N* reflekterer plantesamfunnet knyttet til voksesteder med ulik tilgang på nitrogen, der høye verdier angir plantesamfunn på nitrogenrik mark, mens lave verdier angir plantesamfunn på nitrogenfattig mark.

Tilstandsværdien for egenskapen *primærproduksjon* for hele Norge (0,70) ligger godt over grenseverdier for god økologisk tilstand (figur 3.1) og har nokså lik verdi for alle regionene (figur 3.2–3.6). Den skalerte værdien for indikatoren *NDVI* ligger godt over både nedre og øvre grenseverdi. For indikatoren *Ellenberg N* (nedre) ligger værdien så vidt under grenseverdier, dvs. at plantesamfunnene indikerer lavere tilgang på nitrogen enn man vil forvente i økosystemer i god tilstand. De gjennomsnittlige *NDVI*-verdiene viser en svak økning de siste ti årene (figur 3.7). For *Ellenberg N* har vi foreløpig ingen tidsserier. Både *NDVI* og *Ellenberg N* har litt lavere skalerte verdier for Nord-Norge enn for øvrige regioner.

Stående volum av trær representerer en viktig del av plantebiomassen, men er foreløpig ikke inkludert som indikator i beregningen av samlet verdi for økologisk tilstand (jf. kap. 2.4.2). Tall fra Landsskogtakseringen (Tomter & Dalen 2018) viser at stående volum av trær har økt betydelig siden 1950-tallet, illustrert fra midten av 1990-tallet i figur 3.8. Økningen siste 30 år gjelder alle regioner unntatt Nord-Norge. Rolstad mfl. (2002) forsøkte å anslå maksimal totalt stående volum av trær i Norge siste 1 000 år og kom fram til drøyt 1 000 mill. m³. Dagens totale biomasse av trær er 978 mill. m³ (under bark) (Skogbruk (ssb.no)). Dette tilsier at dagens nivå er ganske nær hva man kan vente å finne i naturskog. Mye av økningen siden 1950-tallet skyldes mer intensiv skogsdrift, med bl.a. flatehogst og tettere plantinger, noe som innebærer at skogen i dag har en helt annen struktur enn man kan vente å finne i naturskog, med tettere skog av yngre trær. Selv om total biomasse av trær i dag kanskje er i nærheten av biomassen i naturskog, er mange andre forhold i dagens skog svært avvikende.



Figur 3.7 Avvik i målt NDVI-verdi fra modellert referanseverdi for skog i hele Norge og i ulike regioner. NDVI er en indeks for grønn biomasse, og indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen primærproduksjon.



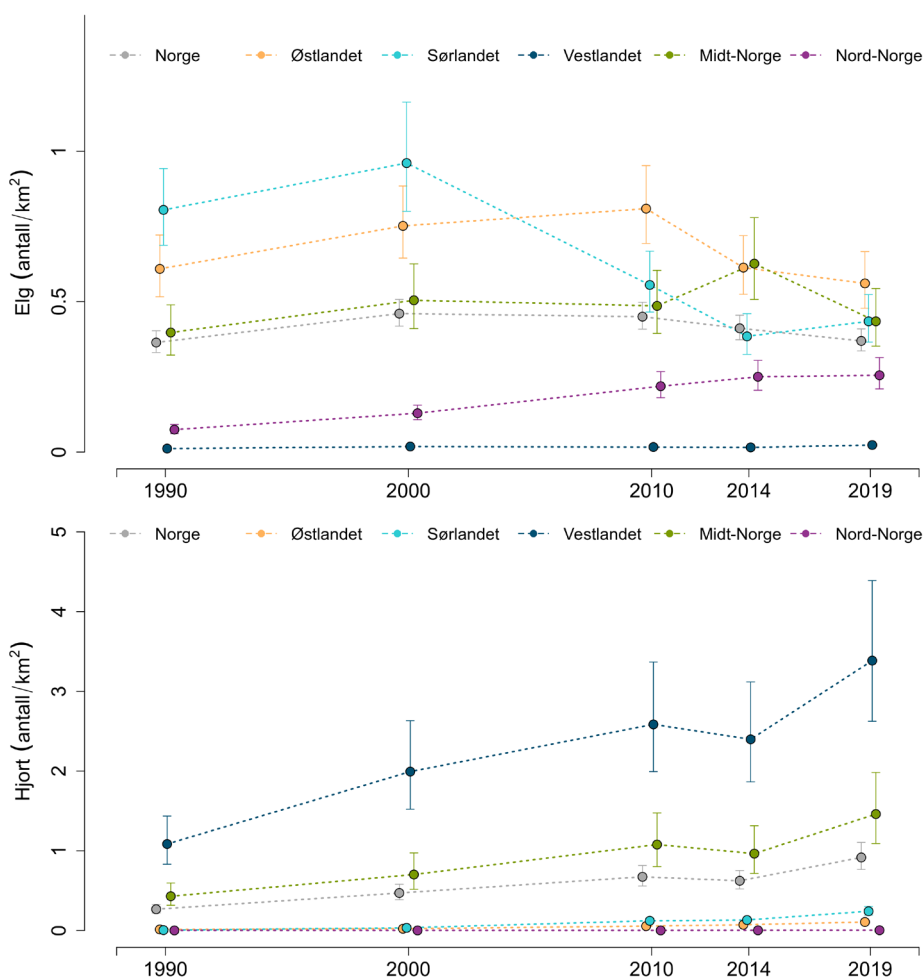
Figur 3.8 Biomasse (volum m^3/ha) for trær i skog under barskoggrensa og utenom Finnmark. Supplerende variabel som ikke inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen primærproduksjon.

Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer

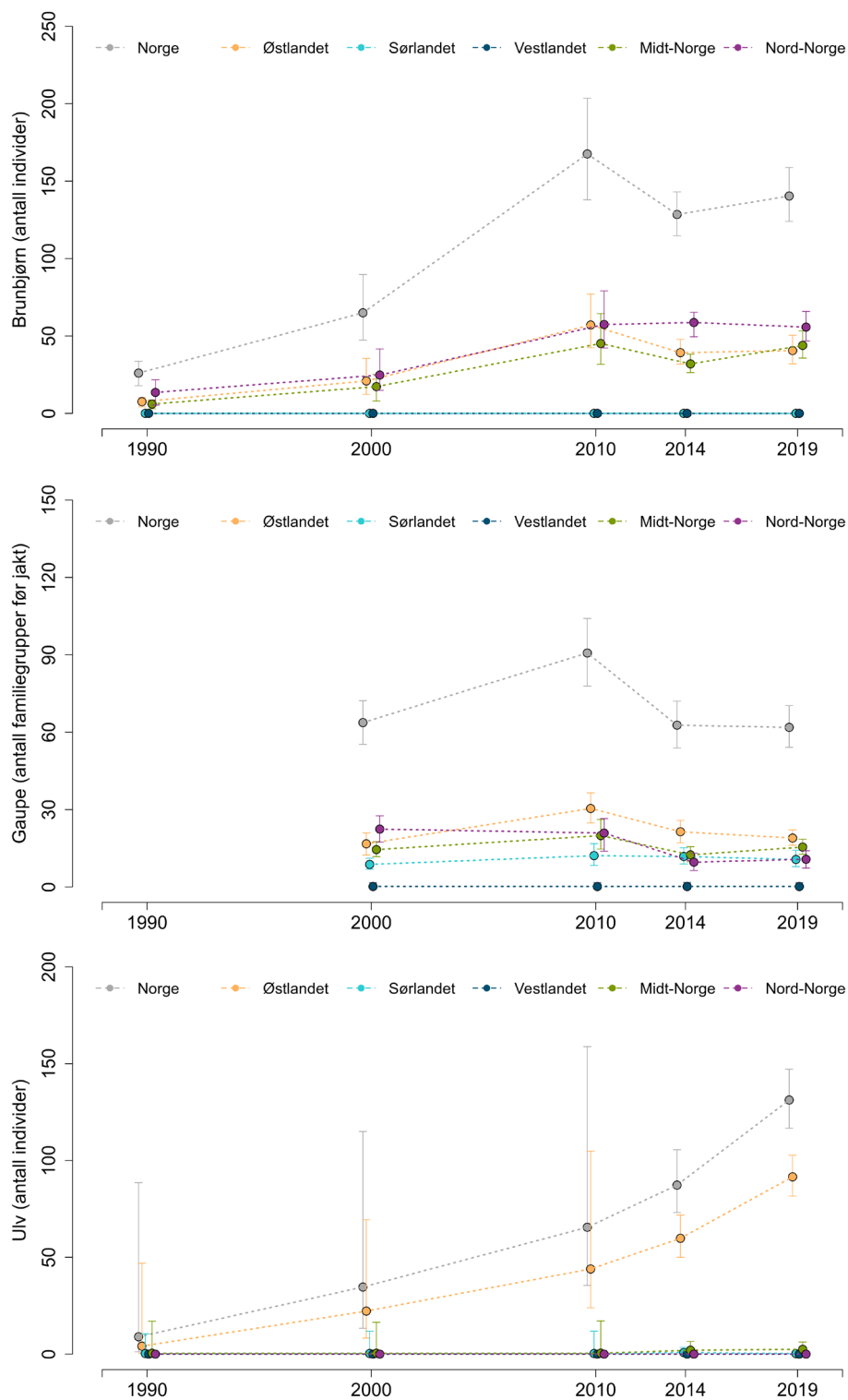
I et økosystem nær referansetilstanden bør artssammensetningen og bestandene til artene være slik at de dekker de ulike trofiske nivåene og rollene i næringsnett i så stor grad som økosystemets totale primærproduksjon tilsier. Dersom det enten er stor ubalanse mellom trofiske nivåer eller økosystemet har langt lavere produksjon enn i referansetilstanden, må tilstanden i økosystemet vurderes som forringet. I beregning av tilstanden for egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* inngår bare indikatorer for to slike nivåer, *bestandsnivå hjortedyr* og *bestandsnivå rovdyr*. Vi har ikke inkludert noen indikator for relevant del av planters biomasse, men indikatoren NDVI under egenskapen *primærproduksjon* kan i noen grad sies å representere slik plantebiomasse. For *bestandsnivå hjortedyr* anser vi at dagens bestander ligger over referanseverdien i alle regioner, slik at det er lagt til grunn en øvre grenseverdi for god tilstand for denne indikatoren (jf. beskrivelse av indikatoren i kap. 2.4.1).

Tilstandsverdien for egenskapen *fordeling av biomasse i ulike trofiske nivåer* ligger under grenseverdien med en tilstandsverdi på 0,38 for hele Norge (**figur 3.1**). Her ligger særlig *bestandsnivå rovdyr* langt under referanseverdien med en skalert verdi på 0,05, mens *bestandsnivå hjortedyr* med skalert verdi på 0,71 ligger noe over grenseverdien for god økologisk tilstand. Utviklingen for bestander av hjortedyr og store rovdyr som inngår i disse indikatorene, er illustrert i **figurene 3.9** og **3.10**. Det er betydelig variasjon mellom regionene i tilstandsverdiene for denne egenskapen (**figur 3.2–3.6**), med klart lavest verdi (0,08) for Vestlandet. Dette skyldes svært lave skalerte indikatorverdier for både hjortedyr (0,15), pga. for stor hjortebestand, og rovdyr (0,00), som ikke finnes i denne regionen. Det er mindre forskjeller mellom de øvrige regionene.

Indikatorene som inngår i naturindeksen for skog, kan grupperes til indekser for ulike trofiske nivåer. Disse indeksene representerer ikke biomassen for de trofiske nivåene, men de angir om de inkluderte indikatorenes bestandsnivå eller tetthet er nær referanseverdien eller ikke. Stort avvik fra referanseverdien for en gitt trofisk indeks kan bety at det aktuelle trofiske nivået reflekterer et økosystem i forringet tilstand. Siden hele naturindeksen for skog er brukt som en indikator i beregningen av økologisk tilstand (jf. kap. 2.4.1), er de trofiske indeksene her bare tatt med som supplerende variabler for å unngå at naturindeksen for skog teller flere ganger i tilstandsberegningen. **Figur 3.11** viser utviklingen for fem ulike trofiske indekser: primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer, toppredatorer og nedbrytere (antall og typer av indikatorer framgår av figurteksten). Det er en forholdsvis stabil utvikling for alle disse trofiske indeksene de siste

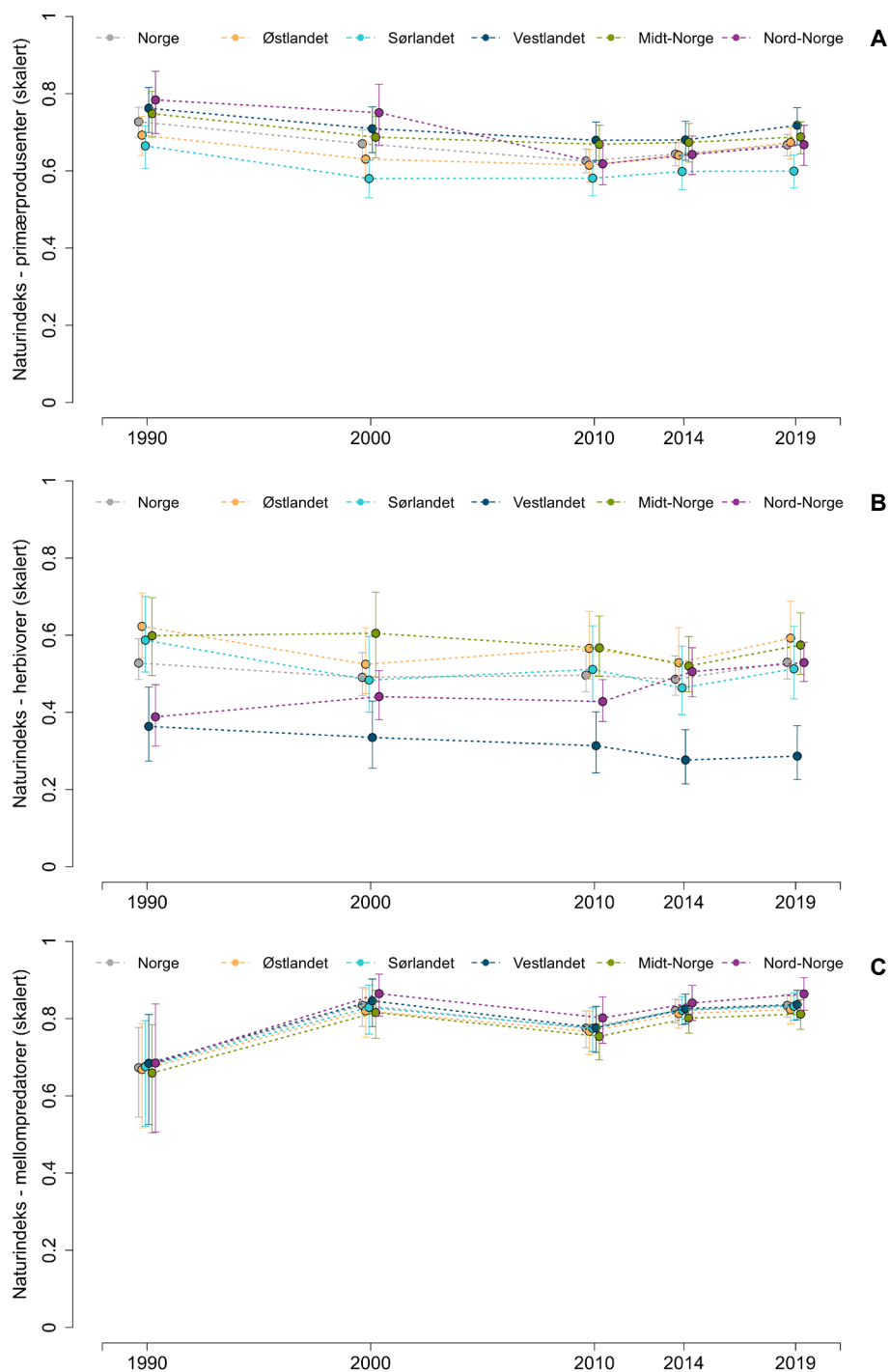


Figur 3.9 Bestandsnivå av elg (øverst) og hjort (nederst) knyttet til skog i hele Norge og i ulike regioner. Bestandsnivå er angitt som antall pr. km² egnede habitat. En felles indikator for bestanden av disse artene inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen biomasse mellom trofiske nivåer.

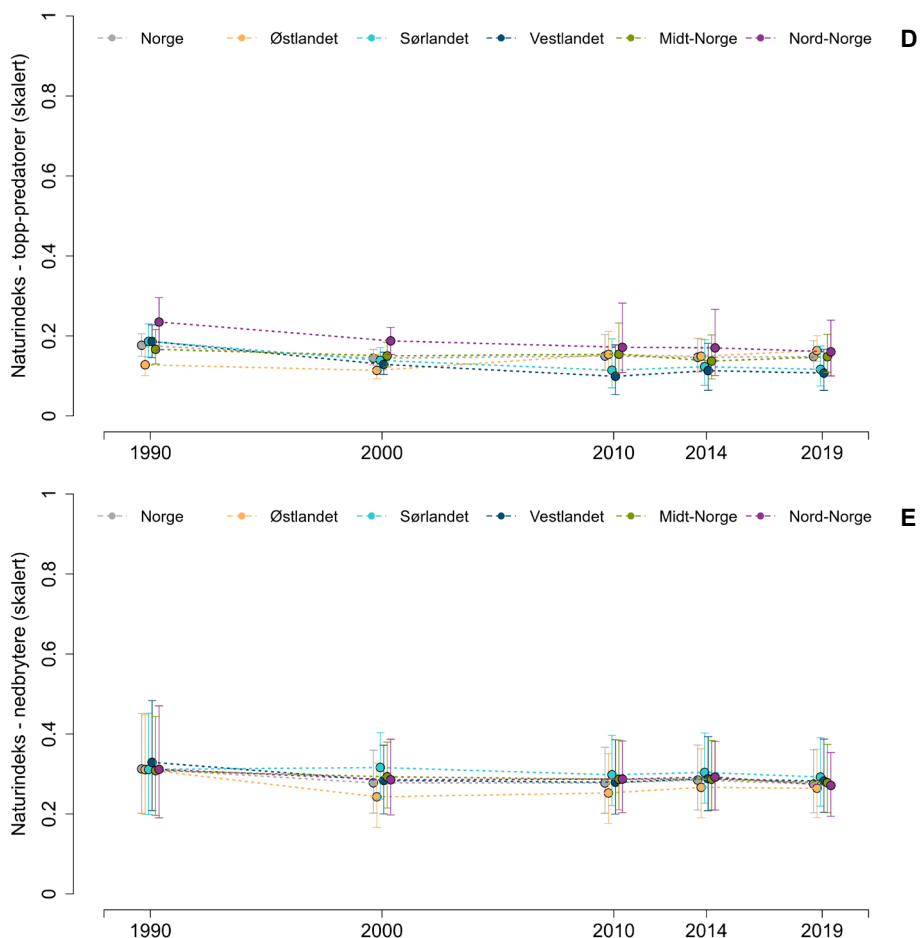


Figur 3.10 Bestandsnivå av store rovdyr (brunbjørn øverst, gaule i midten, ulv nederst) knyttet til skog i hele Norge og i ulike regioner. En felles indikator for bestanden av disse artene inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen biomasse mellom trofiske nivåer.

30 årene. Indeksen for mellompredatorer ligger nær referanseverdien, mens indeksene for primærprodusenter og herbivorer ligger noe lavere. Lavest ligger indeksene for henholdsvis toppredatorer og nedbrytere, der nivåene kan sies å indikere at økosystemet ikke er i god tilstand for disse trofiske gruppene.



Figur 3.11 Indekser for ulike trofiske grupper basert på indikatorer i naturindeksen for skog. Disse er ikke tatt med i beregning av tilstandsverdi for egenskapen fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, men viser balansen mellom de enkelte gruppene. **A** Primærprodusenter i naturindeksen for skog, for hele Norge og de enkelte regionene. Her inngår 28 indikatorer fra naturindeksen, herav 9 karplantearter, 7 moser, 6 sopper, 3 laver og 1 alge. **B** Herbivorer i naturindeksen for skog, for hele Norge og de enkelte regionene. Her inngår 12 indikatorer fra naturindeksen, herav 5 pattedyrarter, 3 fugler og 4 insekter. **C** Mellompredatorer i naturindeksen for skog, for hele Norge og de enkelte regionene. Her inngår 31 indikatorer fra naturindeksen, herav 29 fuglearter og 2 insekter. (Figuren fortsetter på neste side)



Figur 3.11 (fortsatt) D Toppredatorer i naturindeksen for skog, for hele Norge og de enkelte regionene. Her inngår 6 indikatorer fra naturindeksen, herav 4 pattedyrarter og 2 fugler. **E** Nedbrytere i naturindeksen for skog, for hele Norge og de enkelte regionene. Her inngår 7 indikatorer fra naturindeksen, herav 5 sopparter og 2 kategorier av død ved som representerer at stort antall arter nedbrytere blant sopper og insekter.

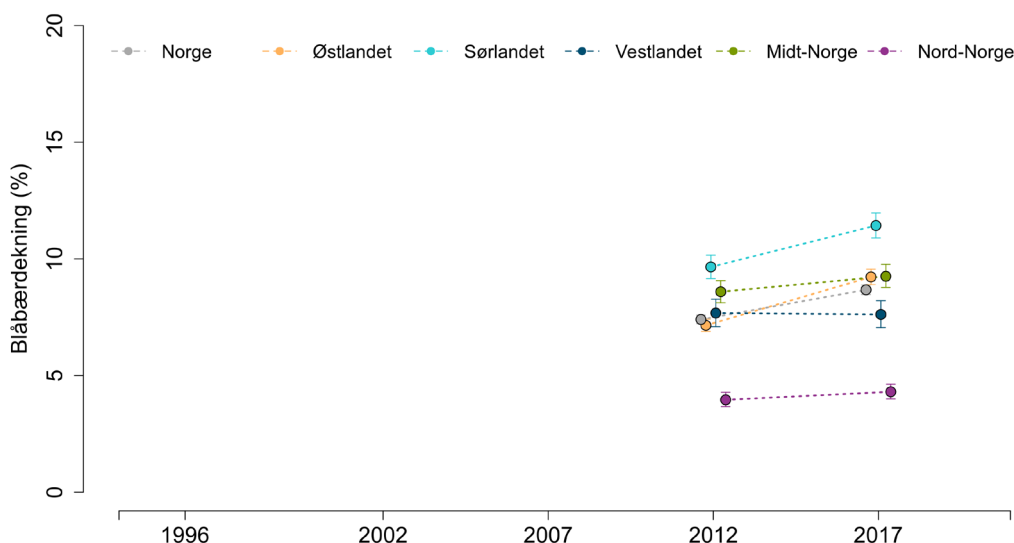
Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer

Denne egenskapen representerer sammensetningen av arter med ulike funksjonelle roller innen samme trofiske nivå. Dette kan omfatte arter med ulike habitatpreferanser, strategier for næringssøk, livshistorie eller spredningsbiologi. Et økosystem i god tilstand bør i hovedsak ha en sammensetning av arter som fyller de ulike funksjonelle rollene omtrent som i referansetilstanden. Vi har foreløpig ikke fått fram noen indikatorer for denne egenskapen, og det er følgelig ikke beregnet noen tilstandsverdi. Noen muligheter for å utvikle slike indikatorer er foreslått i kap. 4.5.

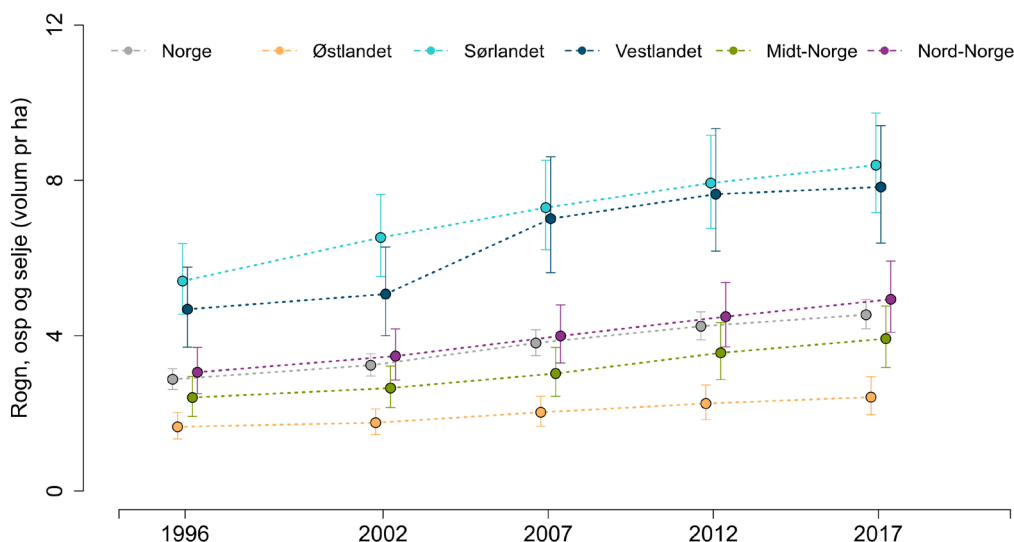
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Visse arter og biofysiske strukturer kan ha stor betydning for økosystemets funksjoner, f.eks. ved å skape eller regulere habitat eller næringsressurser for mange andre arter. Et økosystem i god tilstand bør ikke ha vesentlig dårligere tilgang på slike funksjonelt viktige arter og strukturer enn i referansetilstanden. For egenskapen *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* inngår flere indikatorer: fravær av fremmede arter, dekning av blåbær, volum av rogn, osp og selje, mengde av død ved totalt og av grov død ved, samt arealandel biologisk gammel skog. Disse indikatorene representerer dels plantearter med stor betydning for mange arter av herbivorer og pollinatorer, dels strukturer som har stor betydning som habitat og substrat for mange ulike arter. Fravær av fremmede arter er viktig ved at de aktuelle fremmede artene er antatt å utgjøre en stor reell eller potensiell økologisk risiko.

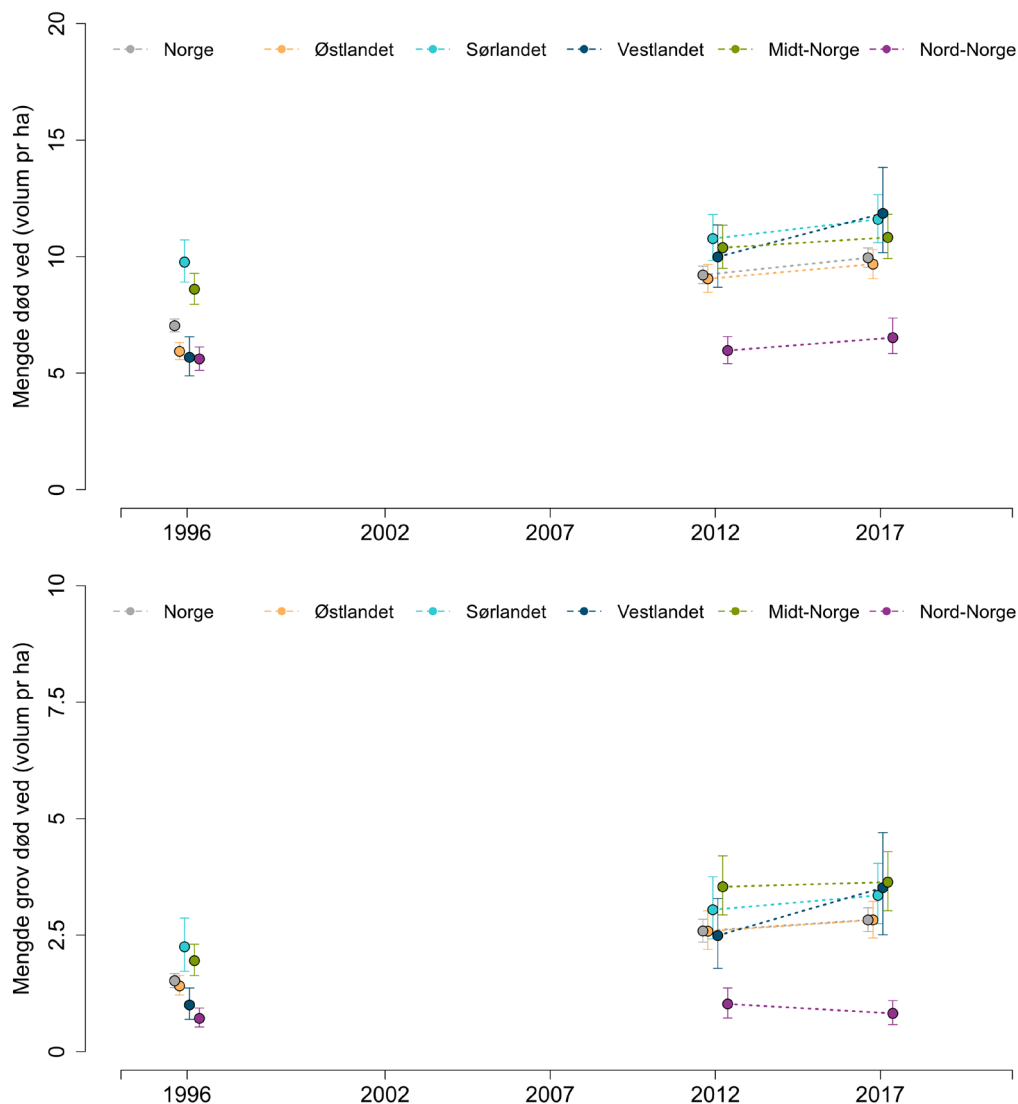
Tilstandsverdien for egenskapen *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* (0,34) ligger vesentlig lavere enn grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). De fleste indikatorene har svært lave skalerte verdier: *mengde død ved totalt* (0,13), *mengde grov død ved* (0,04), *rogn-osp-selje* (0,15) og *areal biologisk gammel skog* (0,24). Verdien for *blåbærdekning* (0,47) ligger noe høyere, og verdien for *fravær fremmede arter* ligger nær referanseverdien (1). Utviklingen for disse indikatorene over tid er vist i **figurene 3.12–3.15** (unntatt for *fravær fremmede arter* som mangler tidsserie). Her ser vi at alle indikatorene har økt noe i løpet av perioden vi har data for, men ikke for alle indikatorene i alle regioner. Tilstandsverdien for *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* ligger noe høyere for Sørlandet og Midt-Norge enn for andre regioner og noe lavere for Nord-Norge. Dette er reflektert i forskjeller mellom regionene i nivåer for flere av indikatorene.



Figur 3.12 Blåbærdekning for skog i hele Norge og ulike regioner. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer.



Figur 3.13 Volum (m^3/ha) av rogn, osp og selje i produktiv skog under barskoggrensa og utenom Finnmark. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer.

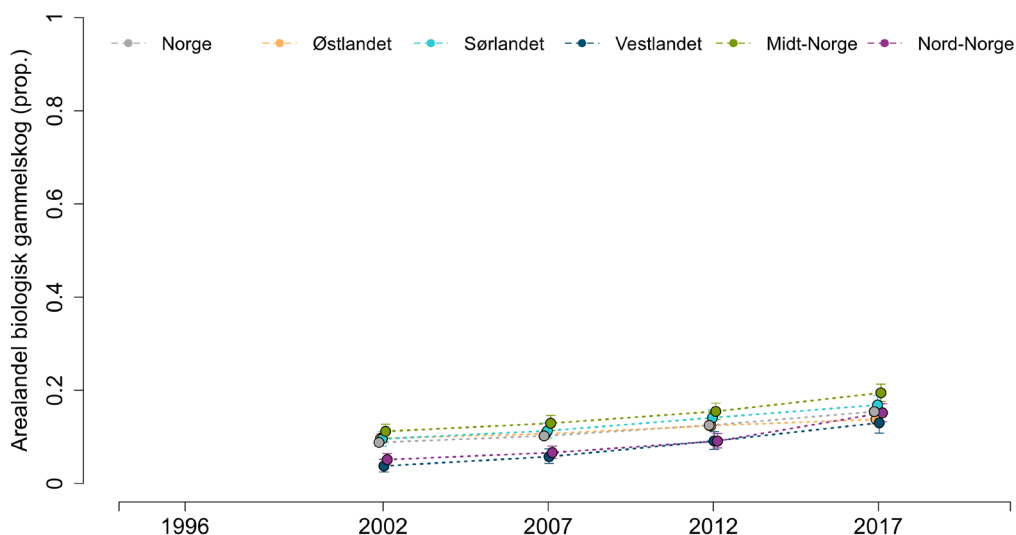


Figur 3.14 Total mengde (volum m^3/ha) av død ved minst 10 cm i diameter (øverst) og grov død ved minst 30 cm i diameter (nederst) for skog under barskoggrensa og utenom Finnmark. Merk at data for død ved i 1996 er registrert etter en annen metode enn i senere takster, og de er dermed ikke direkte sammenliknbare. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer.

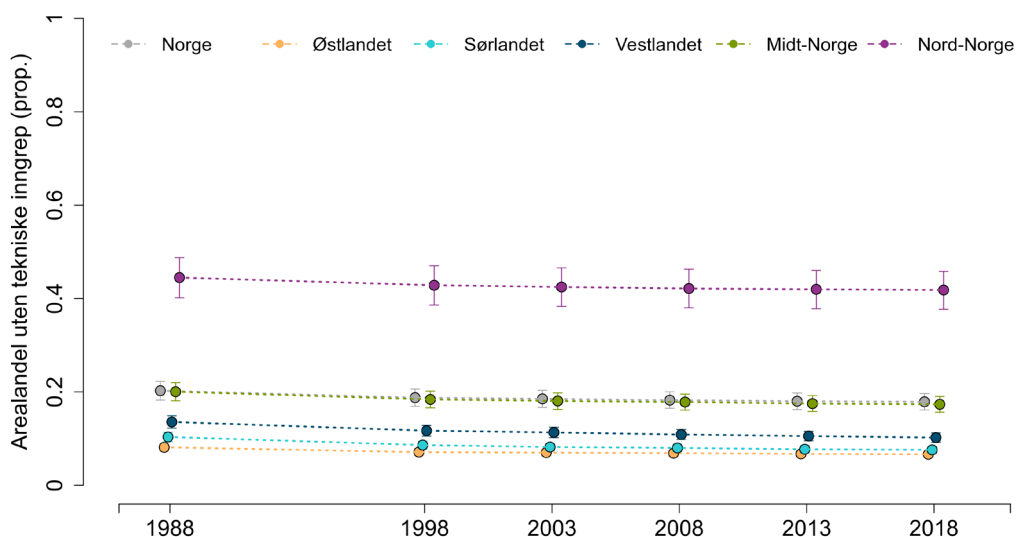
Landskapsøkologiske mønstre

I et skogøkosystem i god tilstand bør ulike naturtyper, treslag, aldersklasser og forskjellige ressurser som er viktige for arter, forekomme i en mengde og med en romlig fordeling som sikrer de stedegne artenes langsiktige overlevelse. For beregning av tilstandsverdien for egenskapen *landskapsøkologiske mønstre* har vi brukt indikatorene *areal biologisk gammel skog* og *arealandel skog uten tekniske inngrep*. Disse indikatorene representerer mengden av henholdsvis gammel skog og areal uten tekniske inngrep, men fanger ikke opp graden av fragmentering eller andre mål på den romlige fordelingen av slike arealer. Dette er aspekter ved landskapsøkologiske mønstre som vi gjerne skulle ha inkludert (jf. kap. 4.5).

Tilstandsverdien for egenskapen *landskapsøkologiske mønstre* (0,21) ligger betydelig lavere enn grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Indikatoren *arealandel uten tekniske inngrep* har skalerte verdi 0,18, mens *areal av biologisk gammel skog* har verdi 0,24. Merk at verdien for sistnevnte trolig er noe lavere enn den reelt sett burde vært, siden aldersgrensa for



Figur 3.15 Arealandel av biologisk gammel skog under barskoggrensa og utenom Finnmark. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapene funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer og landskapsøkologiske mønstre.



Figur 3.16 Arealandel uten tekniske inngrep i skog i hele Norge og i ulike regioner. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapene landskapsøkologiske mønstre.

lauvskog nok er satt for høyt for fjellbjørk, som arealmessig utgjør mye av lauvdominert skog (jf. kap. 2.4.1). Utviklingen for disse indikatorene går i hver sin retning, med en svak økning for *areal biologisk gammel skog* (figur 3.15) og en svak reduksjon for *arealandel uten tekniske inngrep* (figur 3.16). Det er noen regionale forskjeller i tilstandsverdien for landskapsøkologiske mønstre (figur 3.2–3.6), der Nord-Norge har vesentlig høyere verdi enn øvrige regioner og Vestlandet noe lavere verdi. De regionale forskjellene er noe ulike for de to indikatorene, der Nord-Norge har klart høyest skalert verdi for *arealandel uten tekniske inngrep*, men nokså lav verdi for *areal biologisk gammel skog* (noe som kan skyldes for høy aldersgrense for lauvtrær, jf. over). Vestlandet har imidlertid ganske lav verdi for begge indikatorer.

Biologisk mangfold

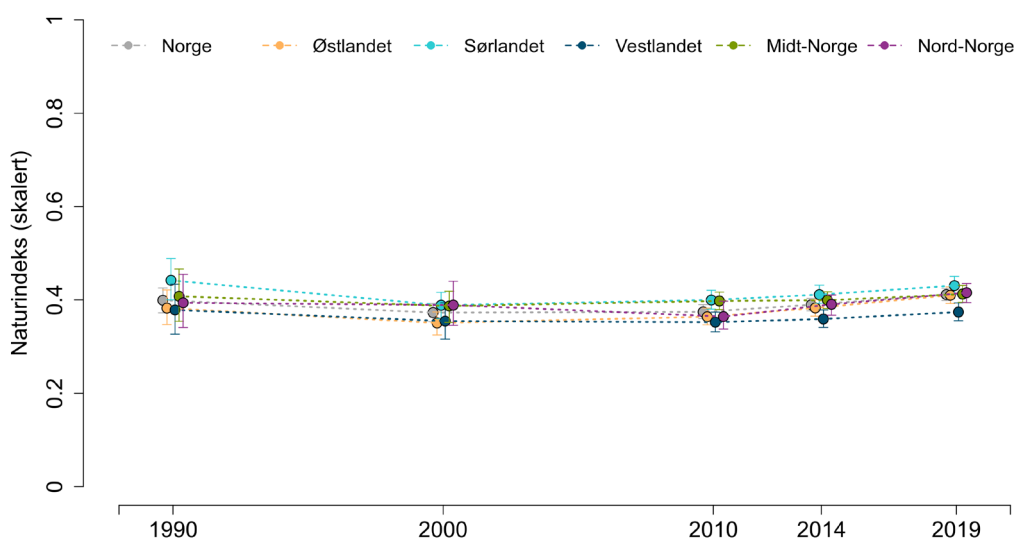
Et økosystem i god tilstand bør ikke ha vesentlig annerledes artsrikhet, artssammensetning eller artsutskifting enn det man finner i referansetilstanden. Det er mange ulike måter å representere

disse aspektene ved biologisk mangfold, men vanskelig å fange opp alle aspektene ved få indikatorer. Vi har valgt å representere egenskapen *biologisk mangfold* med én enkelt indikator, *naturindeks for skog*, som imidlertid dekker tilstanden for mange arter.

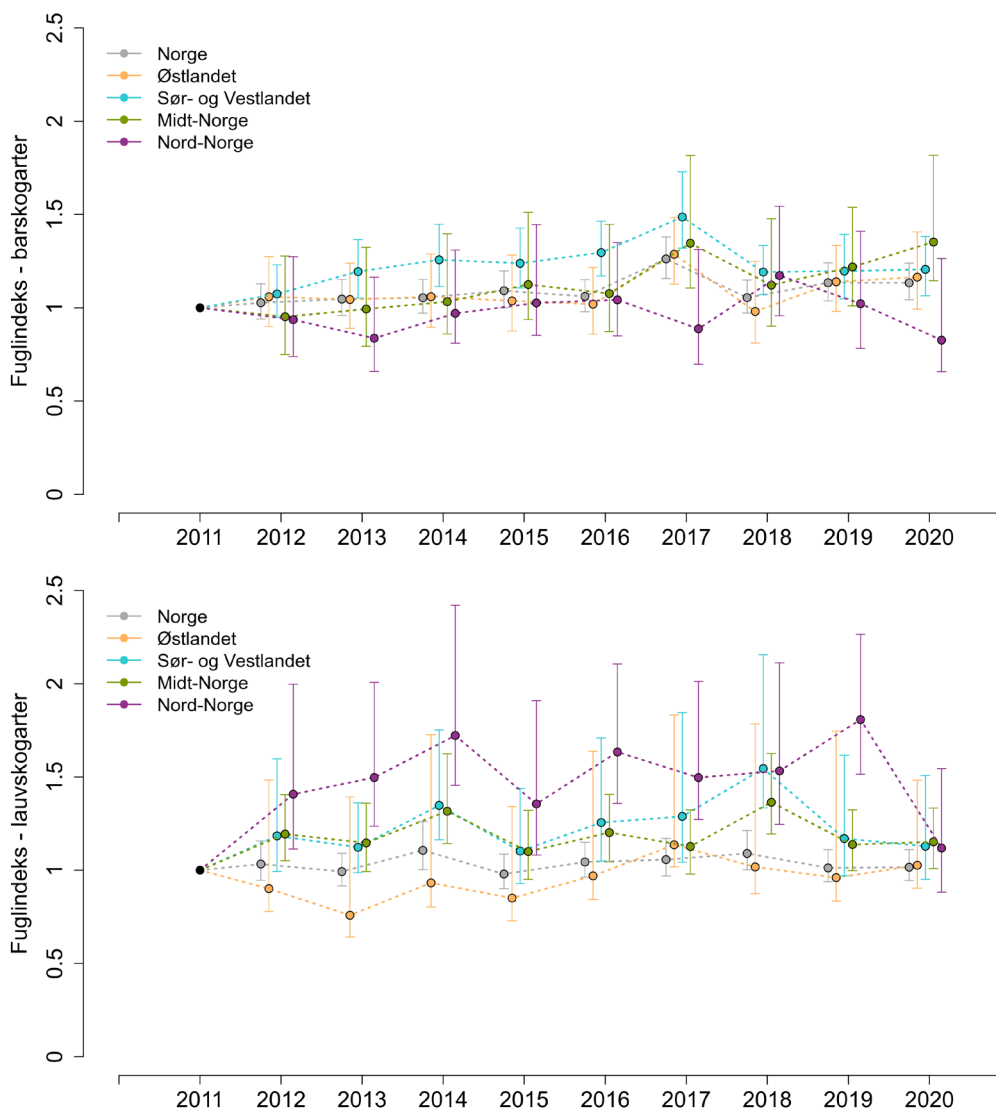
Tilstandsverdien for egenskapen *biologisk mangfold* (0,41) ligger en del under grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Dette tilsvarer den skalerte verdien for *naturindeks for skog* (0,41). *Naturindeksen for skog* viser en nokså stabil utvikling, med en svak nedgang i første del av perioden og en svak økning i siste del (**figur 3.17**). Tilstandsverdien for egenskapen *biologisk mangfold* er ganske lik for alle regionene unntatt Sørlandet, der den er litt høyere (0,43), og Vestlandet der den er noe lavere (0,37) (**figur 3.2–3.6**).

Fugler utgjør en velkjent del av artsmangfoldet i skog og omfatter en rekke arter med ulike tilpasninger og responser på forskjellige påvirkninger. Data fra den landsdekkende overvåkingen av hekkefugler (TOV-E, Kålås mfl. 2021a) gir grunnlag for å vurdere bestandsendringer siste ca. ti år hos noen utvalgte arter knyttet til henholdsvis barskog og lauvskog (**figur 3.18**). Se kapittel 2.4.2 for nærmere forklaring av hvordan indeksene er sammenstilt og deres sammenheng med *naturindeks for skog*. For begge artsgrupper og alle regioner er det bestandsvariasjoner mellom år. Barskogsfuglene har hatt svak bestandsøkning for perioden under ett, unntatt på Østlandet og i Nord-Norge. Lauvskogsfuglene i flere av regionene har hatt bestandsøkning i løpet av perioden, men ikke for hele perioden sett under ett. Skogsarter generelt viser en svak bestandsøkning for hele Norge og alle regioner unntatt Østlandet. Blant skogsartene er det en rekke trekkfugler som kan påvirkes av andre forhold enn tilstanden i norsk skog. For ti standfugler knyttet til skog, viser bestandsindeksen for hele Norge stabil utvikling over perioden 2011–2020. Kålås mfl. (20121b) konkluderer med at skogtilknyttede fugler generelt har vist en stabil utvikling siden 2007 (basert på noe lengre tidsserie med data fra TOV-E enn i **figur 3.18**).

Treslagssammensetningen utgjør et karakteristisk trekk ved artsmangfoldet i skog. Landsskogtakseringen har data for dekkningen av en rekke treslag, vist for skog under barskoggrensa i **figur 3.19**. Det er vanskelig å vurdere hva som ville være en karakteristisk treslagssammensetning i referansetilstanden. Imidlertid er gran et foretrukket treslag i skogbruket siden gran har raskere biomassetilvekst enn andre norske treslag. Dette tilsier at dagens andel av gran trolig er noe større enn man ville finne i en naturskog, noe som har gått på bekostning av furu og lauvtreslag som eik. Tall for de siste 20 årene viser imidlertid bare en svak økning av andel gran i Trøndelag. Ellers har andelen av en del andre lauvtrær enn bjørk økt litt. Merk at disse tallene ikke fanger opp ev. økning i tetthet av fjellbjørkeskog.



Figur 3.17 Naturindeks for skog i hele Norge og i ulike regioner. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen biologisk mangfold.

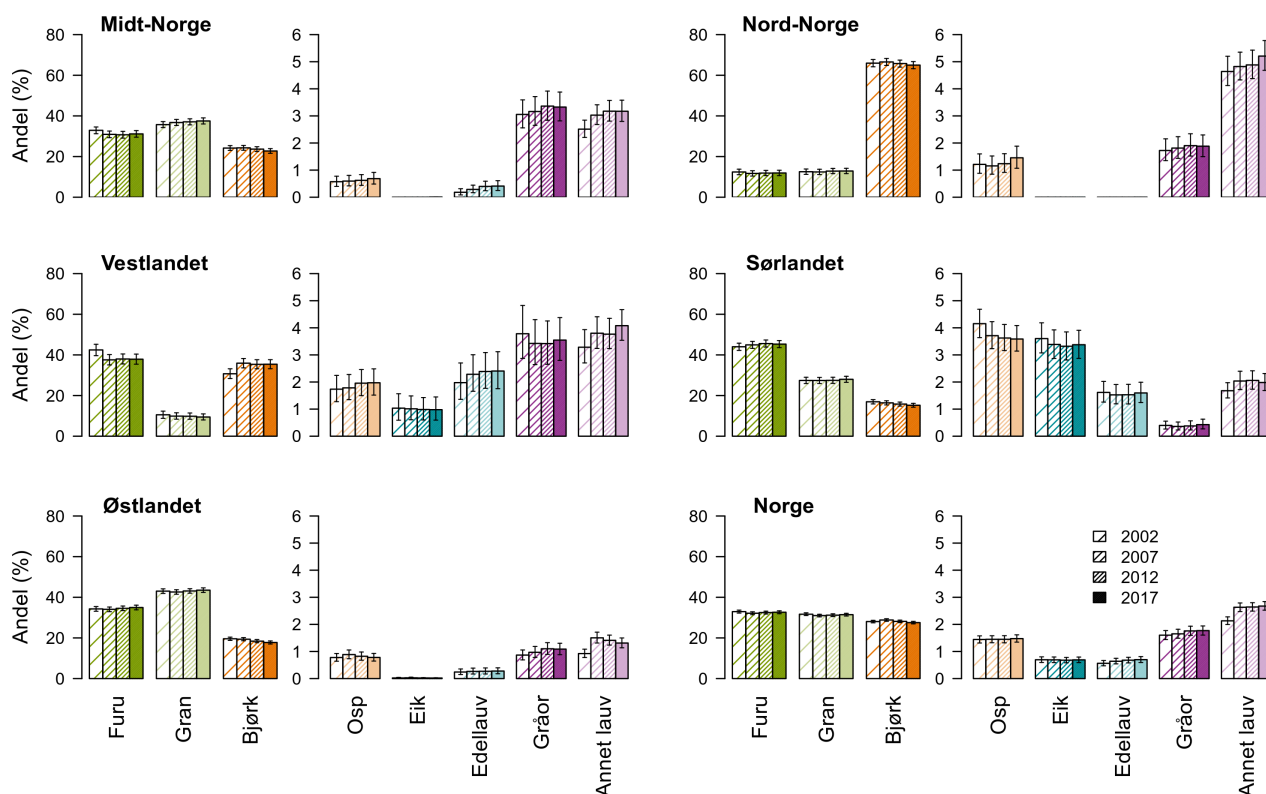


Figur 3.18 Bestandsindekser for fugler i barskog (øverst) og lauvskog (nederst). Bestandsdata for hver art er skalert mot verdien i 2011. Disse indeksene inngår ikke i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen biologisk mangfold.

Abiotiske forhold

Fysiske og kjemiske forhold i økosystemet kan ha stor betydning for ulike økosystemprosesser, ikke minst knyttet til kretsløp av vann og ulike næringsstoffer. I et økosystem i god tilstand bør ikke variasjonen i slike forhold avvike mye fra tilsvarende variasjon i referansetilstanden. For beregning av tilstandsverdien for egenskapen *abiotiske forhold* har vi foreløpig to indikatorer, *Ellenberg N* og *Ellenberg F* (begge med nedre og øvre grenseverdier). *Ellenberg N* indikatoren sier noe om vegetasjonens sammensetning viser for lav eller for høy nitrogenpåvirkning, mens *Ellenberg F* tilsvarende viser vegetasjonens respons på voksestedets fuktighetsforhold. Noen andre variabler, f.eks. knyttet til klimapåvirkning, kunne vært trukket inn her, men vi har vurdert det slik at disse heller representerer variabler for påvirkning knyttet til klimaendringer og forurensing.

Tilstandsverdien til egenskapen abiotiske forhold (0,64) ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Skalert verdi for indikatoren *Ellenberg N* ligger litt under den nedre grenseverdien (0,55) og litt over den øvre grenseverdien (0,69), mens skalert verdi for *Ellenberg F* ligger over både nedre og øvre grenseverdier (hhv. 0,76 og 0,68). Det innebærer at *Ellenberg N* indikerer at vegetasjonen viser noe lavere tilgang på nitrogen enn ventet for et økosystem i god



Figur 3.19 Tre slagsfordeling for skog under barskogsgrensa og utenom Finnmark. Fremmede bartreslag er ikke inkludert (jf. figur 3.39). Merk ulik skala for y-aksene for furu, gran, bjørk og for andre treslag. Supplerende variabel som ikke inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen biologisk mangfold.

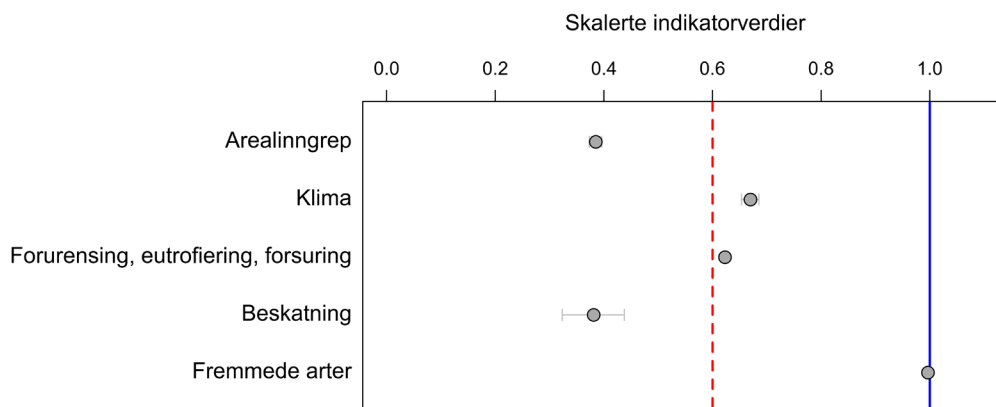
tilstand. Vi har foreløpig ingen tidsserier som kan si noe om utviklingen i disse indikatorenes verdi over tid. Det er litt variasjon mellom regionene, med lavest tilstandsverdi for *abiotiske forhold* i Midt-Norge og Nord-Norge (begge 0,62), men alle ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand (figur 3.2–3.6).

Ut fra kunnskap om påvirkning fra langtransportert luftforurensing (Austnes mfl. 2018) skulle man vente at egenskapen *abiotiske forhold* på Sørlandet i noen grad ville være påvirket av slik forurensing. Indikatoren *Ellenberg N* ser ikke ut til å fange opp dette. Data for tilført nitrogen fra luft og nedbør (figur 3.33) tyder imidlertid på at tålegrensene på 5 kg N/ha for de fleste skogtypene er overskredet for deler av Sørlandet og Vestlandet (jf. Austnes mfl. 2018).

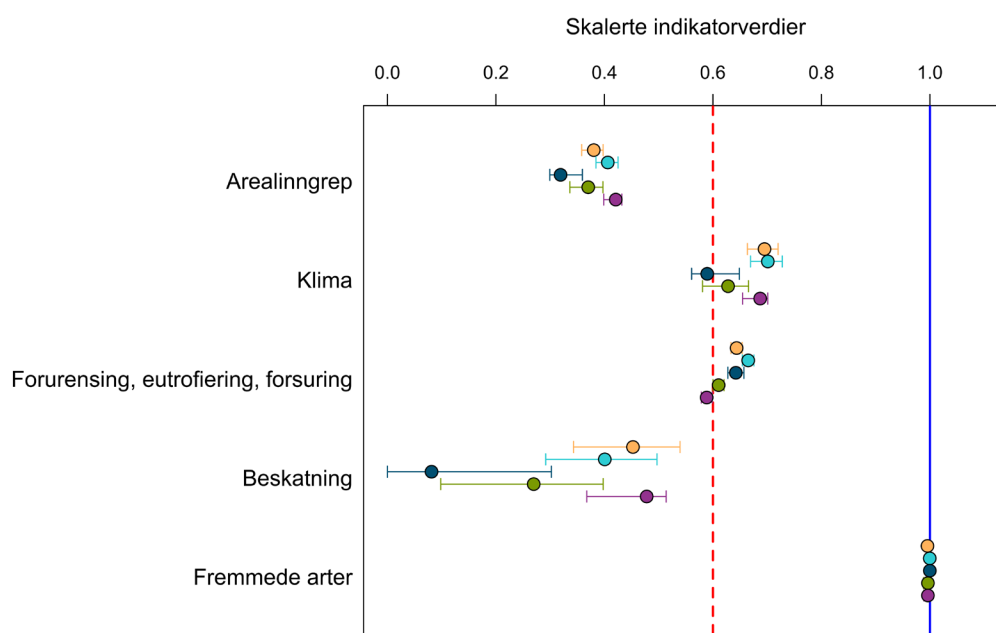
3.2 Sammenheng mellom økologisk tilstand og påvirkningsfaktorer

De antatt viktigste påvirkningsfaktorene for hver enkelt indikator som inngår i beregningen av økologisk tilstand etter indekismetoden, er angitt i tabell 2.5. Ut fra denne tilordningen mellom indikatorer og påvirkningsfaktorer har vi beregnet en samlet tilstandsverdi for indikatorer knyttet til hver hovedkategori av påvirkningsfaktorer. Dette kan gi en indikasjon på hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning for beregnet økologisk tilstandsverdi.

Samlet tilstandsverdi for indikatorer knyttet til de ulike påvirkningsfaktorene, er vist i figur 3.20 for hele Norge og i figur 3.21 for de ulike regionene. Tilstandsverdi for indikatorer knyttet til disse påvirkningsfaktorene for tidligere perioder, er vist for hele Norge i vedlegg 4.



Figur 3.20 Økologisk tilstand for indikatorer følsomme for gitte påvirkningsfaktorer, for hele Norge i 2018. Enkelte konfidensintervaller er så små at de er skjult bak symbolene.



Figur 3.21 Økologisk tilstand for indikatorer følsomme for gitte påvirkningsfaktorer, for de enkelte regionene i 2018. Symbolene for regionene står over hverandre: Østlandet gul, Sørlandet blå, Vestlandet mørkeblå, Midt-Norge grønn, Nord-Norge lilla.

Arealbruk og inngrep

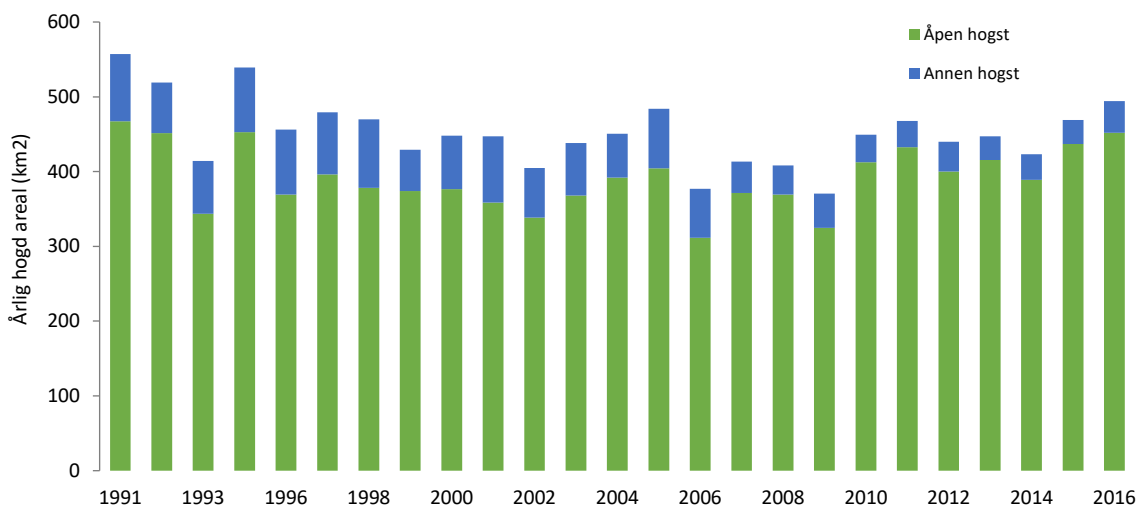
Hele ti av indikatorene er antatt å være særlig påvirket av arealbruk og inngrep (tabell 2.5), i hovedsak knyttet til ulike skogbruksaktiviteter, men for noen også utbygging av infrastruktur. De har en samlet tilstandsverdi for hele Norge på 0,39. De fleste aktuelle indikatorene, unntatt *bestandsnivå hjortedyr*, *NDVI* og *Ellenberg F*, har skalerte verdier under grenseverdien for god økologisk tilstand (0,60). Det gjelder særlig indikatorene *mengde grov død ved*, *mengde død ved totalt*, *areal biologisk gammel skog*, *rogn-osp-selje*, og *arealandel uten tekniske inngrep*, som alle har skalerte verdier under 0,25.

Tilstandsverdiene for de fleste regionene ligger på samme nivå som for hele Norge, men med klart lavere verdi (0,32) for Vestlandet. Det er også noe variasjon mellom regionene når det gjelder hvilke indikatorer som har størst betydning. For Vestlandet trekker også *bestandsnivå hjortedyr* mye ned (verdi 0,15). Enkelte indikatorer har noe høyere verdier for enkelte regioner,

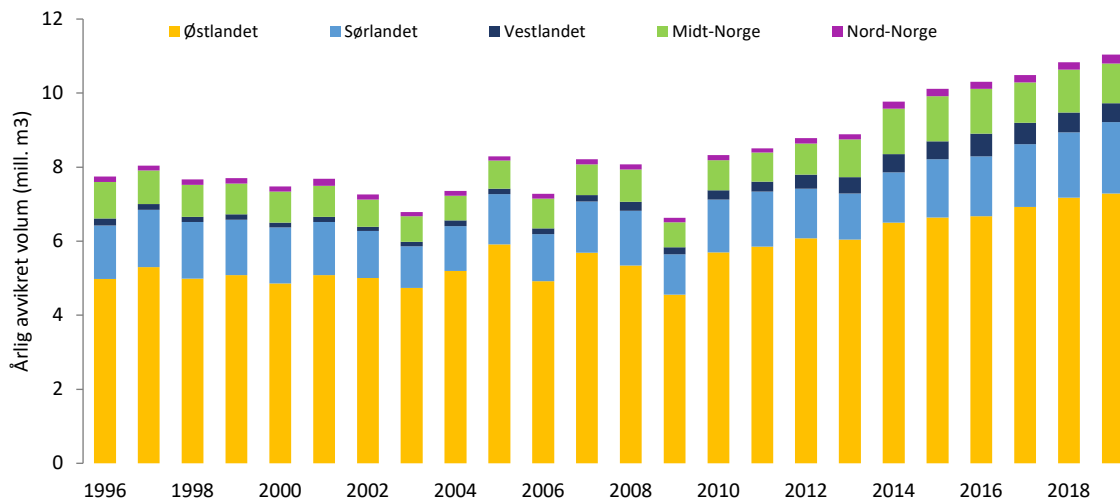
f.eks. *arealandel uten tekniske inngrep* i Nord-Norge, men alle de aktuelle indikatorene har verdier under grenseverdien.

For indikatorene som inngår i beregningen av tilstandsverdi, er det en positiv utvikling for indikatorene *blåbærdekning*, *rogn-osp-selje*, *mengde død ved totalt*, *mengde grov død ved*, og *areal biologisk gammel skog* (**figur 3.12, 3.13, 3.14, 3.15**), men negativ utvikling for *arealandel uten tekniske inngrep* (**figur 3.16**). For *bestandsnivå hjortedyr* spriker utviklingen de siste årene for elg og hjort (**figur 3.9**), noe som trolig mest skyldes at bestandene er svært høye og i hovedsak blir regulert ved jakt, og ev. år med ekstreme vintre, snarere enn variasjon i skogbrukets aktiviteter. *Naturindeks for skog* har bare hatt små endringer de siste 20 årene (**figur 3.17**).

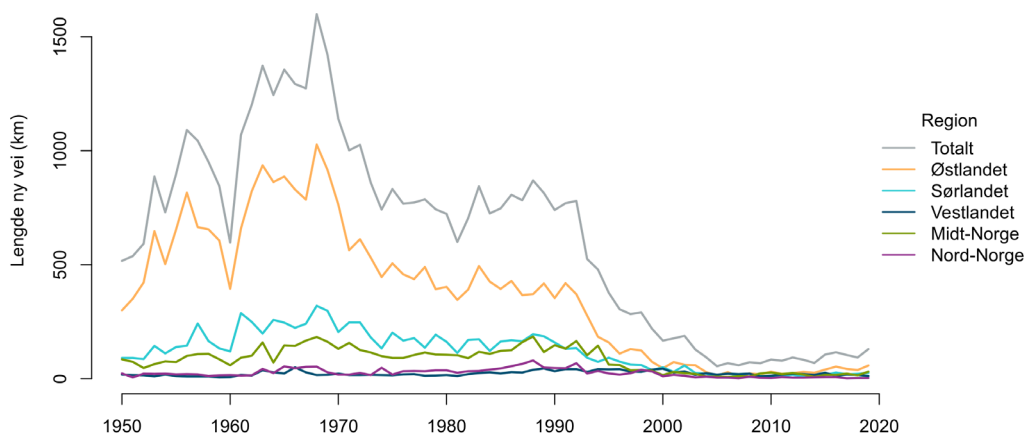
Den positive utviklingen for flere av tilstandsindikatorene står i kontrast til den jevnt økende påvirkningen fra skogbruket. Årlig avvirkes nå 450–500 km², dvs. drøyt 0,5 % av det produktive skogarealet utenom Finnmark (**figur 3.22**). Dette omfatter over 10 mill. m³ tømmer volum for salg til industrien (**figur 3.23**), noe som siste fem år har utgjort omtrent 45 % av årlig tilvekst ([Skogbruk \(ssb.no\)](http://Skogbruk.ssb.no)). Ulike skogbruksaktiviteter som veibygging, markberedning og planting har de siste tiårene også fått stort samlet omfang (**figur 3.24–3.26**). Siden 1950 er det f.eks. bygd mer enn 49 000 km helårs- og sommerskogsveier ([Skogsveier - SSB](http://Skogsveier-SSB)), dvs. nesten 0,6 km vei pr. km² produktiv skogbruksmark. Siden 1971 er det også plantet skog på mer enn 11 000 km², dvs. ca. 13 % av produktiv skogbruksmark. Avvirkning og ulike skogbruksaktiviteter har størst omfang på Østlandet, som også har størst andel av landets produktive skog (40 %) og stående volum (44 %). Storaunet & Rolstad (2020) har vist at andelen produktiv skog som ikke tidligere er flatehogd, nå er redusert til ca. 30 %. Dersom denne utviklingen fortsetter, vil slik skog bare omfatte skog i verneområder om få tiår. Mange av de viktige ressursene for artsmangfoldet i skog, som død ved og gamle trær, er særlig knyttet til gammel skog som ikke tidligere er flatehogd (Storaunet & Rolstad 2015). Det er dermed sannsynlig at flere av tilstandsindikatorene som nå viser en positiv utvikling, vil få en mer negativ utvikling om noen år.



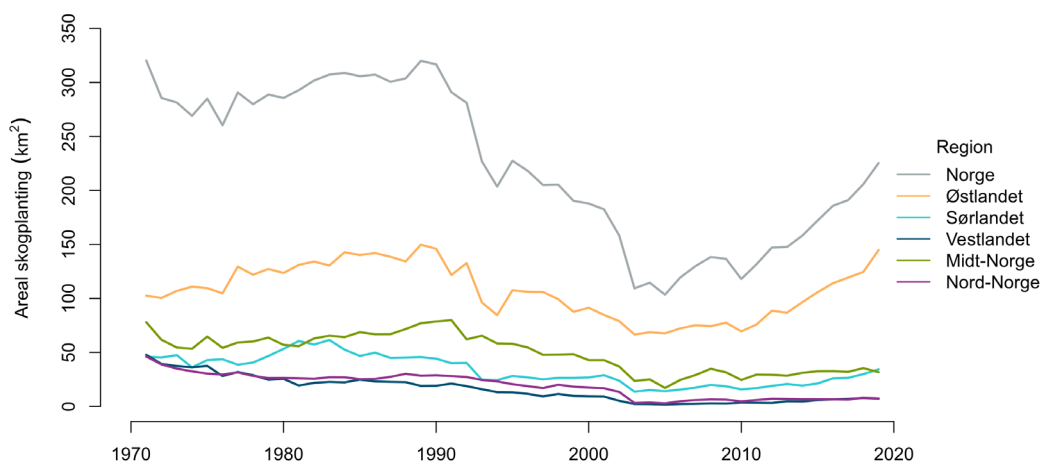
Figur 3.22 Årlig avvirket areal (ha) med åpne hogster (flatehogst, frøtrestilling) og andre hogstformer (skjermstillingshogst, småflate/kanthogst, bledning, fjellskoghogst, spredte hogstinnegrep), under barskoggrensa og utenom Finnmark. Arealet tilsvarer drøyt 0,5 % av produktivt skogareal. Et utvalg av inntil ca. 1 000 hogster er kontrollert 2–3 år etter utført hogst. Hogster for 1994 og 1995 ble kontrollert i 1997 og er rapportert samlet; er vist som én søyle i figuren. Hogster for 2007 ble kontrollert både i 2009 og 2010, og gjennomsnitt for disse kontrollene er gitt her. Data fra Resultatkontroll skogbruk/miljø (se kilder i fotnote til **tabell 2.8**).



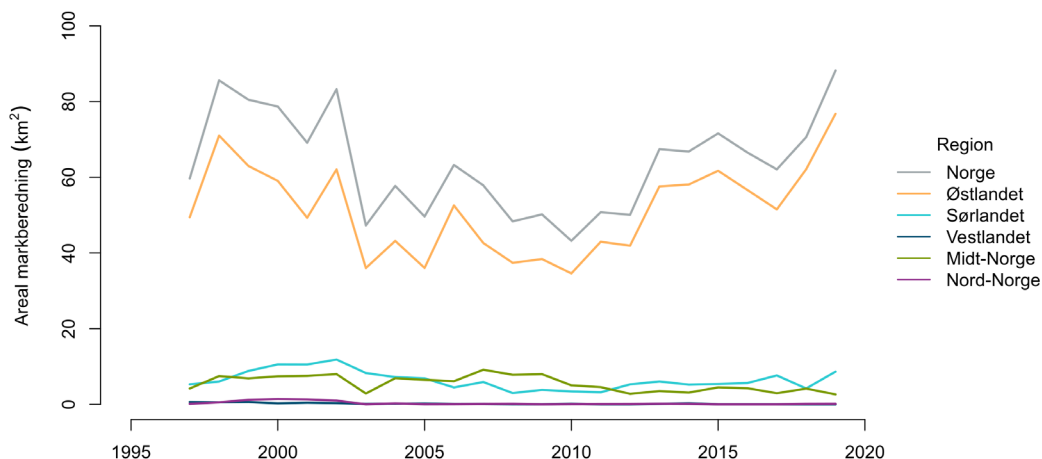
Figur 3.23 Årlig avvirket volum (mill. m³) for salg, utenom ved til brensel (SSB, jf. kap. 2.4.3).



Figur 3.24 Årlig lengde (km) av nye helårs- og sommerskogsveier bygget siden 1950 (SSB, jf. kap. 2.4.3).

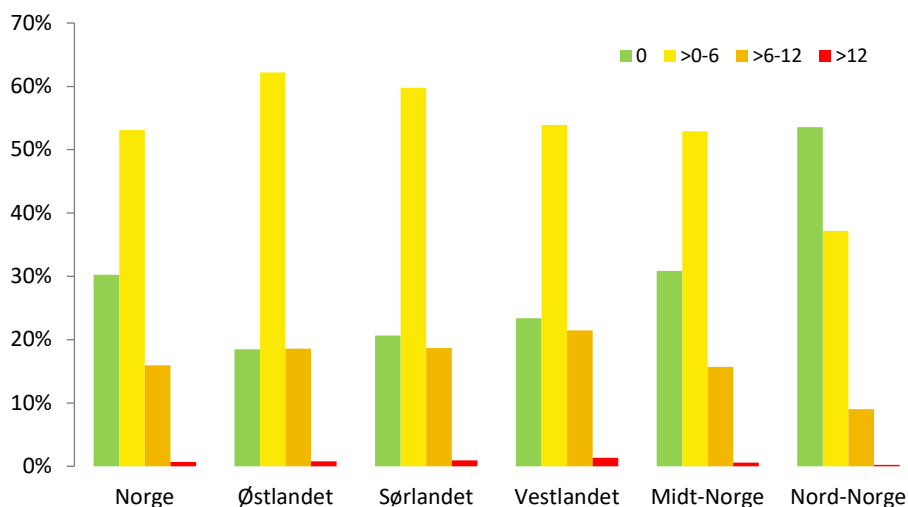


Figur 3.25 Årlig tilplantet skogareal (km²) siden 1970 (SSB, jf. kap. 2.4.3).

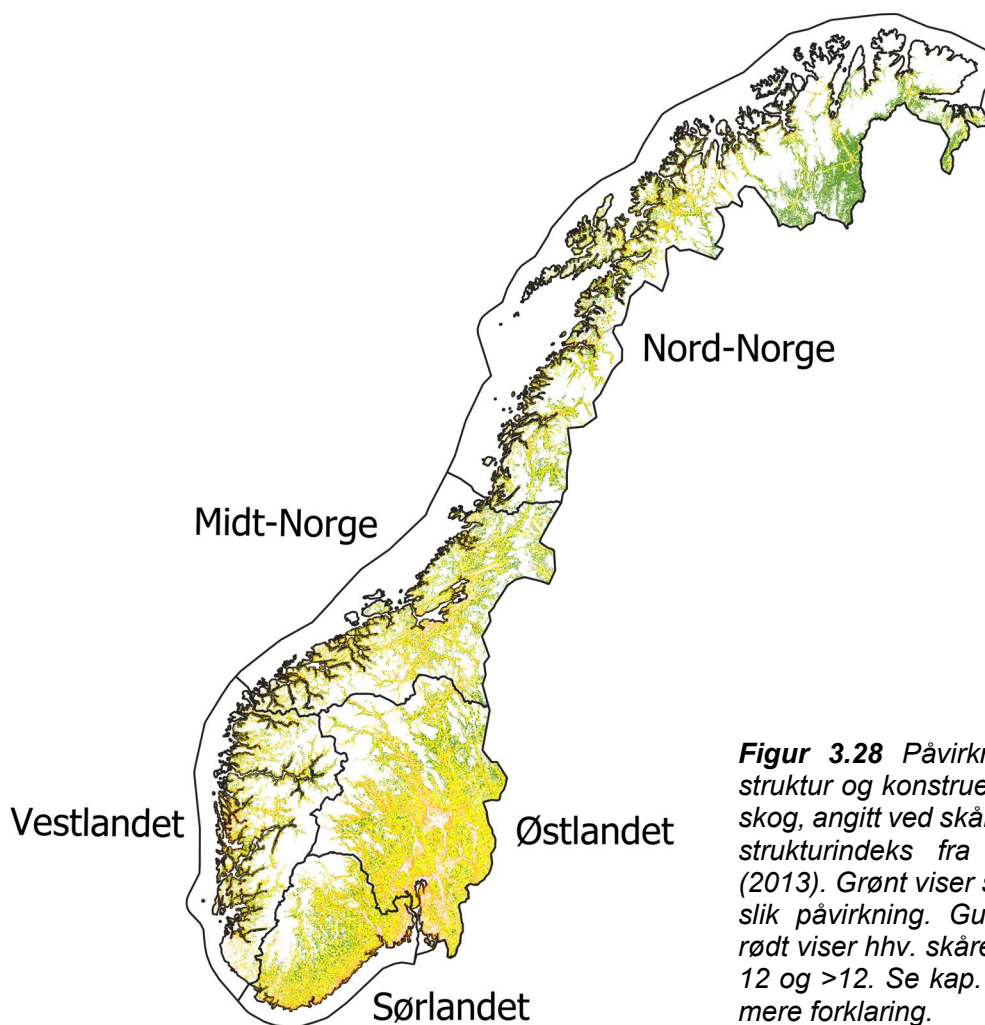


Figur 3.26 Årlig markberedt skogareal (km²) siden 1997 (SSB, jf. kap. 2.4.3). Omtrent halvparten av markberedningen har foregått i Hedmark.

Også mengden av infrastruktur og sterkt menneskepåvirket areal øker, slik vi kan se av reduksjonen i areal minst 1 km fra tekniske inngrep (**figur 3.16**). En indeks for samlet påvirkning fra infrastruktur og menneskeskapt areal er utviklet av Erikstad mfl. (2013), jf. kap. 2.4.3. Som forventet har skog i Nord-Norge minst påvirkning av infrastruktur og sterkt omdannet fastmark (**figur 3.27** og **3.28**), mens regionene i Sør-Norge har betydelig høyere påvirkning. Ellers er skog i høyreliggende strøk mindre påvirket enn i lavlandet.



Figur 3.27 Andel skogareal med ulike skår for en indeks for samlet påvirkning fra infrastruktur og konstruert fastmark (Erikstad mfl. 2013). Skårene for påvirkning går fra 0 (ingen infrastruktur) til 13,23 (alle ruter har forekomst av infrastruktur og konstruert fastmark), jf. kap. 2.4.3.



Figur 3.28 Påvirkning av infrastruktur og konstruert fastmark for skog, angitt ved skårer for en infrastrukturindeks fra Erikstad mfl. (2013). Grønt viser skogareal uten slik påvirkning. Gult, oransje og rødt viser hhv. skårer på >0-6, >6-12 og >12. Se kap. 2.4.3 for nærmere forklaring.

Klimaendringer

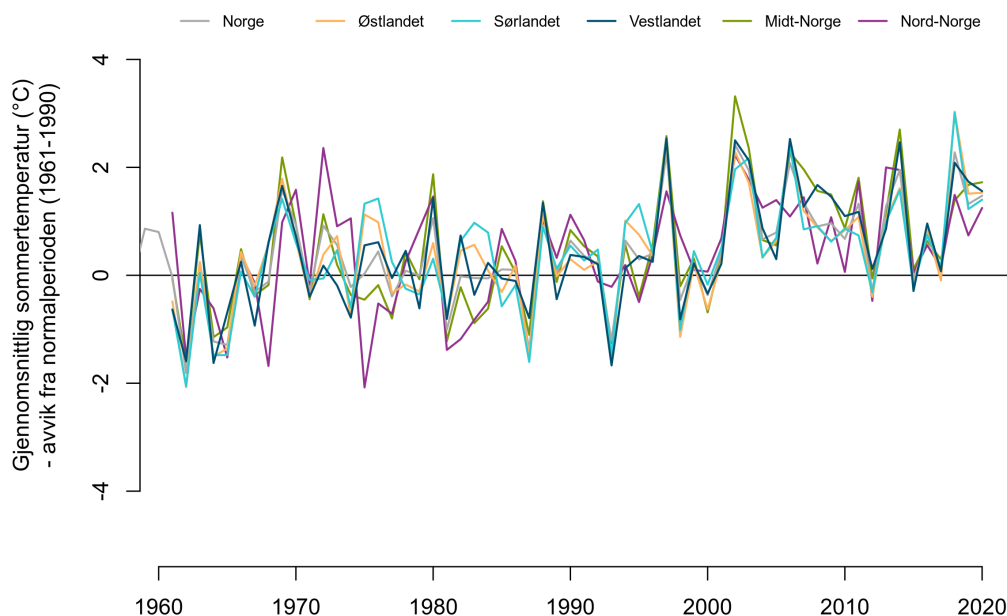
Det er også sju indikatorer som er antatt å være særlig påvirket av klimaendringer (**tabell 2.5**), med økt sommertemperatur og lengde på vekstsesongen som antatt viktigste klimapåvirkning. Disse indikatorene har en samlet tilstandsverdi for hele Norge på 0,67, dvs. over grenseverdien for god økologisk tilstand. Indikatorene *blåbærdekning* og *naturindeks for skog* har begge skalert verdi under 0,50. *Ellenberg N* ligger også så vidt under nedre grenseverdi for god tilstand.

Tilstandsverdiene for de fleste regionene ligger også over grenseverdien for god økologisk tilstand, men på Vestlandet er tilstandsverdien (0,59) så vidt under grenseverdien. Det skyldes at den skalerte verdien for *bestandsnivå hjortedyr* (0,15) ligger langt under grenseverdien her. Også naturindeks for skog (0,37) ligger noe lavere for Vestlandet enn for øvrige regioner.

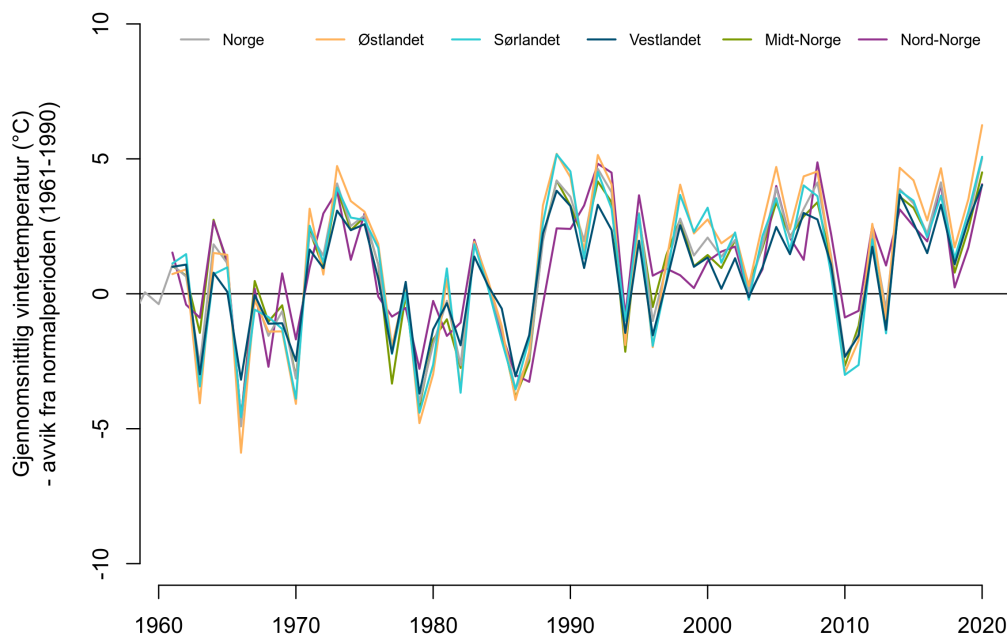
For indikatorene som inngår i beregningen av tilstandsverdi, har *NDVI*, *blåbærdekning* og *naturindeks for skog* svak positiv utvikling (hhv. **figur 3.7**, **3.12** og **3.17**). Elg og hjort i *bestandsnivå hjortedyr* har ulik utvikling (**figur 3.9**). Det er usikkert i hvilken grad utviklingen for hjortedyrbestandene skyldes klimautviklingen, siden jakt trolig er den sterkeste påvirkningsfaktoren (se under).

Sommertemperaturen viser en klar økning sammenliknet med normalperioden 1961–1990 (**figur 3.29**). Det er samme tendens for vintertemperaturen (**figur 3.30**). Etter ca. 1990 ligger også lengden på vekstsesongen (**figur 3.34**) klart over nivået for normalperioden. Mengden nedbør (**figur 3.31**) og spesielt antall dager med nedbør (**figur 3.32**) viser en viss økning for flere av

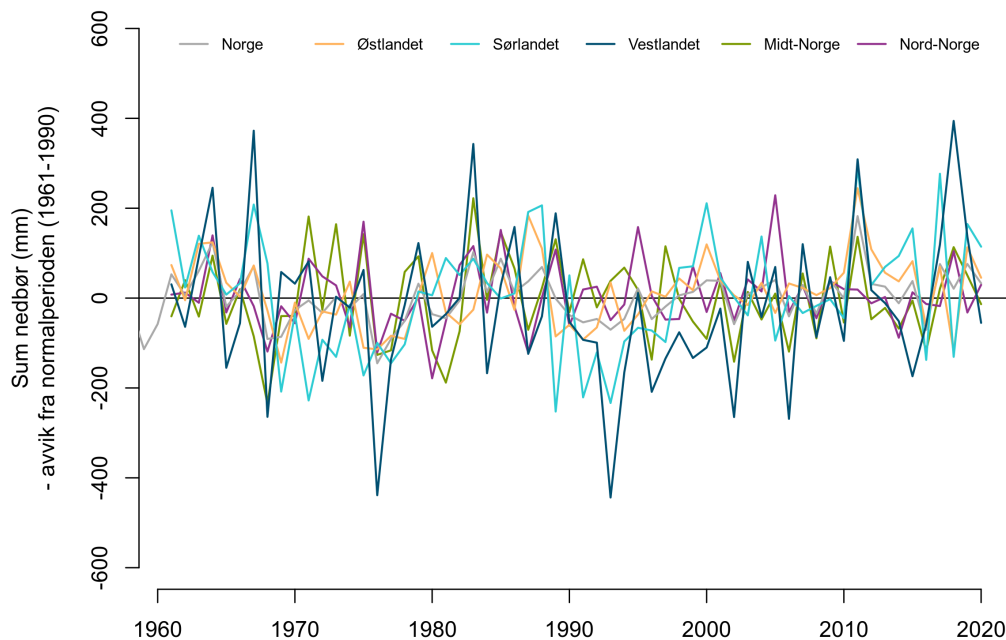
regionene, men variasjonen mellom år er betydelig. Antall dager med snødekke (**figur 3.33**) viser ikke så klar nedgang som man kunne vente. Hovedtrekkene i klimaendringene er sammenfallende for de ulike regionene, men spesielt variasjonen i antall dager med snødekke mellom år har større utslag for Vestlandet og Sørlandet enn for de øvrige regionene.



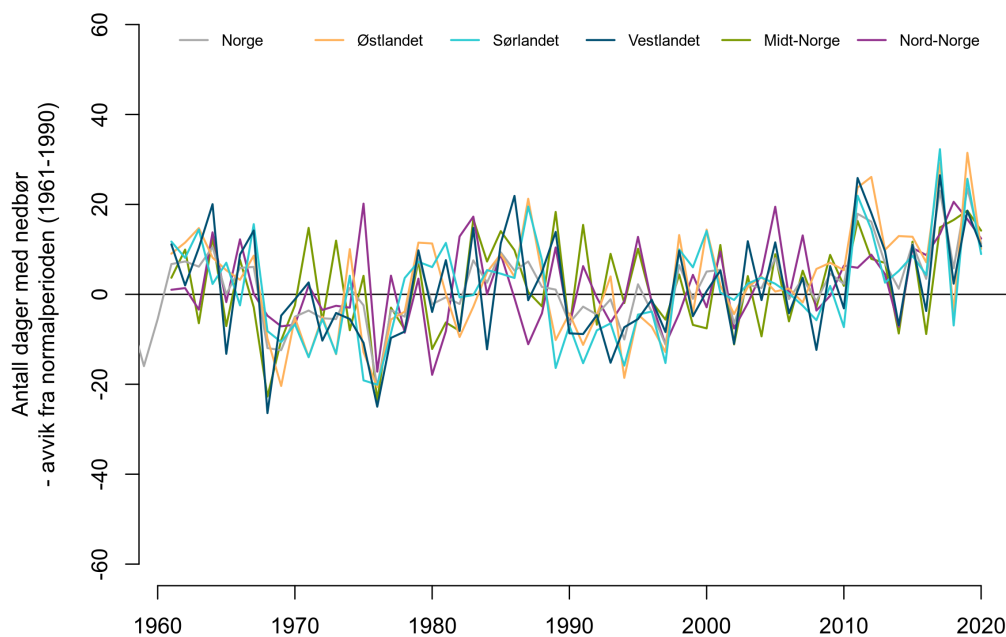
Figur 3.29 Avvik i gjennomsnittstemperatur for månedene juni-juli-august sammenliknet med klimanormalen for 1961–1990. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)



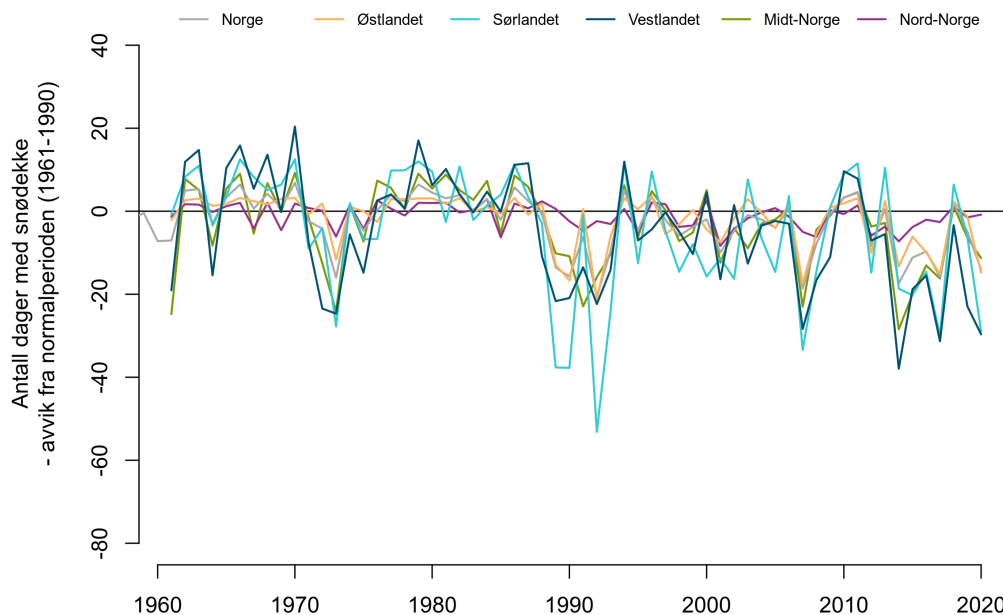
Figur 3.30 Avvik i gjennomsnittstemperatur for månedene desember-januar-februar sammenliknet med klimanormalen for 1961–1990. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)



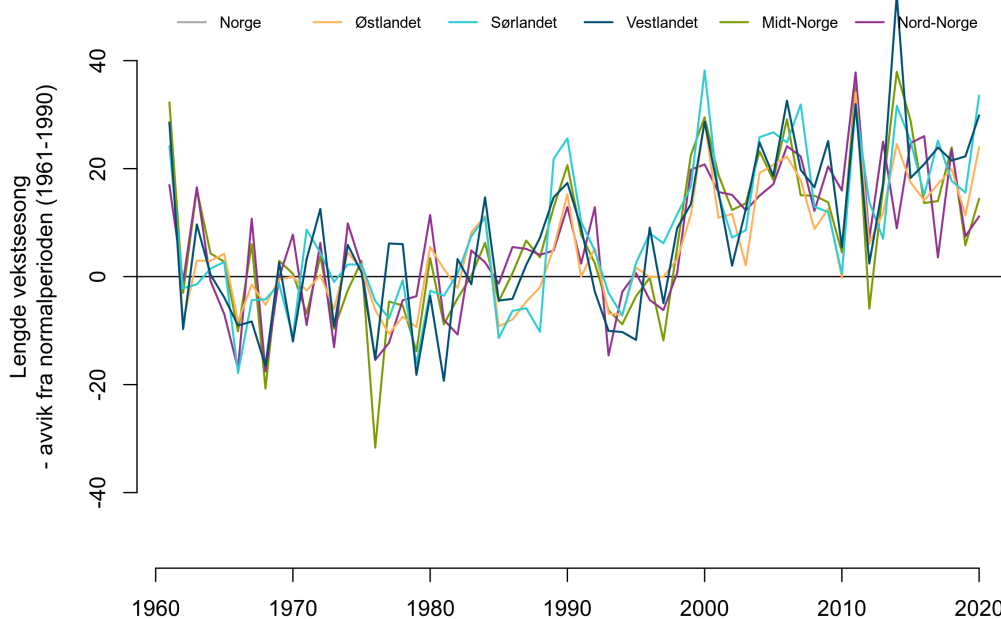
Figur 3.31 Avvik i nedbørssum for året sammenliknet med klimanormalen for 1961–1990. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)



Figur 3.32 Avvik i antall dager med nedbør for året sammenliknet med klimanormalen for 1961–1990. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)



Figur 3.33 Avvik i antall dager med snødekke for året sammenliknet med klimanormalen for 1961–1990. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)



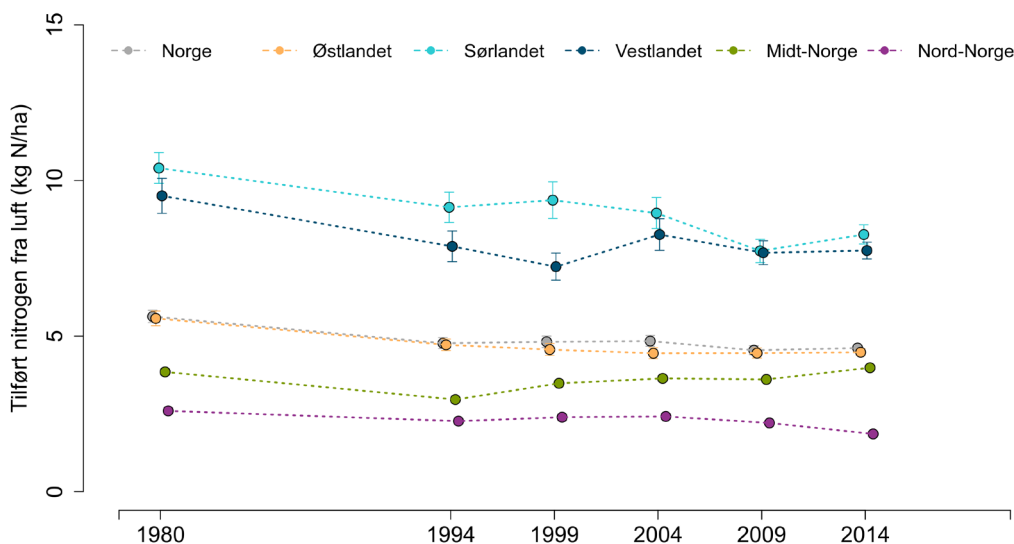
Figur 3.34 Avvik i vekstsesongens lengde sammenliknet med klimanormalen for 1961–1990. Vekstsesongen er beregnet som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snø. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)

Forurensing

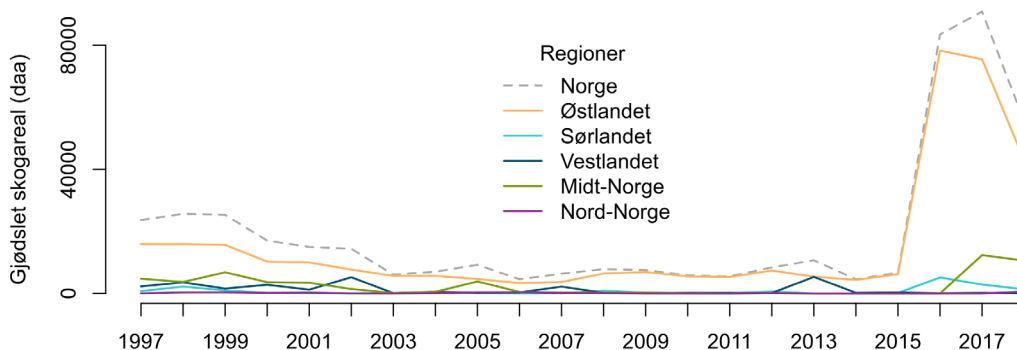
Bare tre indikatorer er antatt å være særlig påvirket av forurensing, da spesielt nitrogentilførsel (**tabell 2.5**), NDVI og *Ellenberg N* (begge med nedre og øvre grenseverdier), samt *blåbærdekning*. Disse indikatorene har en samlet tilstandsværdi på 0,62, dvs. så vidt over grenseverdien for god økologisk tilstand. *Blåbærdekning* har lavest skalert verdi (0,47) og trekker dermed tilstandsværdien mest ned. Det er høyest samlet tilstandsværdi for Sørlandet (0,66) og lavest for Nord-

Norge (0,59), hvilket i hovedsak skyldes regionale forskjeller i blåbærdekning (og referanseverdier) (**figur 3.12**). Dette henger trolig sammen med andre faktorer enn forurensing, f.eks. forskjeller i klimaet.

Data for tilførsel av nitrogen gjennom luft og nedbør (**figur 3.35**), samt mønsteret i overskridelser av vegetasjonens tålegrense for nitrogen (Austnes mfl. 2018), tilsier at nitrogenpåvirkningen på skogøkosystemet er klart høyest i sørvest og avtar nordover. Slik tilførsel av nitrogen er redusert i alle regioner, men mest for Sørlandet, noe som kan bidra til en sterkere økning i blåbærdekning her enn for andre regioner. En kompliserende faktor er skogsgjødsling som har økt betydelig de aller siste årene etter en periode med forholdsvis lav gjødslingsaktivitet (**figur 3.36**). Det gjelder særlig for Østlandet, der gjødsling av skogsmark i Hedmark utgjør hele 60 % av all skogsgjødsling siste 20 år. Det er verdt å merke seg at anbefalte gjødslingsnivåer ligger på 150 kg N/ha for spredning ca. 10 år før planlagt sluttavvirkning (Skogkurs 2016). Fordelt over en slik 10-årsperiode tilsvarer dette ca. tre ganger vegetasjonens tålegrensen for nitrogentilførsel (Austnes mfl. 2018), men den økologiske effekten er trolig aller sterkest de første par årene etter gjødsling. Totalt årlig gjødslet skogsmark utgjør imidlertid godt under 0,5 % av produktiv skogsmark. Økningen fra 2015 skyldes tilskudd til gjødsling som klimatiltak (Haugland mfl. 2014). Fra 2018 har det imidlertid kommet restriksjoner på gjødsling for arealer med avrenning til Skagerrak på grunn av fare for eutrofiering av kystvann.



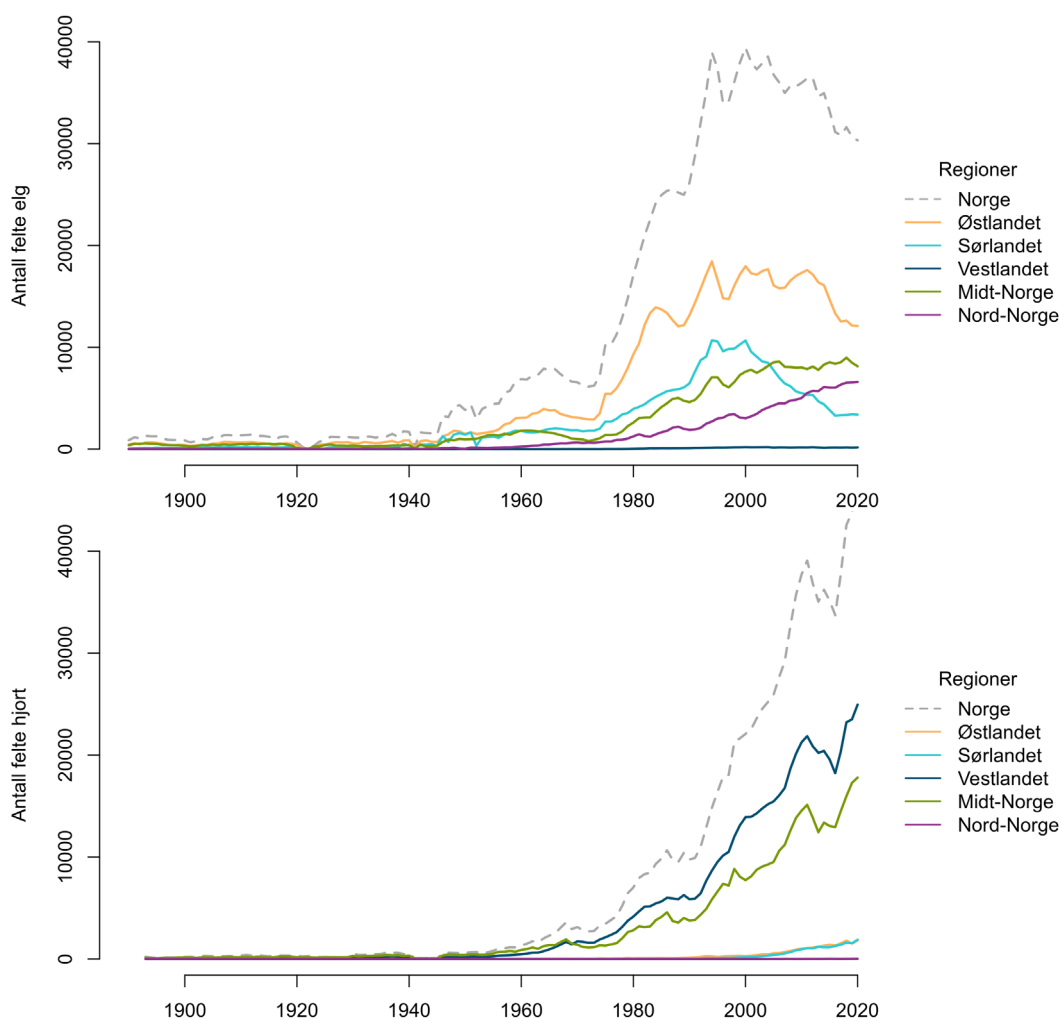
Figur 3.35 Tilført nitrogen fra luft og nedbør til skog i hele Norge og i ulike regioner. (NILU, jf. kap. 2.4.3)



Figur 3.36 Årlig gjødslet skogareal. (Landbruksdirektoratet, jf. kap. 2.4.3).

Beskatning

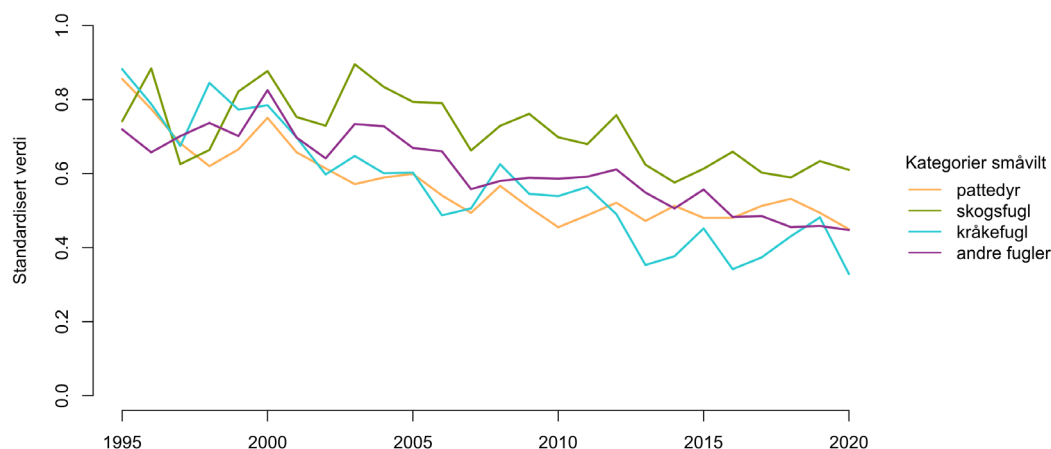
Bestandsnivå hjortedyr og *bestandsnivå rovdyr* er de eneste indikatorene som er antatt å være særlig påvirket av beskatning (**tabell 2.5**), dels gjennom regulær jakt og dels som bestandsregulering. Samlet tilstandsverdi basert på disse to indikatorene er 0,38, dvs. en del under grenseverdien for god økologisk tilstand. Her er det særlig *bestandsnivå rovdyr* som trekker ned, med en skalert verdi på 0,05. For hele Norge ligger skalert verdi for *bestandsnivå hjortedyr* (0,71) noe over grenseverdien. Her ligger samlet tilstandsverdi for Vestlandet (0,08) mye lavere enn for øvrige regioner, noe som både skyldes skalert verdi på 0,0 for *bestandsnivå rovdyr* og svært lav skalert verdi (0,15) for *bestandsnivå hjortedyr*. Bestandsutviklingen for artene som inngår i disse indikatorene, varierer noe, men generelt er det økning de siste tiårene for både hjortedyr og rovdyr, selv om elg, brunbjørn og gaupe har noe reduserte bestandsnivåer siste ti år (**figur 3.9**, **3.10**). For rovdirene er bestandsnivåene en direkte konsekvens av myndighetenes regulering, mens hjortedyrenes bestander påvirkes av både arealbruk, klimaforhold og jakt. Antall felte hjort har økt betydelig siste 50 år, mens antall felte elg har stagnert siste 30 år (**figur 3.37**). Dette er reflektert i disse artenes bestandsnivå (**figur 3.9**).



Figur 3.37 Antall felte elg (øverst) og hjort (nederst). (SSB, jf. kap. 2.4.3)

Bestander av ulike arter av småvilt representerer viktige komponenter i økosystemet. Vi har ikke utviklet noen tilstandsindikator for slike arter, men endring i felling av artene kan si noe om påvirkningen fra beskatning. For Norge under ett er det en klar nedgang i indeksen for antall felte småvilt av ulike grupper i perioden 1995–2020 (**figur 3.38**). Det er noe variasjon for ulike regioner, med gjennomgående nedgang for regionene i sør og mer stabilt nivå for Midt-Norge og

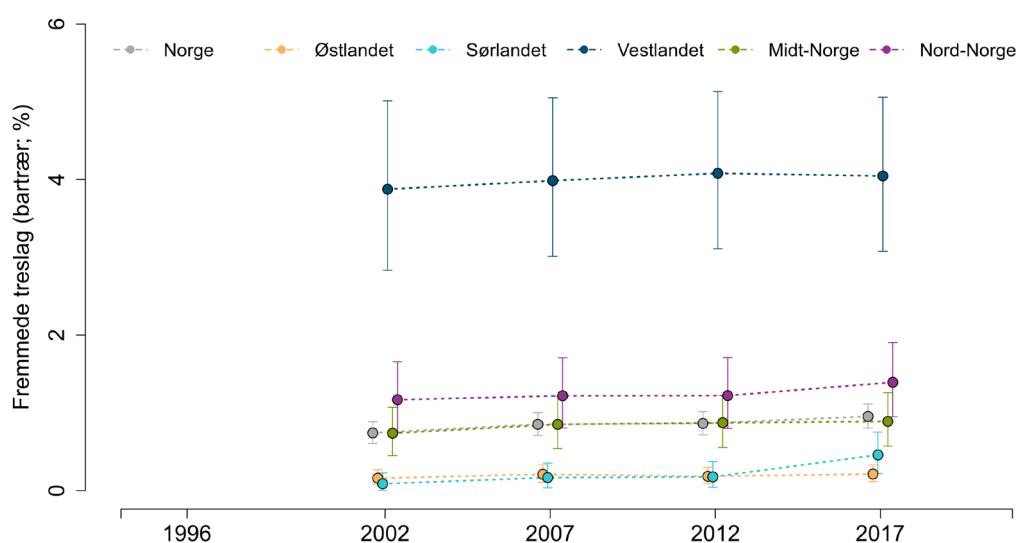
Nord-Norge (med unntak for kråkefugler). Endring i indeksen for felte småvilt kan ha sammenheng med reduserte bestander (av ulike årsaker), men kan også ha sammenheng med nedgang i jaktaktiviteten. Antall jegere som har betalt jegeravgift, har imidlertid økt fra knapt 190 000 i 2001/2002 til drøyt 200 000 i 2018/2019 (<https://www.ssb.no/statbank/table/03508/>).



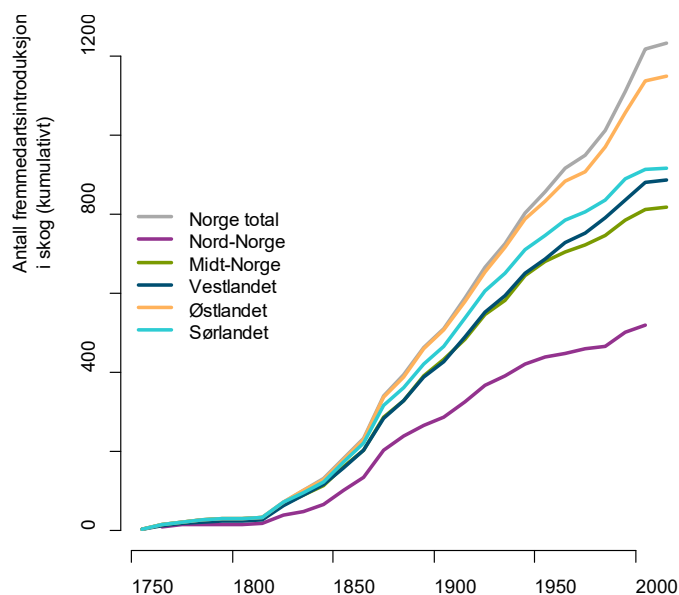
Figur 3.38 Indekser for ulike grupper felte småvilt i hele Norge (se kap. 2.4.3 for arter som inngår). Indeksen er skalert ved at verdiene for hver enkelt art er dividert med størst verdi for den aktuelle arten, og deretter er indeksen beregnet som gjennomsnittet av de skalerte verdiene. (SSB, jf. kap. 2.4.3)

Fremmede arter

Det er bare én indikator som representerer påvirkning fra fremmede arter, *fravær av fremmede arter*. Den skalerte verdien for denne indikatoren er svært nær referanseverdien (1). I det aktuelle datagrunnlaget fra overvåkingsprogrammet ANO er det foreløpig registrert lite av slike arter, noe som kan skyldes at ANO ennå ikke dekker mange nok lokaliteter og dermed ikke fanger opp slike forholdsvis uvanlige arter. Vi har ingen tidsserie for denne indikatoren og kan dermed ikke vurdere utviklingen for denne, men generelt antas det at antall og mengde av fremmede arter vil øke (Hendrichsen mfl. 2020). Data fra Landsskogtakseringen for dekningsgraden av fremmede bartrær (**figur 3.39**) viser et forholdsvis stort innslag av slike arter, spesielt på Vestlandet og i



Figur 3.39 Andel fremmede bartrær i skog under barskoggrensa utenom Finnmark. (Landsskogtakseringen, jf. kap. 2.4.3)



Figur 3.40 Kumulativt antall introduksjoner av fremmede arter i skog fra 1750 til 2020. Tallene inkluderer arter fra alle fylogenetiske riker (dyr, planter, sopper, chromister) og risikokategorier, men gjelder kun introduksjoner til fastmarksskogsmark (T4 etter NiN), flomskogsmark (T30) og plantasjeskog (T38). (Artsdatabanken, jf. kap. 2.4.3)

Nord-Norge, noe som så langt ikke er fanget opp i dataene fra ANO. Antall fremmede arter knyttet til skog på fastmark viser imidlertid en rask økning de siste 200 årene (**figur 3.40**). Flesteparten av disse artene er karplanter.

Mulige årsaker til lav verdi for skogens økologisk tilstand

Figur 3.20 viser at det særlig er arealendringer og inngrep som bidrar til en lav verdi for økologisk tilstand i skog. Dette skyldes dels påvirkning fra ulike skogbruksaktiviteter, der indikatorene *mengde død ved totalt*, *mengde grov død ved* og *areal biologisk gammel skog* alle har skalert verdi på under 0,25. I tillegg kommer effekten av inngrep fra infrastrukturbygging, der indikatoren *arealandel uten teknisk infrastruktur* har skalert verdi 0,18. Påvirkningen fra både skogbruksaktiviteter og infrastrukturbygging har økt over tid, men det er verdt å merke seg at trass i dette har utviklingen for død ved, gammel skog og flere andre tilstandsindikatorer vist en positiv tendens de siste tiårene.

Beskatning bidrar også til lav verdi for økologisk tilstand. Her er det særlig den svært lave skalerte verdien (0,05) for *bestandsnivå rovdyr* som trekker ned. På Vestlandet har imidlertid også *bestandsnivå hjortedyr* lav skalert verdi (0,15). Lav verdi for *bestandsnivå rovdyr* er helt som forventet, gitt den vedtatte forvaltningen av store rovdyr. Imidlertid har noen av rovdyrartene hatt en positiv bestandsutviklingen de siste tiårene, selv om nivået er langt lavere enn forventet under referansetilstanden.

Forurensing, spesielt i form av nitrogentilførsel, trekker også tilstandsverdien ned. Her er det særlig indikatoren *blåbærdekning* (0,47) som trekker ned. Utviklingen for nitrogentilførsel via luft og nedbør er positiv. Hvis tendensen til mer skogsgjødsling de siste årene fortsetter, kan slik skogsgjødsling i noen grad motvirke denne positive utviklingen, særlig i fylkene der skogsgjødsling har størst omfang.

For klimaendringer gir de aktuelle indikatorene en verdi som ligger over grenseverdien for god økologisk tilstand. Her er det særlig *naturindeks for skog* (0,41) og *blåbærdekning* (0,47) som trekker tilstandsverdien ned, mens verdiene for *fravær av fremmede arter* (1) og *bestandsnivå hjortedyr* (0,71) ligger nær referanseverdien. Klimautviklingen siden ca. 1990 viser en klar økning av middeltemperatur sommer og vinter og lengre vekstsesong. Tilstandsindikatorerne ser fore-

løpig ikke ut til å ha respondert tydelig på en slik utvikling i klimaet. Framover vil trolig effekten av klimaendringer gi større utslag for flere av indikatorene.

Vi har bare én indikator (*fravær av fremmede arter*) som inngår for påvirkningsfaktoren fremmede arter. Denne indikatoren har skalert verdi svært nær referanseverdien (1). Siden datagrunnlaget for denne indikatoren foreløpig er noe begrenset, er det usikkert hvor representativ denne indikatorverdien er for fremmede plantearter i skog. Imidlertid er mengden av fremmede treslag betydelig på Vestlandet og dels i Nord-Norge, noe som kan indikere mulig forringet økologisk tilstand. Det er også grunn til å tro at ulike fremmede arter vil øke i utbredelse og mengde i årene framover.

3.3 Økologisk tilstand for skog – oppsummering

Ovenfor i kapittel 3 har vi presentert beregnet økologisk tilstand for skog for hele landet, de ulike regionene og samlet for indikatorer tilknyttet ulike påvirkningsfaktorer. Vi har også presentert de grunnlagsdataene vi har, både for tilstandsindikatorer som inngår i beregningene, supplerende variabler og variabler for påvirkninger. Disse beregningene og indikatorestimatene gir noe forskjellig inntrykk av den økologiske tilstanden i skog. De enkelte indikatorene dekker hver for seg ulike mindre deler av helheten ved økologisk tilstand, og det knytter seg ulik grad av sikkerhet til indikatorestimatene. Her skal vi derfor forsøke å se hele datagrunnlaget vårt i sammenheng og vurdere hvor godt det underbygger konklusjonene om skogens økologiske tilstand.

Oppsummering av resultater basert på nivå og trender for tilstandsindikatorer og supplerende variabler, er sammenfattet i **tabell 3.1**. Selve beregningen av økologisk tilstand for skog er basert på tretten indikatorer, siden vi betrakter de tre indikatorene med både nedre og øvre grenseverdier som én indikator hver (jf. kap. 2.4.1).

For skog i hele Norge er den beregnete verdien for økologisk tilstand 0,42. Det er særlig seks indikatorer som trekker denne tilstandsverdien ned (skalert verdi i parentes): *bestandsnivå rovdyr* (0,05), *mengde grov død ved* (0,04), *rogn-osp-selje* (0,15), *mengde død ved totalt* (0,13), *arealandel uten tekniske inngrep* (0,18) og *areal biologisk gammel skog* (0,24). Også *naturindeks for skog* (0,41) og *blåbærdekning* (0,47) ligger klart under grenseverdien for god økologisk tilstand, slik vi har definert denne. De øvrige indikatorene har skalerte verdier nær eller klart over grenseverdien for god økologisk tilstand.

Økologisk tilstand for skog i de ulike regionene er i store trekk slik som for hele Norge. Beregnet tilstandsverdi er imidlertid litt lavere for Vestlandet (0,37) enn for de øvrige regionene. De indikatorene som trekker ned samlet tilstandsverdi, er også i stor grad felles for regionene, men for Vestlandet har også *bestandsnivå hjortedyr* svært lav skalert verdi. Samtidig er det en viss variasjon mellom regionene i de enkelte indikatorenes skalerte verdier, f.eks. med dobbelt så høy verdi for *arealandel uten tekniske inngrep* i Nord-Norge som i øvrige regioner.

Tilstandsindikatorenes tilordning til økosystemets egenskaper sier noe om hvordan store avvik fra referansetilstanden trolig vil påvirke økosystemet. Vi har her inkludert både indikatorer som inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapene, og supplerende variabler (**tabell 3.1**).

- *Primærproduksjon* har en beregnet tilstandsverdi på 0,70, basert på indikatorene *NDVI* og *Ellenberg N*, dvs. med moderat avvik fra forventet verdi i referansetilstanden. Den supplerende variabelen for *biomasse av trær* tilsier heller ikke betydelig avvik fra referansetilstanden.
- *Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* har en beregnet tilstandsverdi på 0,38, basert på indikatorene *bestandsnivå hjortedyr* og *bestandsnivå rovdyr*. Her er det særlig *bestandsnivå rovdyr* som trekker verdien ned, mens *bestandsnivå hjortedyr* ligger noe over grenseverdien for god tilstand. Vi har ikke inkludert noen indikator for primærproduksjonen i beregning av denne tilstandsverdien, men indikatorene brukt for egenskapen

primærproduksjon tilsier at primærproduksjonen ikke avviker betydelig fra nivået i referansetilstanden. De supplerende variablene basert på gruppering av indikatorer i naturindeksen til trofiske grupper, tilsier også at primærprodusenter, mellompredatorer og dels planteetere avviker lite fra nivåer i referansetilstanden, mens særlig toppredatorer og nedbrytere avviker i stor grad. I beregningen av tilstandsverdi er det følgelig *bestandsnivå rovdyr* som representerer en betydelig ubalanse i fordelingen av biomasse mellom disse trofiske nivåene, og dette inntrykket bekreftes av indeksen for toppredatorer for de supplerende variablene.

- *Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*: Her har vi foreløpig ingen tilstandsindikatorer.

Tabell 3.1 Oppsummering av resultater for økosystemets egenskaper i skog i hele Norge, for indikatorene som inngår i beregningen av tilstandsverdi, og supplerende variabler (i kursiv). For indikatorer brukt i beregningen av tilstand, er det gitt skalerte verdier, mens det for supplerende variabler er gjort en kvalitativ vurdering av nivået sammenliknet med et tenkt nivå i referansetilstanden: ++ svært nær, + nær, - et stykke fra, -- svært langt fra, ? usikkert. For begge typer indikatorer er tidsserier (for uskalerte verdier) angitt med lengde i antall punkter og periode, samt trend: ↑ økende, ↓ avtakende, ↔ stabil, – ikke mulig å angi pga. kort tidsserie.

Egenskaper	Tilstands- verdi	Ant. indi- katorer	Indikatorer / Supplerende variabler	Verdier	Tidsserie: trend
Økosystemet skog	0,42	13			
Primærproduksjon	0,70	2	NDVI (nedre) NDVI (øvre) Ellenberg N (nedre) Ellenberg N (øvre) <i>Biomasse trær</i>	0,88 0,77 0,55 0,69 +?	10 (2010-2019): ↔ 1 (2019): – 5 (1996-2017): ↑
Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer	0,38	2	Bestandsnivå hjortedyr (øvre) Bestandsnivå rovdyr <i>NI-primærprodusenter</i> <i>NI-herbivorer</i> <i>NI-mellompredatorer</i> <i>NI-toppredatorer</i> <i>NI-nedbrytere</i>	0,71 0,05 + - ++ -- --	5 (1990-2019): ↑ 5 (1990-2019): ↑ 5 (1990-2019): ↓ 5 (1990-2019): ↑ 5 (1990-2019): ↑ 5 (1990-2019): ↓ 5 (1990-2019): ↔
Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer	–	0	(ingen)		–
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	0,34	6	Fravær fremmede arter Blåbærdekning Rogn-osp-selje Mengde død ved totalt Mengde grov død ved Areal biologisk gammel skog <i>Treslagssammensetning</i>	1,00 0,47 0,15 0,13 0,04 0,24 -?	1 (2019): – 2 (2012-2017): ↑ 5 (1996-2017): ↑ 2(3) (1996, 2012-2017): ↑ 2(3) (1996, 2012-2017): ↑ 4 (2002-2017): ↑ 4 (2002-2017): –
Landskapsøkologiske mønstre	0,21	2	Areal biologisk gammel skog Arealandel uten tekniske inngrep	0,24 0,18	4 (2002-2017): ↑ 6 (1988-2018): ↓
Biologisk mangfold	0,41	1	Naturindeks for skog <i>Treslagssammensetning</i> <i>Fugler i barskog</i> <i>Fugler i lauvskog</i>	0,41 -? -? -?	5 (1990-2019): ↔ 4 (2002-2017): – 10 (2011-2020): ↑ 10 (2011-2020): ↔
Abiotiske forhold	0,64	2	Ellenberg N (nedre) Ellenberg N (øvre) Ellenberg F (nedre) Ellenberg F (øvre)	0,55 0,69 0,76 0,68	1 (2019): – 1 (2019): –

- *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* har en beregnet tilstandsverdi på 0,34, basert på indikatorene *fravær av fremmede arter*, *blåbærdekning*, *rogn-osp-selje*, *areal biologisk gammel skog*, samt *mengde grov død ved* og *død ved totalt*. Tilstandsverdien er betydelig lavere enn forventet i referansetilstanden, og det er særlig de fire siste av indikatorene som trekker verdien mye ned. Verken *fravær av fremmede arter* eller den supplerende variabelen for *treslagssammensetning* indikerer vesentlige avvik fra referansetilstanden.
- *Landskapsøkologiske mønstre* har en beregnet tilstandsverdi på 0,21, basert på indikatorene *areal biologisk gammel skog* og *arealandel uten tekniske inngrep*. Begge disse indikatorene har samme lave skalerte verdi og tilsier betydelig avvik fra referansetilstanden.
- *Biologisk mangfold* har beregnet tilstandsverdi på 0,41, basert på indikatoren *naturindeks for skog*, som representerer tilstanden for et stort antall arter og indirekte indikatorer for artsmangfoldet i skog. Tilstandsverdien gir en klar indikasjon på betydelig avvik fra referansetilstanden. De supplerende variablene *treslagssammensetning*, *fugler i barskog* og *fugler i lauvskog* gir ikke grunnlag for å si noe om hvor mye egenskapen *biologisk mangfold* ev. avviker fra referansetilstanden.
- *Abiotiske forhold* har beregnet tilstandsverdi på 0,64, basert på indikatorene *Ellenberg N* og *Ellenberg F*. Tilstandsverdien indikerer et klart avvik fra referansetilstanden, nær grensa for god økologisk tilstand.

De tilgjengelige dataseriene for tilstandsindikatorene er gjennomgående korte (maksimalt ca. 30 år eller ti datapunkter) (**tabell 3.1**). For de tre indikatorene basert på data fra ANO (*Ellenberg N*, *Ellenberg F*, *fravær av fremmede arter*), er det foreløpig ingen tidsserier. Trendene kan eventuelt bare si oss noe om indikatorenes utvikling de siste årene i noen grad har fjernet seg eller nærmet seg referansetilstanden. De fem indikatorene basert på Landsskogtakseringens data (*blåbærdekning*, *rogn-osp-selje*, *mengde grov død ved* og *død ved totalt*, *areal biologisk gammel skog*), viser i hovedtrekk en positiv trend, selv om endringene ikke er store innenfor de korte tidsperiodene vi har data for. Uskalerte verdier for bestander av hjortedyr og rovdyr viser også en økende trend over siste ca. 30 år, men med nedgang for enkelte av artene siste ti år. Her er imidlertid bestandene for hjortedyr vurdert som høyere enn referanseverdiene, slik et en økning representerer en mer negativ utvikling for økologisk tilstand. *Naturindeks for skog* viser en svak økning siste ti år, men ingen klar endring for hele 30-årsperioden. *NDVI* viser ingen klar trend for de ti årene som vi har data for. *Arealandel uten tekniske inngrep* viser en svak reduksjon, noe som må forventes siden areal uten inngrep sjelden øker.

De enkelte indikatorene er i ulik grad følsomme for menneskeskapte påvirkninger. Vi har tilordnet tilstandsindikatorene til fem hovedkategorier av slike påvirkninger (**tabell 3.2**). Samtidig har vi data for flere ulike påvirkningsfaktorer innen hver hovedkategori (jf. kap. 3.2). Resultatene gir følgende sammenheng mellom beregnet økologisk tilstand og de enkelte hovedkategoriene av påvirkningsfaktorer:

- *Arealbruk, inngrep*: Hele ti indikatorer er vurdert som følsomme for arealbruk eller inngrep, de fleste knyttet til effekter av skogbruk, men *arealandel uten tekniske inngrep* er i større grad knyttet til ulik teknisk infrastruktur (men også skogsbilveier). Samlet gir disse indikatorene en tilstandsverdi på 0,39, dvs. en god del lavere enn forventet verdi i referansetilstanden. Ulike påvirkningsindikatorer knyttet til aktiviteter i skogbruket, omfatter stadig større deler av skogarealet. Det er også tilfellet for utbygging av ulik infrastruktur, der infrastrukturindeksen (**figur 3.28**) viser at det meste av skogarealet i Sør-Norge er betydelig påvirket og bare deler av skogarealet i Nord-Norge er lite påvirket.
- *Klimaendringer*: Sju indikatorer er vurdert som særlig følsomme for klimaendringer. De fleste av disse er antatt å svare på endringer i temperatur eller vekstsesong, men enkelte som *Ellenberg F* også på endringer i nedbør. Samlet gir disse en tilstandsverdi på 0,67, noe som tilsier at indikatorverdiene ligger klart lavere enn forventet i referansetilstanden, men trolig ikke så lavt at den økologiske tilstanden bør anses som forringet. Klimaindikatorer viser en klar økning i temperatur og lengde på vekstsesongen, samt en tendens til

økt nedbør. Foreløpig har indikatorene ikke vist store endringer som klart kan knyttes til observerte klimaendringer siste 30 år.

- **Forurensing:** Tre indikatorer (*NDVI*, *Ellenberg N*, *blåbærdekning*) er vurdert som særlig følsomme for forurensing i form av nitrogentilførsel. Samlet tilstandsverdi for disse er 0,62, dvs. omtrent som grenseverdien for god økologisk tilstand. Data for langtransportert tilførsel av nitrogen tilsier en vesentlig reduksjon de siste tiårene, men fremdeles overskridelser av tålegrensene for vegetasjon i sørvestlige skogstrakter. På Østlandet har det de siste årene også vært en økning i skogsgjødsling. Det er imidlertid ikke noen klar sammenheng mellom verdiene for våre tilstandsindikatorer og disse påvirkningsindikatorer for nitrogentilførsel.
- **Beskatning:** Bare to indikatorer (*bestandsnivå hjortedyr*, *bestandsnivå rovdyr*) er ansett som særlig påvirket av beskatning. Samlet tilstandsverdi for disse er 0,38, dvs. en del lavere enn grenseverdien for god økologisk tilstand. Her er det imidlertid *bestandsnivå rovdyr* som ligger langt unna nivået i referansetilstanden. Påvirkningsindikatorer i form av felte elg, hjort og småvilt representerer kanskje i like stor grad responser på bestandsnivåene som årsaker til observerte bestandsnivåer.
- **Fremmede arter:** Det er bare én indikator som i prinsippet er spesielt påvirket av fremmede arter, nemlig *fravær av fremmede arter*. Tilstandsverdien for denne er så vidt under 1, dvs. omtrent som i referansetilstanden. Imidlertid viser både data for fremmede treslag og økningen i antall av alle fremmede arter knyttet til skog, betydelig potensiell påvirkning fra slike arter. En slik påvirkning er foreløpig ikke fanget opp av vår indikator.

Tabell 3.2 Oppsummering av resultater for indikatorer gruppert til mest aktuelle påvirkningsfaktorer.

	Tilstandsverdi	Ant. indikatorer	Indikatorer som inngår	Skalert verdi
Arealbruk/inngrep	0,39	10	Mengde grov død ved	0,04
			Mengde død ved totalt	0,12
			Rogn-osp-selje	0,15
			Arealandel uten tekniske inngrep	0,18
			Areal biologisk gammel skog	0,24
			Naturindeks for skog	0,41
			Blåbærdekning	0,47
			Ellenberg F (nedre)	0,76
			Ellenberg F (øvre)	0,68
			NDVI (øvre)	0,77
			NDVI (nedre)	0,88
			Bestandsnivå hjortedyr	0,71
			Klimaendringer	0,67
Blåbærdekning	0,47			
Ellenberg N (nedre)	0,55			
Ellenberg N (øvre)	0,68			
Ellenberg F (øvre)	0,68			
Ellenberg F (nedre)	0,76			
NDVI (øvre)	0,77			
NDVI (nedre)	0,88			
Bestandsnivå hjortedyr (øvre)	0,71			
Fravær fremmede arter	1,00			
Forurensinger	0,62	3		
			Ellenberg N (nedre)	0,55
			Ellenberg N (øvre)	0,68
			NDVI (øvre)	0,77
			NDVI (nedre)	0,88
Beskatning	0,38	2	Bestandsnivå hjortedyr	0,71
			Bestandsnivå rovdyr	0,05
Fremmede arter	1,00	1	Fravær fremmede arter	1,00

4 Diskusjon

4.1 Grunnlag for samlet vurdering av økologisk tilstand i skog

Indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper

Økosystemer er svært komplekse, med et mangfold av biologiske og ikke-biologiske enheter bundet sammen i et intrikat nettverk av interaksjoner og prosesser på ulike skalaer. Mange av disse enhetene og prosessene har vi svært mangelfull kunnskap om. Det gjelder ikke minst de delene av økosystemet som domineres av mikroorganismer, både i jorda og over bakken. Spørsmålet er hvordan kompleksiteten i økosystemet kan brytes ned til separate deler som til sammen kan si noe om økosystemets tilstand. Ekspertrådet som fikk i oppgave å utvikle et system for vurdering av økologisk tilstand, identifiserte sju egenskaper for økosystemer. Disse dekker ulike aspekter av økosystemer, men kan neppe sies å dekke alt som er viktig og relevant ved økosystemers tilstand. Med unntak av egenskapen *primærproduksjon*, er alle egenskapene orientert mot økosystemenes struktur, snarere enn økologiske funksjoner. Det er mengde av ulike arter og trofiske strukturer som vektlegges, i tillegg til andre mål på økosystemstrukturer, ikke interaksjoner mellom disse strukturene i form av energistrøm eller artsinteraksjoner som konkurranse og predasjon. Heller ikke biogeokjemiske kretsløp er dekket. Selv egenskapen *primærproduksjon* representeres ved ulike mål for biomasse av planter, snarere enn selve produksjonen som økologisk funksjon. Dette er ikke unaturlig, gitt at det er mer utfordrende å måle slike økosystemfunksjoner enn tilsvarende strukturer, og det finnes knapt tilgjengelige landsdekkende overvåkingsdata for annet enn ganske få økosystemstrukturer (jf. neste seksjon). Slutninger om endringer i økosystemfunksjoner må derfor vanligvis gjøres på basis av endringer i tilknyttede økosystemstrukturer mellom spesifiserte tidspunkter. Oftest er imidlertid frekvensen i datainnsamling av slike økosystemstrukturer årlig eller sjeldnere, slik at det bare er mulig å gi et grovt bilde av dynamikken i økosystemfunksjoner.

Ekspertrådet hadde som del av sitt mandat at tilstanden skulle vurderes på bakgrunn av et begrenset antall indikatorer. Dette antallet var ikke nærmere spesifisert, og heller ikke drøftet av ekspertrådet, men det må trolig forstås som et antall nærmere ti enn hundre indikatorer. For beregningen av økologisk tilstand i skog har vi her lagt til grunn tretten indikatorer. Gitt de egenskapene som ble identifisert av ekspertrådet, kan vi spørre oss hvor godt våre indikatorer dekker disse egenskapene.

Primærproduksjon er representert ved indikatorene *NDVI* og *Ellenberg N*, der *NDVI* er angitt som årlige verdier, mens *Ellenberg N* etter hvert vil få verdier med ca. fem års mellomrom. Indeksen *NDVI* dekker et generelt mål på biomassen eller aktiviteten av planter ('grønn biomasse'), der de dominerende treslagene trolig gir det sterkeste bidraget. Vår indikator *NDVI* representerer imidlertid avviket mellom observert 'grønn biomasse' og modellert forventet verdi basert på observasjoner fra verneområder og ikke absolutt mengde av slik biomasse. *Ellenberg N* gir et uttrykk for den samlede responsen av karplanter i feltsjiktet på markas nitrogeninnhold eller produktivitet (Tyler mfl. 2021). *Ellenberg N* dekker i mindre grad biomassen av karplanter som sådan, og ikke selve primærproduksjonen. Det kan være ønskelig å fange opp bidraget til primærproduksjonen på en bedre måte, både samlet og for ulike deler vegetasjonen, f.eks. tresjiktet, busksjiktet og feltsjiktet. Det vil kreve andre indikatorer, spesielt om det er ønskelig å dekke den faktiske primærproduksjonens dynamikk innen vekstsesongen.

Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer er representert ved indikatorene *bestandsnivå hjortedyr* og *bestandsnivå rovdyr*, der begge gir årlige verdier. Disse indikatorene kan sies å dekke viktige deler av næringskjeden gjennom dominerende vertebrater. Imidlertid mangler vi et godt mål for biomassen av hjortedyrenes næring, fra planter i felt- og busksjikt. De indikatorene vi har for egenskapen *primærproduksjon*, dekker ikke helt den relevante delen av primærproduksjonen for hjortedyr. I tillegg er det også en rekke andre plantebaserte næringskjeder som kunne vært representert, ikke minst næringskjeder basert på planter og invertebrater, med raske omsetning og derfor potensielt stor økologisk betydning. Kunnskapen om slike nærings-

kjeder er imidlertid svak, og datagrunnlaget er svært mangelfullt. Også næringskjeder basert på nedbrytersamfunn har en svært viktig økologisk rolle i skog, men her har vi enda dårligere kunnskap og datagrunnlag.

Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer: Her har vi foreløpig ingen tilstandsindikatorer. Det er trolig mulig å utvikle indikatorer basert på funksjonelle grupper av planter eller fugler, men det kan være utfordrende å fastsette referanseverdier (jf. kap. 4.6).

Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer er representert ved indikatorene *fravær av fremmede arter*, *blåbærdekning*, *rogn-osp-selje*, *areal biologisk gammel skog*, samt *mengde grov død ved* og *død ved totalt*. *Blåbærdekning* og *rogn-osp-selje* representerer plantearter med stor betydning for flere andre arter, spesielt som næring for pollinatorer og vinternæring for herbivorer. *Areal biologisk gammel skog* og indikatorene for *død ved* representerer spesielle strukturer av stor betydning for mange arter knyttet til gammel skog. *Fravær av fremmede arter* representerer opprettholdelse av skog uten fremmede arters negative påvirkning på mange arter og økosystemprosesser. Det er imidlertid også mange andre funksjonelt viktige arter og strukturer, som toppredatorer som kan regulere dynamikken i underliggende næringskjeder, jordlevende organismer som mykorrhiza-sopper og ulike nedbrytere med sentral betydning for næringsomsetningen i skog, samt store og ofte gamle trær som tilbyr viktig substrat og habitat for en lang rekke arter. Sistnevnte fanges delvis opp av areal biologisk gammel skog, men ikke så spesifikt som en eventuell indikator for store trær. Dessuten er det en rekke distinkte skognaturtyper, tilpasset spesielle miljøforhold og forstyrrelsesregimer, som har særlig betydning for artsmangfoldet (se f.eks. Framstad mfl. 2020). Sammen med trærne har trolig jordlevende organismer aller størst betydning for skogens økosystem. Det er også i jorda, samt i og på dødt trevirke, at mer enn halvparten av skogens arter lever.

Landskapsøkologiske mønstre er representert ved indikatorene *areal biologisk gammel skog* og *arealandel uten tekniske inngrep*. Disse indikatorene representerer mengden av potensielt viktig habitat for arter knyttet til naturskog. Her kunne det også vært aktuelt med andre indikatorer for viktig habitat, f.eks. gammel naturskog (Storaunet & Rolstad 2020). Slike indikatorer for mengde av viktig skogareal fanger imidlertid ikke opp endringer i den romlige fordelingen av slikt areal, f.eks. knyttet til fragmentering og økologisk sammenheng mellom de enkelte arealene (se f.eks. Framstad mfl. 2018). De fanger heller ikke opp endringer i fordelingen av ulike skognaturtyper med forskjellig naturlig dynamikk og sammensetning.

Biologisk mangfold, som ekspertrådet har avgrenset til mangfold og naturgitt endring for genotyper og arter, dekker potensielt et svært stort antall organismer som kan være vanskelig å sammenfatte med få indikatorer. Egenskapen er representert ved indikatoren *naturindeks for skog*, som igjen representerer tilstanden for mer enn 80 arter og indirekte indikatorer for artsmangfoldet i skog. *Naturindeks for skog* har likevel en mangelfull dekning av mange viktige artsgrupper, ikke minst blant artsrike grupper som invertebrater, sopp, lav og moser.

Abiotiske forhold er representert ved indikatorene *Ellenberg N* og *Ellenberg F*. Disse representerer responsen til karplanter i feltsjiktet på henholdsvis tilgang på nitrogen (eller produktivitet mer generelt) og fuktighet. Dette er relevante og viktige økologiske faktorer i skog, men det er også flere andre viktige kjemiske og fysiske forhold som kan tenkes å variere med grad av avvik fra referansetilstanden. Jordkjemiske forhold som den absolutte og relative mengden av karbon og nitrogen, så vel som mengden av basekationer som kalsium og magnesium, sier mye om skogsjordas tilstand. Mengden av organisk karbon i jorda er også en viktig indikator for å beskrive skogsjordas rolle i karbonsyklus og dermed i klimasystemet.

Ut fra den summariske gjennomgangen av økosystemets egenskaper og indikatorenes dekning av disse egenskapene, er det åpenbart at det er ønskelig med flere indikatorer for å dekke viktige aspekter ved de fleste av disse egenskapene. Indikatorsettet dekker alle egenskaper unntatt én, men dekningen av de øvrige egenskapene er ikke tilstrekkelig til å gi et balansert bilde av økologisk tilstand i skog. Det er med andre ord sterkt behov for å videreutvikle dette indikatorsettet,

men som vi skal se nedenfor, er tilgangen på relevante data for slike indikatorer en alvorlig begrensning.

Datagrunnlaget for indikatorene

En første forutsetning for at våre indikatorer skal kunne brukes til å vurdere skogens økologiske tilstand, er at de dekker relevante aspekter ved økologisk tilstand, slik dette følger av de spesifiserte sju egenskapene for økosystemet. Gjennomgangen over tilsier at dette er tilfellet, selv om våre indikatorer ikke dekker alle sider ved disse egenskapene i tilstrekkelig grad.

En annen forutsetning for at indikatorene skal kunne si noe om dagens økologiske tilstand i norsk skog, er at datagrunnlaget er godt nok. Dette omfatter om dataene måler det indikatorene representerer, om dataene gir grunnlag for å trekke slutninger om hele det arealet vi skal karakterisere, om dataene finnes som en tidsserie som dekker naturlig variasjon i indikatorverdier for den perioden vi skal karakterisere, og endelig om dataene gir grunnlag for å estimere indikatorverdier med tilstrekkelig presisjon til å kunne trekke sikre slutninger. Nøkkelinformasjon om datagrunnlaget for de enkelte indikatorene er oppsummert i **tabell 4.1**.

Indikatorenes representasjon og datagrunnlaget: De fleste av indikatorene er nokså direkte basert på de underliggende dataene. Enkelte indikatorer er imidlertid avledet fra grunnlagsdataene på en måte som kan medføre at lesere kan oppfatte indikatorenes representasjon forskjellig.

- *Areal biologisk gammel skog* måles som andel av takseringsflater i Landsskogtakseringen som tilfredsstiller kriteriene for bestandsalder, gitt treslagsdominans og bonitet. Begrepet biologisk gammel skog kunne vært definert annerledes og ville da gitt et noe annet resultat. Den nåværende definisjonen er imidlertid brukt i ulike rapporter fra bl.a. NIBIO og NINA (f.eks. Framstad mfl. 2017, Stokland mfl. 2020).
- *NDVI:* Grunnlagsdataene måles som standard indeksverdi for $(NIR-R)/(NIR+R)$ for de enkelte pikslene i satellittbildet, mens indikatoren representerer avviket mellom målt og modellert indeksverdi (jf. kap. 2.4.1).
- *Ellenberg N, Ellenberg F:* Her er grunnlagsdataene karplantearters dekningsgrad i de enkelte registreringsrutene i ANO. Indikatorverdiene framkommer ved å koble disse til modifiserte Ellenberg-skårer for henholdsvis nitrogen og fuktighet (jf. kap. 2.4.1).

Datagrunnlagets geografiske representativitet: Som nevnt i kapittel 2, omfatter vurderingen av økologisk tilstand for skog alt skogareal, slik dette er definert av Landsskogtakseringen, for hele Norge og for fem regioner. Datagrunnlaget for alle indikatorer dekker hele dette arealet og kan anses som representative på regionnivå. Dataenes romlige oppløsning innen regioner varierer imidlertid for de enkelte indikatorene.

- Data fra Landsskogtakseringen og ANO er innsamlet fra et betydelig antall statistisk representativt fordelte lokaliteter. Data fra ANO kommer foreløpig bare fra 189 lokaliteter, men skal omfatte 1 000 lokaliteter for hele landet i et fullt femårig omløp.
- Data for rovdyr og hjortedyr er gitt som henholdsvis totalestimat for rovviltregioner og estimert tetthet pr. fylke, og så tilordnet regioninndelingen brukt her.
- Data for NDVI er tilgjengelig for et heldekkende sett med arealenheter gitt ved satellittens oppløsning (250 m). Siden skydekke kan skjule markoverflaten, er dataene basert på integrering av data fra flere satellittopptak, vanligvis over en periode på 16 dager.
- Data for naturindeksen for skog er gitt som estimerer pr. region, men data for de underliggende indikatorene varierer både i geografisk dekning og oppløsning.

Datagrunnlagets dekning av variasjon i tid: Data for alle indikatorer dekker bare korte (eller ingen) tidsserier og ofte med intervaller på mer enn ett år. Dette innebærer at dataene gir svært begrensede muligheter for å estimere trender eller variasjon på relevante tidsskalaer. Ideelt burde dataene foreligget som årlige observasjoner over mange tiår, noe som knapt finnes for økologiske data.

Tabell 4.1 Vurdering av datagrunnlaget for indikatorene. Lengde på tidsseriene er gitt som antall punkter (periode).

Indikatorer	Grunnlagsdata	Datakilde	Geografisk representativitet	Tidsserier	Estimert usikkerhet
Blåbærdekning	Prosent dekning pr. flate	Landsskogtakseringen	Alt skogareal, flater i regelmessig nettverk*	2 (2012-2017)	Bootstrap
Areal biologisk gammel skog	Skår pr. flate, basert på dominerende treslag, bestandsalder og bonitet	Landsskogtakseringen	Alt skogareal, flater i regelmessig nettverk*	4 (2002-2017)	Bootstrap
Mengde død ved totalt	Volum (m ³ /ha) av død ved >10 cm i diameter pr. flate	Landsskogtakseringen	Alt skogareal, flater i regelmessig nettverk*	2(3) (1996, 2012-2017)	Bootstrap
Mengde grov død ved	Volum (m ³ /ha) av død ved >30 cm i diameter pr. flate	Landsskogtakseringen	Alt skogareal, flater i regelmessig nettverk	2(3) (1996, 2012-2017)	Bootstrap
Rogn-osp-selje	Volum (m ³ /ha) pr. flate med produktiv skog	Landsskogtakseringen	Alt produktivt skogareal, flater i regelmessig nettverk*	5 (1996-2017)	Bootstrap
Naturindeks for skog	Skalert indeksverdi pr. region	Naturindeksen	Verdier for hver region; dekning for underliggende indikatorer varierer	5 (1990-2019)	10000 simulerte indeksverdier (basert på tilnærming i naturindeksen)
Bestandsnivå rovdyr	Estimert antall (individer, familiegrupper) pr. rovviltregion	Rovdata	Verdier for hver rovviltregion	5 (1990-2019)	10000 simulerte indeksverdier (basert på tilnærming i naturindeksen)
Bestandsnivå hjortedyr	Estimert tetthet (individer/ km ²) pr. fylke	Hjorteviltovervåking	Verdier for hvert fylke/kommune	5 (1990-2019)	10000 simulerte indeksverdier (basert på tilnærming i naturindeksen)
Arealandel uten tekniske inngrep	Kartdata for areal minst 1 km fra teknisk infrastruktur	Miljødirektoratet	Verdier for skog i hver region	6 (1988-2018)	Resampling (10 000 gjentak) av estimat, skjønnsmessig tilegnet usikkerhet, der standardavvik = 5 % av estimat.
Fravær fremmede arter	Forekomst/fravær innen hver av 18 flater á 250 m ² pr. lokalitet	ANO	Alt skogareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019)	Bootstrap
Ellenberg N	Dekning av karplantearter innen 18 1 m ² -ruter pr. lokalitet, kombinert med Ellenberg-skår for nitrogen pr. art	ANO	Alt skogareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019)	Bootstrap
Ellenberg F	Dekning av karplantearter innen 18 1 m ² -ruter pr. lokalitet, kombinert med Ellenberg-skår for fuktighet pr. art	ANO	Alt skogareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019)	Bootstrap
NDVI	Gjennomsnittlig avvik fra modellert NDVI-verdi for skogareal, juni–september	MODIS-satellitt (MOD13Q1 V6 Terra Vegetation Indices 16-Day Global 250m)	Alt skogareal, regelmessig fordelte piksler	10 (2010-2019)	Bootstrap

* Landsskogtakseringens data registreres i 125 m²-flater fordelt i et regelmessig nettverk på 3x3 km (skog under barskoggrensa utenom Finnmark), 3x9 km (skog over barskoggrensa utenom Finnmark) eller 9x9 km (skog i Finnmark).

Estimering av indikatorverdier med angitt usikkerhet: Datagrunnlaget for de enkelte indikatorene omfatter både utvalgsbaserte data fra Landsskogtakseringen og ANO, heldekkende diskrete data for NDVI, totaltall pr. fylke for hjortedyr, samt totaltall for hver region for rovdyr, naturindeksen for skog og arealandel uten tekniske inngrep. Usikkerhet for estimerte indikatorverdier er basert på variasjonen i 10 000 simuleringer med tilfeldig uttrekk av eksisterende verdier, med litt ulik tilnærming avhengig av type datagrunnlag (jf. kap. 2.3.3).

Oppsummert kan vi si at dataene representerer et godt grunnlag for å gi holdbare estimater for indikatorenes verdier, og de er representative for den geografiske variasjonen i indikatorverdier. Imidlertid medfører mangelen på gode tidsserier at dataene ikke gir noe godt grunnlag for å bedømme trender eller variasjon i indikatorverdiene over tid.

Sikkerhet i vurderingen av økologisk tilstand

Det er større eller mindre usikkerhet knyttet til fastsetting av referanseverdier for indikatorer. Skalerte verdier for enkelte av indikatorene kunne dermed vært noe høyere eller lavere enn de vi har beregnet her, noe som vil kunne påvirke vurderingen av økologisk tilstand. Imidlertid viser de uskalerte indikatorverdiene, sammenholdt med kunnskap om de aktuelle indikatorene i lite påvirket natur, at flere av indikatorene har verdier langt under hva vi vil forvente i naturskog. Det gjelder særlig *bestandsnivå rovdyr*, *mengde av grov død ved* og *død ved totalt* (Stokland mfl. 2012), *areal biologisk gammel skog* (Kuuluvainen 2009) og *arealandel uten tekniske inngrep*. For disse indikatorene er det dermed svært sikkert at dagens indikatorverdier tyder på at økologisk tilstand for skog avviker betydelig fra god tilstand.

For indikatorene *rogn-osp-selje* og *blåbærdekning* er det svært sannsynlig at uskalerte verdier ligger under nivåene vi vil forvente i naturskog, slik det er definert her (Lankia mfl. 2012, Hardenbol mfl. 2020). Det kan imidlertid være noe mer usikkert hvor langt unna de ligger, og om dette indikerer at skogen ikke har god økologisk tilstand.

Naturindeks for skog er en aggregert indeks med mer enn 80 underliggende indikatorer som representerer ulike arter og indirekte indikatorer for artsmangfoldet. Denne indeksen er beregnet ut fra skalerte verdier for de underliggende indikatorene. Det er derfor vanskelig å vurdere hvordan verdien for *naturindeks for skog* reflekterer nivået i naturskog uavhengig av skaleringen av underliggende indikatorer. I gjennomgangen av Naturindeks 2020 for skog drøfter Storaunet & Framstad (2020) nivået og utviklingen for disse indikatorene og konkluderer med at den samlede indeksverdien reflekterer et reelt avvik fra nivået i naturskog.

Den betydelige påvirkning på skog er også underbygget av data for påvirkning fra skogbruksaktiviteter (jf. **figur 3.22–3.26**) og arealfordelingen av teknisk infrastruktur (jf. **figur 3.28**). Ulike skogbruksaktiviteter har et stort arealomfang og har ført til betydelige endringer i skogens struktur på disse arealene. Tilsvarende er det meste av skogarealet også påvirket av teknisk infrastruktur. Også forvaltningen av store rovdyr tilsier at bestandsnivåene for disse artene er langt under forventet nivå i naturskog.

De øvrige indikatorene i beregningen av økologisk tilstand for skog har forholdsvis høye skalerte verdier, og trass i en viss usikkerhet om referanseverdien er det ikke grunnlag for å anta at avviket i uskalerte verdier for disse indikatorene ligger betydelig under nivået i naturskog.

Samlet vurdering av resultatenes holdbarhet

Indikatorenes dekning av egenskapene for økosystemer, nivå og trender for tilstandsindikatorer og påvirkningsfaktorer, samt usikkerhet knyttet til indikatorestimatene, gir et mer eller mindre dekkende bilde av skogens økologisk tilstand (**tabell 4.2**):

- Indikatorene dekker relevante aspekter ved de enkelte egenskapene for økosystemet, men dekningen er mangelfull ved at flere viktige aspekter ikke er tilstrekkelig dekket (jf. gjennomgangen ovenfor). For de aspektene som er dekket, gir indikatorene et forholdsvis godt grunnlag for å bedømme den økologisk tilstanden.

- Nivået for over halvparten av indikatorene (gitt som uskalerte indikatorverdier) ligger så mye lavere enn vi vil forvente i naturskog, at det må anses som svært sikkert at den økologiske tilstanden i skog avviker betydelig fra referansetilstanden, dvs. at tilstanden med stor sikkerhet ikke kan anses som god.
- Fordelingen av indikatorer på egenskaper tilsier at det er egenskapene *landskapsøkologiske mønstre* og *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* som særlig avviker fra referansetilstanden. Men også *biologisk mangfold* og *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* avviker klart fra referansetilstanden.
- Trender for flere av indikatorene er økende, noe som tilsier en svak forbedring av tilstanden. Tidsseriene er imidlertid for korte til å si om trendene tyder på noen varig forbedring.
- Indikatorenes tilordning til påvirkningsfaktorer tilsier at særlig arealbruk/inngrep og beskatning så langt er hovedårsakene til avvikene fra referansetilstanden. Klimaendringer og fremmede arter vil trolig gi en mer negativ påvirkning i kommende tiår, mens utviklingen for forurensing i form av tilført nitrogen er mer usikker.

Tabell 4.2 Samlet vurdering av holdbarheten til resultatene for økologisk tilstand for skog, basert på indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper, nivå (sammenliknet med i referansetilstanden) og trender for indikatorenes uskalerte verdier, samt de viktigste påvirkningsfaktorenes effekter på indikatorene tilordnet hver egenskap. Høyre kolonne angir om tilstanden ganske sikkert er god eller avviker fra god (Foringet) eller helt sikkert avviker fra god tilstand (Svært forringet), alle forhold tatt i betraktning.

Egenskaper	Indikatorer	Indikatorenes uskalerte verdier		Påvirknings-effekt	Tilstand
		Nivå	Trend		
Primærproduksjon	Mangelfullt	Lite avvik	Stabil, økende	Positiv?	God
Fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå	Mangelfullt	Betydelig avvik	Økende	Negativ	Foringet
Funksjonell sammensetning innen trofiske nivå	Ingen				
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Mangelfullt	Betydelig avvik	Økende	Negativ	Svært forringet
Landskapsøkologiske mønstre	Mangelfullt	Betydelig avvik	Sprikende	Negativ	Svært forringet
Biologisk mangfold	Mangelfullt	Betydelig avvik	Økende	Negativ	Foringet
Abiotiske forhold	Mangelfullt	Noe avvik	Usikker	Positiv?	God
Samlet for skog	Mangelfullt	Betydelig avvik	Sprikende	Negativ	Foringet

4.2 Økologisk tilstand og andre mål for tilstanden i skog

I kapittel 4.1 diskuterte vi grunnlagsdata samt resultater for beregnet økologisk tilstand for skog på nasjonalt nivå, for de ulike regionene og for indikatorer tilknyttet ulike påvirkningsfaktorer. Et relevant videre spørsmål er om det finnes andre data som sier noe om den økologiske tilstanden i norsk skog, og som kan sammenholdes med resultatet som kommer fram i denne rapporten.

Siden ambisjonen har vært å legge til grunn et så solid datagrunnlag som mulig, er både Landskogtakseringens data og data fra naturindeksen inkludert i våre beregninger, og det har derfor liten hensikt å sammenligne vårt resultat med disse. Også det som finnes av mer overordnede sammenfatninger, som Miljøstatus eller Norges rapportering til Konvensjonen for biologisk mangfold (CBD), bygger på de samme kildene, og det gir dermed lite mening å sammenlikne med dem.

Derimot er ikke Norges to nasjonale rødlistene, for hhv. natur og arter, inkludert i våre beregninger av økologisk tilstand. Det kan derfor være interessant å se hvilket bilde Norsk rødliste for

naturtyper (Artsdatabanken 2018a) og Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015) tegner av norsk skognatur, og om resultatene underbygger eller motstrider våre konklusjoner om skogens økologiske tilstand.

Det er i denne sammenhengen verdt å merke seg at rødlistevurderinger av arter og naturtyper i stor grad baseres på endringer i utbredelse, bestandsstørrelse (arter), arealomfang og/eller tilstand (naturtyper) over forholdsvis korte tidsrom (10 år eller tre generasjoner for arter, 50 år for naturtyper). Det er bare kriterium D (svært liten bestand eller begrenset forekomst) for arter som vurderer absolutte nivåer for arters bestander eller naturtypers areal/forekomst, uten å ha med tilleggsbetingelser om nedgang i bestander eller forekomstareal etc. Rødlistevurderingene sier dermed ikke noe om hvordan tilstanden for arter og naturtyper avviker fra tilstanden i intakt natur.

Norsk rødliste for arter (2015)

Metodikken for å vurdere arters risiko for å dø ut, følger et sett kriterier beskrevet av Artsdatabanken, og vurderingene utføres av eksperter på de ulike taksonomiske gruppene. Den siste revisjonen av norsk rødliste for arter kom i 2015. En ny revisjon er underveis, men publiseres ikke offisielt og endelig før høst 2021. Vi tar derfor utgangspunkt i gjeldende versjon.

Ifølge Norsk rødliste for arter 2015, lever 1122 arter (48 %) av de totalt 2355 truede artene utelukkende eller delvis i skog. Det er flest truede arter i artsgruppene sopper, biller, tovinger og lav; dette er grupper som har høy artsdiversitet og er godt representert i et skogøkosystem. Disse artsgruppene har en høy andel vedlevende arter, og Artsdatabankens beskrivelser av de truede artene trekker fram betydningen av død ved. Dette må sies å være i samsvar med våre resultater for dødved-indikatorerne som inngår i egenskapen *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer*, der både *mengde død ved totalt* og *mengde grov død ved* er indikatorer som får meget lav skalert verdi (hhv 0,16 og 0,06).

Det synes også å være samsvar mellom rødlistas beskrivelser og våre indikatorer knyttet til landskapsøkologiske mønstre. Rødlista for arter angir at 84 % av de truede artene i skog er knyttet til skog med høy biologisk alder som i liten grad er påvirket av hogst, og at tidligere eller nåværende arealendringer knyttet til kommersielt skogbruk påvirker 975 av de 1122 skoglevende truede arter negativt. Våre to indikatorer *areal biologisk gammel skog* og *arealandel uten tekniske inngrep* har da også en lav skalert verdi (begge 0,18).

Det har vært utgitt en rekke nasjonale rødlisters for arter i Norge (1984, 1988, 1992/96, 1999, 2006, 2010, 2015), med et økende antall arter vurdert. Også metoden har endret seg. Den har siden 2001 fulgt IUCNs offisielle metodikk for nasjonal rødlisting, en metodikk som oppdateres med ujamne mellomrom. Samtidig har datagrunnlag og kunnskap stadig økt. Det er derfor utfordrende å bruke rødlistas endringer som sammenlikningsgrunnlag for økologiske tilstandsendringer.

For eksempel er det bare 46 arter, tre prosent av artene, som endret kategori mellom rødlistene for 2006 og 2010, og som er angitt å ha endret kategori som følge av en reell endring i populasjonsforhold (disse tallene gjelder alle arter, ikke bare skoglevende arter) (Kålås mfl. 2010).

Om vi ser på neste revisjon, fra 2010 til 2015, oppgis det spesifikt for skoglevende arter at antallet truede arter er nærmest uendret, men at det samtidig er flere arter som er vurdert⁸. 349 skoglevende arter ble vurdert som mindre truet, og 117 arter som mer truet, i 2015 enn i 2010. Videre ble 177 skoglevende arter tatt ut av rødlista i samme tidsrom, og 53 som tidligere var vurdert som livskraftige, ble vurdert som truet eller nær truet.

Men også disse endringene oppgis primært å være et resultat av ny kunnskap eller ny tolking av eksisterende data. Det er bare 20 skoglevende arter der en reell endring i populasjonen er oppgitt som årsak til endring av kategori fra 2010 til 2015. Vi vurderer det derfor som lite realistisk å

⁸ <https://artsdatabanken.no/Rodliste/StatusSkog>

bruke endringer i rødlistenes vurdering av artenes plassering i kategorier for truethet til å se om mønstrene der samsvarer med tidsserier for enkelte tilstandsindikatorer, som f.eks. naturindeks for skog, i denne rapporten.

Norsk rødliste for naturtyper (2018)

Norsk rødliste for naturtyper ble sist revidert i 2018 (Artsdatabanken 2018a). Den ble da basert på et sett retningslinjer utarbeidet av Artsdatabanken (2018b), der ekspertkomiteer vurderte hovedtyper etter NiN. I tillegg kunne grunntyper eller en kombinasjon av hovedtyper/grunntyper samt variabler fra beskrivelsessystemet vurderes, gitt bestemte kriterier. Enkeltreslag kunne ikke brukes til å skille ut vurderingsenheter.

I praksis innebar dette at rødlistevurderingene i skog ble gjort for 14 vurderingsenheter. Tolv av disse enhetene⁹ er skogenheter med et begrenset arealomfang, og det er derfor vanskelig å relatere deres kategori på rødlista til våre resultater for økologisk tilstand på hele skogarealet. For ti av disse tolv naturtypene er imidlertid skogbruk anført som en viktig årsak til vurderingen som truet eller nær truet.

Den ene av de vurderte enhetene var på den andre siden svært arealomfattende og overordnet, nemlig hovedtypen T4 Fastmarksskogsmark. I rødlista for naturtyper ble denne vurderingsenheten vurdert å være «*betydelig påvirket av skogbruk over en svært stor andel av arealet*», noe som er i overensstemmelse med våre beskrivelser av økologisk tilstand for skog på nasjonalt nivå. Videre beskrives det for T4 Fastmarksskogsmark at «*ekspertgruppa har ikke vurdert at endringene siste 50 år, eller sannsynligvis i neste 50 år, er omfattende nok til å rødliste typen som nær truet.*» Det er her viktig å huske at allerede for 50 år siden var norsk skog sterkt preget av både tidligere effekter av hard plukkhogst (jf. mangel på død ved og gamle trær) og omtrent 20 år med bestandsskogbruk uten særlige miljøhensyn. Det er ikke mulig å overføre rødlistekategori til økologisk tilstandsverdi.

4.3 Tilstanden i norsk skog sett i internasjonal sammenheng

Skogen i Norge har mange fellestrekk med skog i andre land i Nord-Europa, spesielt i Sverige, Finland, Nordvest-Russland og Baltikum. I disse landene har man foreløpig ikke gjennomført en tilsvarende vurdering av økologisk tilstand i skog slik vi har gjort i denne rapporten. Likevel er det interessant å foreta en sammenlikning av skogøkologiske forhold, utnyttelse av skogen og skogens økologiske tilstand i de enkelte landene, så langt som mulig. Vi har her lagt hovedvekten på Sverige og Finland, supplert med informasjon fra de baltiske landene. I alle disse landene ligger det aller meste av skogen innenfor den boreale biogeografiske regionen, med deler av skogen også i andre regioner (**figur 4.1**). Informasjon om skogen, aktuelle påvirkningsfaktorer og skogens økologiske tilstand er i hovedsak basert på data sammenstilt på europeisk nivå, gjennom Forest Europe (2020) og EEA (2020), supplert med ulike nasjonale kilder (Tomter & Dalen 2018, [LUKE 2021](#), Skogsdata 2020, [SCB 2021](#), [SLU Riksskogstaxeringen 2021](#)).

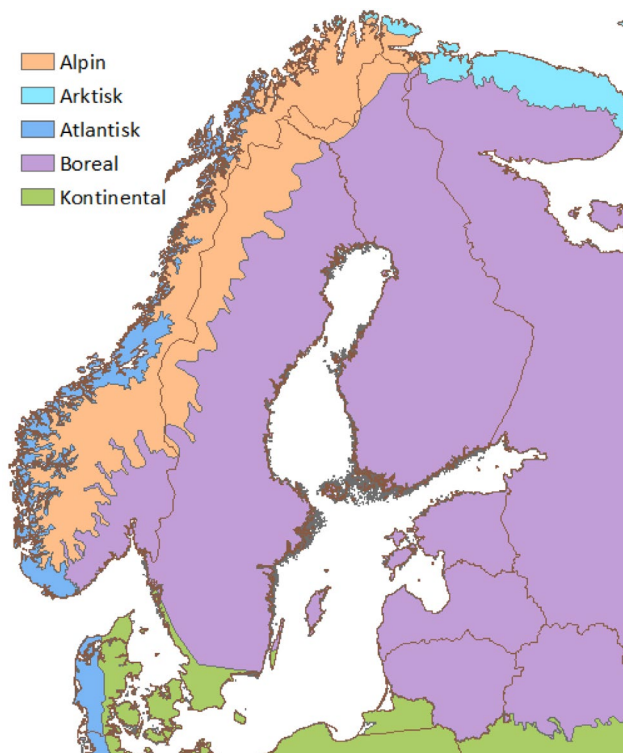
4.3.1 Skogen i Norden og Baltikum

Naturen i Nord-Europa er preget av store variasjoner i klima, berggrunn, topografi og vegetasjon. Her utmerker Norge seg ved vestlig beliggenhet, oseanisk kystklima, kupert terreng og vid utstrekning nord-sør (Moen 1998). Skogen på Østlandet og Sørlandet har i særlig grad fellestrekk med skog i resten av boreal region, med stor grad av felles klima, dominerende treslag og naturgitte forstyrrelser som skogbrann (jf. kap. 1.1). Mens gran, furu og ulike boreale treslag som

⁹ Boreanemorale regnskog, Boreal regnskog, Rik sandfuruskog, Høgstaude edelløvsog, Høgstaudegranskog, Frisk rik edellauvsog, Kalkgranskog, Kalkedellauvsog, Olivinskog, Lågurtedellauvsog, Kalk- og lågurtfuruskog, samt hovedtype T30 Flomskogsmark

bjørk og osp dominerer i det meste av boreal region, er det også innslag av ulike arter av edellauvtrær i den boreonemorale sonen i sør (ikke vist i **figur 4.1**).

Det totale skogarealet og andel produktiv skog er vesentlig lavere i Norge enn i Sverige og Finland (**figur 4.2**). Også totalt stående volum av trær er vesentlig lavere i Norge enn i nabolandene (**tabell 4.3**) – Sverige og Finland har henholdsvis tre og to ganger så mye biomasse av trær som Norge. I alle landene har stående volum av trær økt betydelig i løpet av siste 100 år, mest i Norge med over 200 %, mot drøyt 100 % i Sverige og knapt 80 % i Finland (Tomter & Dalen 2018, Skogsdata 2020, [LUKE 2021](#)). Dette skyldes en aktiv skogforvaltning for å bygge opp tømmerressursene etter intensiv utnyttelse over lang tid. Økningen av stående biomasse av trær de siste tiårene er et generelt mønster for skog i Europa (Forest Europe 2020).



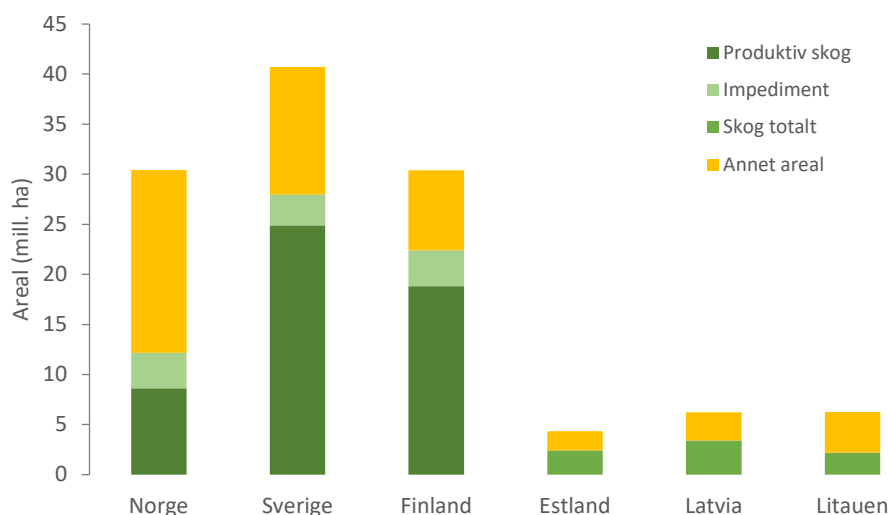
Figur 4.1 Biogeografiske regioner i Nord-Europa, slik disse er definert av Det europeiske miljøbyrået EEA. Det meste av skogen i Norge, Sverige, Finland og Baltikum ligger i boreal region (inkludert boreonemorale sone, Moen 1998), men skog i Sør-Sverige ligger i kontinental region og skog langs vestkysten av Norge ligger i atlantisk region. ([EEA 2021](#))

Skogbruk er den dominerende arealbruken for skogsmark i alle landene. Skogarealet tilgjengelig for skogbruk utgjør 68 % i Norge, 70 % i Sverige og fra 86 % til 94 % i Finland og de baltiske landene (**tabell 4.3**). Forskjellene kan ha sammenheng med noe ulike reguleringer av hvilke typer areal som er tilgjengelig for skogbruk. Formelt vernet areal er ikke tilgjengelig for skogbruk, men dette utgjør en mindre andel i Norge enn i øvrige land (**tabell 4.3**). I Norge avvirkes dessuten en mindre andel av årlig tilvekst på skogbruksmark enn i de øvrige landene (**tabell 4.3**), hvilket tilsier at intensiteten i skogbrukspåvirkning generelt er lavere i Norge.

I tillegg til felling av trær medfører moderne skogbruk også en rekke inngrep i form av skogsveier og grøfting. Sverige har et særlig godt utbygd skogsveinett, med en tetthet på over 1 km vei pr. 1 000 hektar skogareal tilgjengelig for skogbruk (Bergquist mfl. 2016), mens Norge¹⁰ og Finland¹¹ har noe lavere veitetthet med henholdsvis 0,60 og 0,66 km skogsvei pr. 1 000 hektar (**tabell 4.3**). Alle landene har gjennom 1900-tallet også gjennomført omfattende grøfting av tresatt våtmark, mest i Finland med over 80 000 km nye grøfter pr. år tidlig på 1970-tallet, og betydelig lavere aktivitet i Sverige og Norge med inntil 5 000 km pr. år på 1950-tallet og de neste tiårene (Bernes 1993).

¹⁰ [Skogsveier - Tabeller - SSB](#)

¹¹ [Habitats › Forests › FO5 Forest roads | Biodiversity.fi](#)



Figur 4.2 Fordeling av landarealet i Norge, Sverige, Finland, Estland, Latvia og Litauen på skog og andre arealtyper. (Forest Europe 2020, og Tomter & Dalen 2018, [LUKE 2021](#), [SCB 2021](#) for andel produktiv skog)

Tabell 4.3 Nøkkeltall for skog i Norge, Sverige, Finland, Estland, Latvia og Litauen. Areal er gitt i 1 000 ha, volum i millioner m³. – angir manglende data. Alle tall, unntatt lengde av skogsveinettet, er basert på data fra Forest Europe (2020); disse stemmer ikke alltid med siste tilgjengelige nasjonale tall.

	NO	SE	FI	EE	LV	LT
Landareal (uten vann)	30 413	40 731	30 392	4 347	6 218	6 265
Skogareal	12 180	27 980	22 409	2 438	3 411	2 201
Areal tilgjengelig for skogbruk	8 264	19 556	19 719	2 106	3 199	1 936
Andel tilgjengelig for skogbruk	68%	70%	88%	86%	94%	88%
Andel vernet skogareal*	5,0%	7,7%	12,6%	22,7%	11,7%	9,4%
Andel av skogareal med introduserte treslag	0,6%	2,1%	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%
Stående trevolum for all skog	1 233	3 654	2 449	494	672	559
Stående trevolum for skogbruksmark	1 093	2 719	2 203	422	618	474
Årlig tilvekst (volum) på skogbruksmark	26	95	96	12	–	14
Årlig avvirkning (volum) fra skogbruksmark	15	89	77	10	–	10
Andel avvirkning av tilvekst på skogbruksmark	60%	94%	80%	83%	–	70%
Lengde skogsveinett (km)#	49 606	210 000	130 000			
Tetthet av skogsveinett (km/mill. ha)	6,0	10,7	6,6			

* Vern omfatter her vernekategori 1, med vern av biologisk mangfold som formål, spesifisert av the Pan-European Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.

Kilder for lengde av skogsveinettet i hhv. Norge, Sverige, Finland: [Skogsveier - Tabeller - SSB](#), Bergquist mfl. 2016, [Habitats > Forests > FO5 Forest roads | Biodiversity.fi](#)

Bebyggelse, veier og annen teknisk infrastruktur påvirker også skogen i stor grad i alle landene, noe som har ført til sterk reduksjon av villmarkspregete arealer. Globale analyser (Potapov mfl. 2008, Watson mfl. 2018) viser at Europas siste gjenværende intakte skoglandskap er avgrenset til de mest utilgjengelige delene av Nord-Europa, dvs. skogområdene på svensk side av den skandinaviske fjellkjeden, i det nordligste Norge og Finland, i grenseområdet mellom Finland og Nordvest-Russland, samt på Kolahalvøya. Også en europeisk kartlegging peker ut disse utilgjengelige delene av Nord-Europa som de siste intakte villmarksområdene (Kuiters mfl. 2013).

Klimaendringer kan potensielt ha stor betydning for skogens tilstand, både ved heving av skog-grensa, raskere vekst av trær, lettere innvandring av fremmede arter og økning i skader fra ekstremvær og skadelige organismer. I Norge er det likevel så langt få observerte endringer i skog-økosystemet som åpenbart skyldes klimaendringer, noe som trolig også er tilfelle i de øvrige landene. Hovedmønstre i framtidige klimaendringer ser ut til å være nokså sammenfallende i Sverige, Finland og spesielt østlige deler av Norge, med noen unntak¹². Temperaturen vil øke mest om vinteren og mest i nordlige og indre deler av Sverige og Finland. Vekstsesongens lengde vil imidlertid øke mest i sør og langs kysten av Norge. Årsnedbøren vil øke relativt mest for fjellnær skog i Nord-Sverige.

Langtransportert forurensing har også et felles mønster i påvirkning av skogøkosystemet, med størst tilførsler i de sørlige områdene av landene, der bl.a. tålegrenser for eutrofiering fra nitrogen er overskredet (Hettelingh mfl. 2017, Forest Europe 2020). Slike tilførsler er gradvis redusert over de siste 30 årene. Imidlertid har skogbruket i Sverige og Finland drevet gjødsling av skogen i langt større grad enn i Norge (Bernes 1993).

Viltforvaltningen, enten i form av regulær jakt eller bestandsregulering, har en avgjørende effekt på bestandene av de store pattedyrene i skogen. Sverige og Norge har verdens tetteste bestander av elg¹³, sett i forhold til skogarealet (**tabell 4.4**). I alle landene skytes 25–30 % av bestanden hvert år. Forvaltningen av elgbestanden synes nokså lik i alle landene, men Finland har høyere avskyting og lavere tetthet enn Norge og Sverige¹³. For andre større hjortedyr er bestandssituasjonen ulik, ved at Norge har stor bestand av hjort, Sverige har mye dåhjort og noe hjort, mens Finland har mye hvithalehjort (nordamerikansk art) (Linnell mfl. 2020). Mens Sverige forvalter villsvin som en ordinær jaktbar art, har Norge som mål å utrydde arten.

Bestandssituasjonen for de store rovdyrene i Norge er ganske forskjellig fra situasjonen i Sverige og Finland (**tabell 4.4**). Sverige og Finland har relativt store bestander av brunbjørn og ulv, mer enn åtte ganger bestandsnivået for brunbjørn og dobbelt så høyt nivå for ulv som Norge, sett i forhold til skogarealet. For gaupe er bestandsnivåene mer sammenliknbare, men Finland har mer enn dobbelt så stor bestand som Sverige og Norge. Rovdyrbestandene har økt siden 1990-tallet i alle landene, men reguleres nå av jakt og bestandsuttak (særlig i Norge). Forskjellene mellom landene skyldes i stor grad at spesielt Norge har satt vesentlig lavere bestandsmål for artene enn Sverige og Finland, selv om alle land holder rovdyrbestandene lave i reindriftsområder.

Fremmede arter øker trolig i forekomst og økologisk effekt i alle landene, som følge av internasjonal handel og transport. De mest utbredte kjente fremmede artene er imidlertid satt ut i naturen bevisst for å øke nytteverdien knyttet til skogbruk eller jakt (jf. hvithalehjort i Finland). Fremmede treslag er særlig utbredt i skogbruket i Sverige, med betydelige arealer av vrifuru i nord, og i noe mindre grad i Norge der særlig sitkagran og lutzgran er plantet på kysten og vrifuru i begrenset grad på Østlandet (**tabell 4.3, figur 3.39**). Fremmede treslag er plantet i begrenset grad i skog i Finland og Baltikum.

¹² [Climate scenarios | SMHI](#)

¹³ [Sverige har världens tätaste älgstam - Skogforsk](#)

Tabell 4.4 Bestander av elg og store rovdyr i skog i Norge, Sverige, Finland, Estland, Latvia og Litauen. Bestandstall for elg er etter jakt, for ca. 2010 (Jensen mfl. 2020). Bestandstall for rovdyr i Norge og Sverige: ulv (Wabakken mfl. 2020), gaupe (Mattisson & Frank 2020), brunbjørn (NO Rovdata¹; SE Naturvårdsverket²); i Finland: ulv (Heikkinen mfl. 2020a), gaupe (Holmala mfl. 2020), brunbjørn (Heikkinen mfl. 2020b). Bestandstall for rovdyr i Baltikum er angitt som gjennomsnitt av minimums- og maksimumsanslag for landenes rapportering til EU om status for arter dekket av Arts- og habitatdirektivet³. Disse dataene har et annet grunnlag enn øvrige data og er trolig mer usikre. Tall for å beregne bestand pr. 1 000 ha skogareal er fra Forest Europe (2020). – angir manglende data.

	Totalbestand					
	NO	SE	FI	EE	LV	LT
elg	107 400	265 000	95 800	14 700	16 400	6 560
brunbjørn	148	2 877	2 360	675	27	0
ulv	80	365	300	220	1 157	162
gaupe	393	1 118	2 100	360	1 690	–
	Bestand pr. 1000 ha skogareal					
	NO	SE	FI	EE	LV	LT
elg	8,82	9,47	4,28	6,03	4,81	2,98
brunbjørn	0,012	0,103	0,105	0,277	0,008	0,000
ulv	0,007	0,013	0,013	0,090	0,339	0,073
gaupe	0,032	0,040	0,094	0,148	0,495	–

1 <https://rovdata.no/Brunbj%C3%B8rn/Bestandsstatus.aspx>

2 <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Rovdjur/Fakta-om-bjorn/>

3 <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/species/report/>

4.3.2 Tilstand for skogens naturmangfold

Vurderingen av økologisk tilstand i skog for Norge er basert på et sett indikatorer knyttet til sju egenskaper ved økosystemer (kap. 3). Flere av disse indikatorene viser betydelig lavere nivåer enn man skulle forvente for naturskog med lite menneskelig påvirkning. Utviklingen for flere av disse indikatorene tyder imidlertid på en viss forbedring i tilstanden de siste tiårene, ved at f.eks. mengden død ved og gammel skog, så vel som bestander av store rovdyr har økt fra lave nivåer. Samtidig er en stor andel av skoglevende arter og mange skognaturtyper truet (Henriksen & Hilmo 2015, Artsdatabanken 2018a; jf. kap. 4.2).

I nabolandene tolker man tilstanden for naturmangfoldet i skog på tilsvarende vis som i Norge. På den ene siden viser utviklingen for flere indikatorer en forbedring fra lave nivåer. På den andre siden viser de nasjonale rødlistene for arter og landenes rapportering om bevaringsstatus at mange skoglevende arter og naturtyper er truet og har dårlig bevaringsstatus.

Flere av de indikatorene som brukes i Norges vurdering av økologisk tilstand, finnes også for Sverige og Finland, i hovedsak knyttet til nasjonale overvåkingsprogrammer for skog og viltarter. Indikatorer for trærnes volum og bestandsnivåer for elg og rovdyr er gjennomgått ovenfor. Her følger noen eksempler på andre relevante indikatorer.

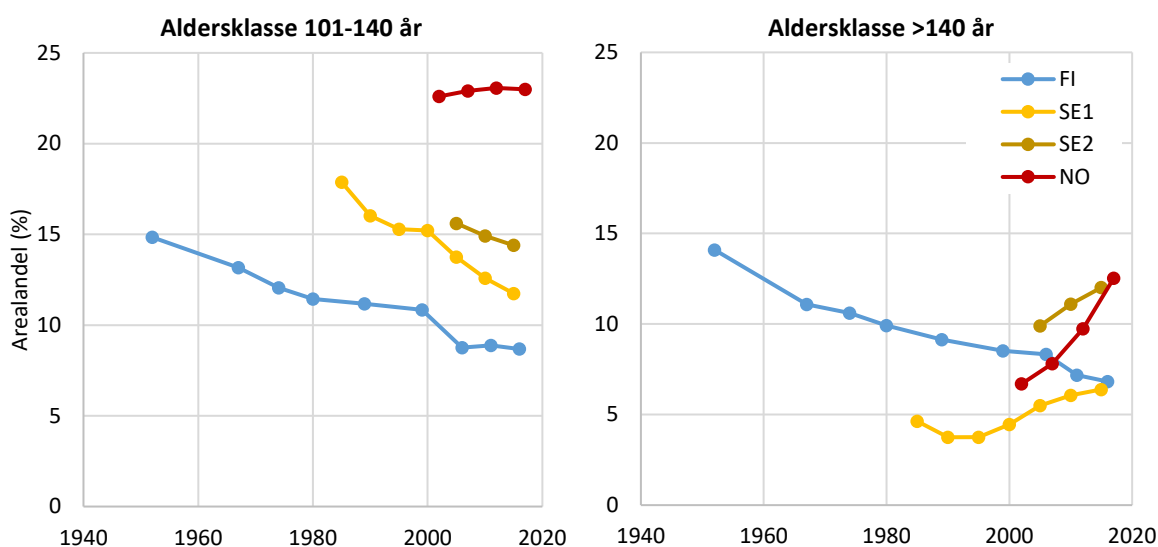
Blåbærdekingen i Norge har økt svakt fra et lavt nivå til knapt 10 % (**figur 3.12**). I Finland er gjennomsnittlig deking også på ca. 10 %, etter noe redusert deking fra 1985 til 1995 og så økning igjen fram til 2006¹⁴. I Sverige er det en generell nedgang i markvegetasjonens deking, ettersom skogen blir tettere, og dekingen av blåbærris er redusert med drøyt 20 % siden 1999 og utgjør nå 10,6 % (Skogsdata 2020).

¹⁴ [Habitats > Forests > FO12 Forest vegetation | Biodiversity.fi](#)

Volumet av rogn, osp og selje har økt noe i Norge til drøyt 4 m³/ha produktiv skog (**figur 3.13**). Sverige har 3 m³/ha av rogn, osp og selje på all skogsmark, mens Finland har 4 m³/ha av alle lauvtrær utenom bjørk på all skogsmark. I begge land har volumet økt de siste tiårene ([LUKE 2021](#), [SLU Riksskogstaxeringen 2021](#)).

Mengde død ved har økt fra lave nivåer i Norge og Sverige siden målinger startet på 1990-tallet og utgjør nå 8–9 m³/ha for alt skogareal (Tomter & Dalen 2018, [SLU Riksskogstaxeringen 2021](#)). I Finland har mengden død ved ligget på ca. 6 m³/ha siden målinger startet ([LUKE 2021](#)). I de baltiske landene varierer mengden død ved mellom 15 og 24 m³/ha (Forest Europe 2020).

Arealet av biologisk gammel skog øker noe i Norge og ligger nå på ca. 10 % av skogarealet. Data for samme definisjon av gammel skog er ikke tilgjengelig for de øvrige landene, men arealandelen av skog eldre enn en viss bestandsalder kan brukes til sammenlikning. En vanlig inndeling er i 'nesten gammel skog' (101–140 år) og 'gammel skog' (>140 år) (**figur 4.3**). I Finland har andelen 'nesten gammel skog' minket suksessivt siden 1980-tallet, fra ca. 11 % til 9 % på produktiv skogsmark. I Sverige har slik skog (utenfor verneområder) sunket fra 18 % til 11 %. Nyere tall for all skogsmark i Sverige viser også nedgang for denne aldersklassen, til ca. 14 %. I Norge har andelen slik skog ligget på ca. 23 % av all skogsmark siste 20 år. I Finland har også andelen av 'gammel skog' minket siden 1980-tallet, fra ca. 10 % til 7 % av produktiv skogsmark. Andelen av 'gammel skog' minket også i Sverige fram til midt på 1990-tallet, men har deretter økt fra ca. 4 % til 7 % av produktiv skog utenfor verneområder. På all skogsmark har andelen 'gammel skog' økt fra ca. 10 % til nær 13 % på 2000-tallet. I Norge har andelen av slik 'gammel skog' økt fra ca. 7 % til over 12 %. Skog eldre enn 100 år kan enten hogges eller få stå for å utvikle naturskogskvaliteter (Storaunet & Rolstad 2020). I Finland har andelen skog eldre enn 100 år gått litt ned på 2000-tallet (fra ca. 17 % til 16 %), mens den har økt litt i Sverige (fra ca. 26 % til 27 %) og økt klart i Norge (fra ca. 29 % til 36 %) (**figur 4.3**). I Sverige og Finland er det betydelige regionale forskjeller i andelen skog eldre enn 100 år, med høyest andel i nord og fjellnære regioner, og svært lave andeler i sørlige områder med langvarig intensiv utnyttelse av skogressursene. Også i Norge er



Figur 4.3 Utvikling av arealandelene av henholdsvis 'nesten gammel skog' (101–140 år) og 'gammel skog' (>140 år) i Norge Sverige og Finland. Merk at andelen refererer til litt ulike typer av skogsmark: FI produktiv skogsmark i Finland, SE1 produktiv skogsmark utenom verneområder i Sverige, SE2 all skogsmark i Sverige, NO skogsmark i Norge, under barskogsgrensa og utenom Finnmark. Punktene er basert på de respektive landenes landsskogtakseringer, med medianverdier (Norge) eller gjennomsnittsverdier (Sverige, Finland) for en gitt takseringsperiode tilordnet et referanseår midt i perioden (beregning basert på tall fra Landsskogtakseringen, [LUKE 2021](#), [SLU Riksskogstaxeringen 2021](#)).

det regionale forskjeller i andel skog eldre enn 100 år, med høyest andel i Telemark og Agder (38 %) og lavest i Nordland og Troms (14 %) (gjelder referanseår 2007, Granhus mfl. 2012b), noe som har sammenheng med både naturgitte forhold og tidligere skogtilstand. Imidlertid øker andelen skog eldre enn 120 år i alle regioner (Granhus mfl. 2012b).

Hekkende fuglearter er en karakteristisk og velkjent del av artsmangfoldet i skogen og brukes som indikator for tilstanden for økosystemet i mange land. Indekser for bestandsutviklingen av fugler i Norge knyttet til henholdsvis barskog og lauvskog, viser ingen tydelig trend siste drøyt 10 år (**figur 3.18**, Kålås mfl. 2021b). En tilsvarende indeks for 16 skogsarter i Sverige viser heller ingen tydelige endringer siste ca. 20 år, men fem arter knyttet til død ved, viser en nedgang på 1,8 % pr. år for hele perioden og 3,1 % pr. år for de siste ti årene (www.fageltaxering.lu.se). I Finland viser en indeks for standfugler basert på vintertakseringer, 50 % nedgang siden 1955, mens to indekser for hekkefugler, henholdsvis generalister og barskogsarter, viser en økning på henholdsvis 15 % og 20 % siden oppstart av overvåkingen i 1979¹⁵.

4.3.3 Kvalitativ sammenlikning med andre tilstandsvurderinger

Rødlister for arter og naturtyper

I Norge, Sverige og Finland anslås at det finnes drøyt 50 000 flercellede, stedegne arter i hvert av landene. Omtrent halvparten (drøyt 20 000 arter) er vurdert i rødlistearbeidet i hvert land. Skogen anses å være et viktig livsmiljø for omkring 1 000 arter som er klassifisert som truet (dvs. i trusselkategoriene CR, EN, VU ut fra IUCNs kriterier; **tabell 4.5**). De truede skogsartene utgjør 30–45 % av totalt antall truede arter på rødlistene i hvert land (Henriksen & Hilmo 2015, Hyvärinen mfl. 2019, Eide mfl. 2020). Hoveddelen av truede arter i disse tre landene omfatter invertebrater og ulike kryptogamer inklusive sopper (**tabell 4.5**). I alle landene framheves ulike aktiviteter knyttet til skogbruk, som viktigste årsak til artenes status som truet.

Både Norge og Finland har laget rødlister for naturtyper (Artsdatabanken 2018a, Kontula & Raunio 2019), der metodene i utgangspunktet er basert på IUCNs anbefalinger (Bland mfl. 2017). Naturtypeinndelingen og utvalg av vurderingsenheter er imidlertid ulik, slik at det er vanskelig å gjøre en direkte sammenlikning av resultatene. I Norge er det vurdert 18 enheter (på laveste vurderingsnivå i naturtypeinndelingen), mens man i Finland har vurdert 34 enheter (**tabell 4.6**). Disse omfatter mindre deler av skogarealet og representerer spesielle deler av skognaturen. I Norge er selve typeinndelingen basert på naturgitte miljøforhold, mens den i Finland kombinerer slike miljøforhold og tilstand gitt ved skogens alder (for 'heiskog'). I begge land er de fleste vurderte naturtypene angitt som truet eller nær truet. I Norge er 17 % av enhetene gitt vurderingen sterkt truet (EN), mens 56 % er vurdert som sårbar (VU). I Finland er de tilsvarende tallene 27 % sterkt truet (EN) og 50 % sårbar (VU). Kriteriene for vurderingen av truethet er i særlig grad knyttet til biotisk forringelse (D) i begge land. I Finland er også arealreduksjon (A)

Tabell 4.5 Totalt antall truede skogslevende arter (CR, EN, VU) pr. land og fordeling i prosent pr. organismegruppe (Forest Europe 2020). Opplysninger mangler for Litauen.

	Totalt antall	Andel (%)					
		Fugler	Pattedyr	Andre vertebrater	Invertebrater	Karplanter	Kryptogamer og sopp
Norge	1 130	0,6	0,9	0,0	48,0	5,3	45,0
Sverige	912	1,6	1,3	0,3	33,0	5,5	58,0
Finland	1 053	2,1	0,5	0,2	50,0	4,6	43,0
Estland	91	12,0	1,1	1,1	5,5	41,0	40,0
Latvia	180	11,0	5,0	1,1	26,0	42,0	16,0

¹⁵ [Habitats > Forests > FO10 Forest birds | Biodiversity.fi](https://habitats.euro.ornl.gov/forests/fo10-forest-birds/)

Tabell 4.6 Antall naturtyper i skog fordelt på rødlistekategori og kriterier i Norge og Finland. Bare naturtyper vurderte på laveste nivå i naturtypeinndelingen, er tatt med her. Kategoriene omfatter EN sterkt truet, VU sårbar, NT nær truet, DD datamangel og LC intakt. Kriteriene omfatter A arealreduksjon, B begrenset geografisk utbredelse, C abiotisk forringelse og D biotisk forringelse.

Finland	Antall	Kategorier				Kriterier			
		EN	VU	NT	DD	A	B	C	D
Urterik skog (M1)	13	2	8	3		7	3	6	6
'Heiskog' (M2)	15	7	6	2		6			11
Spesielle skogtyper (M3)	6		3	2	1	2	1	3	4
Totalt	34	9	17	7	1	15	4	9	21
Norge	Antall	EN	VU	NT	LC	A	B	C	D
Barskog	7	1	4	2			3		5
Edellauvskog	4	1	2	1		2	1		3
Beiteskog	1				1				
Flomskogsmark	1		1					1	1
Myr-, sump-, strandskog	5	1	3	1		2	1	3	3
Totalt	18	3	10	4	1	4	5	4	12

kriterium for mange typer, særlig for urterik skog med edellauvtrær. I begge land framheves skogbruk som viktigste negative påvirkning, knyttet til mangel på gammel skog/gamle trær og død ved, samt endret treslagssammensetning.

Bevaringsstatus for arter og naturtyper etter EUs naturdirektiver

EUs art- og habitatdirektiv (92/43/EEC) utgjør sammen med fugledirektivet (2009/147/EC) grunnlaget for Europas naturvernpolitikk og setter krav til vern og tiltak for å forbedre forutsetningene for biologisk mangfold i hele EU. Her sammenfatter vi noen resultater fra den siste vurderingen av bevaringsstatus (EEA 2020). Vi ser på 73 skoglevende arter og 17 skognaturtyper som rapporteres fra de biogeografiske regionene alpin, boreal og kontinental, i Finland, Sverige og de baltiske landene (**figur 4.1, tabell 4.7**). Metoden for vurdering av bevaringsstatus er kort beskrevet i **boks 1**.

Resultatene for skognaturtyper er oppsummert i **tabell 4.8** og **figur 4.4**. De 17 rapporterte skognaturtypene utgjør ca. 11,5 millioner hektar eller 19 % av totalt skogareal (59 mill. hektar) i Finland, Sverige og de tre baltiske landene (**tabell 4.3**). For skognaturtypene i disse landene gjøres det 85 vurderinger av bevaringsstatus. Helhetsinntrykket er at bevaringsstatusen er utilstrekkelig eller dårlig. Drøyt 8 % av vurderingene resulterer i gunstig bevaringsstatus, mens drøyt 90 % av vurderingene viser utilstrekkelig eller dårlig bevaringsstatus. Andelen vurderinger som viser gunstig bevaringsstatus, er høyest, 36 %, i alpin region, mens den er henholdsvis 5 % og 0 % i boreal og kontinental region. Andelen gunstig bevaringsstatus varierer mellom landene fra 0 % (Latvia) til 20 % (Estland). Årsaken til at bevaringsstatusen klassifiseres som utilstrekkelig eller dårlig skyldes framfor alt at naturtypenes forekomstareal er for lite (sammenliknet med referansenivået) eller minsker, samt at kvaliteten har mangler, f.eks. at arealandelen i god tilstand er for liten eller minsker ved at påvirkning fra naturlige forstyrrelser er utilstrekkelig. Trenden i bevaringsstatus er mer gunstig; den er klassifisert som stabil eller positiv i nærmere 37 %, som negativ i ca. 19 % og som ukjent i 44 % av vurderingene. Andelen vurderinger som viser stabil eller positiv trend er høyest, 73 %, i alpin region, mens den er henholdsvis 29 % og 42 % i boreal og kontinental region. Blant landene varierer andelen med stabil eller positiv trend fra 8 % (Litauen) til 52 % (Finland).

Boks 1 Vurdering av bevaringsstatus for arter og naturtyper i EUs art- og habitatdirektiv

Vurderingen av bevaringsstatus gjøres i henhold til EU-kommisjonens retningslinjer. Fire ulike kriterier vurderes og veies sammen til en samlet vurdering av arters og naturtyper bevaringsstatus. For hver art vurderes naturlig utbredelse, populasjonsstørrelse, livsmiljø og framtidssikter i hver biogeografisk region der arten forekommer. For hver naturtype vurderes på tilsvarende måte utbredelsesområde, forekomstareal, kvalitet (strukturer, funksjoner og typiske arter) og framtidssikter i hver region der naturtypen forekommer. Både nåværende og framtidige trusler skal tas med i vurderingene. For hvert kriterium vurderes nåværende nivå som gunstig, utilstrekkelig, dårlig eller ukjent.

Vurderingen bygger bl.a. på at man sammenlikner nåværende utbredelsesareal, populasjon og forekomstareal med referanseverdier for disse kriteriene. Referanseverdiene er de nivåene eller størrelsene på utbredelsesarealer, populasjoner og forekomstarealer som anses være nødvendig for at artene og naturtypene skal ha gunstig bevaringsstatus. Om nivåene er lavere enn referanseverdiene, så vurderes status som utilstrekkelig eller dårlig. For naturtyper kreves dessuten at 90 % av forekomstarealet vurderes å være i god bevaringsstatus.

Videre vurderes de siste årenes utvikling for hvert kriterium. For gunstig bevaringsstatus kreves at utviklingen er stabil eller positiv for alle de fire kriteriene samlet, ellers klassifiseres bevaringsstatusen som utilstrekkelig eller dårlig.

Endelig veies resultatene for de fire kriteriene sammen. Den samlede statusvurderingen kan da ikke bli bedre enn det dårligste kriteriet tilsier. Trenden i bevaringsstatus klassifiseres også som stabil, positiv (det skjer forbedring), negativ (forringelse) eller ukjent.

For hver naturtype og art resulterer altså vurderingen i kategoriske bedømmelser av bevaringsstatus og trend på fire delte skalaer. En samlet statusvurdering gjøres for hver region og hvert land der naturtypen eller arten forekommer. For en naturtype eller art som forekommer i flere regioner og land, gjøres altså flere samlede vurderinger. Ved å dele opp vurderingen av bevaringsstatus på flere ulike naturtyper og arter i ulike biogeografiske regioner, gir vurderingen et representativt bilde av naturlige skogsmiljøer og arter i ulike land. Andelen samlede vurderinger som resulterer i henholdsvis gunstig og utilstrekkelig eller dårlig bevaringsstatus gir en indikasjon på bevaringsstatusen for skogen som helhet.

Tabell 4.7 Totalt antall arter (utenom fisker) og henholdsvis skog- og tre/vedlevende arter samt totalt antall naturtyper og skognaturtyper som rapporteres fra EUs terrestriske biogeografiske regioner alpin, boreal og kontinental i Finland, Sverige og de baltiske landene. Skoglevende arter er vurdert å ha skog som viktigste livsmiljø. Tre- eller vedlevende arter er vurdert i hovedsak å leve på levende eller døde trær (Halada mfl. 2020).

	Arter			Naturtyper	
	Totalt antall	Skogslevende	Tre/vedlevende	Totalt antall	Skognaturtyper
Alpin	54	21	1	44	8
Boreal	166	69	28	82	17
Kontinental	83	36	11	60	12
Totalt	188	73	29	87	17
Sverige	154	65	26	81	16
Finland	127	56	20	63	12
Estland	87	37	11	55	10
Latvia	98	40	15	52	13
Litauen	84	32	12	59	12

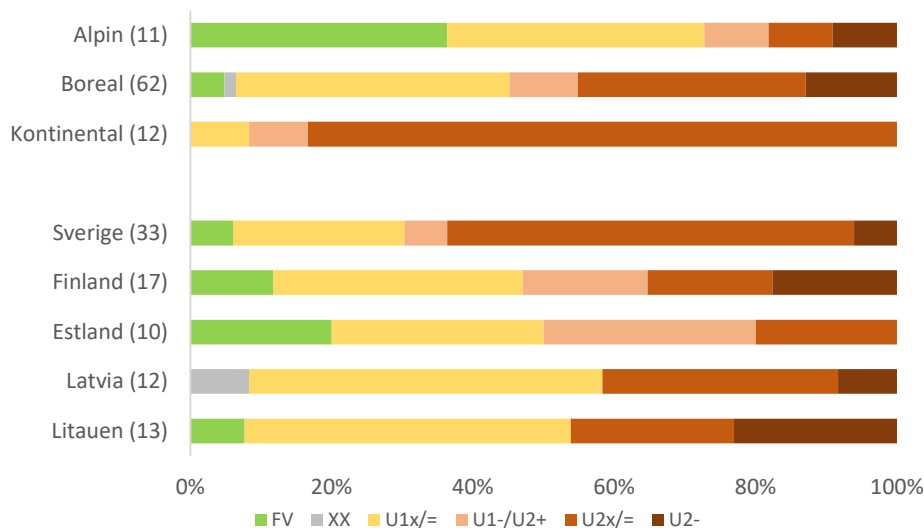
Resultatet for skoglevende arter er oppsummert i **figur 4.5**. For disse artene er det gjennomført totalt 279 vurderinger av bevaringsstatus. Resultatene viser mer gunstig bevaringsstatus enn for naturtyper (**figur 4.4**). Drøyt 47 % av vurderingene viser gunstig bevaringsstatus, mens drøyt 45 % viser utilstrekkelig eller dårlig bevaringsstatus. Også for arter er andelen med gunstig bevaringsstatus høyest, 77 %, i alpin region, mens den er henholdsvis 43 % og 52 % i boreal og

kontinental region. Mellom landene varierer andelen i gunstig bevaringsstatus fra 36 % (Latvia) til 60 % (Estland). Årsakene til at bevaringsstatusen klassifiseres som utilstrekkelig eller dårlig, skyldes framfor alt at artenes populasjoner er for små (sammenholdt med referansenivået) eller minsker, samt at tilgangen på egnet livsmiljø (habitat) er for liten eller minsker. Også trenden i bevaringsstatus er mer gunstig for arter enn naturtyper; den klassifiseres som stabil eller positiv i nærmere 65 %, som negativ i ca. 16 % og som ukjent i 19 % av vurderingene. Andelen vurderinger som angir stabil eller positiv trend, er høyest, 90 %, i alpin region og ligger omkring 60 % i både boreal og kontinental region. For landene varierer andelen med stabil eller positiv trend fra 53 % (Litauen) til 78 % (Estland).

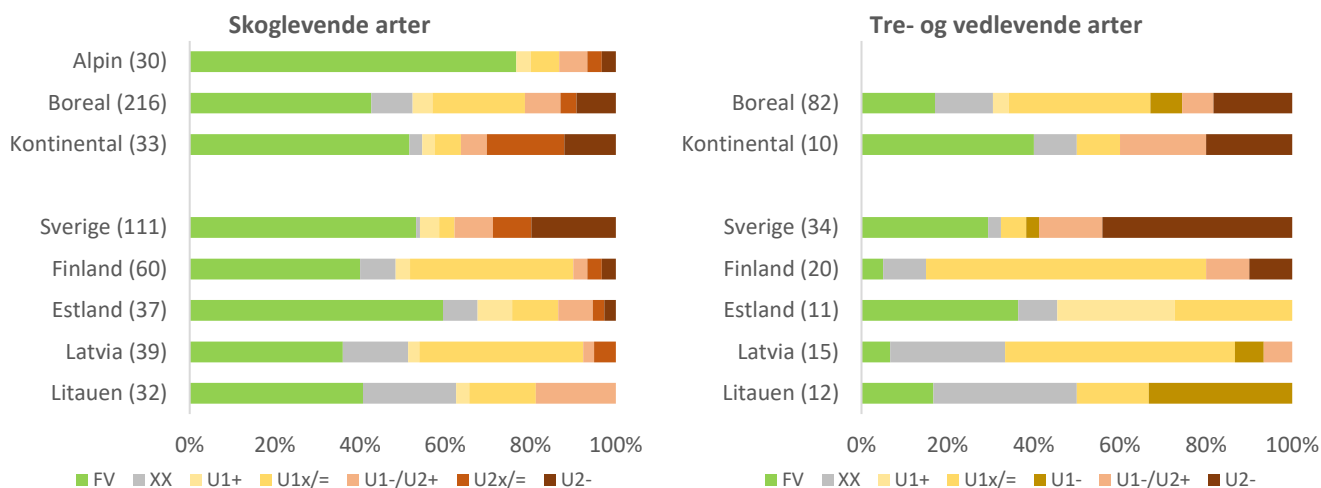
For skoglevende arter som lever på eller i trær eller død ved, viser resultatene at en større andel har utilstrekkelig eller dårlig bevaringsstatus (**figur 4.5**). Knappt 20 % av vurderingene viser gunstig bevaringsstatus, mens 64 % viser utilstrekkelig eller dårlig bevaringsstatus. Også trenden i bevaringsstatus er mindre gunstig for tre- og vedlevende arter enn for skoglevende arter som helhet. Den klassifiseres som stabil eller positiv i ca. 40 % (sammenliknet med 60 % for skoglevende arter), som negativ i ca. 25 % og som ukjent i 35 % av vurderingene.

Tabell 4.8 Kode, navn og forekomstareal (km²) for de skognaturtypene som inngår i EUs art- og habitatdirektiv og som rapporteres fra EUs terrestriske biogeografiske regioner, alpin, boreal og kontinental, i Finland, Sverige og de baltiske landene. Fargene markerer naturtyper med gunstig (grønn), utilstrekkelig (gul) eller dårlig (rød) bevaringsstatus (nature-art17.eionet.europa.eu).

Kode - navn	Alpin		Boreal					Konti- nental	Totalt
	Finland	Sverige	Estland	Finland	Latvia	Litauen	Sverige	Sverige	
9010 - Western Taiga	990	7 400	700	12 000	623	572	14 000	30	36 315
9020 - Fennoscandian hemiboreal natural old broad-leaved deciduous forests (Quercus, Tilia, Acer, Fraxinus or Ulmus) rich in epiphytes			71	8	128	163	60	10	440
9030 - Natural forests of primary succession stages of landupheaval coast				180			170		350
9040 - Nordic subalpine/subarctic forests with Betula pubescens ssp. czerepavonii	3 320	15 000		1 280					19 600
9050 - Fennoscandian herb-rich forests with Picea abies	9	650	89	2 550	115	301	750		4 464
9060 - Coniferous forests on, or connected to, glaciofluvial eskers			32	7 000	16	8	60		7 116
9070 - Fennoscandian wooded pastures		33	30	34	2 015	4 38	650	65	818
9080 - Fennoscandian deciduous swamp woods			375	-	237	520	230	60	1 422
9110 - Luzulo-Fagetum beech forests							20	50	70
9130 - Asperulo-Fagetum beech forests							10	40	50
9160 - Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the Carpinion betuli					36	147	120	30	333
9180 - Tilio-Acerion forest of slopes, screes and ravines			5	0.3	61	86	20	1.4	173
9190 - Old acidophilous oak woods with Quercus robur on sandy plains				0.6		3	40	20	63
91D0 - Bog woodland	170	2 000	470	19 000	901	501	20 000	150	43 192
91E0 - Alluvial forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	2	10	38	10	105	287	40	10	501
91F0 - Riparian mixed forest of Quercus robur, Ulmus laevis and Ulmus minor, Fraxinus excelsior or Fraxinus angustifolia along the great rivers (Ulmenion minoris)			7		5	3	8	0.4	24
91T0 - Central European lichen Scots pine forests					25.405	71.86			97
Totalt	4 491	25 093	1 817	42 063	2 254	2 666	36 178	467	115 029

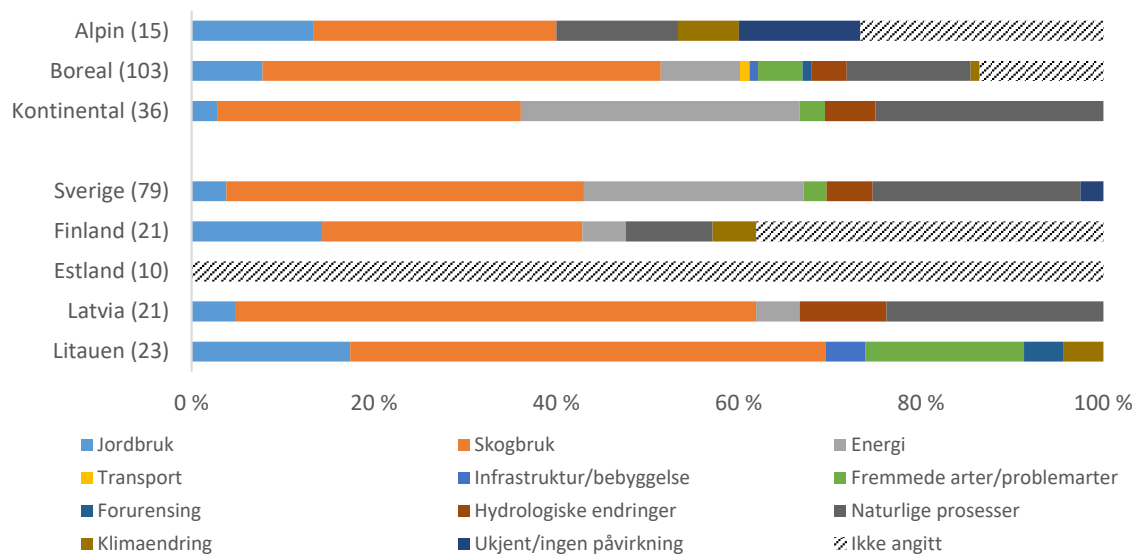


Figur 4.4 Antall vurderinger av bevaringsstatus og trend for skognaturtyper i ulike biogeografiske regioner og land. Antall vurderinger er gitt i parentes. Fordelingen på ulik kombinasjon av bevaringsstatus og trend er gitt ved: FV gunstig, XX ukjent, U1x/= utilstrekkelig, ukjent/stabil trend, U1-/U2+ utilstrekkelig, negativ trend/dårlig, positiv trend, U2x/= dårlig, ukjent/stabil trend, U2- dårlig, negativ trend.



Figur 4.5 Antall vurderinger av bevaringsstatus og trend for skoglevende arter generelt og tre- og vedlevende arter i ulike biogeografiske regioner og land. Antall vurderinger er gitt i parentes. Fordelingen på ulik kombinasjon av bevaringsstatus og trend er gitt ved: FV gunstig, XX ukjent, U1+ utilstrekkelig, positiv trend, U1x/= utilstrekkelig, ukjent/stabil trend, U1- utilstrekkelig, negativ trend, U1-/U2+ utilstrekkelig, negativ trend/dårlig, positiv trend, U2x/= dårlig, ukjent/stabil trend, U2- dårlig, negativ trend.

Skogbruk rapporteres oftest som en viktig påvirkning (ca. 40 % av alle rapporterte typer) (figur 4.6). Påvirkning fra naturlige prosesser som suksesjon på grunn av mangel på forstyrrelse fra skogbrann, beiting eller flommer er en annen viktig påvirkning som rapporteres ofte (ca. 16 %). I flere tilfeller henger påvirkning fra naturlige prosesser sammen med andre typer av påvirkning som også rapporteres relativt ofte: energiproduksjon (13 %), jordbruk (7 %) og endringer i hydrologi (4 %).



Figur 4.6 Andel av antall rapporterte kategorier av påvirkning på naturtyper i skog for ulike regioner og land. Tall i parentes angir antall vurderinger for hver region og hvert land.

4.3.4 Tilstand for skog og tilknyttet naturmangfold i Norden og Baltikum

I dette underkapitlet har vi forsøkt å se tilstanden for skog og tilknyttet naturmangfold i Norge i sammenheng med tilstanden i andre land med tilsvarende skog i Nord-Europa, her avgrenset til Sverige, Finland og de baltiske landene. Informasjon om en rekke forhold ved skogen i disse landene er sammenstilt av Forest Europe. I tillegg har flere av landene overvåkningsprogrammer som dekker både skog og deler av skogens naturmangfold. Slike data kan brukes til å belyse forhold ved skogens tilstand som har paralleller til en del av de indikatorene vi har brukt i vurderingen av økologisk tilstand for skog i Norge. Sammenlikningsgrunnlaget er her imidlertid svakere for de baltiske landene enn for Sverige og Finland. Alle landene har også laget rødlistene for arter, og Norge og Finland har rødlistene for naturtyper. I tillegg må landene som er EU-medlemmer, rapportere om bevaringsstatus for arter og naturtyper omfattet av EUs arts- og habitatdirektiv. Alt dette gir grunnlag for å gjøre noen sammenlikninger av den økologiske tilstanden for skog i disse landene. Hovedpunktene i sammenlikningen kan oppsummeres som følger:

- Det er betydelige forskjeller i klima og andre naturforhold mellom kysten av Norge og skogarealene øst for den skandinaviske fjellkjeden. Skogen på Østlandet har imidlertid klare fellestrekk med skog i Sverige og Finland når det gjelder naturforhold, naturgitte forstyrrelser som skogbrann, treslag og annet artsmangfold. Sverige og Finland har imidlertid et vesentlig større skogareal, større andel produktiv skog og mye større stående volum av trær enn Norge.
- Skogen i alle landene er preget av menneskers utnyttelse i lang tid og av et intensivt produksjonsskogbruk med en omfattende påvirkning på skogarealene. Likevel drives skogbruket i de øvrige landene noe mer intensivt enn i Norge, illustrert ved at både andel av skogarealet tilgjengelig for skogbruk og avvirkningens andel av tilveksten i hovedsak er mindre i Norge enn i de andre landene. Bruken av fremmede treslag i skogbruket er mest omfattende i Sverige og noe mindre i Norge.
- Skogen i alle landene er også preget av betydelig nedbygging og fragmentering i form av veier, bygninger og annen teknisk infrastruktur. Bare noen skogområder langs den skandinaviske fjellkjeden, lengst nord i Norge og Finland, samt i finske grenseområder i nord-øst mot Russland kvalifiserer til betegnelsen villmark.
- Også langtransportert forurensing og klimaendringer har nokså likartet effekt på skogen i alle land. Det er foreløpig observert begrensede effekter av klimaendringer på skogøkosystemet.

- Det er klare forskjeller mellom landene i forvaltningen av store rovdyr, med vesentlig lave bestandsmål for ulv og brunbjørn i Norge enn i øvrige land. Forvaltningen av hjorteviltet er mer sammenfallende, men i Finland skytes årlig en større del av elgbestanden.
- I alle landene vurderer man at tilstanden for naturmangfoldet i skogen er vesentlig redusert. Flere av indikatorene som er brukt i vurderingen av økologisk tilstand i Norge, viser likevel en viss økning fra lave nivåer i flere av landene. Volumet av død ved og arealandelen av gammel skog viser imidlertid stagnasjon eller nedgang i Finland.
- Rødlistene for arter fra Norge, Sverige og Finland klassifiserer 900–1100 skoglevende arter som truet, og her utgjør invertebrater, kryptogamer og sopper over 90 %. Bare Finland og Norge har laget rødlistene for naturtyper. Både for arter og naturtyper anses ulike aktiviteter og konsekvenser knyttet til skogbruk å være viktigste årsak til at de aktuelle artene og naturtypene er truet.
- EU-medlemmene Sverige, Finland og de baltiske landene har vurdert bevaringsstatus basert på fire evalueringskriterier for en rekke ulike naturtyper i skog og et bredt utvalg av skoglevende arter i ulike biogeografiske regioner. Et gjennomgående trekk er at andelen vurderinger med gunstig bevaringsstatus for naturtyper er lav (vel 8 %), mens andelen vurderinger med gunstig bevaringsstatus for skoglevende arter er vesentlig større (vel 47 %). Både for naturtyper og arter vurderes oftest påvirkningen fra skogbruk, men også mangel på naturlige forstyrrelser fra skogbrann, beiting eller flommer som årsak til at bevaringsstatus ikke er gunstig.

Det er følgelig et gjennomgående trekk at tilstanden for skogen i Norge, Sverige, Finland og de baltiske landene avviker i betydelig grad fra tilstanden man vil vente å finne i intakt skog.

4.4 Framtidig utvikling av økologisk tilstand i skog

Dagens tilstand for skog i Norge er gjennomgått og dokumentert i kapittel 3. Dette viser at tilstanden avviker i betydelig grad fra forventet tilstand for intakt skog. Det er i hovedsak tre forhold som gir dette resultatet:

- *Skogbrukets transformasjon av store deler av naturskogen til produksjonsskog*, noe som har ført til svært lav andel av gammel skog og gamle trær, samt små mengder av død ved (spesielt grov død ved) og treslagene rogn, osp og selje. Dette er viktige ressurser for en stor del av artene knyttet til gammel naturskog, inkludert mange av artene som nå er vurdert som truet. Bestandsskogbrukets driftsmodell innebærer også en omforming av skoglandskapet, mot ensaldrete skogbestand og stor grad av fragmentering av områder med gammel skog. Også mangelen på naturlige forstyrrelser som skogbranner bidrar til en annen sammensetning og struktur av treslag og aldersklasser enn vi finner i naturskog.
- *Stadig økende utbygging av infrastruktur* til transport, energi og bebyggelse medfører en økende nedbygging, oppstyking og fragmentering av skogarealene. Arealandelen påvirket av tekniske inngrep er derfor stor og økende.
- *Forvaltningen av store rovdyr* er basert på å holde rovdyrbestandene på et minimumsnivå for levedyktighet, langt under forventet bestandsnivå i intakt naturskog.

Vi kan så stille spørsmålet om hvordan disse forholdene, og skogens økologiske tilstand, eventuelt vil endre seg de neste tiårene fram mot 2050. Det vil dels avhenge av skogens økologiske prosesser, gitt dagens miljøforhold og politiske og økonomiske rammebetingelser. Den delen av skogen som i dag har en viss naturskogskarakter, som gammel plukkhogd skog uten tunge inngrep i form av flatehogst og veibygging, vil gradvis utvikle enda sterkere naturskogskarakter med større andel gamle, grove trær og større mengder død ved av alle kategorier. Med den sannsynlige klimautviklingen de neste tiårene, vil trolig trærne vokse litt raskere (pga. lengre vekstsesong og økt CO₂-konsentrasjon i lufta) og gi en noe raskere utvikling av skogens naturskogskarakter. Dagens skogbrannbekjempelse vil imidlertid i stor grad hindre en naturlig foryngelse av denne naturskogen, som dermed vil mangle noen viktige habitategenskaper for å tilby gode livsmuligheter for alle arter knyttet til naturskog.

Politiske mål og beslutninger og økonomiske rammebetingelser for skognæringen er imidlertid av større betydning for framtidig utvikling av skogens økologiske tilstand. Vern av skog vil åpenbart sikre skogarealer der skogens egne økologiske prosesser i stor grad vil bidra til å utvikle naturskog med økende grad av gamle trær og død ved. Mange små naturreservater vil imidlertid begrense mulighetene for å la naturlige forstyrrelser som skogbrann løpe fritt (Framstad mfl. 2017). Slike små reservater er også utsatt for uheldig påvirkning fra omgivelsene siden en stor del av arealet ligger nær yttergrensa for reservatet (kanteffekter). Myndighetenes mål om vern av 10 % av skogarealet innebærer omtrent en fordobling av dagens nivå. Med innretning mot de viktigste gjenværende arealene av gammel skog, vil slikt vern være et viktig bidrag for å ta vare på skogens naturmangfold. Omfanget er imidlertid for lite til alene å gi noen vesentlig bedring av den økologiske tilstanden for skog i Norge. Her vil forvaltningen av det øvrige skogarealet ha langt større betydning.

Granhus mfl. (2014b) viser at hogstmoden skog de neste tiårene i hovedsak vil finnes i de tradisjonelle skogtraktene på Østlandet og i Trøndelag. Det er her ny hogstmoden skog vil bli tilgjengelig i betydelige mengder, og her finnes allerede en godt utbygd infrastruktur for å hente ut tømmeret. Dette er i stor grad arealer som allerede har vært flatehogd én gang, og som nå er i ferd med å utvikle ny hogstmoden skog. Fra skogsektoren og myndighetene er det imidlertid fremmet forslag om en rekke tiltak for å øke uttak og bruk av tømmer som et ledd i 'det grønne skiftet'. Disse tiltakene omfatter dels mer intensiv drift på etablert skogbruksmark, i form av økt bruk av markberedning, planting, bestandspleie og skogsgjødsling, samt kortere omløpstid mellom hogster. Det omfatter også økt veibygging og hogst i gammel, tidligere plukkhogd skog som etter hvert har karakter av naturskog. Som klimatiltak er det i tillegg satt i verk forsøk med planting av skog, i hovedsak gran, på tidligere jordbruksarealer og skogarealer med skogbruksmessig utilfredsstillende bestokning. Alle disse tiltakene vil etter hvert føre til lavere nivåer for en rekke indikatorer for økologisk tilstand (jf. Storaunet & Rolstad 2020).

Myndighetenes storstilte planer for videre utbygging av infrastruktur for transport og energi, samt ønsket om økt utbygging av hytter i naturområder og boliger og industri i randsonene til nåværende tettbebyggelse, tilsier at nedbygging og fragmentering av skogarealene vil fortsette og eventuelt øke i årene fram mot 2050. Det vil føre til ytterligere reduksjon i arealandelen uten tekniske inngrep.

Bestandene av store rovdyr har stor evne til bestandsvekst ut fra dagens svært lave nivåer og god tilgang på vilt som bytte. Her er imidlertid myndighetenes bestandsmål og forvaltningen av rovdyrbestandene helt avgjørende for bestandsutviklingen for disse artene framover.

Samlet sett tyder trekk ved dagens politikk innenfor skog- og utmarksnæring, klima, transport og arealdisponering på at skogens økologiske tilstand vil bli ytterligere forverret i tiårene framover.

4.5 Behov for videreutvikling

I drøftingen av resultatene fra vurderingen av økologisk tilstand for skog i Norge (kap. 4.1) har vi pekt på noen områder der dagens system har mangler. Dette gjelder bl.a. mangelfull dekning av økosystemets egenskaper og manglende data for noen viktige deler av økosystemet. Dessuten trenger vi å forbedre grunnlaget for å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand. Disse manglene er det ønskelig og mulig å forbedre ved en videreutvikling av systemet.

I vurderingen av økologisk tilstand i skog har vi lagt hovedvekten på tilstandsindikatorer som inngår i beregningen av økologisk tilstand basert på indeksmetoden. I tillegg har vi vurdert om enkelte supplerende indikatorer synes å støtte eller avvike fra resultatene gitt ved beregnet tilstandsverdi. For disse supplerende indikatorene og noen andre indikatorer finnes allerede et datagrunnlag. Ved å utvikle referanseverdier og grenseverdier for disse indikatorene, kan de

også inngå i beregningen av økologisk tilstand. Dette omfatter biomasse av trær fra Landsskogtakseringen og barskogs- og lauvskogsfugler fra overvåkingsprogrammet TOV-E (**tabell 4.9**).

Data fra Landsskogtakseringen og overvåkingsprogrammet ANO, så vel som kartdatabaser, gir mulighet for å utvikle noen nye indikatorer. Dette gjelder mengde av svært nedbrutt, grov død ved og areal av gammel naturskog, slik den er definert av Storaunet & Rolstad (2020) (Landsskogtakseringen), funksjonelle grupper av karplanter (ANO), samt konektivitet av henholdsvis skogarealet og arealet av gammel skog (AR5/AR50 og SR16). AR5/AR50 utgjør et heldekkende kartlag med inndeling i arealklasser der skog inngår (Ahlstrøm mfl. 2014). Skogressurskartet SR16 omfatter en rekke egenskaper for skog, bl.a. dominerende treslag og alder (NIBIO 2020). SR16 har foreløpig mangelfull dekning i enkelte høyereliggende strøk og i Nord-Norge, men forventes å bli dekkende for all skog om få år.

Et viktig aspekt ved skogøkosystemet som nå ikke er representert ved indikatorer, er strukturer og funksjoner i jord. Her kan både utvalgte jordkjemiske og biologiske indikatorer være aktuelle. Jordkjemiske egenskaper knyttet til forholdet mellom karbon og nitrogen, så vel som tilgjengelige basekationer (bl.a. kalsium) og ev. mengden av giftig aluminium (labilt aluminium LAI) kan være aktuelle. Det kan også mengden av organisk karbon i jorda, som er en svært viktig del av karbonlageret i skog. Av jordorganismer er særlig ulike former for mykorrhiza-sopper og ulike grupper av nedbrytere aktuelle. Det finnes imidlertid ikke landsdekkende, representative data for disse mulige nye indikatorene. Data for disse kan innsamles gjennom overvåkingsprogrammet

Tabell 4.9 Mulige nye indikatorer for økologisk tilstand i skog, henholdsvis der datagrunnlag allerede finnes eller snart er tilgjengelig, og der ny datainnsamling kreves. For disse indikatorene er det angitt hvilke egenskaper de kan dekke, og hvilket datagrunnlag som finnes eller kommer, eller som kan tenkes for indikatorer som krever ny datainnsamling.

Indikator	Egenskaper	Datagrunnlag
Indikatorer der data allerede finnes		
Biomasse av trær	Primærproduksjon Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer	Landsskogtakseringen
Funksjonelle grupper av karplantearter	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer	ANO
Barskogsfugler og lauvskogsfugler	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Biologisk mangfold	TOV-E
Svært nedbrutt, grov død ved	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Landsskogtakseringen
Arealandel av gammel naturskog (definisjon i Storaunet & Rolstad 2020)	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Landsskogtakseringen
Konnektivitet av skogareal	Landskapsøkologiske mønstre	AR5/AR50
Konnektivitet av gammel skog	Landskapsøkologiske mønstre	SR16
Indikatorer som krever ny datainnsamling		
Jordkjemi – C/N	Abiotiske forhold	ANO, Landsskogtaks.
Jordkjemi – Ca/LAI	Abiotiske forhold	ANO, Landsskogtaks.
Lager av organisk karbon i jord	Abiotiske forhold	ANO, Landsskogtaks.
Mykorrhiza-sopper, ulike grupper	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO, Landsskogtaks.
Nedbrytere i jord, ulike grupper	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO, Landsskogtaks.
Insektbiomasse, ulike grupper	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Biologisk mangfold	Insektovervåkingen

ANO eller ved Landsskogtakseringen. Det må spesifiseres relevante indikatorer og utvikles egne overvåkingsvariabler og innsamlingsmetoder for å framskaffe relevante data for slike indikatorer. Bruk av miljø-DNA er trolig essensielt for å få fram data om jordbiologien på en kostnadseffektiv måte.

Disse mulige nye indikatorene vil bidra til bedre dekning av hver av de sju egenskapene for økosystemer. Selv om f.eks. *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* allerede er ganske godt dekket av indikatorer, vil spesielt indikatorer for jordkjemi og jordbiologi dekke viktige mangler. To av de foreslåtte indikatorene dekker også *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*, en egenskap som foreløpig ikke er dekket av indikatorer. De foreslåtte indikatorene for konnektivitet av henholdsvis skog og gammel skog vil dekke mangelen på indikatorer for disse arealtypenes romlige fordeling og fragmentering i egenskapen *landskapsøkologiske mønstre*. Siden fugleartene som inngår i de mulige indikatorene for barskogsfugler og lauvskogsfugler, også inngår i *naturindeks for skog* (som alt er inkludert i beregningen av tilstand), kan det diskuteres om disse nye indikatorene bør tas med i tilstandsberegningen for egenskapen *biologisk mangfold*.

Etter hvert som den nasjonale insektovervåkingen kommer i gang, bør det vurderes om det kan utvikles indikatorer basert på disse dataene. Insekter er i utgangspunktet en svært artsrik gruppe som dekker et vidt spekter av økologiske funksjoner. Flere ulike indikatorer kan tenkes basert på data fra insektovervåkingen, f.eks. knyttet til pollinatorer, spredningsvektorer for sopper, eller ved å gruppere artene til brede funksjonelle grupper etter næring eller habitat.

Det er ellers behov for å vurdere tilnærmingene for fastsetting av referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand for flere av de nåværende tilstandsindikatorene nærmere, samt å dokumentere grunnlaget for disse verdiene bedre. Det vil trolig by på utfordringer å fastsette referanse- og grenseverdier også for flere av de foreslåtte indikatorene. Hovedtilnærmingene som er kort beskrevet i kap. 2.3.1, kan brukes, men det vil føre for langt å gå nærmere inn på konkrete forslag her.

5 Referanser

- Ahlström, A.P., Bjørkelo, K. & Frydenlund, J. 2014. AR5 klassifikasjonssystem. Klassifikasjon av arealressurser. Rapport fra Skog og landskap 06/2014.
- Andersen, B.G. & Borns, H.W. 1994. The ice age world. An introduction to Quaternary history and research with emphasis on North America and northern Europe during the last 2.5 million years. Scandinavian University Press, Oslo.
- Andersson, M. & Niklasson, M. 2004. Rekordgammal tall på Hornslandet. Svensk Botanisk Tidskrift 98: 333–338.
- Artsdatabanken 2018a. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet 210326 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>.
- Artsdatabanken 2018b. Norsk rødliste for naturtyper. Veileder til rødlistevurdering. Versjon 2.0, januar 2018. Artsdatabanken, Trondheim.
- Artsdatabanken 2020. Fremmede arter i Norge – med økologisk risiko 2018. Artsdatabanken, Trondheim.
- 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, Miljødirektoratet M-966|2018.
- Bakken, A. 1969. Siljan. Gardene; Slektene; Trekk fra bygdelivet. Utgitt av Siljan kommune (trykket i Larvik).
- Barth, A. 1916. Norges skoger med stormskridt mot undergangen. Tidsskrift for Skogbruk 24: 123–154.
- Battin, T.J., Luyssaert, S., Kaplan, L.A., Aufdenkampe, A.K., Richter, A. & Tranvik, L.J., 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* 2: 598–600.
- Bernes, C. 1993. Nordens miljø – tilstand, utvikling og trusler. *Nord* 1993:11.
- Bergquist, J., Edlund, S., Fries, C., Gunnarsson, S., Hazell, P., Karlsson, L., Lomander, A., Näslund, B.-Å., Rosell, S. & Stendahl, J. 2016. Kunskapsplattform för skogsproduktion. Tillståndet i skogen, problem och tänkbare insatser och åtgärder. Skogsstyrelsen. Meddelande 1-2016.
- Birks H.H., Giesecke T., Hewitt G.M., Tzesakis P.C., Bakke J. & Birks H.J.B. 2012. Comment on "Glacial survival of boreal trees in northern Scandinavia". *Science* 338: 742-a.
- Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. & Rodríguez, J.P. (red.) (2017). Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.1. Gland, Switzerland: IUCN.
- Bryhn, N. 1877. Bidrag til Jæderens flora. *Nyt Magazin for Naturvidenskabene*. 22 Bind: 245–320.
- Bråthen, M. 2016. En brannhistorisk undersøkelse på Varaldskogen. Masteroppgave 2016, NMBU, Institutt for naturforvaltning.
- Buscot, F., Munch, J.C., Charcosset, J.Y., Gardes, M., Nehls, U. & Hampp, R. 2000. Recent advances in exploring physiology and biodiversity of ectomycorrhizas highlight the functioning of these symbioses in ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews* 24: 601–614.
- Castagneri, D., Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2013. Age and growth patterns of old Norway spruce trees in Trillemarka forest, Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28: 232–240.
- DeLuca, T.H., Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Sellstedt, A. 2002. Quantifying nitrogen-fixation in feather moss carpets of boreal forests. *Nature* 419: 917–920.
- DeLuca, T.H., Zackrisson, O., Gentili, F., Sellstedt, A. & Nilsson, M.-C. 2007. Ecosystem controls on nitrogen fixation in boreal feather moss communities. *Oecologia* 152: 121–130.
- Direktoratgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. www.vannportalen.no

- EEA (European Environment Agency) 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. EEA Report No 10/2020.
- Ehnström, B. 2009. Sälj - livets viktigaste frukost. CBM:s skriftserie 33. Centrum för Biologisk Mångfald (CBM), SLU, Uppsala.
- Eide, W., Ahrné, K., Bjelke, B., Nordström, S., Ottosson, E., Sandström, J. & Sundberg, S. (red.) 2020. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020. SLU Artdatabanken rapporterar 24. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. & Werner, W. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18.
- Eriksson, O., Palo, T. & Söderström, L. 1981. Renbetning vintertid. *Växtekologiska studier* 13. Svenska Växtgeografiska Sällskapet, Uppsala.
- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013. Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. NINA Rapport 1006. Norsk institutt for naturforskning.
- FAO 2018. Global Forest Resource Assessment 2020. Terms and definitions. Forest Resources Assessment Working Paper 188. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Forest Europe 2020. State of Europe's forests 2020. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Framstad, E. (red.) 2021. Terrestrisk naturovervåking i 2020. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. (red.), Blindheim, T., Granhus, A., Nowell, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. Evaluering av norsk skogvern 2016. Dekning av mål for skogvernet og behov for supplerende vern. NINA Rapport 1352. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Bryn, A., Dramstad, W. & Sverdrup-Thygeson, A. 2018. Grønn infrastruktur. Landskapsøkologiske sammenhenger for å ta vare på naturmangfoldet. NINA Rapport 1410. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bär, A., Johansen, L., Olsen, S.L., Stabbetorp, O.E. & Øien, D.-I. 2020. Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Dokumentasjon av sentral økosystemfunksjon. NINA Rapport 1781. Norsk institutt for naturforskning.
- Frivold, L.H. 1999. Skoghistorie i Norge. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien. Skogs- och lantbrukshistoriska meddelanden nr 22: 207–236.
- Fægri, K. 1950. Studies on the Pleistocene of western Norway. IV. On the immigration of *Picea abies* (L.) Karst. *Bergen Museums Årbok, Naturvitenskapelig rekke* 1: 1-52.
- Gauslaa, Y. & Ohlson, M. 1997. Et historisk perspektiv på kontinuitet og forekomst av epifyttiske laver i norske skoger. *Blyttia* 55: 15–27.
- Giesecke, T. & Bennett, K.D. 2004. The Holocene spread of *Picea abies* (L.)Karst. in Fennoscandia and adjacent areas. *Journal of Biogeography* 31: 1523–1548.
- Gløersen, A.T. 1884. Vestlandsgranen og dens Indvandningsveie. *Den norske Forstforeningens Aar-bog* 1884, s. 41–135.
- Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2016. NIBIO Rapport 3/159/2016.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S.O. 2010. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2009. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 23/2010.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S.O. 2011. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2010. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 16/2011.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S.O. 2012a. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2011. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 08/2012.

- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.-E.Ø. 2012b. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005–2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/2012. Norsk institutt for skog og landskap.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S.O. 2013. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2012. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 05/2013.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S.O. 2014a. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2013. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 08/2014.
- Granhus, A., von Lüpke, N., Eriksen, R., Sjøgaard, G., Tomter, S., Anton-Fernandes, C. & Astrup, R. 2014b. Tilgang på hogstmoden skog fram mot 2045. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/2104.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S.O. 2015. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2014. NIBIO Rapport 1/32//2015.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Nilsen, J.-E.Ø. 2016. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2015. NIBIO Rapport 2/142//2016.
- Granhus, A., Hysten, G. & Eriksen, R. 2017. Skogens tilstand i verneområdene belyst ved Landsskogtakseringens data. s 24–35 i Framstad, E. (red.), Blindheim, T., Granhus, A., Nowell, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. Evaluering av norsk skogvern i 2016. Dekning av mål for skogvernet og behov for supplerende vern. NINA Rapport 1352. Norsk institutt for naturforskning.
- Groven, R. & Niklasson, M. 2005. Anthropogenic impact on past and present fire regimes in a boreal forest landscape of southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest research* 35: 2719–2726. DOI: 10.1139/X05-186.
- Hafsten, U. 1992. The immigration and spread of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 46: 121–158.
- Halada, L., Gajdos, P. & Gaudillat, Z. 2020. Proposals of the ecological grouping of the Habitats Directive habitats and species. Report version 1.0. European Environment Agency. European Topic Centre on Biological Diversity.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016a. NiN systemkjerne. Teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1. Artsdatabanken, Trondheim. <http://artsdatabanken.no>
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. *Natur i Norge*, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken, Trondheim. <http://artsdatabanken.no>
- Hansen, A.M. 1929. Bre og biota. Skrifter utgitt av Det Norske Videnskabs-Akademi i Oslo. I. Mat.-Naturv. Klasse. 1929. No. 5.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.-E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (red.) 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCS report no. 2/2015.
- Hardenbol, A.A., Junninen, K. & Kouki, J. 2020. A key tree species for forest biodiversity, European aspen (*Populus tremula*), is rapidly declining in boreal old-growth forest reserves. *Forest Ecology and Management* 462:118009.
- Haugland, H., Backer, E.B., Løbersli, E.M., Selboe, O.K., Gunnarsdottir, H., Granhus, A., Sjøgaard, G., Holt Hansen, K., Terum, T., Lieng, J. & Sørli, H.A. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak – egnede arealer og miljøkriterier. M174|2014. Miljødirektoratet.
- Heikkinen, S., Kojola, I., Mäntyniemi, S., Holmala, K. & Härkälä, A. 2020a. Vargstammen i Finland i mars 2020. *Forskning om naturressurs- og bioekonomi* 42/2020.
- Heikkinen, S., Kojola, I. & Mäntyniemi, S. 2020b. *Karhukanta Suomessa 2019. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 26/2020.
- Heintze, A. 1909. Om *Ranunculus lapponicus* och andra af granens följeväxter i Skandinavien. *Botaniska Notiser* 1909: 181–202.

- Hendrichsen, D.K., Sandvik, H., Töpper, J.P., Olsen, S.L., Hilmo, O., Magnussen, K., Navrud, S., Fleisje, E.M., & Åström, S. 2020. Spredningsveier for fremmede arter i Norge. Kunnskapsstatus per 2019. NINA Rapport 1735.
- Hengl, T., Walsh, M.G., Sanderman, J., Wheeler, I., Harrison, S.P. & Prentice, I.C. 2018. Global mapping of potential natural vegetation: an assessment of machine learning algorithms for estimating land potential. *PeerJ* 6: e5457.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hettelingh, J.-P., Posch, M. & Sloomweg, J. (red.) 2017. European critical loads: database, biodiversity and ecosystems at risk, CCE Final Report 2017, Coordination Centre for Effects, RIVM Report 2017-0155, Bilthoven, Netherlands
- Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P.A., Smith, B., Costa, L., Giesecke, T., Fronzek, S., Carter, T.R. & Cramer, W. 2012. Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography* 21: 50–63.
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's Indicator Values for British Plants. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK.
- Hjeljord, O. 2008. Viltet – biologi og forvaltning. Tun forlag.
- Holmala, K., Heikkinen, J. & Mäntyniemi, S. 2020. Ilveskanta Suomessa 2020. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 48/2020.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kempainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (red.) 2019. The 2019 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Högberg, P., Nordgren, A., Buchmann, N., Taylor, A.F.S., Ekblad, A., Högberg, M.N., Nyberg, G., Ottosson-Lofvenius, M. & Read, D.J. 2001. Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature* 411: 789–792.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1995. Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea-abies* swamp forests, *Journal of Vegetation Science* 6: 291–298.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1015–1023.
- Hörnberg, G., Zackrisson, O. Segerström, U. Svensson, B.W., Ohlson, M. & Bradshaw, R.H.W. 1998. Boreal swamp forests - biodiversity hotspots in an impoverished forest landscape. *BioScience* 48: 795–802.
- IPCC 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, & C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.
- Jakobsson, S., Töpper, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems. Insights from a case study based on the IBECA approach. *Ecological Indicators* 116: 106492.
- Jakobsson, S., Evju, M., Framstad, E., Imbert, A., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2021. An index-based assessment of ecological condition and its links to international frameworks. *Ecological Indicators* 124: 107252.
- Jensen, W.F., Rea, R.V., Penner, C.E., Smith, J.R., Bragina, E.V., Razenkova, E., Balciauskas, L., Bao, H., Bystiansky, S., Csányi, S., Chovanova, Z., Done, G., Hackländer, K., Heurich, M., Jiang, G., Kazarez, A., Pusenius, J., Solberg, E.J., Veeraja, R. & Widemo, F. 2020. A review of

- circumpolar moose populations with emphasis on Eurasian moose distributions and densities. *Alces* 56: 63–78.
- Johansen, B. 2017 Forest fire history in Tresdalen. Master Thesis 2017. NMBU, Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management (MINA).
- Kontula, T. & Raunio, A. (red.) 2019. Threatened habitat types in Finland 2018. Red List of habitats – Results and basis for assessment. *The Finnish Environment* 2|2019.
- Kuiters, A.T., van Eupen, M., Carver, S., Fisher, M., Kun, Z. & Vancura, V. 2013. Wilderness register and indicator for Europe. Final report, October 2013, Contract No: 07.0307/2011/610387/SER/B.3. Alterra Wageningen UR, Wildland research Institute, PanParks.
- Kullman, L. 2000. The geocological history of *Picea abies* in northern Sweden and adjacent parts of Norway. *GeoÖko* 21: 141–172.
- Kullman, L. 2002. Boreal tree taxa in the central Scandes during the Late-Glacial: implications for Late-Quaternary forest history. *Journal of Biogeography* 29: 1117–1124.
- Kullman, L. 2008. Early postglacial appearance of tree species in northern Scandinavia: review and perspective. *Quaternary Science Reviews* 27: 2467–2472.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in Northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38: 309–315.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Kålås, J.A., Øien, J.I., Stokke, B.G. & Vang, R. 2021a. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. S. 121–132 i Framstad, E. (red.) *Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1972. Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J.A., Øien, J.I., Vang, R. & Stokke, B.G. 2021b. Stort sett stabile fuglebestander i skogen. *Vår Fuglefauna* 44: 10–15.
- Landbruksdirektoratet 2018. Kartlegging av foryngelse og miljøhensyn ved hogst. Rapport 2017. Landbruksdirektoratet. Rapport 1/2018.
- Landbruksdirektoratet 2019. Kartlegging av foryngelse og miljøhensyn ved hogst. Rapport 2018. Landbruksdirektoratet. Rapport 1/2019.
- Landbruksdirektoratet 2020. Kartlegging av foryngelse og miljøhensyn ved hogst. Rapport 2019. Landbruksdirektoratet. Rapport 23/2020.
- Landres, P.B., Morgan, P. & Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179–1188.
- Lankia, H., Wallenius, T., Várkonyi, G., Kouki, J. & Snäll, T. 2012. Forest fire history, aspen and goat willow in a Fennoscandian old-growth landscape: are current population structures a legacy of historical fires? *Journal of Vegetation Science* 23: 1159–1169.
- Latalowa, M. & van der Knaap, W.O. 2006. Late quaternary expansion of Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. in Europe according to pollen data. *Quaternary Science Reviews* 25: 2780–2805.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17–33.
- Linnell, J.D.C., Cretois, B., Nilsen, E.B., Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Veiberg, V., Kaczensky, P., Van Moorter, B., Panzacchi, M., Rauset, G.R. & Kaltenborn, B. 2020. The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene. *Biological Conservation* 244: 108500.
- LUKE Naturresursinstituttet 2021. Statistikdatabas (<http://statdb.luke.fi/PXWeb/pxweb/sv/LUKE/?rxid=f8ed5f38-9607-4c55-91c9-791d660b234e>).
- Mattisson, J. & Frank, J. 2020. Bestandsovervåking av gaupe i 2020. Inventering av lodjur 2020. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia. Bestandsstatus för stora rovdyr i Skandinavien 2-2020.

- MEA 2005. Ecosystems and human well-being. Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington DC.
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Moen, A. 1998. Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge. Statens kartverk, Hønefoss.
- Molinari, C., Bradshaw, R.H.W., Risbøl, O., Lie, M. & Ohlson, M. 2005. Long-term vegetational history of a *Picea abies* stand in south-eastern Norway: Implications for the conservation of biological values. *Biological Conservation* 126: 155–165.
- Myhre, B. & Øye, I. 2002. Norges landbrukshistorie I. 4000 f.Kr.–1350 e.Kr. Jorda blir levevei. Det Norske Samlaget, Oslo.
- NIBIO 2020. Produktark. Skogressurskartet SR16. https://nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/skogressurskart-sr16/_attachment/inline/b1351797-d448-4a67-b099-961efaa6bf80:d3497b3df692e3a1ccfcac2ff5b50c4e98d08f5d/SR16_produktark.pdf
- NIJOS 1996. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 1994. NIJOS rapport 11/96.
- NIJOS 1997. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 1995. NIJOS-rapport 3/97.
- NIJOS 1998. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 1996. NIJOS-rapport 14/98.
- NIJOS 1999. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 1997. NIJOS-rapport 38/1999.
- NIJOS 2001. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 1998 og 1999. NIJOS-rapport 10/2001.
- NIJOS 2002. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2000. NIJOS-rapport 6/2002.
- NIJOS 2003. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2001. NIJOS rapport 6/03.
- NIJOS 2004. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2003. NIJOS rapport 7/04.
- NIJOS 2005. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2003-2004. NIJOS rapport 4/05.
- NIJOS 2006. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2005. NIJOS rapport 6/06.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring of biodiversity. A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- 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.
- 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.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Töpper, J. & Vandvik, V. 2020. Økologisk tilstand og andre verktøy for å vurdere naturkvaliteter i terrestriske miljø. Datakilder og forvaltningsmål. NINA Rapport 1902. Norsk institutt for naturforskning.
- Ohlson, M. 1990. Dikning av næringsrik sumpskog – ett hot mot våra mest artrika skogsekosystem. Skogsfakta. Flora, fauna miljø nr 14.
- Ohlson, M. & Tryterud, E. 1999. Long-term spruce forest continuity - a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. *Forest Ecology and Management* 124: 27–34.
- Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K.J. & Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. *Nature Geoscience* 2: 692–695.

- Ohlson, M., Brown, K.J., Birks, H.J.B., Grytnes, J.-A., Hörnberg, G., Niklasson, M., Seppä, H. & Bradshaw, R.H.W. 2011. Invasion of Norway spruce diversifies the fire regime in boreal European forests. *Journal of Ecology* 99: 395–403.
- Ording, A. 1936. Dogmer, myter og enkelte fakta i norsk skoghistorie. *Tidsskrift for Skogbruk* 7–8: 1–16.
- Parducci, L., Jørgensen, T., Tollefsrud, M.M., Elverland, E., Alm, T., Fontana, S.L., Bennett, K.D., Haile, J., Matetovici, I., Suyama, Y., Edwards, M.E., Andersen, K., Rasmussen, M., Boessenkool, S., Coissac, E., Brochmann, C., Taberlet, P., Houmark-Nielsen, M., Krog Larsen, N., Orlando, L., Gilbert, M.T.P., Kjær, K.H., Alsos, I.G. & Willerslev, E. 2012a. Glacial survival of boreal trees in northern Scandinavia. *Science* 335: 1083–1085.
- Parducci, L., Edwards, M.E., Bennett, K.D., Alm, T., Elverland, E., Tollefsrud, M.M., Jørgensen, T., Houmark-Nielsen, M., Krog Larsen, N., Kjær, K.H., Fontana, S.L., Alsos, I.G. & Willerslev, E. 2012b. Response to Comment on “Glacial survival of boreal trees in northern Scandinavia”. *Science* 338: 742-b.
- Potapov, P., Yaroshenko, A., Turubanova, S., Dubinin, M., Laestadius, L., Thies, C., Aksenov, D., Egorov, A., Yesipova, Y., Glushkov, I., Karpachevskiy, M., Kostikova, A., Manisha, A., Tsybikova, E. & Zhuravleva, I. 2008. Mapping the world’s intact forest landscapes by remote sensing. *Ecology and Society* 13: 51.
- Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (red.) 1993. *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. *Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforskning. Aktuelt fra skogforskningen 1-2002*.
- Rolstad, J., Blanck, Y.L. & Storaunet, K.O. 2017. Fire history in a western Fennoscandian boreal forest as influenced by human land use and climate. *Ecological Monographs* 87: 219–245.
- Rosseland, B.O. 2021. The legacy from the 50 years of acid rain research, forming present and future research and monitoring of ecosystem impact. *Ambio* 50: 273–277.
- SCB 2021. Statistikdatabasen. Markanvändningen i Sverige efter län och markanvändningsklass. Vart 5:e år 2010 – 2015 ([https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START MI MI0803 MI0803A](https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_MI_MI0803_MI0803A)).
- Scharlemann, J.P.W., Tanner, E.V.J., Hiederer, R. & Kapos, V. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management* 5: 81–91.
- Selsing, L. 2016. Intentional fire management in the Holocene with emphasis on hunter-gatherers in the Mesolithic in South Norway. *AmS-Skrifter* 25. Arkeologisk museum, Universitetet i Stavanger.
- Seppä, H., Bjune, A.E., Telford, R.J., Birks, H.J.B. & Veski, S. 2009a. Last nine-thousand years of temperature variability in Northern Europe. *Climate of the past* 5: 523–535.
- Seppä, H., Alenius, T., Bradshaw, R.H.W., Giesecke, T., Heikkilä, M. & Muukkonen, P. 2009b. Invasion of Norway spruce (*Picea abies*) and the rise of the boreal ecosystem in Fennoscandia. *Journal of Ecology* 97, 629–640.
- Skog og landskap 2007. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2006. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 04/2007.
- Skog og landskap 2008. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2007. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 14/2008.
- Skog og landskap 2009. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2008. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 17/2009.
- Skogsdata 2020. Skogsdata 2020. Aktuelle oppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Skogkurs 2016. Gjødsling i skog – et klimatiltak med 40 % tilskudd! Skogkurs info, februar 2016. www.skogkurs.no

- SLU Riksskogstaxeringen 2021. Offisiell statistikk om de svenska skogarna (<https://skogsstatistik.slu.se/pxweb/sv/OffStat/>).
- Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stokland, J.N., Eriksen, R. & Granhus, A. 2020. Tilstand og utvikling i skog 2002-2017 for noen utvalgte miljøegenskaper. NIBIO Rapport 6/133/2020.
- Storaunet, K.O. & Framstad, E. 2020. Skog. S. 52–58 i Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2015.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2020. Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. NIBIO Rapport 6/44/2020. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Toeneiet, M. & Blanck, Y.-L. 2013. Strong anthropogenic signals in historic forest fire regime: a detailed spatiotemporal case study from south-central Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 836–845.
- Tallantire, P.A., 1977. A further contribution to the problem of the spread of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Fennoscandia. *Journal of Biogeography* 4: 219–227.
- 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.
- Tollefsrud, M.M., Kissling, R., Gugerli, F., Johnsen, Ø., Skrøppa, T., Cheddadi, R., Van der Knapp, O., Latalowa, M., Terhürne-Berson, R., Litt, T., Geburek, T., Brochmann, C. & Sperisen, C. 2008. Genetic consequences of glacial survival and postglacial colonization in Norway spruce: combined analysis of mitochondrial DNA and fossil pollen. *Molecular Ecology* 17: 4134–4150.
- Tollefsrud, M.M., Latalowa, M., van der Knaap, W.O., Brochmann, C. & Sperisen, C. 2015. Late Quaternary history of North Eurasian Norway spruce (*Picea abies*) and Siberian spruce (*Picea obovata*) inferred from macrofossils, pollen and cytoplasmic DNA variation. *Journal of Biogeography* 42: 1431–1442
- Tomter, S.M. & Dalen, S.L. (red.) 2018. Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J. & Olsson, P.A. 2021. Indicator and trait values of Swedish vascular plants. *Ecological Indicators* 120: 106923.
- Töpfer, J.P., Velle, L.G., & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. NINA Rapport 1529. Norsk institutt for naturforskning.
- Töpfer, J. & Jakobsson, S. 2021. The Index-Based Ecological Condition Assessment (IBECA) - Technical protocol, version 1.0. NINA Report 1967. Norwegian Institute for Nature Research.
- Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen compounds in Norway 1988-1992. NILU OR 16/94.
- Utstøl-Klein, S., Halvorsen, R. & Ohlson, M. 2015. Increase in carbon accumulation in a boreal peatland following a period of wetter climate and long-term decrease in nitrogen deposition. *New Phytologist* 206: 1238–1246.
- Viken, K.O. 2020. Landsskogtakseringens feltinstruks – 2020. NIBIO Bok. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Wabakken, P., Svensson, L., Maartmann, E., Nordli, K., Flagstad, Ø. & Åkesson, M. 2020. Bestandsovervåking av ulv vinteren 2019-2020. Inventering av varg vinteren 2019-2020. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia. Bestandsstatus för stora rovdjur i Skandinavien 1-2020.

- Wallander, H. & Nylund, J.E. 1992. Effects of excess nitrogen and phosphorus starvation on the extrametrical mycelium of ectomycorrhizas of *Pinus Sylvestris* L. *New Phytologist* 120: 495–503.
- Watson, J.E.M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson I., Ray, J.C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J.G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W.F., Houghton, R.A., Maxwell, S., Grantham, H., Samper, C., Wang, S., Laestadius, L., Runting, R.K., Silva-Chávez, G.A., Ervin, J. & Lindenmayer, D. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 2: 599–510.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Wardle, D.A. 1996. Key Ecological Function of Charcoal from Wild-fire in the Boreal Forest. *Oikos* 77: 10–19.
- Zackrisson, O., DeLuca, T.H., Gentili, F., Sellstedt, A. & Jäderlund, A. 2009. Nitrogen fixation in mixed *Hylocomium splendens* moss communities. *Oecologia* 160: 309–319.
- Zak, D.R., Pellitier, P.T., Argiroff, W.A., Castillo, B., James, T.Y., Nave, L.E., Averill, C., Beidler, K.V., Bhatnagar, J., Blesh, J., Classen, A.T., Craig, M., Fernandez, C.W., Gundersen, P., Johansen, R., Koide, R.T., Lilleskov, E.A., Lindahl, B.D., Nadelhoffer, K.J., Phillips, R.P. & Tunlid, A. 2019. Exploring the role of ectomycorrhizal fungi in soil carbon dynamics. *New Phytologist* 223: 33–39.
- Öberg, L. & Kullman, L. 2011. Ancient Subalpine Clonal Spruces (*Picea abies*): Sources of Postglacial Vegetation History in the Swedish Scandes. *Arctic* 64: 183–196.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198–1206.
- Øyen, P.A. 1925. Norges arktiske flora med bemerkninger om dens indvandring. *Norsk Geologisk Tidsskrift* 8: 1–59.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.L., Myking, T., Nygård, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2009. Økologiske egenskaper for noe utvalgte introduserte bartreslag i Norge. *Viten fra Skog og landskap* 01/09.

Vedlegg 1 Dokumentasjon av indikatorer brukt i beregningen av tilstandsverdi

Oversikt over indikatorene som er brukt i beregningen av økologisk tilstand i skog med indeksmetoden i 2021. For hver indikator listes indikatorenhet, tilknytning til økosystemegenskap (PP = primærproduksjon, FB = Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, FS = Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer, FV = Funksjonelt viktige arter og strukturer, LØ = Landskaps-økologiske mønstre, BM = Biologisk mangfold, AF = Abiotiske forhold), oppdeling i deløkosystem eller geografiske enheter ved fastsetting av referanse- og grenseverdier, de referanse- og grenseverdiene som er brukt (fylker som i 2010), minimums- og/eller maksimumsverdier for skalering fra 0 til 1, samt datakilde. For Min- og Maks-verdier definert som 'referanseverdien', trunkeres verdier henholdsvis lavere og høyere enn referanseverdien til 0/1. For referanseverdier angis både verdier og 'Type', der det siste henviser til tabell 2.1 i Tøpper & Jakobsson (2021), kort oppsummert: 1 = Absolutte biofysiske grenser, 2 = Referanseområder, 3 = Referansesamfunn, 4 = Modeller for økosystemdynamikk, 5 = Modeller for habitattilgang. På samme måte henviser Grenseverdi 'Type' til tabell 2.2 i den samme rapporten, kort oppsummert: 1 = Empiriske grenseverdier, 2 = Statistiske fordelinger, 3 = Ekspertvurdering (a = antatt lineær sammenheng, b = antatt ikke-lineær sammenheng). Se ytterligere forklaringer i merknader under tabellen.

Indikator	Indikatorenhet	Egenskap	Økosystem/ Geografisk enhet	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.-verdi	Maks.-verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
Areal uten tekniske inngrep	% areal skog >1 km unna teknisk infrastruktur	LØ	All skog, NO	1	100	3a	60	0	ref.verdi	Kartlag; Miljødirektoratet
Biologisk gammel skog	% av total areal (i takseringsdata)	FV, LØ	All skog, NO	4	60	3a	36	0	ref.verdi	LSK
Fravær av fremmede arter	% areal uten fremmede arter med svært høy, høy eller potensiell høy risiko	FV	All skog, NO	1	100	3b	95	0	ref.verdi	ANO
Blåbærdekning	% dekning	FV	All skog, Øs	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Os & Ak	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, He S	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, He N	2	10	3a	6	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Op SØ	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Op NV	2	10	3a	6	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Bu SØ	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Bu NV	2	10	3a	6	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Ve	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Te SØ	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Te NV	2	10	3a	6	0	ref.verdi	LSK
			All skog, AA	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, VA	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Ro	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Ho	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, SF	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, MR	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, ST	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, NT	2	12,5	3a	7,5	0	ref.verdi	LSK
			All skog, No S	2	10	3a	6	0	ref.verdi	LSK
			All skog, No N	2	5	3a	3	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Tr	2	5	3a	3	0	ref.verdi	LSK
			All skog, Fi	2	2,5	3a	1,5	0	ref.verdi	LSK
Hjortedyr	Elg-ekviva- lenter	FB	All skog, Øs	5	0,890	3a	Nedre 0,534 Øvre 1,246	0	1,780	Hjorteviltregis- teret
			All skog, Os & Ak	5	0,890	3a	Nedre 0,534 Øvre 1,246	0	1,780	Hjorteviltregis- teret
			All skog, He	5	0,478	3a	Nedre 0,287 Øvre 0,669	0	0,956	Hjorteviltregis- teret
			All skog, Op	5	0,478	3a	Nedre 0,287 Øvre 0,669	0	0,956	Hjorteviltregis- teret
			All skog, Bu	5	0,478	3a	Nedre 0,287 Øvre 0,669	0	0,956	Hjorteviltregis- teret
			All skog, Ve	5	0,890	3a	Nedre 0,534 Øvre 1,246	0	1,780	Hjorteviltregis- teret
			All skog, Te	5	0,417	3a	Nedre 0,25 Øvre 0,584	0	0,834	Hjorteviltregis- teret
			All skog, AA	5	0,417	3a	Nedre 0,25 Øvre 0,584	0	0,834	Hjorteviltregis- teret
			All skog, VA	5	0,417	3a	Nedre 0,25 Øvre 0,584	0	0,834	Hjorteviltregis- teret
			All skog, Ro	5	0,590	3a	Nedre 0,354 Øvre 0,826	0	1,180	Hjorteviltregis- teret

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, Ho	5	0,785	3a	Nedre 0,471 Øvre 1,099	0	1,570	Hjorteveltregis- teret
			All skog, SF	5	0,785	3a	Nedre 0,471 Øvre 1,099	0	1,570	Hjorteveltregis- teret
			All skog, MR	5	0,785	3a	Nedre 0,471 Øvre 1,099	0	1,570	Hjorteveltregis- teret
			All skog, ST	5	0,790	3a	Nedre 0,474 Øvre 1,106	0	1,580	Hjorteveltregis- teret
			All skog, NT	5	0,517	3a	Nedre 0,31 Øvre 0,724	0	1,034	Hjorteveltregis- teret
			All skog, No	5	0,378	3a	Nedre 0,227 Øvre 0,529	0	0,756	Hjorteveltregis- teret
			All skog, Tr	5	0,300	3a	Nedre 0,18 Øvre 0,42	0	0,600	Hjorteveltregis- teret
			All skog, Fi	5	0,100	3a	Nedre 0,06 Øvre 0,14	0	0,200	Hjorteveltregis- teret
Død ved to- talt	Volum (m ³ /ha; >10 cm diame- ter)	FV	Høyprod., NO	4	123	3a	74	0	ref.verdi	LSK
			Middels prod., NO	4	72	3a	43	0	ref.verdi	LSK
			Lavprod., NO	4	42	3a	25	0	ref.verdi	LSK
Grov død ved	Volum (m ³ /ha; >30 cm diame- ter)	FV	Høyprod., NO	4	49	3a	30	0	ref.verdi	LSK
			Middels prod., NO	4	29	3a	17	0	ref.verdi	LSK
			Lavprod., NO	4	17	3a	10	0	ref.verdi	LSK
Rogn-osp- selje	Volum (m ³ /ha)	FV	Prod.skog Øs	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Os & Ak	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog He S	2	5	3a	3,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog He N	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Op SØ	2	5	3a	3,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Op NV	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Bu SØ	2	5	3a	3,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Bu NV	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			Prod.skog Ve	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Te SØ	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Te NV	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog AA	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog VA	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Ro	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Ho	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog SF	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog MR	2	10	3a	6,0	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog ST	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog NT	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog No	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Tr	2	6	3a	3,6	0	ref.verdi	LSK
			Prod.skog Fi	2	3	3a	1,8	0	ref.verdi	LSK
Ellenberg N, øvre gren- severdi	Ellenberg N	PP, AF	T4-C-1 (NiN), NO	3	2,829	2	3,290	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-2 (NiN), NO	3	3,617	2	4,093	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-3 (NiN), NO	3	4,143	2	4,593	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-4 (NiN), NO	3	4,333	2	4,761	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-5 (NiN), NO	3	2,500	2	2,926	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-6 (NiN), NO	3	3,320	2	3,760	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-7 (NiN), NO	3	3,684	2	4,096	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-8 (NiN), NO	3	3,801	2	4,188	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-9 (NiN), NO	3	2,375	2	2,800	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-10 (NiN), NO	3	2,930	2	3,373	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-11 (NiN), NO	3	3,100	2	3,538	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-12 (NiN), NO	3	3,254	2	3,667	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-13 (NiN), NO	3	2,333	2	3,500	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-14 (NiN), NO	3	2,786	2	3,684	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-15 (NiN), NO	3	2,895	2	3,565	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-16 (NiN), NO	3	2,918	2	3,409	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-17 (NiN), NO	3	3,877	2	4,279	ref.verdi	9	ANO

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			T4-C-18 (NiN), NO	3	2,374	2	2,628	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-19 (NiN), NO	3	2,206	2	2,693	ref.verdi	9	ANO
			T4-C-20 (NiN), NO	3	3,354	2	3,816	ref.verdi	9	ANO
			T30-C-1 (NiN), NO	3	4,794	2	5,273	ref.verdi	9	ANO
			T30-C-2 (NiN), NO	3	5,200	2	5,651	ref.verdi	9	ANO
			T30-C-3 (NiN), NO	3	5,370	2	5,860	ref.verdi	9	ANO
Ellenberg N, nedre gren- severdi	Ellenberg N	PP, AF	T4-C-1 (NiN), NO	3	2,829	2	2,409	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-2 (NiN), NO	3	3,617	2	3,197	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-3 (NiN), NO	3	4,143	2	3,728	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-4 (NiN), NO	3	4,333	2	3,922	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-5 (NiN), NO	3	2,500	2	2,125	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-6 (NiN), NO	3	3,320	2	2,909	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-7 (NiN), NO	3	3,684	2	3,283	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-8 (NiN), NO	3	3,801	2	3,435	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-9 (NiN), NO	3	2,375	2	1,967	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-10 (NiN), NO	3	2,930	2	2,522	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-11 (NiN), NO	3	3,100	2	2,692	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-12 (NiN), NO	3	3,254	2	2,871	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-13 (NiN), NO	3	2,333	2	1,692	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-14 (NiN), NO	3	2,786	2	2,136	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-15 (NiN), NO	3	2,895	2	2,346	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-16 (NiN), NO	3	2,918	2	2,500	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-17 (NiN), NO	3	3,877	2	3,494	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-18 (NiN), NO	3	2,374	2	2,198	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-19 (NiN), NO	3	2,206	2	1,705	1	ref.verdi	ANO
			T4-C-20 (NiN), NO	3	3,354	2	2,931	1	ref.verdi	ANO
			T30-C-1 (NiN), NO	3	4,794	2	4,333	1	ref.verdi	ANO
			T30-C-2 (NiN), NO	3	5,200	2	4,742	1	ref.verdi	ANO
			T30-C-3 (NiN), NO	3	5,370	2	4,882	1	ref.verdi	ANO
Ellenberg F, øvre gren- severdi	Ellenberg F	AF	T4-C-1 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			T4-C-2 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-3 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-4 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-5 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-6 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-7 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-8 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-9 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-10 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-11 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-12 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-13 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-14 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-15 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-16 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-17 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-18 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-19 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T4-C-20 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T30-C-1 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T30-C-2 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
			T30-C-3 (NiN), NO	3		2		ref.verdi	9	ANO
Ellenberg F, nedre gren- severdi	Ellenberg F	AF	T4-C-1 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-2 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-3 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-4 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-5 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-6 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-7 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-8 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-9 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			T4-C-10 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-11 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-12 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-13 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-14 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-15 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-16 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-17 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-18 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-19 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T4-C-20 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T30-C-1 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T30-C-2 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
			T30-C-3 (NiN), NO	3		2		1	ref.verdi	ANO
NDVI, øvre grenseverdi	Standardi- sert model- lert positivt avvik fra re- feranseverdi	PP	All skog, NO, 2010	2	-0,036	2	0,039	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2011	2	-0,038	2	0,034	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2012	2	-0,035	2	0,039	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2013	2	-0,028	2	0,045	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2014	2	-0,027	2	0,042	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2015	2	-0,021	2	0,046	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2016	2	-0,026	2	0,046	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2017	2	-0,021	2	0,045	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2018	2	-0,014	2	0,048	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, NO, 2019	2	-0,018	2	0,047	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2010	2	-0,015	2	0,059	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2011	2	-0,034	2	0,038	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2012	2	-0,026	2	0,043	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2013	2	-0,022	2	0,049	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2014	2	-0,029	2	0,039	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2015	2	-0,004	2	0,057	ref.verdi	0.193	MODIS

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, Øst, 2016	2	-0,016	2	0,046	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2017	2	-0,007	2	0,051	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2018	2	-0,014	2	0,048	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Øst, 2019	2	-0,007	2	0,057	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2010	2	-0,034	2	0,035	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2011	2	-0,028	2	0,043	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2012	2	-0,008	2	0,037	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2013	2	0,001	2	0,047	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2014	2	-0,031	2	0,030	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2015	2	0,006	2	0,044	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2016	2	-0,006	2	0,051	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2017	2	0,006	2	0,049	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2018	2	-0,018	2	0,032	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Sør, 2019	2	-0,003	2	0,038	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2010	2	-0,037	2	0,043	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2011	2	-0,070	2	0,023	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2012	2	-0,041	2	0,037	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2013	2	-0,035	2	0,039	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2014	2	-0,058	2	0,024	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2015	2	-0,032	2	0,049	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2016	2	-0,040	2	0,042	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2017	2	-0,029	2	0,068	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2018	2	-0,028	2	0,036	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Vest, 2019	2	-0,035	2	0,025	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2010	2	-0,024	2	0,038	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2011	2	-0,035	2	0,042	ref.verdi	0.193	MODIS

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, Midt, 2012	2	-0,035	2	0,048	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2013	2	-0,036	2	0,044	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2014	2	-0,027	2	0,042	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2015	2	-0,021	2	0,046	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2016	2	-0,035	2	0,048	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2017	2	-0,026	2	0,051	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2018	2	-0,024	2	0,048	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Midt, 2019	2	-0,006	2	0,060	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2010	2	-0,057	2	0,021	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2011	2	-0,042	2	0,025	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2012	2	-0,059	2	0,031	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2013	2	-0,035	2	0,040	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2014	2	-0,021	2	0,046	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2015	2	-0,039	2	0,037	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2016	2	-0,029	2	0,040	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2017	2	-0,031	2	0,038	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2018	2	-0,006	2	0,052	ref.verdi	0.193	MODIS
			All skog, Nord, 2019	2	-0,033	2	0,031	ref.verdi	0.193	MODIS
NDVI, nedre grenseverdi	Standardi- sert model- lert negativt avvik fra re- feranseverdi	PP	All skog, NO, 2010	2	-0,036	2	-0,232	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2011	2	-0,038	2	-0,233	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2012	2	-0,035	2	-0,253	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2013	2	-0,028	2	-0,214	-0.899	ref.verdi	MODIS

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, NO, 2014	2	-0,027	2	-0,215	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2015	2	-0,021	2	-0,211	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2016	2	-0,026	2	-0,231	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2017	2	-0,021	2	-0,217	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2018	2	-0,014	2	-0,196	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, NO, 2019	2	-0,018	2	-0,208	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2010	2	-0,015	2	-0,170	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2011	2	-0,034	2	-0,203	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2012	2	-0,026	2	-0,181	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2013	2	-0,022	2	-0,171	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2014	2	-0,029	2	-0,197	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2015	2	-0,004	2	-0,184	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2016	2	-0,016	2	-0,193	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2017	2	-0,007	2	-0,194	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2018	2	-0,014	2	-0,183	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Øst, 2019	2	-0,007	2	-0,175	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2010	2	-0,034	2	-0,147	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2011	2	-0,028	2	-0,182	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2012	2	-0,008	2	-0,143	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2013	2	0,001	2	-0,144	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2014	2	-0,031	2	-0,164	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2015	2	0,006	2	-0,144	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2016	2	-0,006	2	-0,131	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2017	2	0,006	2	-0,129	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2018	2	-0,018	2	-0,145	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Sør, 2019	2	-0,003	2	-0,129	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2010	2	-0,037	2	-0,367	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2011	2	-0,070	2	-0,343	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2012	2	-0,041	2	-0,423	-0.899	ref.verdi	MODIS

Indikator	Indikatoren- het	Egen- skap	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, Vest, 2013	2	-0,035	2	-0,320	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2014	2	-0,058	2	-0,462	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2015	2	-0,032	2	-0,335	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2016	2	-0,040	2	-0,341	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2017	2	-0,029	2	-0,360	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2018	2	-0,028	2	-0,380	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Vest, 2019	2	-0,035	2	-0,368	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2010	2	-0,024	2	-0,234	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2011	2	-0,035	2	-0,228	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2012	2	-0,035	2	-0,233	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2013	2	-0,036	2	-0,229	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2014	2	-0,027	2	-0,214	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2015	2	-0,021	2	-0,207	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2016	2	-0,035	2	-0,236	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2017	2	-0,026	2	-0,211	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2018	2	-0,024	2	-0,199	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Midt, 2019	2	-0,006	2	-0,174	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2010	2	-0,057	2	-0,238	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2011	2	-0,042	2	-0,231	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2012	2	-0,059	2	-0,264	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2013	2	-0,035	2	-0,209	-0.899	ref.verdi	MODIS

Indikator	Indikatoren-	Egen-	Økosys- tem/ Geogra- fisk en- het	Referanseverdi		Grenseverdi		Min.- verdi	Maks.- verdi	Datakilde
				Type	Verdi	Type	Verdi			
			All skog, Nord, 2014	2	-0,021	2	-0,211	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2015	2	-0,039	2	-0,216	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2016	2	-0,029	2	-0,239	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2017	2	-0,031	2	-0,215	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2018	2	-0,006	2	-0,187	-0.899	ref.verdi	MODIS
			All skog, Nord, 2019	2	-0,033	2	-0,223	-0.899	ref.verdi	MODIS
Naturindeks	Skalert in- deks	BM	All skog	1-5	1	3a	1	0	ref.verdi	Naturindeks for Norge
Rovdyr	Gaupe-ekvi- valenter	FB	All skog, Rovvilt- reg. 1	5	2380	3a	1428	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 2	5	2122	3a	1273	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 3	5	1290	3a	774	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 4	5	354	3a	212	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 5	5	1462	3a	877	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 6	5	3004	3a	1802	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 7	5	1978	3a	1187	0	ref.verdi	Rovdata
			All skog, Rovvilt- reg. 8	5	3983	3a	2390	0	ref.verdi	Rovdata

Merknader

- **Økosystem:** All skog – alt skogareal som omfattes av Landsskogtakseringens definisjon; Prod.skog – produktiv skog med tilvekst på minst 1 m³/ha/år; Høyprod, Middels prod., Lavprod. – skog av hhv høy/svært høy, middels og lav produktivitet etter Landsskogtakseringens bonitetsklasser; T4-C-1 til T4-C-20 – kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 for fastmarks-skogsmark i NiN; T30-C-1 til T30-C-3 – kartleggingsenheter i målestokk 1: 5000 for flomskogsmark i NiN.
- **Geografiske enheter.**
 - NO – hele Norge.
 - *Regioner i vurdering av økologisk tilstand:* Øst – Østlandet (Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud), Sør – Sørlandet (Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder), Vest – Vestlandet (Rogaland, Hordaland, Sogn & Fjordane), Midt – Midt-Norge (Møre & Romsdal, Trøndelag), Nord – Nord-Norge (Nordland, Troms, Finnmark).
 - *Rovviltregioner:* 1 – Vest-Norge (Vest-Agder, Rogaland, Hordaland, Sogn & Fjordane), 2 – Sør-Norge (Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder), 3 – Oppland, 4 – Østfold, Akershus, Oslo, 5 – Hedmark, 6 – Midt-Norge (Møre & Romsdal, Trøndelag), 7 – Nordland, 8 – Troms og Finnmark.
 - *Fylker:* Øs – Østfold, Os – Oslo, Ak – Akershus, He – Hedmark, Op – Oppland, Bu – Buskerud, Ve – Vestfold, Te – Telemark, AA – Aust-Agder, VA – Vest-Agder, Ro – Rogaland, Ho – Hordaland, SF – Sogn & Fjordane, MR – Møre & Romsdal, ST – Sør-Trøndelag, NT – Nord-Trøndelag, No – Nordland, Tr – Troms, Fi – Finnmark
 - *Delar av fylker:* He S – Kongsvinger, Hamar, Ringsaker, Løten, Stange, Nord-Odal, Sør-Odal, Eidskog, Grue, Åsnes, Våler (Hedmark), Elverum, Trysil, Åmot; He N – Stor-Elvdal, Rendalen, Engerdal, Tolga, Tynset, Alvdal, Føldal, Os (Hedmark); Op SØ – Lillehammer, Gjøvik, Øyer, Gausdal, Østre Toten, Vestre Toten, Jevnaker, Lunner, Gran, Søndre Land, Nordre Land, Sør-Aurdal, Etnedal, Nord-Aurdal; Op NV – Dovre, Lesja, Skjåk, Lom, Vågå, Nord-Fron, Sel, Sør-

Fron, Ringebu, Vestre Slidre, Øystre Slidre, Vang; Bu SØ – Drammen, Kongsberg, Ringerike, Hole, Flå, Nes (Buskerud), Gol, Sigdal, Krødsherad, Modum, Øvre Eiker, Nedre Eiker, Lier, Røyken, Hurum, Flesberg, Rollag; Bu NV – Hemsedal, Ål, Hol, Nore og Uvdal; Te SØ – Porsgrunn, Skien, Notodden, Siljan, Bamble, Kragerø, Drangedal, Nome, Bø (Telemark), Sauherad; Te NV – Tinn, Hjørtedalen, Seljord, Kviteseid, Nissedal, Fyresdal, Tokke, Vinje; No S – Bindal, Sømna, Brønnøy, Vega, Vevelstad, Herøy (Nordland), Alstahaug, Leirfjord, Vefsn, Grane, Hattfjelldal, Dønna, Nesna, Hemnes, Rana, Lurøy, Rødøy; No N – Bodø, Narvik, Meløy, Gildeskål, Beiarn, Saltdal, Fauske, Sørfold, Steigen, Hamarøy, Tysfjord, Lødingen, Tjeldsund, Evenes, Ballangen, Værøy, Flakstad, Vestvågøy, Vågan, Hadsel, Bø (Nordland), Øksnes, Sortland, Andøy, Moskenes.

• **Enkelte indikatorer.**

- *Biologisk gammel skog*: Indikatoren er beregnet som andel av registreringsflater i Landsskogtakseringen der bestandsalder er over en grenseverdi gitt ved lokaliteten dominerende treslag (gran, furu, lauvtre) og produktivitet (lav, middels, høy/svært høy).
- *Hjørtedyr*: Indikatoren er beregnet som elg-ekvivalenter, basert på bestandsnivået for elg og hjort, justert for artenes metabolske vekt. Indikatoren er tosidig, med nedre og øvre grenseverdier, men bare øvre grenseverdi er brukt i beregningen.
- *Rovdyr*: Indikatoren er beregnet som gaupe-ekvivalenter, basert på bestandsnivået for gaupe, ulv og brunbjørn, justert for artenes metabolske vekt og brunbjørns andel av vegetabilsk føde. Indikatoren er i prinsippet tosidig, men i praksis er det ikke behov for vurdering av maksimumsverdier pga. de lave bestandsnivåene av disse artene.
- *NDVI, øvre grenseverdi*: Indikatoren er beregnet som standardisert modellert positivt avvik fra referanseverdien, med gjennomsnitt av verdier for juni-september.
- *NDVI, nedre grenseverdi*: Indikatoren er beregnet som standardisert modellert negativt avvik fra referanseverdien, med gjennomsnitt av verdier for juni-september.
- *Naturindeks for skog*: Metoden for å fastsette referanseverdien varierer mellom de underliggende indikatorene som inngår i naturindeks for skog.

Vedlegg 2 Teknisk informasjon om indikatorer for økologisk tilstand i skog

Her følger supplerende teknisk informasjon knyttet til beregning av indikatorverdier ved vurdering av økologisk tilstand for skog etter indeksmetoden. Informasjonen inkluderer datakilde(r) og datastruktur, konseptuelle og praktiske tilnæringer for fastsetting av referanse-, grense- og maksimums/minimumsverdier, samt de viktigste påvirkningene på hver indikator. Hovedtyper av metoder for fastsetting av henholdsvis referanseverdier og grenseverdier for god tilstand er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020).

Vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N)

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Joachim Töpper (NINA)
Dato utfylt/revidert	190329/190523/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Arealrepresentativ naturovervåkning (ANO)
Eierskap og tillatelser	Åpne data, administreres av Miljødirektoratet.
Beskrivelse av rådata	<ul style="list-style-type: none"> Artssammensetning av karplanter registrert som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter pr 1 m² rute i midten av et ANO-punkt
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering per art. Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m² rute i midten av hvert ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare skog; se Tingstad mfl. 2019).
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m²-ANO-rute (se Nybø mfl. 2018 og Töpper mfl. 2018 for detaljer).
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -ruter er tilgjengelig fra og med oppstart av ANO (2018).
Frekvens for datainnsamling	ANO datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (Tingstad mfl. 2019).
Arealrepresentativitet	<ul style="list-style-type: none"> ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett; flater som er utilgjengelige eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for detaljer). Pr 2020 er data fra 2 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 1742 skogspunkter i 189 flater fra hele landet (av 4447 punkter i 256 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 6000 skogspunkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med skog Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til nitrogeninnhold i jorda. Ellenberg-verdier er hentet fra Hill mfl. (1999, 2007)

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Referansesamfunn</i></p> <p>Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen mfl. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø mfl. (2018) og Töpper mfl. (2018) for detaljer.</p>
--	--

	<ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artslister for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: 1:5000 kartleggingsenheter i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen mfl. (2015) for detaljer. • For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi for Ellenberg N 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 re-samlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 1/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante nøkkelarter for økosystemet, dvs. arter med mengde ≥ 6 på en skala fra 1-6, ble tatt med i hvert utvalg. • For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert som en referansefordeling. • Se Tøpper mfl. 2018 for flere detaljer. Det er siden gjennomført følgende endringer i metodikken: <ul style="list-style-type: none"> ○ fra en re-sampling av 2/3 av artstallet til 1/3 basert på artsrikdom dokumentert i ANO ○ fra arter med mengde enhet ≥ 4 som obligatoriske i hver sample til arter med mengde enhet ≥ 6 • Referansefordelingen er unik for hver kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T4 skogsmark og T30 flomskogsmark
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<i>Statistisk fordeling</i> <ul style="list-style-type: none"> • Tosidig indikator
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Øvre og nedre grenseverdi er gitt som 0,025 og 0,975 kvantilene i referansefordelingen (dvs. 95% konfidensintervall)
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimums-/maksimumsverdiene er definert fra min- og maks på Ellenberg-skalaen (henholdsvis 1 og 9)

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare, kalkinnhold.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, nitrogentilførsel, skogsdrift (skogplanting/fortetting, flatehogst)

Vegetasjonens indikatorverdi for fuktighet (Ellenberg F)

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Joachim Tøpper (NINA)
Dato utfyllt/revidert	190329/190523/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Arealrepresentativ naturovervåkning (ANO)
Eierskap og tillatelser	Åpne data, administreres av Miljødirektoratet.
Beskrivelse av rådata	<ul style="list-style-type: none"> • Artssammensetning av karplanter registrert som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter pr 1 m² rute i midten av et ANO-punkt
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • Vertikalprojisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering per art. • Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m² rute i midten av hvert ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare skog; se Tingstad mfl. 2019).

Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> • Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg F) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m²-ANO-rute (se Nybø mfl. 2018 og Tøpper mfl. 2018 for detaljer).
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 1 m ² -ruter er tilgjengelig fra og med oppstart av ANO (2018).
Frekvens for datainnsamling	ANO datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (Tingstad mfl. 2019).
Arealrepresentativitet	<ul style="list-style-type: none"> • ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett; flater som er utilgjengelig eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for detaljer). • Pr 2020 er data fra 2 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 1742 skogspunkter i 189 flater fra hele landet (av 4447 punkter i 256 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 6000 skogspunkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med skog. • Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> • ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. • Hver arts Ellenberg-verdi er et estimat for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til fuktighet i jorda. • Ellenberg-verdier er hentet fra Hill mfl. (1999, 2007).

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Referansesamfunn</i></p> <p>Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen mfl. 2015) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø mfl. (2018) og Tøpper mfl. (2018) for detaljer.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Generaliserte artslistene for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: 1:5000 kartleggingsenheter i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen mfl. (2015) for detaljer. • For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi for Ellenberg F 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 re-samlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 1/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante nøkkelarter for økosystemet, dvs. arter med mengde ≥ 6 på en skala fra 1-6, ble tatt med i hvert utvalg. • For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert som en referansefordeling. • Se Tøpper mfl. 2018 for flere detaljer. Det er siden gjennomført følgende endringer i metodikken: <ul style="list-style-type: none"> ○ fra en re-sampling av 2/3 av artstallet til 1/3 basert på artsrikdom dokumentert i ANO ○ fra arter med mengde enhet ≥ 4 som obligatoriske i hver sample til arter med mengde enhet ≥ 6 • Referansefordelingen er unik for hver kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T4 skogsmark og T30 flomskogsmark
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<p><i>Statistisk fordeling</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Tosidig indikator
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Øvre og nedre grenseverdi er gitt som 0,025 og 0,975 kvantilene i referansefordelingen (dvs. 95% konfidensintervall)
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimums-/maksimumsverdiene er definert fra min- og maks på Ellenberg-skalaen (henholdsvis 1 og 9)

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturlig variasjon i lokale komplekse miljøvariabler som uttørkingsfare, kalkinnhold.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Klimaendringer, skogsdrift (grøfting)

Arealandel med fravær av fremmede arter

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Joachim Töpper (NINA)
Dato utfylt/revidert	190329/190523/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Arealrepresentativ naturovervåkning (ANO)
Eierskap og tillatelser	Åpne data, administreres av Miljødirektoratet.
Beskrivelse av rådata	Totaldekning (%) av fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH) i 250 m ² ANO-punkt, basert på Artsdatabanken (2020).
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> Vertikalprosjisert totaldekning av alle forekommende fremmede karplantearter, registrert ved visuell estimering for de fremmede artene samlet. Observasjoner/målinger gjøres pr 250 m²-ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare skog; se Tingstad mfl. 2019).
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Areal uten dekning av fremmede arter, i %, regnes som 100 % - totaldekning (%) av fremmede arter (se Nybø mfl. 2018 og Töpper mfl. 2018 for detaljer).
Tidsperiode dekket	Data for artssammensetning av karplanter i 250 m ² -punkter er tilgjengelig fra og med oppstart av ANO (2018).
Frekvens for datainnsamling	ANO datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (Tingstad mfl. 2019).
Arealrepresentativitet	<ul style="list-style-type: none"> ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 × 500 m²-rutenett; flater som er utilgjengelig eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for detaljer). Pr 2020 er data fra 2 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 1742 skogspunkter i 189 flater fra hele landet (av 4447 punkter i 256 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 6000 skogspunkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med skog Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 Definisjon av fremmede arter følger fremmedartslisten 2018 (Artsdatabanken 2020)

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<i>Absolutte biofysiske grenser</i>
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien er gitt som fullstendig fravær av fremmede arter, dvs. 100% areal uten fremmede arter
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<i>Ekspertkunnskap</i> <ul style="list-style-type: none"> Ensidig indikator
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdi er gitt som 95% areal uten fremmede arter
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som lavest mulige verdi, dvs. 0% areal uten fremmede arter

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Ingen
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Menneskelig introduisering av fremmede arter (se Hendrichsen m.fl. 2019 for detaljer), klimaendringer

Mengde død ved totalt

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA), Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfyllt/revidert	190115/190531/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Landsskogtakseringen – total mengde død ved
Eierskap og tillatelser	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata	Volum (m ³ /ha) av liggende og stående død ved (≥ 10 cm i diameter) av alle treslag og nedbrytingsstadier, basert på måling pr registreringsflate i Landsskogtakseringen (takst 7, 10, 11).
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018). Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate; hver flate er på 250 m².
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Totalt volum (m³/ha) av stående og liggende død ved ≥ 10 cm i diameter pr. flate. Indikatoren estimeres som et areal-vektet gjennomsnitt av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen.
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	LSK datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (dvs. for vurdering av økologisk tilstand brukes 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, 3x9 km over barskogsgrensa utenom Finnmark og 9x9 km i Finnmark, samt 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.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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 små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2) ev. brudd på antakelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<i>Modeller for økosystemdynamikk</i> Kombinasjon av observasjonsdata, faglitteratur (Siitonen 2001, Nilsson mfl. 2002, Ranius mfl. 2004, Jonsson & Siitonen 2012, Storaunet & Rolstad 2015) og modellering (med innslag av ekspertvurdering): Publiserte empiriske og modellerte verdier for mengde død ved i gammel naturnær skog av ulik produktivitet/i ulike bioklimatiske soner (Siitonen 2001, Nilsson mfl. 2002, Ranius mfl. 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 aldersuksesjon. Se detaljer i kap. 6.5 i Nybø mfl. (2018).
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien beregnes som gjennomsnitt for alle aldersklasser i antatt naturskog for produktivetsklassene høy, middels og lav (detaljer i kap. 6.5 i Nybø mfl. 2018). I en gitt region må referanseverdien knyttes til den aktuelle fordelingen av mark med ulik produktivitet (jf. data fra Landskogtakseringen i Granhus et al 2012).
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<i>Empiriske verdier/Ekspertvurdering</i> <ul style="list-style-type: none"> • Ensidig indikator. <p>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 & Büttler 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.</p>
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som 0,6*referanseverdien.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som totalt fravær av indikatoren (0 m ³ /ha).

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

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

Mengde grov død ved

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA), Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfylt/revidert	190531/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Landsskogtakseringen – mengde grov død ved
Eierskap og tillatelser	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata	Volum (m ³ /ha) av liggende og stående død ved (≥ 30 cm i diameter) av alle treslag og nedbryttingsstadier, basert på måling pr registreringsflate i Landsskogtakseringen (takst 7, 10, 11).
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018). • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate; hver flate er på 250 m².
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> • Totalt volum (m³/ha) av stående og liggende død ved ≥ 30 cm i diameter pr. flate. • Indikatoren estimeres som et areal-vektet gjennomsnitt av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen.
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	LSK datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (dvs. for vurdering av økologisk tilstand brukes 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, 3x9 km over barskogsgrensa utenom Finnmark og 9x9 km i Finnmark, samt 1,5x1,5 km i verneområder med skog. Plottenes lokalisering er i

	<p>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.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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 ved 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 små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Modeller for økosystemdynamikk</i></p> <p>Kombinasjon av observasjonsdata, faglitteratur (Siitonen 2001, Nilsson mfl. 2002, Ranius mfl. 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. Publiserte empiriske og modellerte verdier for mengde død ved i gammel naturnær skog av ulik produktivitet/i ulike bioklimatiske soner (Siitonen 2001, Nilsson mfl. 2002, Ranius mfl. 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. Se detaljer i kap. 6.5 og 6.6 i Nybø mfl. (2018).</p>
Kvantifisering av referanseverdi(er)	<p>Referanseverdien beregnes som gjennomsnitt for alle aldersklasser i antatt naturskog for produktivitetsklassene høy, middels og lav (detaljer i kap. 6.5 i Nybø mfl. 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). Referanseverdien for mengde grov død ved settes til 40% av referanseverdien av total mengde død ved.</p>
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<p><i>Empiriske verdier/Ekspertvurdering</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ensidig indikator. <p>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 & Büttler 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. Se også kap. 6.5-6.6 i Nybø mfl. (2018).</p>
Kvantifisering av grenseverdi(er)	<p>Grenseverdien beregnes som $0,6 \cdot \text{referanseverdien}$, tilsvarende 40% av grenseverdien for total mengde død ved (jf. over).</p>
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	<p>Minimumsverdien er definert som totalt fravær av indikatoren ($0 \text{ m}^3/\text{ha}$).</p>

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

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

Arealandel av biologisk gammel skog

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA), Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfylt/revidert	190115/190531/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Landsskogtakseringen – biologisk gammel skog
Eierskap og tillatelser	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata	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 mfl. 2018), basert på måling av bestandsalder, bonitet og dominerende treslag pr registreringsflate i Landsskogtakseringen (fra og med 8. takst).
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018). Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate; hver flate er på 250 m².
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Andel av prøveflater som tilfredsstill kriteriene for biologisk gammel skog (jf. over). Indikatoren estimeres som en areal-vektet arealandel av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen.
Tidsperiode dekket	Data for arealandel biologisk gammel skog kan beregnes på grunnlag av data fra og med 8. takst (2000-2004).
Frekvens for datainnsamling	LSK datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (dvs. for vurdering av økologisk tilstand brukes 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, 3x9 km over barskogsgrensa utenom Finnmark og 9x9 km i Finnmark, samt 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.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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 arts mangfold. Kriteriene for biologisk gammel skog fanger ikke direkte opp de kvalitetene ved slik skog som har stor betydning for arts mangfoldet, men de tar hensyn til at utviklingen av slike kvaliteter ved skogen varierer med treslag, bonitet og alder. Aldersgrensa for lauvskog kan være satt noe for høyt for fjellbjørk (som dekker stor arealandel av lauvskog). Dermed kan indikatoren få noe for lav verdi i regioner med stor andel fjellbjørkeskog (som Nord-Norge). Registreringsmetodikk og -frekvens, samt utvalg av prøveflater anses som svært pålitelig. Utfordringer kan knyttes til (1) ev. sammenstilling av data over små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Modeller for økosystemdynamikk</i></p> <p>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 mfl. (2018).</p>
--	--

Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien beregnes til 60% av skogarealet, noe som bør ses som et forsiktig anslag (jf. over og kap. 6.7 i Nybø mfl. (2018)).
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<i>Empiriske verdier/Ekspertvurdering</i> <ul style="list-style-type: none"> • Ensidig indikator. <p>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. Se også kap. 6.7 i Nybø mfl. (2018).</p>
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som 0,6*referanseverdien.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som totalt fravær av indikatoren (0% biologisk gammel skog).

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Skogbrann, stormfelling, flom, ras, insektangrep, råte
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirkning, skogbrukets driftsform (bestands-skogbruk, heltredrift)

Blåbærdekning

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA), Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfylt/revidert	190601/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Landsskogtakseringen – blåbærdekning
Eierskap og tillatelser	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata	Prosent dekning av blåbær registreres i Landsskogtakseringens flater, basert på dekningen i fire 0,5x0,5 m småflater (fra og med 10. takst).
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018). • Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate; hver flate er på 250 m².
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> • Dekningsprosent av blåbær pr prøveflate • Indikatoren estimeres som et areal-vektet gjennomsnitt av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen.
Tidsperiode dekket	Landsskogtakseringen har registrert blåbærdekning siden 2008, men kun data fra 10. takst (2010-2014) brukes for vurdering av økologisk tilstand.
Frekvens for datainnsamling	LSK datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (dvs. for vurdering av økologisk tilstand brukes 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, 3x9 km over barskogsgrensa utenom Finnmark og 9x9 km i Finnmark, samt 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 tilfeldigheitsmekanisme.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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 små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2)

	ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.
--	--

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Referanseområder 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 naturskogsnær karakter i Landsskogtakseringens materiale (Nilsen mfl. 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 mfl. (2018).
Kvantifisering av referanseverdi(er)	For vurdering av økologisk tilstand benyttes referanseverdiene slik de er rapportert for indikatoren i Naturindeks for Norge (www.naturindeks.no) og varierer mellom 2,5 og 12,5 % mellom fylker og fylkesdeler.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	Empiriske verdier/Ekspertvurdering • Ensidig indikator. 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.
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som $0,6 \cdot \text{referanseverdien}$, dvs. mellom 1,5 og 7,5 % av skogarealet, avhengig av geografisk område (jf. over).
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som totalt fravær av indikatoren (0% blåbærdekning).

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima, skadeorganismer
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk, spesielt tidlig avvirkning, og tett planting, skogbrukets driftsform (bestandsskogbruk, heltredrift); klimaendring; nitrogentilførsel

Mengde rogn, osp og selje (ROS) i produktiv skog

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Erik Framstad (NINA), Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfylt/revidert	190601/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Landsskogtakseringen – mengde rogn, osp, selje
Eierskap og tillatelser	NIBIO ved Landsskogtakseringen; tillatelse kreves for uttrekk av data
Beskrivelse av rådata	Samlet volum pr ha av rogn, osp og selje >10 cm dbh (diameter i brysthøyde) registrert på Landsskogtakseringens flater med produktiv skog (fra og med 7. takst).
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> Landsskogtakseringens feltinstruks 2018 (Viken 2018). Observasjoner/målinger gjøres pr registreringsflate; hver flate er på 250 m².
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Volumandel (m³/ha) av trær > 10 cm dbh for rogn, osp, selje pr prøveflate med produktiv skog. Indikatoren estimeres som et areal-vektet gjennomsnitt av observasjoner fra Landsskogtakseringens prøveflater i den aktuelle regionen.
Tidsperiode dekket	Data fra og med 7. takst.
Frekvens for datainnsamling	LSK datainnsamling gjøres med 5-års omdrev (dvs. for vurdering av økologisk tilstand brukes 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, 3x9 km over barskogsgrensa utenom Finnmark og 9x9 km i Finnmark, samt

	<p>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.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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 små arealer, slik at antall prøveflater blir for lite til presise estimater, og (2) ev. brudd på antagelsen om representativ skogforvaltning i Landsskogtakseringens observasjonsflater.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Referanseområder</i></p> <p>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 omtrent 7 m³/ha i gjennomsnitt for produktiv skog i hele landet, men referanseverdien differensieres regionalt grunnet de ulike naturforholdene i ulike regioner. Se detaljer i kap. 6.2 i Nybø mfl. (2018).</p>
Kvantifisering av referanseverdi(er)	For vurdering av økologisk tilstand benyttes referanseverdiene slik de er rapportert for indikatoren i Naturindeks for Norge (www.naturindeks.no) og varierer mellom 3 og 10 m ³ pr. ha mellom fylker og fylkesdelene.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<p><i>Empiriske verdier/Expertvurdering</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ensidig indikator. <p>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 artsmangfold. En nedre grense for god tilstand vil dermed kunne settes til en relativ verdi på 60% av referanseverdien. Se også kap. 6.2 i Nybø mfl. (2018).</p>
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som 0,6*referanseverdien, dvs. mellom 1,8 og 6,0 m ³ /ha, avhengig av geografisk område.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som totalt fravær av indikatoren (0 m ³ /ha).

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

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

Arealandel uten tekniske inngrep

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfyllt/revidert	190328/190601 (EF) /210420

1. Indikatordata

Datakilde	Områder uten tekniske inngrep
Eierskap og tillatelser	Miljødirektoratet; fritt tilgjengelige data for 2013 og 2018; tidligere publiserte data (1988, 1998, 2003, 2008) ikke tilgjengelige, men lagret lokalt (NINA).
Beskrivelse av rådata	Kartlag med inngrepsfrie områder basert på avstand fra større tekniske inngrep som veier, kraftledninger, bygninger.
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> Beregning av avstand fra større tekniske inngrep, f.eks. veier, kraftledninger og jernbaner. https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/100
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Areal >1, >3 og >5 km unna vei og bebyggelse. For vurdering av økologisk tilstand for skog med indeksmetoden brukes arealandel >1 km unna vei og bebyggelse som indikator.
Tidsperiode dekket	1988 - 2018 (data fra 1988, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018)
Frekvens for datainnsamling	Uregelmessig
Arealrepresentativitet:	<ul style="list-style-type: none"> Heldekkende kart. Tilfeldighetsmekanisme ikke relevant. Sannsynlighet for utvalg ikke relevant.
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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. Statistisk kvalitet ikke mulig å vurdere med utgangspunkt i et heldekkende kartgrunnlag. Usikkerhetsmål er ikke angitt eller målbart (heldekkende kart); det anslås derfor en usikkerhet på 5% standardavvik (0,05 * areal uten tekniske inngrep). Hvor god indikatoren er som et mål på økologisk tilstand, kan diskuteres. Områder uten tekniske inngrep reflekterer i utgangspunktet en mer naturnær tilstand enn områder med slike inngrep. Verdien for naturmangfoldet vil imidlertid også være avhengig av andre påvirkninger på tilstanden innen de inngrepsfrie områdene.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Absolutte biofysiske grenser</i></p> <p>En referansetilstand definert som intakt natur, innebærer fullstendig fravær av moderne menneskeskapt infrastruktur som veier, jernbane, kraftlinjer, bygninger etc.</p>
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien til indikatoren tar utgangspunkt i at hele arealet (100%) av økosystemet er inngrepsfrie områder <1 km fra teknisk infrastruktur.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<p><i>Empiriske verdier/Ekspertvurdering</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Ensidig indikator. <p>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.</p> <p>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 lavere enn 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 også argumentasjonen i kap. 3.2 og 4.1 i Nybø mfl. 2018.</p>

Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som 0,6*referanseverdien, dvs. 60%.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som totalt fravær inngrepsfrie områder (0%).

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Ingen
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Tekniske arealinngrep

Naturindeks for skog

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfyllt/revidert	210420

1. Indikatordata

Datakilde	Naturindeks for Norge 2020
Eierskap og tillatelser	NINA og Miljødirektoratet ved Naturindeks for Norge; tillatelse kreves for uttrekk av data.
Beskrivelse av rådata	Indikatorverdier og referanseverdier rapportert inn i database for Naturindeks for Norge 2020 av indikatoransvarlige. Baseres på enten overvåkingsdata, modellering eller ekspertvurderinger.
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> www.naturindeks.no og Jakobsson & Pedersen (2020). Observasjoner for indikatorer er på ulikt nivå (kommune- til nasjonal skala). Standard beregninger av Naturindeks for Norge gjøres pr. region (samme regioninndeling som i vurdering av økologisk tilstand pr. 2021).
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> Indeksverdi 0-1. Indikatoren estimeres som et vektet* gjennomsnitt av observasjoner av enkelte indikatorer som inngår i indeksen. * Se Jakobsson & Pedersen (2020) og www.naturindeks.no for detaljer.
Tidsperiode dekket	1990, 2000, 2010, 2014, 2019
Frekvens for datainnsamling	I praksis hvert femte år siden 2010.
Arealrepresentativitet:	<ul style="list-style-type: none"> Varierer mellom indikatorer. Beregninger tar høyde for forskjell i arealrepresentativitet. For mer informasjon, se www.naturindeks.no
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> Naturindeksen måler tilstanden til det biologiske mangfoldet i sju hovedøkosystemer: skog, fjell, våtmark, semi-naturlig mark, ferskvann, kystvann og hav. Tilstandsindeksen baseres på et utvalg av indikatorarter med tilknytning til et eller flere hovedøkosystem. Utfordringer kan knyttes til manglende indikatordekning og oppløsning på data for noen områder og økosystemer.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<i>Varies</i> . Indikator-spesifikke referanseverdier i Naturindeks for Norge holder seg til den samme definisjonen av økosystemets referansetilstand (intakt natur). Se www.naturindeks.no for mer informasjon.
Kvantifisering av referanseverdi(er)	For vurdering av økologisk tilstand benyttes referanseverdiene slik de er rapportert for indikatorene i Naturindeks for Norge (www.naturindeks.no).
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<i>Antatt lineær sammenheng/Ekspertvurdering</i> <ul style="list-style-type: none"> Ensidig indikator
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som 0,6*referanseverdien, dvs. indeksverdi 0.6.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som indeksverdi 0, som tilsvarer totalt fravær av artsbaserte indikatorer i Naturindeks for Norge.

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Se www.naturindeks.no
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Se www.naturindeks.no For vurdering av økologisk tilstand i økosystemet skog (Framstad mfl. 2021) tilknyttes indikatoren påvirkningene klima og arealbruk, da disse er de med størst påvirkning på Naturindeksverdien (jf. Jakobsson & Pedersen 2020).

Bestandsnivå rovdyr

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)
Dato utfyllt/revidert	190328/210420

1. Indikatordata

Datakilde	Naturindeks for Norge 2020
Eierskap og tillatelser	NINA og Miljødirektoratet ved Naturindeks for Norge; tillatelse kreves for uttrekk av data.
Beskrivelse av rådata	Indikatorverdier og referanseverdier rapportert inn i database for Naturindeks for Norge 2020 av indikatoransvarlige. Baseres på data fra Rovdata (https://rovdata.no/). Verdiene representerer bestandstall for ulv, bjørn og gaupe slik de er presentert i Naturindeks for Norge. Tall er estimert som antall familiegupper for gaupe, og bjørn og ulv er estimert som antall individer.
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • https://rovdata.no/ og www.naturindeks.no • Gaupe: Spor- og synsobservasjoner av familiegupper klassifisert «Dokumentert» eller «Antatt sikker» i Rovbase fra 1. oktober til og med 28. februar, antall familiegupper estimert ved bruk av avstandskriterier (Brøseth & Tovmo 2013). Data før 2014 er ikke direkte sammenlignbare med data fra 2014. For detaljer, se Mattisson mfl. (2020) og https://rovdata.no/. • Bjørn: DNA-analyse (Tobiassen mfl. 2011) av ekskrement- og hårprøver med antatt opphav fra bjørn, samt vevsprøver fra døde bjørner. For detaljer, se Fløystad mfl. (2020) og https://rovdata.no/. • Ulv: Kombinasjon av sporing på snø, DNA-analyser, GPS-tracking, viltkameraer, ulver funnet døde. Ulvrevir med tilhold på tvers av riksgrensen blir delt (50%) mellom Sverige og Norge ved beregninger av bestandsstørrelsen. For detaljer, se Wabakken mfl. (2020), https://rovdata.no/ og www.naturvardsverket.se. • Data finnes tilgjengelige pr fylke (ulv, bjørn) eller rovviltregion (gaupe; tidligere også pr fylke), men brukes direkte via Naturindeks-beregninger for region-spesifikke beregninger av indikatoren som en såkalt 'temaindeks' (jf. Jakobsson & Pedersen 2020).
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> • Gaupe-ekvivalenter, omregnet fra indeksverdier (0-1) og referanseverdier (tilsvarende 1), via antall individer, for de enkelte indikatorartene. • Gaupe-ekvivalenter baseres på estimert snittvekt for bestanden (ulv: 38 kg; gaupe: 18 kg; bjørn: 136 kg; Bjærvall & Ullstrøm 1997) og forhold mellom kroppsvekt og energibehov: $E = W^{0.75}$, der E = metabolsk vekt og W = kroppsvekt (kg) (Kleiber 1961). • Gaupe: 1 gaupe-ekvivalent = 1 gaupe; omregnet fra familiegupper, der 1 familieguppe estimeres til 5.95 individer. • Bjørn: 1 gaupe-ekvivalent = 1,48 bjørn. 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 energi-overføringen fra et trofisk nivå til overliggende trofiske nivå er omtrent 10%. • Ulv: 1 gaupe-ekvivalent = 1,75 ulv. • For detaljer, se Nybø mfl. (2018).
Tidsperiode dekket	1990, 2000, 2010, 2014, 2019

Frekvens for datainnsamling	I praksis hvert femte år siden 2010.
Arealrepresentativitet:	<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. Alle tilgjengelige observasjons- og overvåkingsdata ligger til grunn for estimering av bestandsnivåene, og er faglig knyttet til Rovdata sin virksomhet samt rapporteringen inn i Naturindeks for Norge 2020. For mer informasjon, se www.naturindeks.no
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<ul style="list-style-type: none"> De store rovdyrene representerer en viktig del av et helhetlig, naturlig fungerende økosystem i skog ved å 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.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<p><i>Modeller for habitattilgang</i></p> <p>Referanseverdier for rovdyr i Naturindeks for Norge 2020 er estimert som antall familiegrupper pr. rovviltregion (gaupe), og som totalt antall individer i landet (bjørn) eller pr. fylke (ulv), 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 mfl. (2003), Støen mfl. (2006) og J. Swenson (pers. medd). Samlet referanseverdi for indikatoren, omregnet til gaupe-ekvivalenter, beregnes med samme tilnærming som indikatorverdiene (se over).</p>
Kvantifisering av referanseverdi(er)	For vurdering av økologisk tilstand benyttes referanseverdiene slik de er rapportert for indikatoren i Naturindeks for Norge (www.naturindeks.no).
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<p><i>Antatt lineær sammenheng/Ekspertvurdering</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Ensidig indikator <p>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 forenklete tilnærmingen beskrevet i Nybø mfl. (2018; kap. 3.2 og 6.4) brukes slik at den nedre grensa for god tilstand settes til en relativ verdi på 0,6 av referanseverdien for antall gaupe-ekvivalenter.</p>
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Grenseverdien beregnes som 0,6*referanseverdien, dvs. 60 % av referanseverdien.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som indeksverdi 0, som tilsvarer totalt fravær av alle de inngående indikatorartene i indikatoren Bestandsnivå av store rovdyr.

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Tilgang på byttedyr (+ næringsstatus/bonitet), sosiale forhold innen art
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Jakt/beskatning, indirekte påvirkninger på byttedyr

Bestandsnivå hjortedyr (elg og hjort)

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Simon Jakobsson (NINA)

Dato utfyllt/revidert	190328/210420
-----------------------	---------------

1. Indikatordata

Datakilde	Naturindeks for Norge 2020
Eierskap og tillatelser	NINA og Miljødirektoratet ved Naturindeks for Norge; tillatelse kreves for uttrekk av data.
Beskrivelse av rådata	Indikatorverdier og referanseverdier rapportert inn i database for Naturindeks for Norge 2020 av indikatoransvarlige. Baseres på data fra Hjorteviltregisteret (https://www.hjorteviltregisteret.no/). Verdiene representerer bestandstall for elg og hjort slik de er presentert i Naturindeks for Norge.
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.hjorteviltregisteret.no/ og www.naturindeks.no • Data finnes tilgjengelige pr fylke, og brukes direkte via Naturindeksberegninger for regionspesifikke beregninger av indikatoren som en såkalt 'temaindeks' (jf. Jakobsson & Pedersen 2020).
Indikatorenhet	<ul style="list-style-type: none"> • Elg-ekvivalenter, omregnet fra rådata i Naturindeks-databasen, via antall individer, for de enkelte indikatorartene. • Elg-ekvivalenter baseres på estimert metabolsk vekt ($E=W^{0.75}$, E = metabolsk vekt og W = kroppsvekt; Kleiber 1961) for bestanden (elg: 80,9 kg; hjort: 31,6 kg; se Nybø mfl. 2018). • Elg: 1 elg-ekvivalent = 1 elg. • Hjort: 1 elg-ekvivalent = 0,39 hjort. • For detaljer, se Nybø mfl. (2018).
Tidsperiode dekket	1990, 2000, 2010, 2014, 2019
Frekvens for datainnsamling	I praksis hvert femte år siden 2010.
Arealrepresentativitet:	<ul style="list-style-type: none"> • Data er ikke basert på et statistisk utvalg. • Dataene for disse hjortedyr er relativt heldekkende, med jaktstatistikk over hele landet. • Alle tilgjengelige observasjons- og overvåkingsdata ligger til grunn for estimering av bestandsnivåene, og er faglig knyttet til NINAs virksomhet samt rapporteringen inn i Naturindeks for Norge 2020. • For mer informasjon, se www.naturindeks.no
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	<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. Strenger 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 ikke basert på et statistisk utvalg, men base- res til stor del på de nesten heldekkende høstingsdataene. I tillegg finnes stor faglig kunnskap om de andre variablene som inngår i beregningene av bestandsstørrelser.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<i>Modeller for habitattilgang</i> Referanseverdier for elg og hjort i Naturindeks for Norge 2020 er estimert som antall individer pr km ² av areal under klimatisk skoggrense for de enkelte fylkene. Disse referansenivåene er beregnet ut fra mengden egnet areal og potensiell tetthet pr art gitt naturlige bestander av store rovdyr.
Kvantifisering av referanseverdi(er)	For vurdering av økologisk tilstand benyttes referanseverdiene slik de er rapportert for indikatoren i Naturindeks for Norge (www.naturindeks.no).
Kvantifisering av grenseverdi(er)	<i>Antatt lineær sammenheng/Ekspertvurdering</i> <ul style="list-style-type: none"> • Tosidig indikator

	<p>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 mfl. (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/km². I tillegg brukes en øvre grenseverdi for å ta høyde for at for store bestander av elg og hjort kan ha klare skadevirkninger på trær og annen vegetasjon.</p> <p>Foreløpig brukes verste styrer prinsippet for å avgjøre hvilken av grenseverdiene som benyttes for en gitt region og periode: Hvis indikatorestimatet er lavere enn referanseverdien, skaleres indikatoren mot nedre grenseverdi, mens indikatorestimatet høyere enn referanseverdien skaleres mot øvre grenseverdi. Dette resulterer i at selv om indikatoren er tosidig, brukes kun ett estimat i vurderingen av økologisk tilstand (jf. indikatorene Ellenberg F, Ellenberg N og NDVI).</p> <p>Alternative tilnærminger for denne tosidige indikator bør vurderes, særlig i lys av ev. oppdatert datagrunnlag (jf. Nybø mfl. 2018, Framstad mfl. 2021).</p>
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Nedre grenseverdi beregnes som 0,6*referanseverdien og øvre grenseverdi beregnes som 1,4*referanseverdien.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er definert som indeksverdi 0, som tilsvarer totalt fravær av de inngående indikatorartene. Maksimumsverdien er definert som indeksverdi 2. Ev. justeringer av håndteringen av skalering for indikatoren (jf. over) må ta hensyn også til disse minimums- og maksimumsverdier.

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Rovdyr, klima/vær.
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren	Høsting, rovdryrforvaltning, skogbruk (spesiell tilgang på lauvtrær og busker), trafikk, klimaendringer.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

Økosystem	Skog
Geografisk avgrensning	Norge
Utfylling av protokollen	Tessa Bargmann (NINA)
Dato utfyllt/revidert	210420

1. Indikatordata

Datakilde	MOD13Q1 V6 Terra Vegetation Indices 16-Day Global 250m
Eierskap og tillatelser	Offentlige, MODIS-data og produkter som er anskaffet gjennom NASAs Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC) har ingen begrensninger for bruk, salg eller omfordeling.
Beskrivelse av rådata	MOD13Q1 V6-produktet gir en vegetasjonsindeks (VI) -verdi pr pixel. MODIS NDVI er beregnet fra atmosfærisk korrigerede toveis overflaterrefleksjoner som er maskert for vann, skyer, tunge aerosoler og skyskygger. Algoritmen velger den beste tilgjengelige pikselverdien fra 16-dagersperioden (se nede under Frekvens). Kriteriene som brukes er lave skyer, lav synsvinkel og den høyeste NDVI-verdien. Se https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13q1v006/
Beskrivelse av innsamlingsmetode, Datastruktur	<ul style="list-style-type: none"> NASAs Terra-satellitt bærer MODIS (Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer) og passerer over jorda hver 1-2 dag. Data er globale og har 250 m oppløsning.
Indikatorenhet	NDVI varierer mellom -1 og 1 og beregnes som $NDVI = (NIR - Rød) / (NIR + Rød)$, der NIR er nær-infrarødt lys og Rød er synlig rødt lys.
Tidsperiode dekket	18. februar 2000 - nå (Terra-satellittens instrumenter forventes å stoppe datainnsamlingen våren 2026).

Frekvens for datainnsamling	MODIS-sensoren samler inn data hver 1-2 dag, men dette dataproduktet velger den beste tilgjengelige pikselverdien fra en 16-dagers periode (dvs. 16-dagers syklus).
Arealrepresentativitet:	Global dekning
Ytterligere beskrivelse av data (metadata) om nødvendig	Den spektrale reflektansen av vegetasjon over forskjellige bånd målt av MODIS-sensoren fungerer som en indikator på vegetasjonens tilstedeværelse og dens tilstand eller "helse". NDVI er en kombinasjon av to av disse båndene (nær infrarødt og synlig rødt lys) som forbedrer kontrasten mellom vegetasjon (høy reflektans) og ikke-vegetasjon (lav reflektans), og kvantifiserer planteegenskaper som tetthet, biomasse, fotosyntetisk aktivitet og stress.

2. Fastsetting av skaleringsverdier

Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	<i>Referanseområder</i> <ul style="list-style-type: none"> • Konseptet potensiell naturlig vegetasjon (PNV; https://peerj.com/articles/5457/) brukes på NDVI. Verneområder over hele Norge brukes til å definere en referansetilstand for NDVI, og data for NDVI (respons) og klimatiske + edafiske (forklarende) variabler i referanseområder brukes til å parameterisere en Random Forest regresjonsmodell. Denne modellen brukes til å predikere potensiell NDVI (pNDVI) utenfor verneområder. Referansetilstanden blir deretter definert som forskjellen mellom pNDVI og den observerte NDVI (dNDVI). • Se https://github.com/NINAnor/pNDVI-nature-index for mer informasjon om data inputs.
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Referanseverdien tilsvarer medianen for dNDVI fordelingen i verneområder for regionen (fylke eller kommune).
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi(er) for god økologisk tilstand	<i>Statistisk fordeling</i> <ul style="list-style-type: none"> • Tosidig indikator
Kvantifisering av grenseverdi(er)	Øvre og nedre grenseverdier for god økologisk tilstand rapporteres som 0,025 og 0,975 kvantiler (dvs. 95% konfidensintervall) i referansefordelingen av dNDVI-verdier i regionen av interesse (fylke eller kommune).
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimums- / maksimumsverdier er definert av minimums- og maksimumsverdiene for dNDVI nasjonalt

3. Eksterne faktorer som påvirker indikatoren

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Klima/værforhold, sesongmessig variasjon, skadedyr
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren	Skogbruk (spesielt flatehogst), klimaendringer

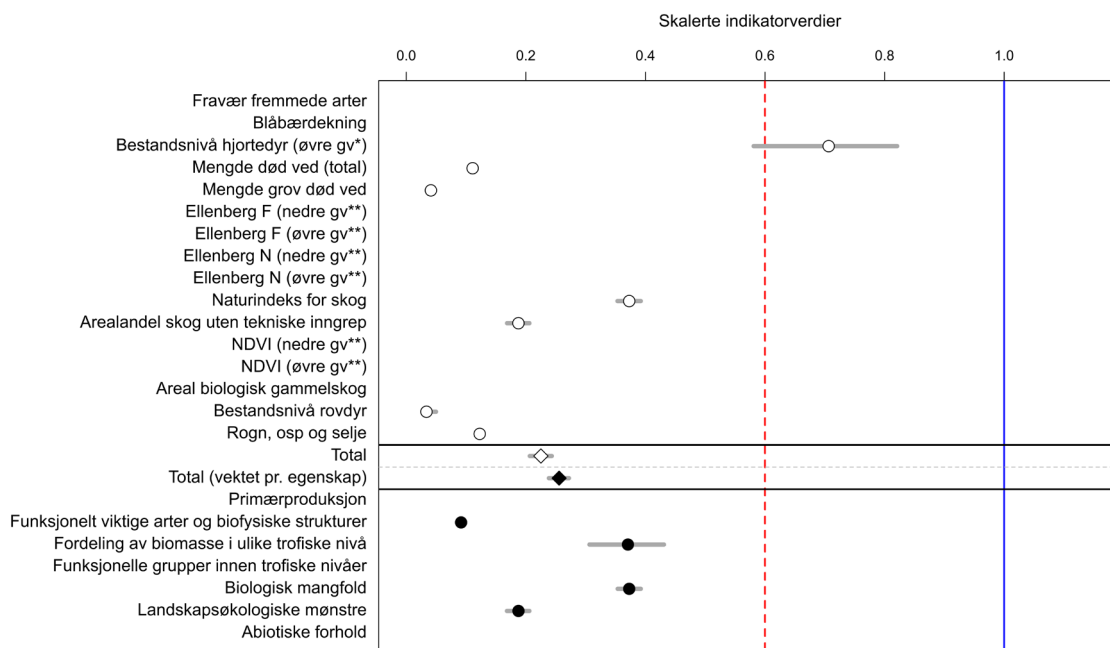
Referanser

- Artsdatabanken 2020. Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Björvall, A. & Ullström, S. 1997. Pattedyr. Alle Europas arter i tekst og bilde J. W. Cappelens Forlag
- Brøseth, H. & Tovmo, M. 2013. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2013. NINA Rapport 960.
- Fløystad, I., Brøseth, H., Bakke, B.B., Eiken, H.G. & Hagen, S.B. 2020. Populasjonsovervåking av brunbjørn. DNA-analyse av prøver innsamlet i Norge i 2019. NINA Rapport 1808. Norsk institutt for naturforskning.
- Granhus, A., Hølen, 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.
- Hendrichsen, D.K., Sandvik, H., Tøpper, J.P., Olsen, S.L., Hilmo, O., Magnussen, K., Navrud, S., Fleisje, E.M., & Åström, S. 2020. Spredningsveier for fremmede arter i Norge. Kunnskapsstatus per 2019. NINA Rapport 1735.
- 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., mfl. 2007. "BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts." NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, UK.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. The Nature Index for Norway 2020. State and trends for Norwegian biodiversity. NINA Report 1886. Norwegian Institute for Nature Research.

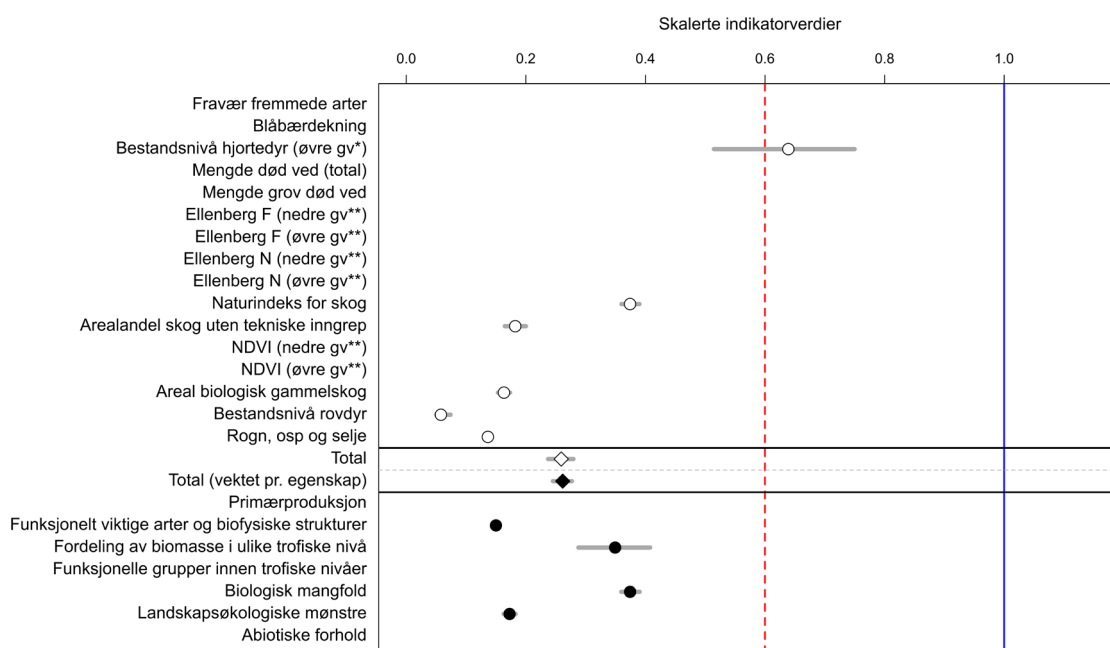
- Jakobsson, S., Töpper, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good eco-logical condition in terrestrial ecosystems. Insights from a case study based on the IBECA approach. *Eco-logical Indicators* 116: 106492.
- 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.
- 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 ny rovviltmelding*. NINA Fagrapport 64.
- Mattisson, J., Brøseth, H. & Nilssen, E.B. 2020. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2020. NINA Rapport 1846. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Nilssen, 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
- 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., Töpper, 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.
- 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.
- Støen, O.-G., Zedrosser, A., Sæbø, S. & Swenson, J.E. 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148:356-364.
- 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
- 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., Nordli, K., Flagstad, Ø. & Åkesson, M. 2020. Bestandsovervåking av ulv vinteren 2019-2020. Inventering av varg vinteren 2019-2020. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia. Bestandsstatus för stora rovdjur i Skandinavien 1-2020. 55 s.

Vedlegg 3 Økologisk tilstand for skog i ulike perioder

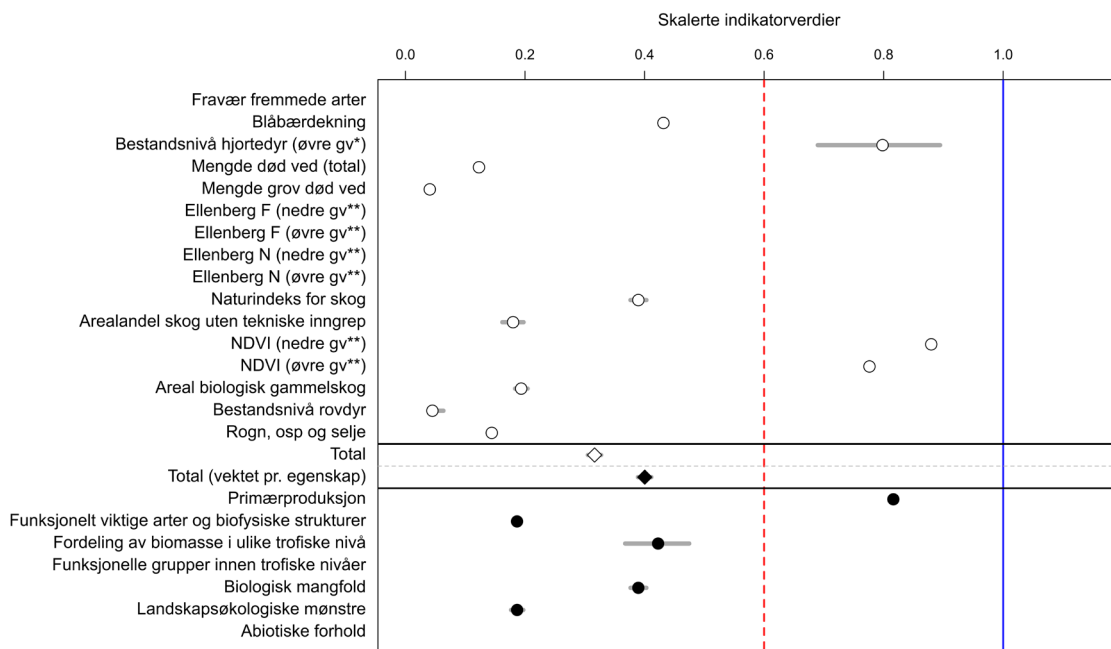
Hovedresultatene for økologisk tilstand i skog perioden 2015–2019 er presentert i kapittel 3. Her viser vi tilsvarende resultater for alle perioder for hele Norge. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at disse resultatene for ulike perioder ikke er direkte sammenliknbare med hverandre, siden datagrunnlaget for indikatorene varierer mellom år og ikke alle indikatorer er inkludert i indeksberegningene for tidligere perioder. Hvilke indikatorer som er inkludert, framgår av de enkelte figurene. Se teksten til **figur 3.1** for forklaring av figurene.



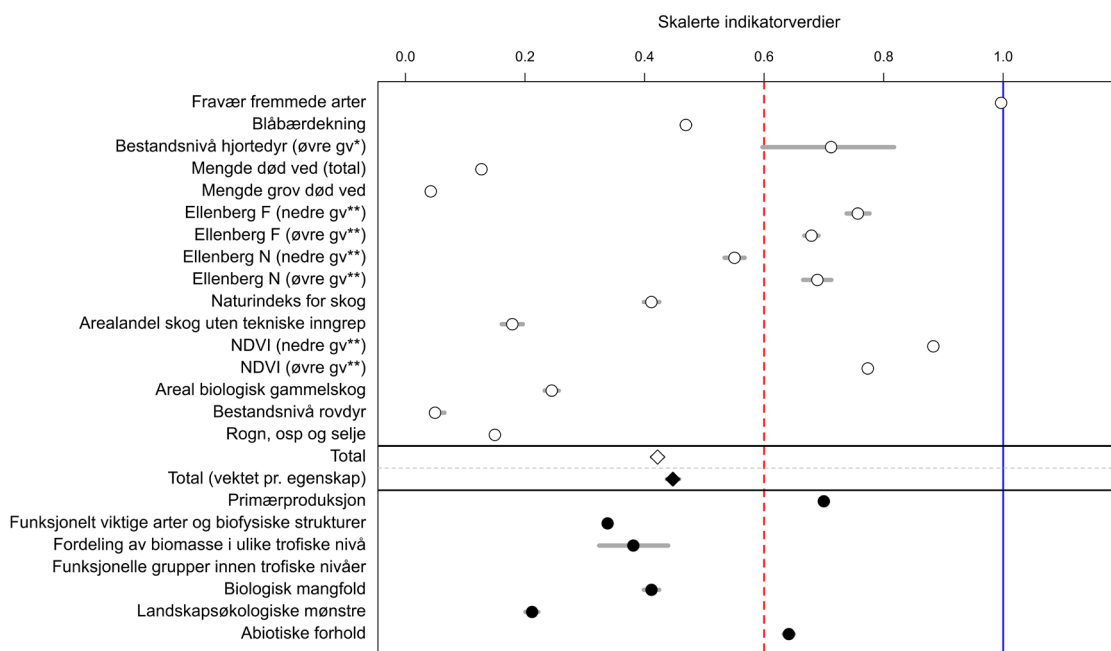
Beregnet økologisk tilstand for hele Norge i 1998.



Beregnet økologisk tilstand for hele Norge i 2008.



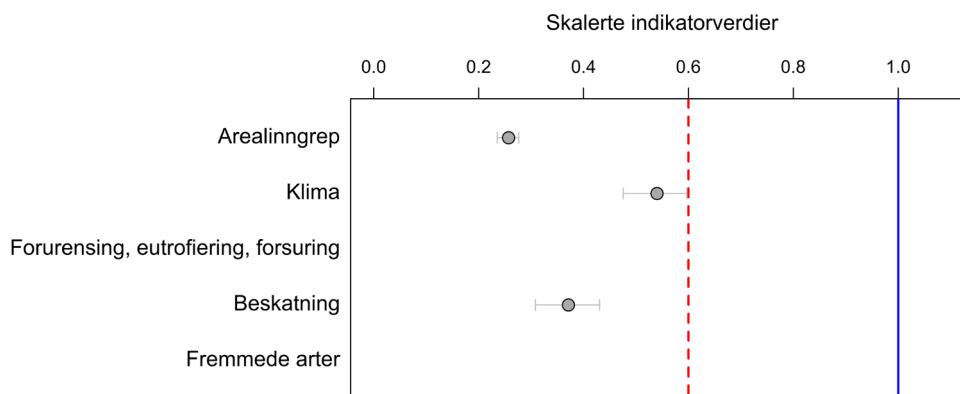
Beregnet økologisk tilstand for hele Norge i 2013.



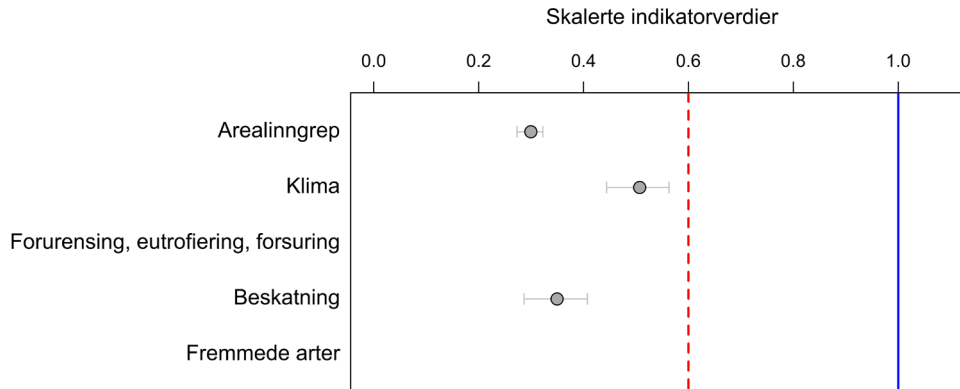
Beregnet økologisk tilstand for hele Norge i 2018 (jf. figur 3.1).

Vedlegg 4 Sammenstilte tilstandsverdier for indikatorer knyttet til påvirkningsfaktorer i ulike perioder

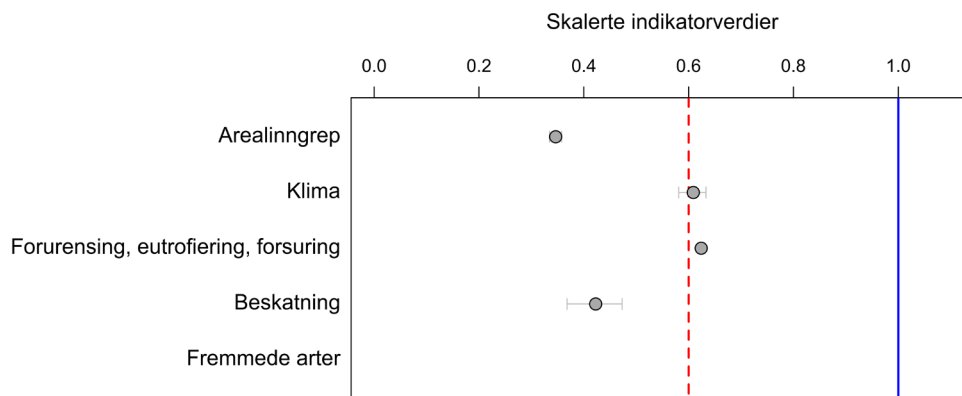
Sammenstilte tilstandsverdier for indikatorer knyttet til ulike påvirkningsfaktorer i perioden 2015–2019, er presentert i kapittel 3. Her viser vi tilsvarende resultater for alle perioder for hele landet. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at disse resultatene for ulike perioder ikke er direkte sammenliknbare med hverandre, siden datagrunnlaget for indikatorene varierer mellom år og ikke alle indikatorer er inkludert i indeksberegningene for alle perioder. Hvilke indikatorer som er inkludert, framgår av figurene i **vedlegg 3**.



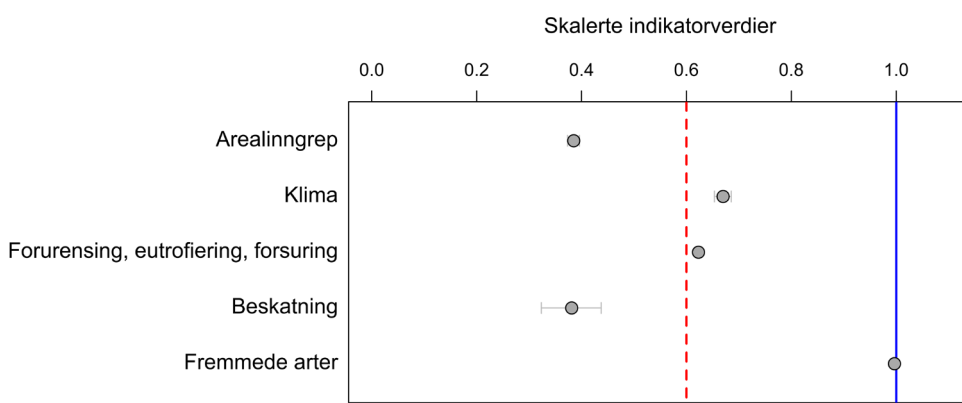
Samlet tilstandsverdi for indikatorer knyttet til ulike påvirkningsfaktorer, for 1998.



Samlet tilstandsverdi for indikatorer knyttet til ulike påvirkningsfaktorer, for 2008.



Samlet tilstandsverdi for indikatorer knyttet til ulike påvirkningsfaktorer, for 2013.



Samlet tilstandsverdi for indikatorer knyttet til ulike påvirkningsfaktorer, for 2018 (jf. figur 3.20).

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 lms 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.

2000

NINA Rapport

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4764-1

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