

1886

NINA Rapport

Naturindeks for Norge 2020

Tilstand og utvikling for biologisk mangfold

Simon Jakobsson, Bård Pedersen (red.)



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.

Naturindeks for Norge 2020

Tilstand og utvikling for biologisk mangfold

Simon Jakobsson (red.)

Bård Pedersen (red.)

Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, november 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4658-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Marianne Evju

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1800 | 2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

FORSIDEBILDE

Utsikt over Trondheimsfjorden fra Grønliklumpen på Fosen, Trøndelag © Simon Jakobsson

NØKKEWORD

Naturindeks, biologisk mangfold, økosystem, skog, fjell, hav, kyst, ferskvann, våtmark, åpent lavland, semi-naturlig mark, påvirkning, temaindeks

KEY WORDS

Nature Index, biodiversity, ecosystem, forest, mountain, sea, coast, freshwater, wetland, open lowland, semi-natural land, pressure, thematic index

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

Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.

Naturindeksen måler tilstanden til og utviklingen av biologisk mangfold i Norge, med vekt på bestandsutvikling til arter. Et etablert og fleksibelt rammeverk sammenfatter tilstanden for det biologiske mangfoldet i sju hovedøkosystemer: hav, kyst, ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland. Ved å samle et stort utvalg av indikatorer for biologisk mangfold innenfor det samme rammeverket bidrar Naturindeksen også til å identifisere viktige kunnskapsbehov for forbedret overvåking av norsk natur. Naturindeks 2020 sammenfatter informasjon om 260 indikatorer, tilrettelagt av eksperter fra norske faginstitusjoner, og er beregnet for årene 1990, 2000, 2010, 2014 og 2019.

For hvert økosystem har det blitt spesifisert en referansetilstand som gjenspeiler en teoretisk intakt natur, med lite menneskelig aktivitet og gitt klimaet og stedegne arter i perioden 1961–1990 (klimanormalen), dvs. et biologisk mangfold som er karakteristisk for disse forholdene. For semi-naturlige økosystemer, som er formet av langvarig tradisjonell menneskelig påvirkning, er referansetilstanden definert med bakgrunn i et økosystem i god hevd, og med minimale andre typer av menneskelig påvirkning. Basert på denne referansetilstanden estimeres en referanseverdi for hver indikator (for hvert område). Alle indikatorverdier normaliseres ved bruk av denne referanseverdien (indeksverdi 1), og skaleres til en verdi mellom 0 og 1. Naturindeksverdiene beregnes som et veid gjennomsnitt av alle indikatorer som inngår i en indeks, for eksempel for et hovedøkosystem, der vekten avhenger av tilhørighet til de funksjonelle grupper som inngår og datagrunnlagets geografiske dekning.

Naturindeks for Norge 2020 viser en betydelig variasjon mellom økosystemer med hensyn til det biologiske mangfoldet, og at tilstanden for norske økosystemer i 2020 er til dels betydelig lavere enn referansetilstanden. Lavest verdi har Naturindeks for skog med 0,41, åpent lavland med 0,44, og fjell med 0,56. Målt med Naturindeksen er tilstanden for våtmark og ferskvann bedre, med indeksverdier på henholdsvis 0,68 og 0,74. Naturindeksverdien for havområdene er 0,70 og for kystvann 0,67. Variasjonen er større mellom økosystemer enn mellom regioner og havområder innenfor hvert økosystem.

Fra 2000 og utover ser vi en svak positiv utvikling for skog og ferskvann, mens utviklingen er svakt negativ for fjell. For åpent lavland er det en klar nedgang. De andre økosystemene har vært nokså stabile, men med mindre fluktuasjoner mellom år og regioner.

Ved å bruke en enkel analyse gir Naturindeksen et oversiktlig bilde av de viktigste negative påvirkningene i norske økosystemer. Betydningen av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst negativ effekt på Naturindeksens verdi, varierer mellom økosystemene. For eksempel er en majoritet av indikatorene i mange av de terrestriske økosystemene og ferskvann følsomme for arealbruk og fysiske inngrep, mens klima og beskatning/høsting er sterkere påvirkningsfaktorer i de marine økosystemene.

Naturindeksen er den mest omfattende kvantitative sammenstillingen av data om det biologiske mangfoldet i Norge. Hovedtrekkene i det metodiske rammeverket ble laget før lansering av den første Naturindeks for Norge i 2010, men forslag og implementering av forbedret rammeverk, datagrunnlag og indikatorutvalg for enkelte økosystemer har blitt utviklet etter dette. Det er fremdeles stort potensial for å bedre datagrunnlaget ved å øke overvåkingen av natur, samt å utvikle modeller som inkluderer større deler av økosystemenes areal, og ved å differensiere indikatorverdier geografisk i større grad.

Simon Jakobsson & Bård Pedersen,
NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
simon.jakobsson@nina.no & bard.pedersen@nina.no

Abstract

Jakobsson, S. & Pedersen, B. (Eds.) 2020. The Nature Index for Norway 2020. State and trends for Norwegian biodiversity. NINA Report 1886. Norwegian Institute for Nature Research.

The Norwegian Nature Index estimates the state and trends of biodiversity in seven main ecosystems in Norway: the ocean, coast, freshwater, wetland, forest, mountain and open lowland ecosystems. In total, 260 indicators summarise the state of biodiversity in Norway for the years 1990, 2000, 2010, 2014 and 2019, and identify important data and knowledge gaps concerning Norway's biodiversity.

The framework behind the index builds largely on the concept of a reference condition. For each ecosystem, a reference condition that correspond to a theoretical intact nature is defined: a state with negligible human impact, with given climatic conditions and species distributions in the climate normal period (1961–1990). For semi-natural systems, the human impact factor is relaxed, accounting for the long-time low-intensive management shaping these ecosystems (but without substantial other human impact). Based on this conceptual reference condition, a reference value is defined for each indicator (and given area), against which the observed values are normalised. The reference value represents the normalised value 1. Prior to aggregation of indicator values, e.g. as an overall ecosystem index, each indicator value is scaled to a value between 0 and 1 (i.e. normalised values > 1 are truncated to value 1). Aggregated index values are calculated as a weighted mean, where weights are based on functional group belonging and geographical coverage of data.

The Norwegian Nature Index 2020 shows substantial variation in biodiversity between ecosystems, where some ecosystems show far lower index values than the reference condition. The lowest index value is found for the forest ecosystem (0.41), followed by the open lowland (0.44) and mountain ecosystems (0.56). The Nature Index for the wetland and freshwater ecosystems are 0.68 and 0.74, respectively. In the marine realm, the ocean ecosystem has an index value of 0.70, and the coast ecosystem 0.67.

From 2000 to 2020, there has been a weak positive trend in the Nature Index for the forest and freshwater ecosystems, whereas the trend is slightly negative in the mountain ecosystem. The open lowland ecosystem index has seen the most drastic and continuous decline. The marine, coast and wetland ecosystems show relatively stable index values over time. An expert-judgement based analysis of pressures behind these trends show that deviations from the reference condition in the terrestrial and freshwater ecosystems are mainly driven by impact from land use and infrastructure. In contrast, climate and direct exploitation seem to be the main pressures on the Nature Index in the marine ecosystems.

The Norwegian Nature Index is the most comprehensive summary of data on biodiversity in Norway, and results in English can be studied by visiting www.naturindeks.no. The main methodological framework was developed prior to the first release in 2010. Since then, major improvements in terms of data and indicators have been developed. However, there is still need for improved data in order to seek better spatio-temporal representation of the state and trends of biodiversity in Norwegian ecosystems.

Simon Jakobsson & Bård Pedersen,
NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
simon.jakobsson@nina.no & bard.pedersen@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	8
1 Introduksjon	9
1.1 Biologisk mangfold.....	9
1.2 Tilstanden for biologisk mangfold globalt.....	9
1.3 Formål med Naturindeksen.....	10
1.4 Naturindeksens oppbygging.....	11
1.4.1 Økosystemavgrensning.....	11
1.4.2 Beregning av Naturindeksen.....	12
1.4.3 Begrensninger og usikkerhet.....	13
2 Naturindeksens bilde av utviklingen av biologisk mangfold	15
2.1 Naturindeksen i tid og rom.....	15
2.1.1 Naturindeksen i de ulike hovedøkosystemene.....	15
2.2 Behov for bedre kunnskap.....	16
3 Hav	18
3.1 Økosystemet hav.....	18
3.2 Naturindeksens tilstand og utvikling i havet.....	19
3.2.1 Havområdene.....	19
3.2.2 Pelagiske samfunn.....	21
3.2.3 Sjøfugl.....	24
3.2.4 Diversiteten til bløtbunnsfaunaen.....	25
3.3 Framtidsperspektiver for havet.....	27
4 Kystvann	29
4.1 Økosystemet kystvann.....	29
4.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for kystvann.....	30
4.2.1 Storskala endringer i Norges blå skoger.....	31
4.2.2 Blåskjell.....	34
4.3 Framtidsperspektiver for kystvann.....	36
5 Ferskvann	38
5.1 Økosystemet ferskvann.....	38
5.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for ferskvann.....	39
5.2.1 Naturindeksen og vannforskriftens tilstandsvurdering.....	41
5.2.2 Redusert forsuring gir økt mangfold.....	42
5.2.3 Klimaendringer forsterker effekten av overgjødning.....	43
5.2.4 Amfibier – tilbakegangen forsetter til tross for ulike tiltak.....	44
5.3 Framtidsperspektiver for ferskvann.....	45
6 Våtmark	46
6.1 Økosystemet våtmark.....	46
6.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for våtmark.....	47
6.2.1 Karplanter i våtmark.....	47
6.2.2 Nøkkelindikatorer for våtmark.....	49
6.3 Framtidsperspektiver for våtmark.....	49

7 Skog	52
7.1 Økosystemet skog	52
7.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for skog	53
7.2.1 Påvirkning fra skogbruket og naturskog	54
7.3 Framtidsperspektiver for skog	57
8 Fjell	59
8.1 Økosystemet fjell	59
8.2 Naturindeksens tilstand og utvikling i fjellet	60
8.2.1 Alpine spurvefugler	61
8.2.2 Næringskjedeeffekter i fjellet	62
8.3 Framtidsperspektiver for fjellet	66
9 Åpent lavland	68
9.1 Økosystemet åpent lavland	68
9.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for åpent lavland	69
9.2.1 Tilstanden til kystlynghei – natur i fyr og flamme	71
9.2.2 Tilstanden til semi-naturlig eng og strandeng – truede artsrike økosystem	72
9.3 Framtidsperspektiver for åpent lavland	73
10 Naturindeksen og fem viktige påvirkningsfaktorer	74
10.1 Analyse av påvirkningsfaktorenes effekt på Naturindeksen	74
10.1.1 Arealinngrep	76
10.1.2 Klima	77
10.1.3 Høsting	79
10.1.4 Forurensing	79
10.1.5 Fremmede arter	80
11 Referanser	81
Vedlegg 1. Indikatorene i Naturindeks for Norge 2020	99
Vedlegg 2. Hovedøkosystem-avgrensning	107
Vedlegg 3. Påvirkningsfaktorer	108
Vedlegg 4. Hvordan gikk det med ekspertenes vurdering av utviklingen for biologisk mangfold fra 2010 til 2020?	110

Kontaktinformasjon

- Kap. 1, 2, 10 Simon Jakobsson, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
simon.jakobsson@nina.no
- Kap. 3 Elisabet Forsgren, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
elisabet.forsgren@nina.no
- Kap. 4 Hege Gundersen, NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
hege.gundersen@niva.no
- Kap. 5 Ann Kristin Schartau, NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo
ann.schartau@nina.no
- Kap. 6 Ken Olaf Storaunet, NIBIO, Postboks 115, 1431 Ås
ken.olaf.storaunet@nibio.no
- Kap. 7 Magni Olsen Kyrkjeide, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim,
magni.kyrkjeide@nina.no
- Kap. 8 Nina Elisabeth Eide, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
nina.eide@nina.no
- Kap. 9 Line Johansen, NIBIO, Postboks 115, 1431 Ås
line.johansen@nibio.no

Kapitler siteres som f.eks: Forsgren, E., Trannum, H.C., Gundersen, H., Lorentsen, S-H., Järnegren, J. & Kvile, K.Ø. 2020. Hav. I: Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.). 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. s: 18-28.

Forord

Denne rapporten presenterer resultatene for Naturindeks for Norge 2020. Naturindeks er et presentasjons- og rapporteringsverktøy for biologisk mangfold, der tilstanden til og utvikling av det biologiske mangfoldet i norsk natur oppsummeres hvert 5. år. Arbeidet med Naturindeks for Norge startet i 2007 og har tidligere blitt presentert i 2010 og 2015. Naturindeksen 2020 sammenfatter informasjon om 260 indikatorer, tilrettelagt av eksperter fra norske faginstitusjoner, og er beregnet for årene 1990, 2000, 2010, 2014 og 2019. Resultatene presenteres delt opp på sju hovedøkosystemer: hav, kystvann, ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland. Innsynsløsningen www.naturindeks.no supplerer denne rapporten, der resultater, datagrunnlag og bakgrunnsinformasjon for indikatorer, temaindekser og hovedøkosystem kan studeres i detalj.

Arbeidet med Naturindeks koordineres av Miljødirektoratet på oppdrag av Klima- og miljødepartementet, og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har hatt ansvar for å lede prosjektet Naturindeks for Norge 2020. NINA er siden tidligere ansvarlige for utvikling av rammeverket, samt å etablere, oppdatere og vedlikeholde sentral database og innsynsløsning for Naturindeks, i samarbeid med en rådgivende faggruppe etablert av Miljødirektoratet. I tillegg til NINA deltar Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Statistisk sentralbyrå (SSB) og Artsdatabanken i den rådgivende faggruppen. Havforskningsinstituttet (HI), NIBIO, NINA, NIVA og NTNU Vitenskapsmuseet har levert data og ekspertvurderinger til sentral database. NINAs ansvar er avtalefestet med Miljødirektoratet, mens andre institusjoners deltakelse er avtalefestet med NINA og/eller Miljødirektoratet. Naturindeks for Norge 2020 er beregnet av NINA med basis i data som dataleverandørene har lagt inn i databasen for Naturindeks.

Prosjektet Naturindeks for Norge 2020 har blitt koordinert av NINA ved Simon Jakobsson (prosjektleder) og Bård Pedersen (co-prosjektleder). Jakobsson har hatt ansvar for kontakt med oppdragsgiver, faggruppa for Naturindeks og indikatoransvarlige. Pedersen har hatt det analytiske ansvaret, inkludert ansvar for database og beregninger av indeksverdier. Prosjektledelsen har også bistått med innlesing av indikatordata i databasen for Naturindeks for Norge.

Rapporten er skrevet av forskere fra institusjonene NINA, NIBIO, NIVA, Universitetet i Agder og SSB, med Simon Jakobsson (NINA) og Bård Pedersen (NINA) som redaktører. Prosjektledelsen takker alle forfatterne og bidragsytere bak rapporten, øvrige deltakere i faggruppa og alle som har bidratt med data, analyser, utvikling av database og innsynsløsning, samt kvalitetssikring i de ulike stegene i prosjektet.

Else Løbersli har vært Miljødirektoratets hovedkontakt mot prosjektet, assistert av Eirin Bjørkvoll. Vi takker for konstruktivt og godt samarbeid.

Trondheim, 2. november 2020

Simon Jakobsson
Prosjektleder

NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
simon.jakobsson@nina.no

1 Introduksjon

Simon Jakobsson & Bård Pedersen
Norsk institutt for naturforskning

Naturindeks for Norge måler tilstanden til og utviklingen av biologisk mangfold i Norge. Et etablert og fleksibelt rammeverk sammenfatter tilstanden for det biologiske mangfoldet på tvers av arter og økosystem, og identifiserer behov for ny kunnskap om norsk natur. Denne rapporten presenterer resultatene fra den seneste oppdateringen av indeksen: Naturindeks for Norge 2020. I dette kapittelet omtales betydningen av biologisk mangfold og dets tilstand i et globalt perspektiv. Deretter beskrives formålet med Naturindeks for Norge og det gis en oppsummering av Naturindeksens oppbygging. Resultatene oppsummeres i Kap. 2, og presenteres i mer detalj pr. hovedøkosystem i Kap. 3–9. Disse resultatene settes deretter i sammenheng med påvirkningsfaktorer (Kap. 10).

1.1 Biologisk mangfold

Biologisk mangfold omfatter variasjonen av alt liv på jorda, fra gener til arter og økosystemer. De funksjoner og prosesser som det biologiske mangfoldet bidrar til, utgjør grunnlaget også for menneskesamfunnets liv og velferd ved sitt essensielle bidrag til økologiske funksjoner og forsyning av økosystemtjenester (Hooper et al. 2012, Mace et al. 2012, van der Plas 2019). Det biologiske mangfoldet er imidlertid under et stort og økende press. Vi blir stadig flere mennesker på jorda, og vi bruker mer og mer av det som tidligere var upåvirket natur, med negative konsekvenser for det biologiske mangfoldet (IPBES 2019). Det er blitt estimert at vi til sammen legger beslag på omtrent 25 % av den terrestriske plantebaserte produksjonen, har transformert mer enn 75 % av naturlige terrestriske økosystemer og bidratt til at mer enn 90 % av verdens fiskebestander er fullt utnyttet eller overbeskattet (CBD 2020, Ellis et al. 2010, FAO 2020, IPBES 2018, Krausmann et al. 2013). Norge utgjør ikke noe unntak fra disse trendene, der vi f.eks. har sett en rask nedbygging av villmarkspregete naturarealer (Miljødirektoratet 2020a), som er svært viktige områder for biologisk mangfold (Di Marco et al. 2019, Sverdrup-Thygeson et al. 2014).

For å snu slike negative trender er det viktig å vite hvordan tilstanden til det biologiske mangfoldet er, og hvordan den endrer seg over tid (Tittensor et al. 2014). Like viktig er en grundig forståelse av hvorfor det biologiske mangfoldet og økosystemene endrer seg, hvilke påvirkninger som er de viktigste drivene, og på hvilke romlige og temporære skalaer disse virker (jf. IPBES 2019). Selv om det biologiske mangfoldet omfatter alle de biologiske organisasjonsnivåene, er det fremdeles på artsnivå vi finner den mest etablerte kunnskapen. Å vurdere tilstanden for biologisk mangfold ved å se på utviklingen til arter har derfor lenge vært en anerkjent tilnærming (f.eks. Loh et al. 2005, Vackar et al. 2012), og det er dette Naturindeksen først og fremst fokuserer på.

1.2 Tilstanden for biologisk mangfold globalt

Tilstand og utvikling for verdens økosystemer oppsummeres regelmessig av konvensjonen for biologisk mangfold og ble sist oppdatert i 2020. Selv om de fleste målene knyttet til biologisk mangfold langt fra er oppnådde, finnes det positive tegn i den siste rapporten. For eksempel er målet om en samlet andel vernet areal for landområder og marine områder globalt på henholdsvis 17 og 10 % oppnådd (CBD 2020). Det er imidlertid ikke fastslått at disse representerer de mest økologisk relevante og viktige områdene, og heller ikke hvordan de henger sammen i et landskapsøkologisk perspektiv.

På artsnivå trues omtrent en fjerdedel av artene innenfor vel kjente taksonomiske grupper av utryddelse, noe som er anslått til å omfatte omtrent en million arter på tvers av alle artsgrupper (CBD 2020, IUCN 2020). Den globale indeksen 'Living Planet Index' oppsummerer utviklingen

for over 20 000 bestander av 4392 arter av amfibier, reptiler, fisk, fugl og pattedyr i verden. Fra 1970 til 2016 har disse bestandene i gjennomsnitt blitt redusert med 68 % globalt, og med 24 % i Europa (inkludert Sentral-Asia) (WWF 2020). 'Living Planet Index' bruker 1970 som referanseår for å beregne disse andelsreduksjonene. Dette bidrar sannsynligvis til den relativt beskjedne reduksjonen i nordlige områder, der en stor del av naturarealene allerede var tatt i bruk i 1970, sammenlignet med f.eks. Latin-Amerika og Karibia (med en estimert reduksjon på 94 %). Globalt er det ferskvann som er det mest utsatte økosystemet, med en gjennomsnittlig reduksjon av indeksverdien på 4 % pr. år (WWF 2020).

Den viktigste negative påvirkningen på biologisk mangfold globalt er forringelse av arters habitater gjennom arealbruk og andre arealinngrep (IPBES 2019). Det anslås at arealinngrep bidrar til ca. 30 % av reduksjonen i biologisk mangfold i terrestriske- og ferskvannsøkosystemer, med høsting av ressurser som den nest viktigste påvirkningen. I marine økosystemer er høsting av havenes ressurser den viktigste påvirkningen (29 %), men arealinngrep står fremdeles for mer enn en femtedel av påvirkningen på det biologiske mangfoldet i marine miljøer (IPBES 2019). For mer om påvirkninger og biologisk mangfold, se Kap. 10.

1.3 Formål med Naturindeksen

Den første utgaven av Naturindeks for Norge ble lansert i 2010 (Nybø 2010) og ble oppdatert i 2015 (Framstad 2015). Arbeidet med utviklingen av rammeverket for Naturindeks startet opp allerede i 2007. Inspirert av tidligere utviklete indekser for biologisk mangfold, f.eks. Natural Capital Index (ten Brink 2000) og Biodiversity Intactness Index (Scholes & Biggs 2005), ble et systematisk rammeverk bygget opp for Naturindeks for Norge (Certain et al. 2011, Nybø 2010, Pedersen & Nybø 2015). Naturindeksen kombinerer data av ulike typer: overvåkingsdata, modellberegninger og ekspertvurderinger, for best mulige utnyttelse av eksisterende kunnskapsgrunnlag for en kvantitativ sammenstilling av det biologiske mangfoldet. Ved å samle et stort utvalg av indikatorer for biologisk mangfold innenfor det samme rammeverket bidrar Naturindeksen til å gi en oversikt over utviklingen til det biologiske mangfoldet i Norge med vekt på arter. Naturindeksen bidrar også til å identifisere viktige kunnskapsbehov for forbedret overvåking av norsk natur.

I denne rapporten presenteres Naturindeks for Norge 2020, med tilstand til og utvikling av det biologiske mangfoldet i sju hovedøkosystemer: hav, kystvann, ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland. Hav- og kystøkosystemene inkluderer også to underkategorier, pelagiske- og bunnmiljøer. Disse underkategoriene er slått sammen i denne rapporten (se Kap. 3–4). Siden forrige oppdatering i 2015 (Framstad 2015) har indikatorutvalget blitt noe revidert: For noen økosystemer er indikatorutvalget redusert, for andre utvidet, og noen indikatorer har byttet tilhørighet mellom hovedøkosystemene (se Kap. 3–9 og Vedlegg 1). Disse endringene samsvarer med det endrete data- og kunnskapsgrunnlag som ligger til grunn for beregningene av Naturindeks, og er basert på vurderingene til ekspertene som har levert data for enkelte indikatorer, samt en rekke rapporter om enkelte økosystemer de siste årene (f.eks. Bjerke & Tømmervik 2020, Johansen et al. 2017, Pedersen et al. 2018, Pedersen et al. 2019). Samtidig har datagrunnlaget for flere av indikatorene blitt revidert, oppgradert og/eller re-analysert før det inngår i beregningene av indeksen (f.eks. Bærum & Dervo 2019, Gundersen et al. 2018, Sandvik 2019). Endret datagrunnlag resulterer også i oppdaterte tall bakover i tid, slik at resultatene kan sammenlignes over tid og mellom områder (se også www.naturindeks.no). Denne oppdateringen innebærer at verdier for 1990–2015 som rapporteres her, ikke er identiske med de som ble rapportert i 2010 og 2015 (jf. Framstad 2015, Nybø 2010).

Et rammeverk som er fleksibelt for endrete forutsetninger mht. datagrunnlag, kunnskap og annen informasjon, gjør Naturindeksen til et viktig verktøy for å sammenstille og formidle kunnskap om utviklingen av det biologiske mangfoldet. Det fleksible rammeverket gjør at man kan ta i bruk økt kunnskap i form av bedre grunnlagsdata, forbedrede modeller og bedre geografisk representativitet. Ved felles metodisk tilnærming i indikatorer og tilstandsvurdering for alle hovedøkosystemene presenterer Naturindeksen viktig informasjon om hvor og hvordan det samlede presset på

naturen i varierende grad påvirker det biologiske mangfoldet i Norge. I tillegg gjennomføres en enkel påvirkningsfaktoranalyse slik at Naturindeksen kan synliggjøre ulike effekter av påvirkninger, f.eks. av arealbruk og klima, på et overordnet nivå i norske økosystemer.

Biologisk mangfold er en av de sju egenskapene som brukes ved vurdering av økosystemtilstand innenfor Fagsystem for økologisk tilstand (under utvikling), der formålet er å se på utviklingen i økosystemene som helhet, inkludert økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet (Nybø & Evju 2017). For vurdering av økologisk tilstand er pr. i dag to ulike metoder utviklet og testet ut: indeksmetoden (Nybø et al. 2019) og fagpanelmetoden (Jepsen et al. 2019). Indeksmetoden baseres til stor grad på indeksering av indikatordata mht. til en referansetilstand på samme måte som i Naturindeksen (se Kap. 1.4), men kun et utvalg av indikatorene i Naturindeksen vil inngå i vurderingen av økologisk tilstand for fastlands-Norge i 2020–2021 (jf. Nybø et al. 2019). Naturindeksen gir derfor den mest omfattende kvantitative sammenstillingen av data om det biologiske mangfoldet i Norge. For mer informasjon om ulike fagsystemer og vurderingsprosesser koblet til biologisk mangfold og Naturindeks for Norge, se f.eks. Framstad (2015) og Nybø & Evju (2017).

1.4 Naturindeksens oppbygging

Naturindeksen 2020 sammenfatter informasjon om 260 indikatorer, som utgjør 281 økosystemspesifikke indikatorer (noen indikatorer inngår i flere økosystemer) (Vedlegg 1). Disse indikatorene inkluderer et utvalg av naturlig forekommende arter eller grupper av arter, samt noen mer overordnede indikatorer som er viktige for et bredere spekter av arter (f.eks. mengde død ved i skog). Hver indikator er tilknyttet et eller flere av de sju hovedøkosystemene: hav, kystvann, ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland. Hver indikator representerer også en av fem funksjonelle grupper: nedbrytere, planter, plantespisere, mellompredatorer og toppredatorer. Et antall indikatorer er angitt som nøkkelindikatorer, dvs. indikatorer som har en særlig viktig rolle for hele økosystemet og/eller representerer mange arter. Disse indikatorene representerer derfor ikke en funksjonell gruppe ved beregning av Naturindeksen (se under).

For hvert økosystem spesifiseres en referansetilstand som gjenspeiler en teoretisk intakt natur, med lite menneskelig aktivitet og gitt klimaet og stedegne arter i perioden 1961–1990 (klimanormalen), dvs. et biologisk mangfold som er karakteristisk for disse forholdene. For semi-naturlige økosystemer, som er formet av langvarig tradisjonell menneskelig påvirkning, er referansetilstanden definert med bakgrunn i et økosystem i god hevd, men med minimale andre typer av menneskelig påvirkning. Denne overordnede referansetilstanden ligger til grunn for fastsetting av referanseverdier for enkelte indikatorer (se www.naturindeks.no), og referanseverdiene brukes for skalering av indikatorverdiene (se under). Det finnes fremdeles områder der enkelte økosystemer kan anses å være i, eller nær, en slik referansetilstand. Data og kunnskap om slike områder er svært verdifulle for fastsetting av referanseverdier. I de fleste tilfeller er imidlertid denne typen tilstand nærmest en utopi, og derfor brukes best tilgjengelig kunnskap for å lage en kvalifisert vurdering av referansetilstanden, for økosystemet generelt og av referanseverdiene for de enkelte indikatorer (jf. Jakobsson et al. 2020).

1.4.1 Økosystemavgrensning

For arealbasert vekting (se Kap. 1.4.2) avgrenses hovedøkosystemene ved klassifisering av tilgjengelige kartgrunnlag (Vedlegg 2). Dette er en justert klassifisering basert på Venter & Stabbe-
torp (2019), og den samme klassifiseringen som brukes for vurdering av økologisk tilstand i terrestriske økosystemer ved bruk av indeksmetoden (Nybø et al. 2019). Dessverre er avgrensning av noen hovedøkosystemer problematisk når tilgjengelige datagrunnlag brukes som eneste kilde (f.eks. åpent lavland; jf. Nybø et al. 2019), men for Naturindeks for Norge 2020 brukes disse avgrensningene altså kun for arealbasert vekting av indikatorverdier ved beregning av aggregerte indeksverdier for større geografiske områder som landsdeler og hele landet.

1.4.2 Beregning av Naturindeksen

Referansetilstanden definerer skalaen som Naturindeksen kan variere innenfor. Indikatorene i et økosystem i referansetilstand vil ha verdi 1, mens indikatorer i et ødelagt økosystem vil ha verdi 0. I de fleste tilfeller tilsvarer en slik 0-verdi i Naturindeksen et totalt fravær av en indikator. Det er for Naturindeksen ikke definert noen kvalitative begrep knyttet til beregnede indeksverdier, utenom referansetilstanden (verdi 1) og et ødelagt økosystem (verdi 0) (i motsetning til f.eks. kategoriseringen av økologisk tilstand i Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) og vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018)).

Naturindeksen beregnes som et veid gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier for et gitt hovedøkosystem, geografisk område og år, inkludert den usikkerheten som er beregnet/estimert for de enkelte indikatorverdiene (Pedersen & Nybø 2015). Indikatorverdier > 1 trunkeres til 1 ved aggregering av flere indikatorer til en samlet indeks. De enkelte indikatorverdiene som danner grunnlaget for en samlet indeksverdi, kan derfor maksimalt oppnå en verdi tilsvarende referansetilstanden for økosystemet, selv om den tilstanden for en indikator ofte kan være høyere enn selve referanseverdien. Indikatorverdier trunkeres ikke for presentasjon av tilstand og utvikling av enkelte indikatorer (jf. figurer i Kap. 3–9). Ved aggregering (f.eks. for et hovedøkosystem eller en temaindeks, se Kap. 3–9) vektet nøkkelindikatorerne til totalt 50 %, og resterende indikatorer vektet slik at hver funksjonell gruppe tilegnes lik vekt (til sammen 50 %). For å unngå at enkeltindikatorer tilegnes utilsiktet stor vekt i beregningene har antall funksjonelle grupper blitt redusert for Naturindeks 2020 ved å slå sammen underkategoriene generalister og spesialister (jf. Framstad 2015). I tillegg vektet indikatorverdiene med den andelen av et gitt område der indikatoren har angitt verdi, inkludert arealvektning mht. dekning av hvert økosystem innenfor det aktuelle geografiske området (se Kap. 1.4.1). Ulikt tidligere versjoner av Naturindeks for Norge vektet indikatorverdiene ikke ned når indikatoren har tilhørighet til flere hovedøkosystem. I denne utgaven anses en relevant indikator for et økosystem å ha 100 % tilhørighet, da det kan være vanskelig å kvantifisere en indikators ev. reduserte funksjonelle betydning for det eller de økosystem som den representerer. Indikatorer med opprinnelig lav tilhørighet og med usikker kobling til et økosystem har i denne omgangen blitt tatt ut fra beregningene av Naturindeks 2020.

Selv om Naturindeksens rammeverk og database tillater presentasjon og aggregering av Naturindeksverdier ned på kommuneskala, lar dette seg sjelden gjennomføres da de fleste indikatorene mangler tilstrekkelig geografisk detaljeringsgrad. I stedet presenteres Naturindeksen på landsdels- eller havområdenivå. Landområdene og kystvann deles inn i Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge og Nord-Norge, havområdene er Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (**Figur 1.1**). I tillegg aggregeres noen indikatorer med fellestrekk – av betydning for forståelsen av tilstanden og utviklingen i et økosystem – til temaindeks (se Kap. 3–9).



Figur 1.1. Oversikt over region- og hav-områdeinndelingen i Naturindeks for Norge 2020. Landområdene og kystvann deles inn i Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge og Nord-Norge, havområdene er Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet.

1.4.3 Begrensninger og usikkerhet

Naturindeksen for Norge 2020 er beregnet for årene 1990, 2000, 2010, 2014 og 2019. Mange indikatorer har begrenset geografisk dekning, og disse får begrenset innvirkning på samlede indeksverdier (se over). I tillegg har mange indikatorer begrenset geografisk oppløsning, noe som betyr at de ikke vil fange opp tilstandsvariasjon på liten romlig skala.

Dataene som ligger til grunn for beregning av indikatorverdier i Naturindeks for Norge 2020, tilrettelegges av en eller flere eksperter fra en rekke ulike norske faginstitusjoner, og baseres på overvåkingsdata (37 %), modellerte verdier (24 %) og ekspertvurdering (39 %). Alle tre datatyper varierer med hensyn til kvalitet og usikkerhet (se f.eks. Pedersen & Nybø 2015). Ekspertvurderinger gir anslåtte verdier for indikatorer som har begrenset datagrunnlag, men man vurderer at enkelte eksperters kunnskap om indikatorens rolle i økosystemet, og respons på endringer i økosystemet, er god. Ekspertene oppgir også informasjon om hvilke påvirkningsfaktorer som vurderes å ha størst innvirkning på en indikator (Vedlegg 3). I tilknytning til arbeidet med Naturindeks for Norge 2010, ble ekspertene i tillegg spurt om forventete endringer i tilstandsindeksene for indikatorene i Naturindeksen fra 2010 til 2020 (Aslaksen et al. 2010). Dette har ikke blitt gjentatt for Naturindeks for Norge 2020, men en sammenlikning av disse vurderingene i 2010 av forventete Naturindeksverdier for 2020 med faktiske beregnede verdier for 2020 (basert på tall for 2019; denne rapporten) oppsummeres i Vedlegg 4.

Mange av dataseriene som Naturindeksen bygger på, mangler data for enkelte av tidspunktene indeksen beregnes for. Dette er uheldig av flere årsaker, først og fremst fordi en mangler dokumentasjon av indikatorenes tilstand. Hull i dataseriene påvirker også beregningen av vektene og kan i tillegg introdusere en bias i datagrunnlaget i forhold til de andre tidspunktene indeksen beregnes for. Dette alene vil kunne medføre at indeksverdien vil variere mellom år. For å unngå denne effekten erstattes manglende observasjoner med såkalte imputerte verdier. I denne sammenheng beregnes disse som «nøytrale verdier» som har som tilsiktet effekt at vektene for hver

tidsserie av indikatorverdier blir konstante gjennom hele tidsserien, slik at eventuell bias unngås, samtidig som usikkerheten i den beregnede indeksen blir større.

Formålet med Naturindeksen er å gi en samlet oversikt over tilstand til og utvikling av det biologiske mangfoldet i Norge. Selv om rammeverket gir rom for enkle analyser av f.eks. påvirkningsfaktorer (Kap. 10), gir ikke Naturindeksen i seg selv svar på hvorfor endringer i Naturindeksverdier observeres. I tillegg kan de sammensatte indeksverdiene bli basert på indikatorer med motsatt utvikling, slik at den samlede indeksverdien tilsier en uendret tilstand over tid. Det kreves derfor god økologisk forståelse, sammenligning med andre informasjonskilder, og potensielt mer utdypende studier for å forklare hvorfor endringer skjer.

Naturindeksen måler i utgangspunktet tilstanden og tilstandsendringer i økosystemene, ikke arealendringer. Selv om Naturindeksen bruker økosystemarealer for vektning av indeksverdier (se Kap. 1.4.1-2), finnes det pr. i dag ikke tilgang til gode data for økosystemenes arealutvikling over tid i Norge, noe som må til for en nyttig analyse av forhold mellom tilstand og arealendringer og hvordan trendene til disse utvikles over tid. Arealendringer vil imidlertid påvirke tilstanden til indikatorene direkte, f.eks. ved fragmentering og reduksjon av livsmiljøer, og gjennom det påvirke Naturindeksen. Arealendringer påvirker Naturindeksen også ved at ekspertvurderinger tar hensyn til slike indirekte effekter på tilstandsindikatorer (f.eks. for tilstand semi-naturlig eng og strandeng), og gjennom bruk av arealindikatorer som «proxy» for arealendringenes effekt på tilstanden i et økosystem (f.eks. areal av våtmarkstyper). Det er så langt heller ikke utviklet en indeks som på tilsvarende måte som i Naturindeksen sammenfatter tilstanden for norske naturtyper (jf. Pedersen et al. 2013).

For mer informasjon om Naturindeksens rammeverk, se Pedersen og Nybø (2015), Framstad (2015) og Naturindeksens innsynsløsning (www.naturindeks.no). Indikatorene som inngår i Naturindeks for Norge er listet i Vedlegg 1. Indikatorene og Naturindeksens datagrunnlag presenteres nærmere på innsynsløsningen.

2 Naturindeksens bilde av utviklingen av biologisk mangfold

Simon Jakobsson & Bård Pedersen
Norsk institutt for naturforskning

Naturindeks for Norge 2020 viser en betydelig variasjon mellom økosystemer med hensyn til det biologiske mangfoldet, med indeksverdier fra 0,41 opp til 0,74 for enkelte økosystemer i 2020. Variasjonen er større mellom økosystemer enn mellom regioner og havområder innenfor hvert økosystem. Betydningen av hvilke påvirkningsfaktorer som har størst negativ effekt på Naturindeksens verdi, varierer mellom økosystemene. I de fleste terrestriske økosystemene og ferskvann påvirkes indeksverdiene mest av arealbruk og fysiske inngrep, mens klima og beskatning/høsting er sterkere påvirkningsfaktorer i de marine økosystemene. Det er fremdeles behov for bedre overvåkingsdata, bedre representasjon av enkelte funksjonelle grupper og andre metodiske forbedringer for å øke kvaliteten og redusere usikkerheten i Naturindeksverdiene.

2.1 Naturindeksen i tid og rom

Naturindeksen viser at tilstandsindeksene for norske økosystemer i 2019 er til dels betydelig lavere enn referansetilstanden. Lavest verdi har indeksene for skog med 0,41, åpent lavland med 0,44, og fjell med 0,56. Målt med naturindeksen er tilstanden for våtmark og ferskvann bedre, med indeksverdier på henholdsvis 0,68 og 0,74. Naturindeksverdien for havområdene er 0,70 og for kystvann 0,67.

Utviklingen av verdiene for Naturindeksen siden 1990 varierer mellom hovedøkosystemene. Fra 2000 og framover ser vi en svak positiv utvikling for skog og ferskvann, mens utviklingen har vært svak negativ for fjell, og Naturindeksverdien i åpent lavland viser en klar nedgang. For våtmark har tilstanden vært nokså stabil, men med en svak nedgang fram til 2010, og med en tilnærmet uendret verdi fra 2010 til 2019. I havet og kystvannene har tilstanden målt med naturindeksen også vært nokså stabil. Men dette resultatet skjuler at det i samme periode har skjedd store endringer i flere av indikatorenes tilstandsverdier, både i negativ og positiv retning, og som til sammen oppveier hverandre i Naturindeksen. Endringene i tilstanden for de ulike hovedøkosystemene, og mulige årsaker til endringene, er nærmere gjennomgått i kapitlene for hvert hovedøkosystem (Kap. 3–9), og oppsummeres under.

2.1.1 Naturindeksen i de ulike hovedøkosystemene

Naturindeksen for hav viser en positiv utvikling fra 1990 til 2010, men de siste ti årene har det vært en svakt negativ trend for økosystemet. Denne utviklingen ser nokså lik ut for de ulike havområdene, med unntak av Nordsjøen, der vi ser et mer stabilt nivå for Naturindeksen. Store naturlige miljø- og bestandsvariasjoner i sterkt forvaltede bestander i kombinasjon med et relativt tynt datagrunnlag gjør det vanskelig å skille ut tydelige trender for økosystemet i sin helhet. Høsting og klima er de viktigste påvirkningene, samtidig som det er dårlig kunnskap om langtidseffekter av havforsuring på det biologiske mangfoldet.

Naturindeksen tyder på at tilstanden i kystvann totalt sett har vært relativt stabil de siste 30 årene, med en svak nedgang den siste femårsperioden, drevet av en negativ trend i Nord-Norge. Endret klima, forurensing og menneskedrevne forskyvinger i næringskjedene har de siste årene hatt negativ påvirkning på blåskjell i Sør-Norge, en viktig indikator for bunnøkosystemet i kystvann. Tareskogen i Nord- og Midt-Norge har en positiv utvikling. Tilstanden for sukkertare i sør ble kraftig redusert mellom 1990 og 2000, men viser nå tegn til svak forbedring. Kystvann erfarer en svært kompleks påvirkningsprosess som inkluderer forurensing, oppdrettsanlegg, båttrafikk og andre menneskelige inngrep, og disse varierer mellom ulike deler av kysten.

Målt med Naturindeksen, er tilstandsindeksen for biologisk mangfold i ferskvann i Norge generelt høy. Tilstanden på Sørlandet og deler av Vestlandet er noe lavere, noe som skyldes omfattende og langvarig forurening. En rekke forvaltningstiltak er satt i verk etter 1990, der blant annet fredning av enkelte truede arter, reduserte tilførsler av sur nedbør og kalking av vassdrag, noe som har hatt en positiv effekt. Samtidig har økt overgjødning og habitatødeleggelse ved vannkraftutbygging og andre inngrep hatt en negativ effekt. I samvirke med klimaendringer forventes dette å føre til økt press på det biologiske mangfoldet i ferskvann i framtiden.

Naturindeks for våtmark har hatt en svak nedadgående utvikling fra 1990 til 2010, med en tilnærmet uendret verdi fra 2010 til 2019. Indikatorene er i hovedsak påvirket av menneskelig aktivitet, med unntak av f.eks. palsmyr som er påvirket av klimaendringer. De siste årene har flere myrer blitt restaurert i Norge, men det vil fortsatt være behov for å restaurere og verne våtmarksarealer for videre forbedring av tilstanden i økosystemet i Norge. Det er i tillegg stort behov for et bedre datagrunnlag for å fange opp tilstanden i våtmark.

Naturindeksen for skog viser relativt lave verdier for det biologiske mangfoldet, med en negativ trend mellom 1990 og 2000, og en økende trend etter 2010. Flere nøkkelindikatorer som er negativt påvirket av skogbruk, som eldre lausvokst, gamle trær og død ved, bidrar relativt sterkt til det lave nivået. En negativ utvikling for smågrogger og flere fugleindikatorer er medvirkende årsaker til nedgangen tidlig i perioden, mens indikatorene blåbær, gammel skog og rognosp-selje bidrar til økningen etter 2010. Utviklingen over tid illustrerer at endringene i skogøkosystemet skjer langsomt.

Naturindeksen for fjell viser en gradvis nedgang i perioden 1990–2019 i alle deler av landet, men går noe saktere i Nord-Norge. Negativ utvikling for smågrogger, lirype og fjellrype i den samme perioden har trukket indeksverdiene ned, samtidig som villrein og tamrein har trukket indeksen for fjellet opp. Temaindeksen for alpine spurvefugler viser seg å være relativt stabil gjennom perioden. Indeksverdien for jerv har økt noe i siste periode, men arten ligger svært langt unna naturlige tettheter, mens tilstanden for kongeørn er nært referansetilstanden for arten. Klimaendringer kan true fjellnaturen på lang sikt, men mange arter er også negativt påvirket av arealbruk.

Naturindeksen for åpent lavland har lav verdi og en negativ utvikling fra 1990 til 2019. Hovedårsaken til den lave verdien er opphør av ekstensiv skjøtsel i jordbruket (beite, slått eller lyngsviing), med påfølgende gjengroing eller intensivert drift av arealene (økt gjødning, sprøyting, jordbearbeiding etc.). Naturindeksen viser en fortsatt negativ utvikling for tilstandsindikatorer for naturtypene kystlynghei og semi-naturlig eng og strandeng. Dette er naturtyper som er viktige for bestandsutviklingen til en rekke arter. Ekstensiv skjøtsel er nødvendig for å opprettholde slike semi-naturlige naturtyper og det tilhørende biologiske mangfoldet.

2.2 Behov for bedre kunnskap

Selv om Naturindeks for Norge 2020 sammenfatter informasjon om 260 indikatorer i sju hovedøkosystemer, vil ytterligere forbedring av datagrunnlaget gi enda sikrere mål på tilstanden til det biologiske mangfoldet og økt kunnskap om årsaker til tap. For å opprettholde og videreutvikle kunnskap om tilstand og utvikling for det biologiske mangfoldet i Norge er det viktig å videreføre pågående overvåking og igangsette ny viktig overvåking (Johansen et al. 2019, Pedersen et al. 2018, 2019, Schartau et al. 2016b). Tidsserier er ikke bare svært viktige for å oppdage endringer i indikatorverdier, men også for økt forståelse av effekter av påvirkningsfaktorer, der harmonisering av datagrunnlag for indikatorer og påvirkningsfaktorer kan bidra til økt kunnskap (jf. Garnåsjordet et al. 2019).

I alt 50 % av Naturindeksens verdi utgjøres av nøkkelindikatorer, indikatorer som har en særlig viktig rolle for hele økosystemet og/eller representerer mange arter. I tillegg brukes eller planlegges bruk av datagrunnlaget for en rekke indikatorer også i Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). For økt kunnskap om økosystemenes nøkkelfunksjoner og helhetlige tilstand er det derfor viktig at overvåking av slike indikatorer prioriteres. Det er imidlertid mye å hente også på å sammenstille mer av eksisterende informasjon om arter og økosystemer. Dette inkluderer f.eks. bruk av Artskart/artsobservasjoner for modellering (f.eks. Olsen et al. 2020), og data som ligger i ulike forskeres arkiver som eventuelt kan gi bedre grunnlag for estimering av referanseverdier (f.eks. Kvasnes et al. 2019). I tillegg har utviklingsarbeid for mange av indikatorene i Naturindeksen vist hvordan bruk av robuste modeller og analysemetoder for tidsserie-data kan bidra til bedre forståelse av indikatorenes variasjon i tid og rom (f.eks. Bærum & Dervo 2019, Gundersen et al. 2018, Sandvik 2019).

I marine miljøer er klima og beskatning de viktigste påvirkningsfaktorene (Kap. 10). Det er derfor viktig å sikre at data innhentes om indikatorer som påvirkes direkte eller indirekte av disse påvirkningsfaktorene. Kommersielle fiskebestander er relativt godt overvåket (Arneberg et al. 2018, 2019, 2020), mens datagrunnlaget for ikke-kommersielle arter er dårligere, f.eks. mangler arealrepresentative data for mange virvelløse dyr og alger. I tillegg trengs en bedre forståelse av de økologiske mekanismene som styrer endringene i indikatorentilstandene, og utvikling av indikatorer som indikerer økosystemenes evne til å tåle stress og forstyrrelser. Da arealbruk trekkes fram som den påvirkningen som forårsaker størst tap av biologisk mangfold i terrestriske økosystemer (Kap. 10), er det viktig med systematisk overvåking av biologisk mangfold som er rettet mot å øke forståelsen av effektene av arealbruk. De siste årenes utvikling av nye overvåkingsprogrammer for terrestriske systemer (Johansen et al. 2019, Tingstad et al. 2019, Åström et al. 2019), i tillegg til allerede vel etablert overvåking (Kålås et al. 2020, Viken 2018), vil forhåpentligvis kunne bidra med viktig arealrepresentativt datagrunnlag til Naturindeksen i framtiden. Det er i tillegg behov for tilrettelegging av tilnærminger for bruk av data fra hekkefuglovervåkingen (TOV-E) med større grad av geografisk oppløsning, inkludert en kvantitativ estimering av referanseverdier på den samme skalaen (jf. Kvasnes et al. (2019) og Nilsen og Mattison (2019), der noe slik metodisk utvikling allerede er startet). For ferskvann er det behov for bedre representasjon av indikatorer følsomme for vassdragsreguleringer, klima og fremmede arter, i tillegg til mer arealrepresentativt datagrunnlag. For våtmark trengs generelt forbedret datagrunnlag basert på overvåking, både i felt og ved bruk av fjernmåling, og for åpent lavland er det et stort overvåkingsbehov ikke bare for tilstandsendringer, men også for arealendringer av de semi-naturlige naturtyperne innenfor hovedøkosystemet.

Hvis vi ser bort fra havområdene, utgjør økosystemene skog, fjell og kystvann størst andel av totalarealet for Norge ut til 1 nautisk mil fra grunnlinja i sjøen, med henholdsvis 26 %, 25 % og 20 %. Ferskvann, våtmark og åpent lavland dekker hver mindre enn 7 % av totalarealet. Resten utgjøres av areal typer som ikke omfattes av Naturindeksen. Dessverre har vi pr. i dag ikke tilgang til gode data for arealutviklingen over tid for alle økosystemer, og det er stort behov for at Norge etablerer et system for å overvåke arealutviklingen hos økosystemene. Naturindeksen bruker derfor en statisk representasjon av økosystemarealer i Norge (se Kap. 1.4.1 og 1.4.3), selv om arealet med skog har økt siden 1990 (SSB 2020a), og at areal med fjell, åpent lavland og våtmark har blitt redusert (jf. Framstad 2015).

3 Hav

Elisabet Forsgren¹, Hilde C. Trannum^{2,3}, Hege Gundersen², Svein-Håkon Lorentsen¹, Johanna Järnegren¹ & Kristina Ø. Kvile²

¹ Norsk institutt for naturforskning

² Norsk institutt for vannforskning

³ Universitetet i Agder

3.1 Økosystemet hav

Norge har store havområder. Her fins en rekke ulike naturtyper og et stort artsmangfold, som utgjør viktige naturverdier og økonomiske ressurser, inkludert noen av verdens største fiskebestander. Fysiske miljøforhold som lys, temperatur, havstrømmer, salinitet og bunnforhold, setter grenser for livet i havet. På våre breddegrader, med stor årstidsvariasjon i temperatur og lys, har vi store sesongmessige fluktuasjoner i økosystemene. Havøkosystemene kjennetegnes av komplekse økologiske sammenhenger der arter påvirker hverandre. Planteplankton i de øvre vannmassene omdanner næringsstoffer og sollys og gir grunnlaget for organismer på andre trofiske nivå i næringsnett (Sakshaug et al. 2009, Skjoldal 2004).

Nordøst-Atlanterhavet, inkludert norske havområder, er under meget stor press fra menneskeskapt påvirkning, og er faktisk blant de mest påvirkete havområdene globalt sett (Halpern et al. 2008). Tap av dyrearter i havene som skyldes menneskelig aktivitet, er så langt av vesentlig mindre omfang og har begynt mye senere enn på land, men mye tilsier at raten vil øke drastisk og dermed forandre de marine økosystemenes funksjon og økosystemtjenester fremover (McCauley et al. 2015). De pågående klimaendringene med blant annet økt vanntemperatur får stor innvirkning på livet i havet, som for eksempel endringer i vandringsmønstre, utbredelse, gytetidspunkt, eggoverlevelse, reproduksjonssuksess m.m. hos fisk (Barceló et al. 2016, Berge et al. 2015, MacDonald et al. 2019, Pankhurst & Munday 2011). Økt CO₂-konsentrasjon fører også til lavere pH og forsuring av havet. Fangst og fiskeri er en annen viktig påvirkningsfaktor som kan føre med seg problemer med overbeskatning og bifangst. Intensivt fiske kan utøve sterkt seleksjonspress og medføre endringer i livshistorietrekk, atferd, fysiologi og morfologi gjennom fiskeri-indusert evolusjon (Laugen et al. 2014). Det er også negative effekter ved bunntråling som forringer eller ødelegger bunnhabitater. I tillegg påvirker olje- og gassindustrien havøkosystemene gjennom leteboringer, drift av anlegg og oljesøl. Utbygging av havvind vil også legge beslag på areal og kan påvirke marine økosystemer under både bygging og drift, men foreløpig har vi lite kunnskap om dette. I tillegg kan støy fra seismikk og annen aktivitet også påvirke dyrelivet i havet (Sivle et al. 2020). Andre påvirkninger er for eksempel plastforsøpling og spøkelsesfiske, som har fått økt oppmerksomhet de seneste årene, og spredning av fremmede arter.

Vi har begrenset kunnskap om livet i havet, spesielt om de dypere områdene. Dette gjelder også for Naturindeksen (se **Boks 3.1**). Både tilgang til gode data og utvalget av marine arter som inngår er meget begrenset, og kunnskap om referanseverdier er usikker for veldig mange av de marine artene. Dette bidrar til usikkerhet i Naturindeksen for havøkosystemene. Naturindeksen er ikke et eksakt tall som sier «alt» om tilstanden, og gir heller ikke detaljkunnskap som kan brukes i forvaltningen. For å få mer informasjon om våre marine økosystemer er det viktig å komplettere med annen kunnskap.

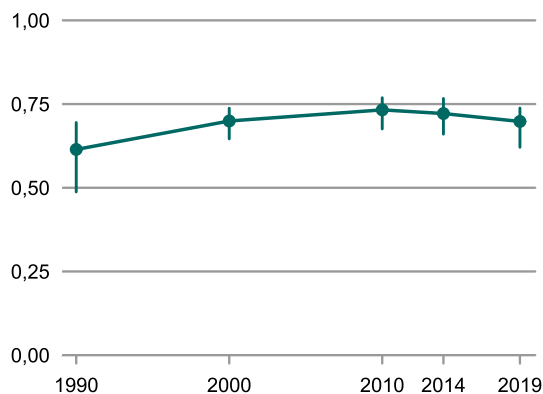
Boks 3.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Hav

- Økosystemet hav omfatter havområder i norsk økonomisk sone og defineres som området mellom 1 og 200 nautiske mil utenfor grunnlinja. Omfatter ikke norsk økonomisk sone rundt Svalbard og Jan Mayen.
- Det er 28 indikatorer for hav: 17 arter av beinfisk, seks sjøfuglarter (sju i indeksen for pelagiske sjøfugl), tre pattedyr, ett krepsdyr (dypvannsreke), samt en indikator for artsmangfold på bløtbunn (Vedlegg 1). Seks arter beinfisk samt bløtbunnsindikatoren er regnet som nøkkelindikatorer. Indikatorene er tilknyttet havbunnen (14) og/eller pelagialen, det vil si vannmassene (24). Det er viktig å nevne at antall indikatorer for hav er mer enn halvert siden siste oppdatering av Naturindeksen i 2015, som et resultat av revurderinger av datagrunnlaget for havindikatorene. Dette medfører at sentrale deler av marine økosystemer, som dyreplankton og hardbunnfauna, ikke inngår i Naturindeks for hav. Som i 2015 inngår heller ikke planteplankton.
- Datagrunnlaget består av 32,2 % overvåkingsdata, 55,3 % modellbaserte estimater og 12,4 % ekspertvurderinger. I de genererte tidsseriene for indikatorene samlet sett mangler verdier for 6,8 % av observasjonene. Vektandelene for de ulike datatypene i beregningen av Naturindeks 2020 for hav er 26,3 % overvåkingsdata, 53,1 % modelldata, 13,0 % ekspertvurderte data og 7,6 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3). Det er betydelig usikkerhet i marine bestandsdata som følge av innsamlingsmetodikk og beregningsmodeller.
- Kunnskapen om naturtilstand er begrenset, både fordi gode historiske data er mangelvare, men også fordi det er vanskelig å anslå referansetilstander for bestander med store naturlige svingninger, noe som preger mange fiskearter. Det er derfor knyttet usikkerhet til referanseverdiene.
- Beregning av indekser for havindikatorene er i hovedsak basert på fisk- og pattedyrdata fra Havforskningsinstituttet og overvåkingsdata av sjøfugl i regi av NINA gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet SEAPOP (www.seapop.no). Datagrunnlaget for bløtbunnfauna kommer fra DNV GL sin såkalte MOD-database med data fra miljøovervåking av oljevirkosomhet på norsk sokkel samt Miljødirektoratets kystovervåkingsprogram ØKOKYST. For mer informasjon om enkeltindikatorer, se www.naturindeks.no.
- Naturindeksen har en betydelig overvekt av virveldyr i utvalget av indikatorer, og relativt få virvelløse dyr er representert, men bløtbunn artsmangfold er den indikatoren med høyest vekt. Mangelfull kunnskap, spesielt om ikke-kommersielle arter, gjør at det er vanskelig å si om vektingen reflekterer faktiske trender i havet.

3.2 Naturindeksens tilstand og utvikling i havet

3.2.1 Havområdene

De norske havområdene deles inn i havregioner fra Skagerrak og Nordsjøen i sør, via Norskehavet til Barentshavet i nord (se **Figur 1.1**). Norge har helhetlige forvaltningsplaner for disse (Meld. St. 20 2019–2020), som har noen av verdens rikeste fiskeressurser. Havområdene er forskjellige med hensyn til miljøforhold som temperatur, salinitet, tidevann, dybde og strøm- og bunnforhold. Naturindeksen for hav har variert mellom 0,61 og 0,73 i perioden fra 1990 til i 2019 (0,70 i 2019) (**Figur 3.1**). Den laveste verdien var i 1990, men samtidig er det størst usikkerhet knyttet til den verdien.

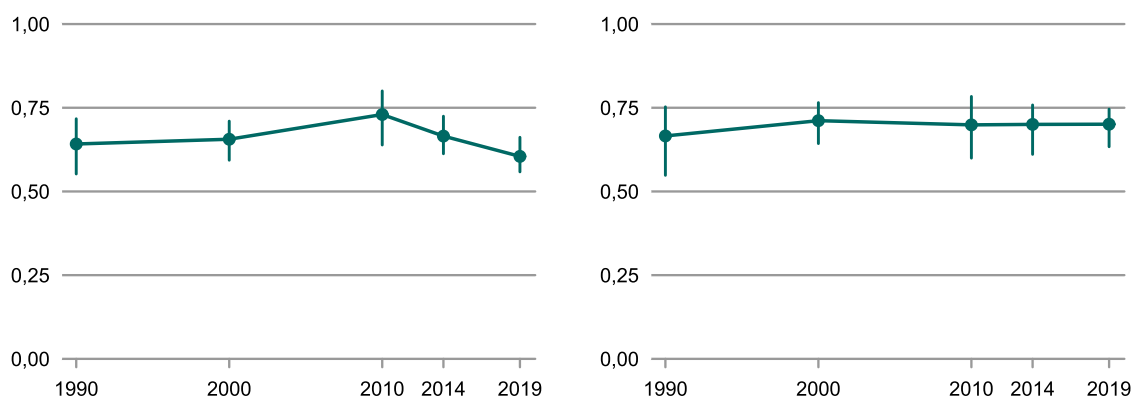


Figur 3.1. Utviklingen i Naturindeks for hav, basert på 28 indikatorer.

Nordsjøen-Skagerrak

Nordsjøen-Skagerrak er et grunt sokkelhav, med unntak av den dypere Norskerenna som løper utenfor norskekysten med maksimal dybde 700 m utenfor Arendal. Havområdet er under meget stor menneskelig påvirkning (Halpern et al. 2008, Storeng et al. 2012). Det foregår mye aktiviteter til havs i form av skipstrafikk, og det er et av de mest trafikkerte sjøområdene i verden. I tillegg er det omfattende olje- og gassaktivitet og stor fiskeriaktivitet, herunder tråling. Området er påvirket av forurensing fra store europeiske elver som munner ut her, langtransporterte miljøgifter, og marint søppel fra tett befolkede områder lenger sør.

Nordsjøen og Skagerrak er et område med høy produksjon og mange kjente fiskebanker. Tobis, som er viktig i fiskeriet, har gyteområder i Nordsjøen. Naturindeks for Skagerrak og Nordsjøen ligger på henholdsvis 0,61 og 0,70 for 2019, noe som indikerer at tilstanden er noe dårligere i Skagerrak enn i Nordsjøen (**Figur 3.2**).



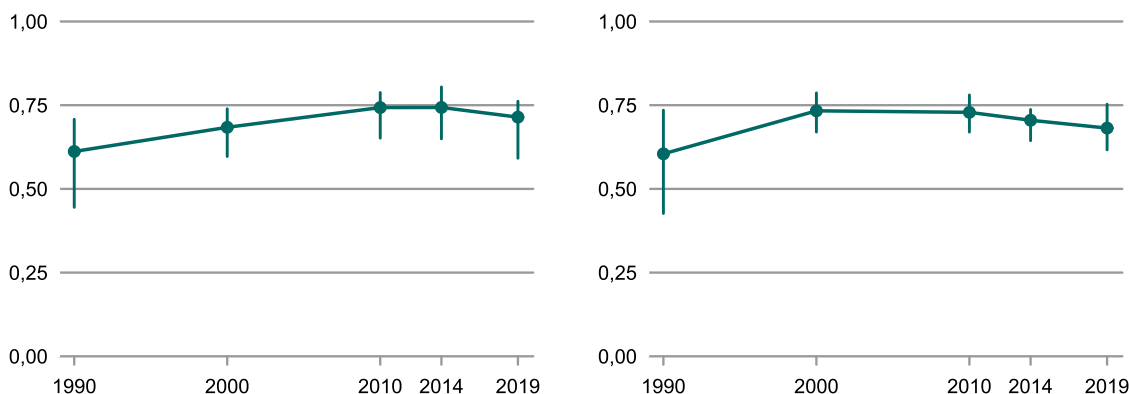
Figur 3.2. Utviklingen i Naturindeks for Skagerrak (venstre, basert på 12 indikatorer) og Nordsjøen (høyre, basert på 15 indikatorer).

Norskehavet

Norskehavet er vesentlig dypere enn de andre norske havområdene. Her er også dybdeforskjellene store, fra kystplatået og ut til dyphavet med havdyp på over 3500 m. Noen av verdens største og viktigste kommersielle fiskebestander, som norsk vårgytende sild og nordøstarktisk torsk (skrei), gyter her utenfor Møre og Lofoten/Vesterålen. I tillegg til viktige fiskerier drives det med olje- og gassutvinning i Norskehavet, men nivåene av forurensende stoffer er generelt lavere her enn i Nordsjøen og Skagerrak (Arneberg et al. 2019). Naturindeksen har vært på over 0,7 siden 2010, dvs. relativt høy (**Figur 3.3**). Sentrale fiskebestander i Norskehavet (kolmule, norsk vårgytende sild og makrell) har økt de siste tiårene og har en høy samlet gytebiomasse (Arneberg et al. 2019).

Barentshavet

Barentshavet er et grunt sokkelhav i Arktis med flere grunne områder (< 200 m) som er viktige fiskebanker. Barentshavet har et relativt lavt arts mangfold, men høy biomasseproduksjon (Sakshaug et al. 2009). Atlanterhavsstrømmen bringer inn næringsrikt og relativt varmt vann, som gir et godt grunnlag for planktonproduksjon, og dermed arter som lodde, polartorsk, ungsild og reke. Høyere opp i næringsnettet finner vi nordøstarktisk torsk, hyse, samt sjøpattedyr og tette bestander av sjøfugl (Arneberg et al. 2020). Iskantsonen er et viktig område med stor betydning for biologisk produksjon og mangfold. Flere fiskebestander forvaltes felles av Norge og Russland. Det drives også fangst av sjøpattedyr (grønlandssel og vågehval). Det foregår mye petroleumsvirksomhet i Barentshavet, med leting og utvinning av olje og gass. Naturindeks for Barentshavet har gått fra 0,61 til 0,73 i perioden 1990–2000 og deretter sunket gradvis til 0,68 i 2019 (**Figur 3.3**).



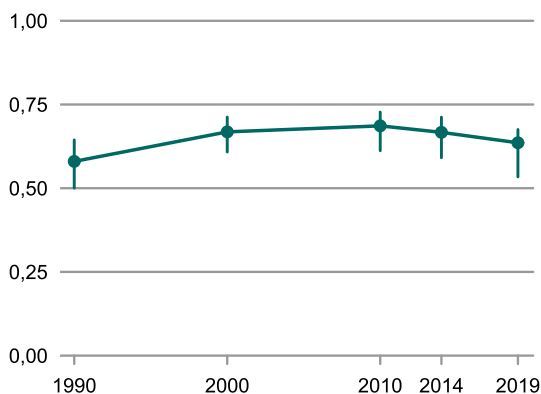
Figur 3.3. Utviklingen i Naturindeks for Norskehavet (venstre, basert på 21 indikatorer) og Barentshavet (høyre, basert på 19 indikatorer).

3.2.2 Pelagiske samfunn

En høy oppblomstring av planteplankton om våren legger grunnlag for høy produktivitet i de norske pelagiske økosystemene. Store mengder med dyreplankton beiter på disse og spises i sin tur av mindre fisk og fiskelarver, som igjen blir mat for predatorer høyere opp i næringsnettet. Topp-predatorer har en viktig funksjon i økosystemet. Overfiske og kollaps av topp-predatorer vil påvirke arter lenger ned i næringskjeden og kan føre til store endringer i økosystemet og regimeskifter, som i Østersjøen da torskebestanden kollapset og brisling (mellompredator) økte i tetthet (Casini et al. 2009). Flere arter har store naturlige svingninger som del av en naturlig bestandsdynamikk, miljøforhold og interaksjoner med andre arter. Lodde har for eksempel vist betydelige svingninger som synes å være til dels naturlige (Skaret 2018). Dette kan gjøre det

utfordrende å sette en fast referanseverdi og vanskelig å estimere tilstanden hos en art sammenlignet med dens "naturtilstand".

Temaindeksen for pelagiske samfunn inkluderer også noen såkalte bento-pelagiske arter som tidvis oppholder seg nær havbunnen. Nøkkelarter som inngår, er sild, lodde, makrell, tobis (fem arter fra sil-familien) og torsk. Indeksen har holdt seg noenlunde stabilt mellom 0,58 og 0,69 i perioden fra 1990 til 2019, med toppunkt i 2010, og ligger nå på 0,64 (**Figur 3.4**).



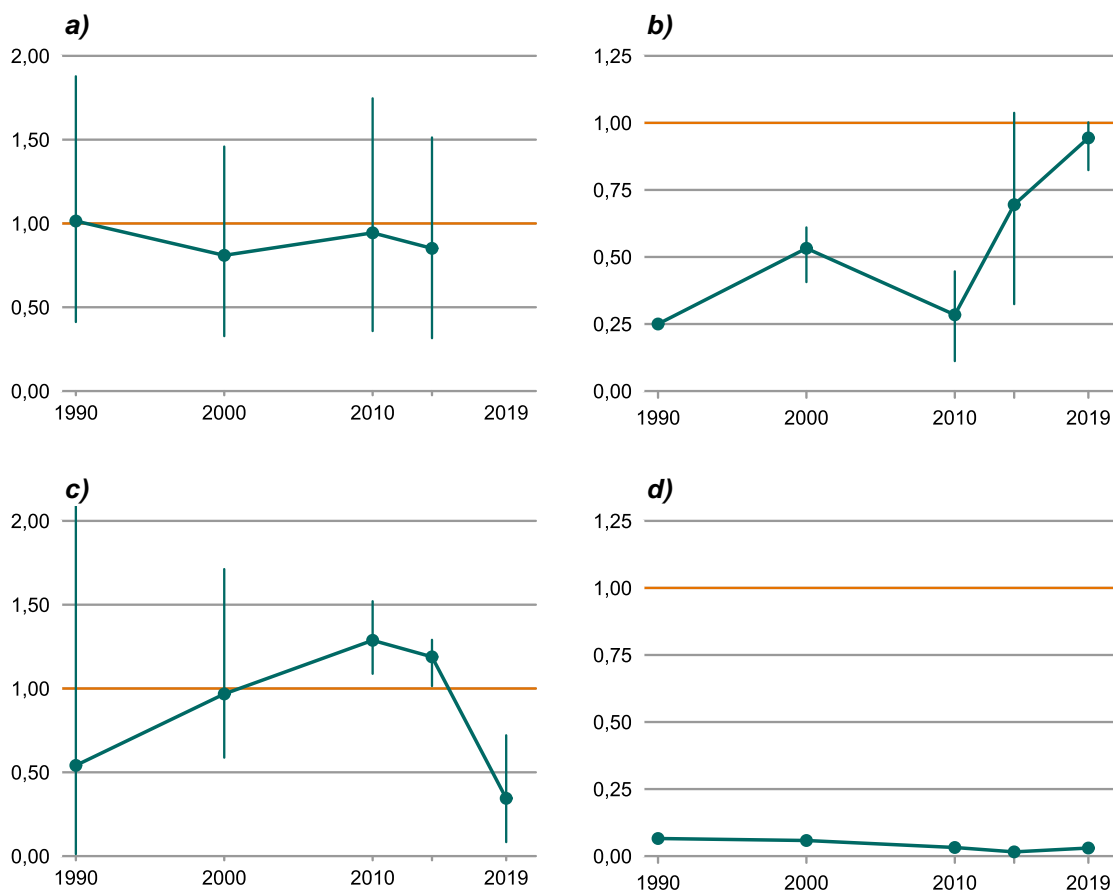
Figur 3.4. Utviklingen for temaindeksen for pelagiske samfunn, basert på 24 indikatorer.

En forklaring til den generelt høye tilstandsindeksen kan nok være at mange kommersielle fiskebestander er godt forvaltet og har en tilfredsstillende tilstand og utvikling (Arneberg et al. 2019, Huse & Bakketeig 2018). Gode akustiske tokt, gode fangstdata fra fiskeflåten og områdebasert forvaltning som hindrer for stort lokalt fisketrykk, bidrar til dette, som for tobis i Nordsjøen (Lorentzen 2020, **Figur 3.5a**). Et annet eksempel er den nordøstarktiske torsken i Barentshavet der man har fulgt forvaltningsplanen i flere år (Bogstad 2018). Men for havbestander av torsk er det store forskjeller mellom områder, og tilstandsindeksen er meget lav i Nordsjøen og Skagerrak (**Figur 3.6**). Arter som kolmule har vist en positiv trend de seneste ti årene (**Figur 3.5b**), mens andre arter har svingt mer, som lodde (**Figur 3.5c**). Noen bestander har svært lave tilstandsindeksverdi, og vanlig uer er på den norske Rødlista for arter som sterkt truet (Henriksen & Hilmo 2015a, **Figur 3.5d**). Uer er nå fredet for direkte fiske, men tas likevel som bifangst (Planque et al. 2018). Flere sjøfugler sliter også (se Kap. 3.2.3). Det er altså stor variasjon mellom enkeltarter i Naturindeksen (0–1), likeså når det gjelder trender over tid. Tilstandsverdien for en enkeltindikator kan være større enn 1, dvs. høyere enn indikatorens referanseverdier, men når den inngår i beregningen av den samlede havindeksen, trunkeres den ved 1 (slik at ingen verdier er over 1; se Kap. 1.4.2).

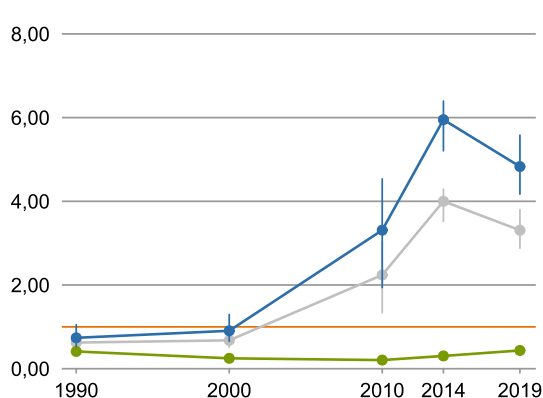
Klimaendringene kan føre til komplekse endringer i økosystemene, både positive og negative, fordi artene påvirker hverandre direkte og indirekte (Hauge 2020, Ottersen et al. 2010, Stige et al. 2010). Relativt varmekjære arter som makrell (Berge et al. 2015), har trolig blitt positivt påvirket av økt havtemperatur, mens kaldtvannsarter som polartorsk, ser ut å være negativt påvirket (**Figur 3.7**). Indeksverdien for polartorsk var 0,03 i 2014, og den er nær truet i norsk Rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015a). Flere arter sjøfugl som beiter på pelagiske arter, har gått ned over tid, noe som trolig til stor del kan forklares av økt havtemperatur og endringer i næringsnettet (se Kap. 3.2.3).

Flere arter av sjøpattedyr er topp-predatorer i de pelagiske økosystemene, men bare tre arter inngår i Naturindeks for hav: vågehal, klappmyss og grønlandssel, men datamangel gjør at trendene over tid er usikre. For klappmyss mangler verdier etter 2010, men arten er på Rødlista som sterkt truet på grunn av sterk nedgang (Henriksen & Hilmo 2015a). Det har foregått kommersiell fangst av klappmyss i over 100 år, men selv om den nå er fredet, har nedgangen fortsatt, noe som tyder på at andre negative påvirkningsfaktorer enn fangst pågår (Henriksen & Hilmo

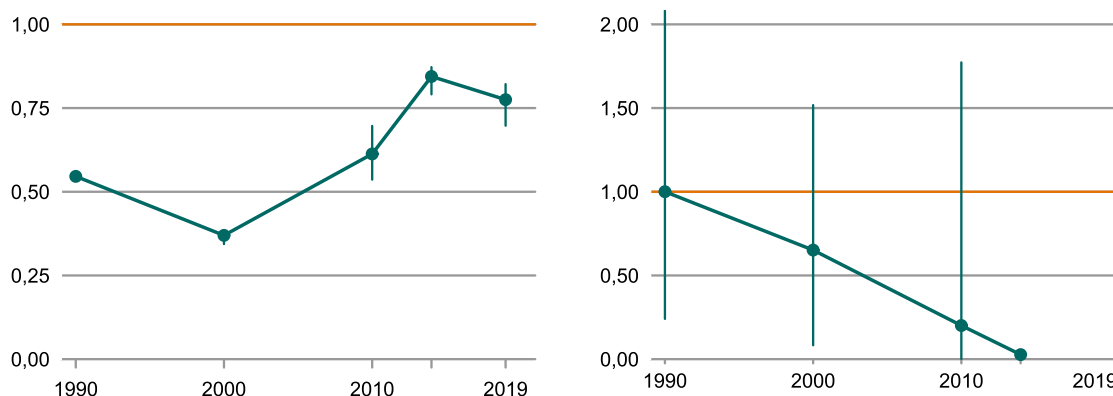
2015a, Norsk Polarinstittutt, www.npolar.no). Hovedtrusselen mot flere av sjøpattedyrene i Arktis er redusert tilgjengelighet av havis som skyldes klimaendringene (www.npolar.no).



Figur 3.5. Utviklingen i tilstandsindeksene for noen utvalgte enkeltarter som illustrerer den store variasjonen i trender og tilstand; tobis (a), kolmule (b), lodde (c), og vanlig uer (d). Legg merke til forskjellige skalaer på y-aksen. Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene. Verdiene for en enkeltindikator kan være >1 som vist her, men når den inngår i beregningen av den samlede havindeksen, justeres verdiene slik at ingen er over 1 (jf. Kap. 1.4.2).



Figur 3.6. Utviklingen av tilstandsindeksen for havbestander av torsk i Nordsjøen og Skagerrak (grønn), Barentshavet (blå) og gjennomsnitt (grå) (venstre). Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene. Torsk (høyre) (Foto: Per Harald Olsen/NTNU, CC BY 2.0).



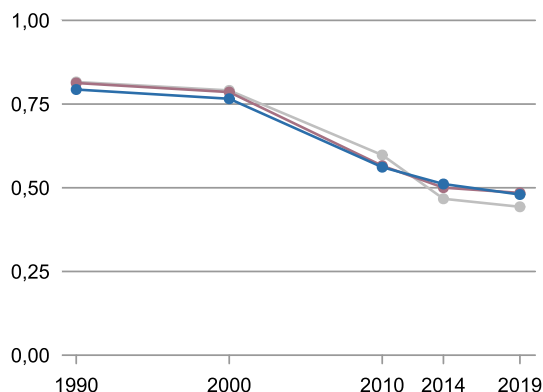
Figur 3.7. Indeksverdier for makrell (venstre; Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet) og polartorsk (høyre; Barentshavet) illustrerer utviklingen for to arter som påvirkes henholdsvis positivt og negativt av de pågående klimaendringene. Y-aksen i høyre figur er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene (jf. Kap. 1.4.2).

3.2.3 Sjøfugl

Omtrent 4–4,5 millioner sjøfugl fra hekkekolonier på kysten av fastlands-Norge opptre i Norske havområder gjennom hele eller deler av året, i tillegg til ca. 9,5 millioner individer fra Jan Mayen, Bjørnøya og Spitsbergen (Anker-Nilssen et al. 2015). Disse pelagiske sjøfuglene utnytter marine næringssemner, fra krepsdyr til små fisk eller yngre årsklasser av større fisk, som de henter fra havoverflaten og ned til over 200 m dyp. Karakteristiske livshistorietrekk for pelagiske sjøfugler er at de blir sent kjønnsmodne (2–9 år), legger få egg (1–3) og lever lenge (opp til 30–40 år). Artene i denne gruppen kommer nesten utelukkende inn til kysten for å hekke og fostre opp unge(r), og de tilbringer resten av tiden over åpne vannmasser.

I temaindeksen for pelagiske sjøfugler inngår sju arter (havhest, havsule, krykkje, alke, lomvi, lunde og polarlomvi) basert på tellinger av hekkebestander. Alle disse artene unntatt havsule er listet på den norske Rødlista (Henriksen & Hilmo 2015a). Indeksverdiene for hekkebestander av pelagiske sjøfugler i Midt- og Nord-Norge er redusert fra 0,80 i 1990 til 0,48 i 2019 (**Figur 3.8**). De største tilbakegangene er observert hos krykkje og lomvi, der de fleste store koloniene er redusert med hhv. > 80 % og > 90 % siden begynnelsen av 1980-tallet. For lunde har hekkebestandene i alle koloniene i Norskehavet, samt Hornøya i Barentshavet, gått tilbake siden starten av 1980-tallet, mens hekkebestanden på Gjesvær i Finnmark har holdt seg stabil. Havhest har nesten forsvunnet som hekkefugl i fastlandskoloniene i Norskehavet og Barentshavet, og for polarlomvi er det kun enkelte par igjen på Hjelmøya og Hornøya i Finnmark. Hekkebestanden av havsule har økt i samme tidsperiode (data fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl: SEAPOP).

Det antas at de store bestandsnedgangene hos mange pelagiske sjøfuglarter i hovedsak skyldes endringer i næringstilgangen, enten gjennom uttak av fiskeressurser eller på grunn av sekundæreffekter av klimarelaterte endringer (f.eks. Cury et al. 2011, Grémillet et al. 2018, Sandvik et al. 2005, 2012, 2014). Klimaendringer påvirker også oseanografiske forhold som regulerer tilgjengeligheten av byttedyr. Krykkjene plukker all maten fra de øverste 30–50 cm av vannmassene, og det er observert at den kraftige nedgangen i hekkebestanden har vært sammenfallende med en rask og plutselig økning i overflatetemperatur i 1990-årene (Descamps et al. 2017).



Figur 3.8. Utviklingen i temaindeks for pelagiske sjøfugler i Midt- (burgunder) og Nord-Norge (blå) (venstre). Grå linje er gjennomsnittet for begge havområdene. Lomvi (høyre) (Foto: Svein-Håkon Lorentsen/NINA, CC BY 4.0)

3.2.4 Diversiteten til bløtbunnsfaunaen

Mesteparten av havbunnen er dekket av bløtbunn, det vil si leire-, mudder- eller sandbunn. Dyrene som lever her, kalles bløtbunnsfauna og består blant annet av børstemark, muslinger, pigguder og krepsdyr. Kilden til næring for bunnsamfunnene er sedimenterende materiale fra vannsøylen eller fra omkringliggende, grunnere områder. I sin tur er bunnsamfunnene sentrale i å regenerere næring og lagre karbon.

De fleste artene på bløtbunn er relativt stasjonære og må derfor være tilpasset miljøforholdene på stedet hvor de lever. Artssammensetningen vil derfor i stor grad reflektere miljøforholdene, siden artene responderer ulikt på ulike typer miljøbelastninger. Ved påvirkning fra menneskelig aktivitet vil færre arter klare seg, og ved stor belastning vil ofte kun noen få tolerante arter dominere samfunnet. I undersøkelser fra den svenske vestkysten fant man over en halvering av antall arter når data på bunnsfauna fra 2000-tallet ble sammenlignet med historiske data fra 1921–1938 (Obst et al. 2018). Særlig var det sjeldne arter som hadde forsvunnet.

Sammenlignet med de frie vannmasser og hardbunn responderer bløtbunnsamfunnene tregere på endringer i overflatevannet slik som temperatur og innhold av næringssalter og partikler. Ofte er også responsene mer indirekte og komplekse ved at de skjer via en endring i kvaliteten og kvantiteten på det sedimenterende organiske materialet (Trannum et al. 2018).

Overvåking av bløtbunn er en viktig metode for å dokumentere miljøtilstanden og påvise mulige endringer over tid, og diversiteten til bløtbunnsfauna inngår som overvåkingsparameter for klassifisering av økologisk status i vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Datagrunnlaget for hav er hentet fra miljøovervåking av oljevirkosheten på norsk sokkel (Nordsjøen, Norskehavet, Barentshavet) og fra Miljødirektoratets program ØKOKYST (tidligere kystovervåkingsprogrammet) for Skagerrak. For sokkelområdene er bare data fra regionale referansestasjoner, som ligger minst 10 km fra nærmeste oljeinstallasjon, benyttet for å unngå påvirkning fra lokal petroleumsvirksomhet. For Barentshavet er det i tillegg benyttet data fra forundersøkelser på oljefelt. I Naturindeksen beregnes diversiteten for hvert havområde som et gjennomsnitt av diversiteten for de stasjonene som er undersøkt i løpet av de siste tre år.

Indeksen for havindikatoren bløtbunnsdiversitet ligger generelt veldig høyt, faktisk høyere enn referanseverdien gjennom hele perioden fra 2000 til i dag (**Figur 3.9**). Verdier over referanseverdi kan dels forklares med at referanseverdien for hav opprinnelig ble satt lik med vanddirektivets verdi for åpen kyst, som hadde overvekt av data fra Skagerrak. Det er ikke fastsatt egne

referanseverdier for de enkelte havområdene (Direktoratet for naturforvaltning 2010). Naturindeksen for havområdene lenger nord overskrider da referanseverdien, i tråd med at artsrikheten på norsk sokkel generelt øker fra nordlige Nordsjøen og nordover, før den igjen går noe ned i Arktis.

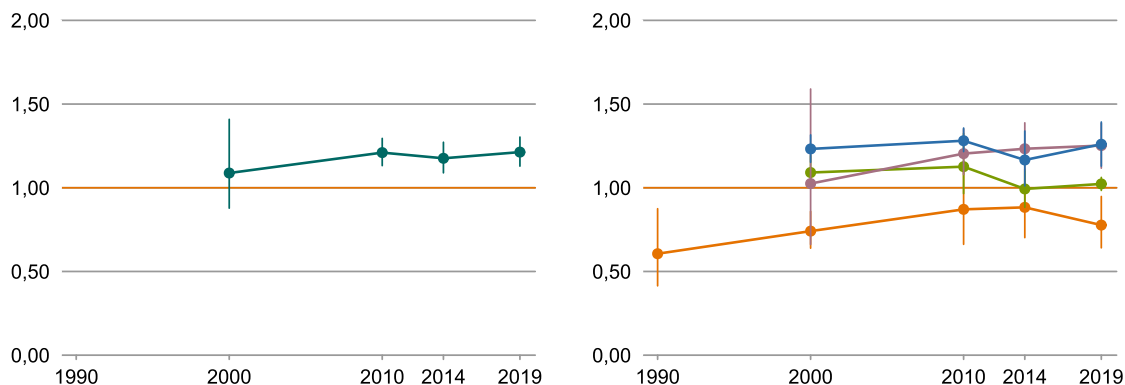
Over tid ser vi en økning i havindikatoren bløtbunnsdiversitet fra 2000 til 2010 og stabilt høye verdier etter dette. Bunnsamfunnene i de åpne havene har altså vist en generelt høy tilstandsindeks, det vil si høyt artsmangfold, gjennom hele perioden. Dette viser at det er gode vilkår for mange arter av bunnfauna. Responsene på endringer i øvre vannlag er som nevnt over, mer nedskalert enn responsen i vannmassene og på hardbunn, og dette gjør også samfunnene mer robuste.

Når indeksen for bløtbunnsdiversitet presenteres per havområde, ses en geografisk gradient med økende verdier fra Skagerrak og nordover mot Barentshavet (**Figur 3.9**). Denne trenden forklares trolig dels av den naturlige gradienten nevnt ovenfor, som er koplet til dyp, saltholdighet og temperatur (Narayanaswamy et al. 2010), og dels av at økosystemene i Skagerrak og Nordsjøen i større grad er påvirket av menneskelig aktivitet (Storeng et al. 2012). Det er også mer intensiv tråling i Skagerrak og Nordsjøen enn lenger nord. Uansett er det viktig å være klar over at det altså er et generelt høyt artsmangfold i alle havområdene på bløtbunn.

Over tid viste indeksen for Skagerrak en økning fra 1990 til 2010/2015, men en reduksjon til 2019. Her er det observert en generell reduksjon i mengden uorganiske næringsalter siden 90-tallet (Frigstad et al. 2018), og dette er antatt å ha ført til en positiv utvikling i bløtbunnsamfunnene (Trannum et al. 2018). Årsaken til reduksjonen i indeksen de siste årene er ikke klarlagt, men det er viktig å være klar over at datagrunnlaget kun består av to stasjoner. En av disse stasjonene (A36/BT41) ligger i et trålefelt, og det er igjen mulig at tråling kan ha medført lavere diversitet. Videre nevnes at den andre stasjonen (B35/BT44) hadde et skifte i utførende institusjon i 2017, og det kan ikke utelukkes at ulikhet i metodikk kan ha virket inn på tidsserien.

I Nordsjøen har indeksen vært noe lavere den siste ti-års perioden enn den første. Årsaken til dette er ikke kjent, og for eksempel er ikke grad av trålintensitet undersøkt. Igjen må det også påpekes at ulike institusjoner har gjennomført overvåkingen og at det ikke kan utelukkes at ulikhet i metodikk kan ha spilt noe inn. I Norskehavet har det vært en svak økning i indeksen etter år 2000, og den har vært stabil og høy de siste fire årene. I Barentshavet har indeksen vært svært høy gjennom hele perioden. Den gikk noe ned fra 2010 til 2015, men økte frem til 2019 igjen. For de mer åpne havområdene (Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet) har altså indeksen i det store og hele vært stabilt høy i hele perioden, i tråd med indeksen for havområdene samlet.

Bunnfaunaindikatoren, i motsetning til flere andre indikatorer, tar inn hele artsmangfoldet i en enkelt indikator, noe som er en klar styrke. Likevel sier den ikke noe om egenskapene til artene som er til stede, som hvorvidt de er tolerante eller følsomme, eller spesielt funksjonelt viktige. Og har man bortfall av en opprinnelig art, og får inn en introdusert art, vil heller ikke dette komme frem.



Figur 3.9. Utviklingen av tilstandsindeksen for bløtbunnsdiversitet, samlet sett (venstre), og for havområdene enkeltvis (høyre): Skagerrak (oransje), Nordsjøen (grønn), Norskehavet (burgunder) og Barentshavet (blå). Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene (jf. Kap. 1.4.2).

3.3 Framtidsperspektiver for havet

Mange av påvirkningsfaktorene er økende og vil ha stadig større påvirkning på de marine økosystemene fremover, f.eks. klimaendringer og havforsuring (IPCC 2019). Havforsuring påvirker mange organismegrupper og arter negativt, som for eksempel kalkdannende organismer, mens andre ser ut til å være mindre sårbare (Kroeker et al. 2010, Wittman & Pörtner 2013). Man har dårlig kunnskap om langtidseffekter av havforsuring og hva som påvirker sårbarheten hos ulike arter. Når det gjelder økt vanntemperatur, vil varmtvannsarter generelt begunstones mens kaldtvannsarter vil påvirkes negativt. Oppimot 60 % av verdens fiskearter kan få store problemer før 2100 fordi de mest sårbare livsstadiene kanskje ikke tåler en slik temperaturøkning (Dahlke et al. 2020). Man vil også se en geografisk forskyvning av utbredelsesområder, hvor arter trekker lenger nordover ved stigende havtemperaturer (Berge et al. 2015). Flere sørlige arter trekker også inn i norske farvann. Fra 1990-tallet til år 2000 ble 200 "nye" arter registrert i norske farvann (Narayanaswamy et al. 2010). Økt vanntemperatur påvirker ikke bare enkeltarter, men vil kunne føre til komplekse økosystemeffekter, med mismatch i tid og rom mellom matressurser og de som spiser av dem (Forsgren et al. 2015).

Antall fremmede arter i norske marine økosystemer øker (Hendrichsen et al. 2020), og de negative økologiske konsekvensene forventes å bli større fremover, spesielt i kystområdene, der de fleste av de marine fremmede artene fins (Artsdatabanken 2018a). Samtidig er det liten kunnskap om fremmede arter i havområdene da systematisk overvåkning mangler (Arneberg et al. 2019). Nitten av de 40 etablerte fremmede marine organismene i Norge utgjør svært høy eller høy risiko basert på økologisk effekt og invasjonspotensial, som for eksempel kongekrabbe i Nord-Norge (Artsdatabanken 2018a). Dessuten er 24 av de marine dørstokkartene, som forventes å etablere seg i Norge i løpet av 50 år, vurdert til de to høyeste risikokategoriene i fremmedartslista til Artsdatabanken (2018a).

Tilstanden for kommersielle fiskebestander vil, i tillegg til andre faktorer, være avhengig av hvordan disse blir forvaltet og beskattet i fremtiden. Mange fiskebestander i norske havområder synes pr. i dag å være godt forvaltet (Arneberg et al. 2019, Huse & Bakketeig 2018). Å forutsi hvordan de kommersielle fiskebestandene vil forandres i fremtiden er vanskelig.

Petroleumsvirksomhet og oljeutslipp er en tilstedeværende potensiell trussel for marine økosystemer fra Nordsjøen til Barentshavet i nord. Her fins gyteområdene for meget viktige fiskebe-

stander som sild og skrei. I Barentshavet er dessuten iskantsonen et økologisk svært viktig område samtidig som det er sårbart (Arneberg et al. 2020, Sakshaug et al. 2009). Hvis det blir åpnet for oljeutvinning i nye områder i iskantsonen i Barentshavet, vil eventuelle uhell kunne få alvorlige følger for økosystemet der.

Økosystemene påvirkes av den samlede belastningen av ulike påvirkninger. Vi har dårlig kunnskap om hvordan dette vil gi seg uttrykk i marint miljø, men studier tyder på at effekten av flere samtidige påvirkningsfaktorer ofte er additiv eller synergistisk (Crain et al. 2008). Forskning kan også tyde på at økosystemene er mer utsatt for såkalte vippepunkt, altså en brå endring, når flere forstyrrelsesfaktorer virker inn samtidig (Duarte et al. 2012).

Boks 3.2. Kunnskapsbehov – Hav

- Det er behov for økt kunnskap om våre marine økosystemer, om enkeltarters biologi og funksjon og om hvordan ulike arter påvirker hverandre. Det er også behov for å få mer kunnskap om naturlige prosesser og svingninger hos marine bestander.
- Det trengs mer kunnskap om hvordan menneskeskapte faktorer påvirker marine arter og samspillet mellom dem, og hvordan den samlede belastningen påvirker arter og marine økosystemer.
- Det er behov for overvåkningsdata på flere ikke-kommersielle arter. Det er også et generelt behov for mange flere indikatorer samt bedre kunnskap om referanseverdier for å få en bredere, mer dekkende og mer presis naturindeks.

4 Kystvann

Kristina Ø. Kvile¹, Elisabet Forsgren², Svein-Håkon Lorentsen², Hilde C. Trannum^{1,3} & Hege Gundersen¹

¹ Norsk institutt for vannforskning

² Norsk institutt for naturforskning

³ Universitetet i Agder

4.1 Økosystemet kystvann

Norges kystlinje med øyer, skjær og holmer er over 100 000 km lang, og kystområdet strekker seg en nautisk mil ut fra land. De gunstige vekstforholdene langs kysten, med tilførsler av næring fra land, rikelig med solinnstråling i grunne områder, og veksling mellom omrøring og sjiktning av vannmasser i ulike årstider, gjør kysten svært produktiv. Våroppblomstring av planktonalger skaper vekstgrunnlag for små encellede og flercellede organismer, som igjen spises av rovdyr som fisk og maneter, eller sedimenterer ned på havbunnen som mat til dyrene som lever der. På fjellbunn i grunne områder vokser tang og tare som danner kystens skoger. Disse "blå skogene" sørger for mat og oppvekst- og levesteder for et mylder av andre arter, inkludert fisk som sei og kysttorsk. Virvelløse dyr som bløtdyr, krepsdyr og børstemark, gjemmer seg i vegetasjonen og er føde for fisk både i og utenfor tareskogen. Mange fiskearter lever hele livet langs kysten, mens andre kommer til kysten for å spise eller gyte. Den store tilgangen til mat danner også livsgrunnlag for rike bestander av sjøfugl, sel og hval langs kysten.

I Naturindeksen deles kystvann inn i regionene Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge og Nord-Norge. Nærhet til menneskelig aktivitet gjør økosystemene langs kysten utsatte. Utslipp av næring, partikler og miljøgifter fra land og elver, forurensning, båttrafikk, nedbygging av strandsonen og fritidsbruk er eksempler på påvirkningsfaktorer. Mens utslipp og utbygging tilknyttet høy befolkningstetthet utgjør de største truslene i Sør-Norge, er fiskeri og fiskeoppdrett viktige påvirkningsfaktorer fra Vestlandet og nordover. På Vestlandet er taretråling også en forstyrrende faktor. Sjødeponering av gruveavfall har også skapt debatt de siste årene.

Som i havområdene er overfiske en viktig påvirkningsfaktor som kan påvirke kystøkosystemene gjennom trofiske kaskader ned næringskjeden. For eksempel kan overfiske på de store fiskene ha resultert i «frislipp» av kråkeboller, og bidratt til nedbeiting av tareskoger (Norderhaug et al. 2020). Nå er tareskogene på vei tilbake i nord, delvis hjulpet av varmere temperaturer og framvekst av krabbe, mens i sør trues sukkertareskogene av varmere vann og økt utslipp av næringssalter (se mer i Kap. 4.2.1). Generelt sett er effektene av klimaendringer svært komplekse og skaper endring i de marine økosystemene på toppen av andre mer lokale påvirkningsfaktorer.

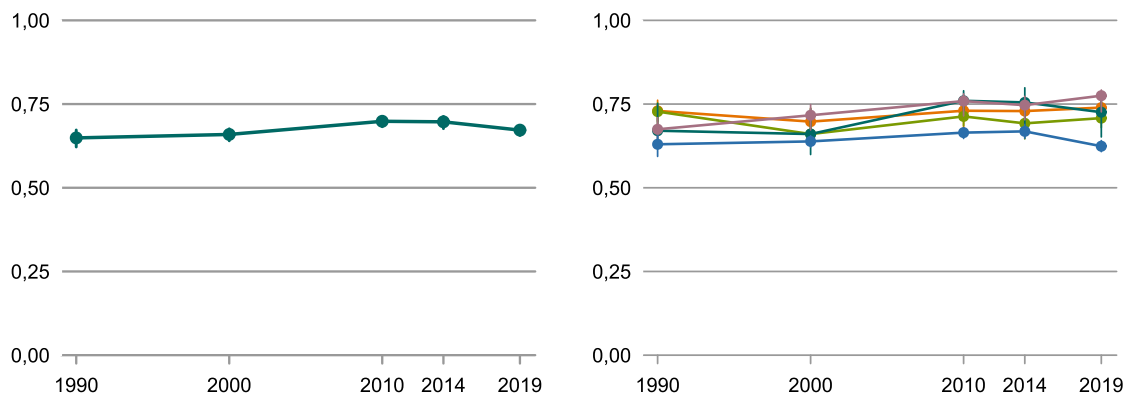
Boks 4.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Kystvann

- Som kystvann regnes alle indre farvann og sjøområder ut til en nautisk mil (1852 m) utenfor grunnlinja, som trekkes mellom kystens ytterpunkter. Avgrensningen mot hav er den samme som i vannforskriften og er en praktisk grense som vil bli benyttet i framtidig miljøovervåking av norsk kystvann.
- Det er i alt 46 indikatorer for kyst, herav 10 nøkkelindikatorer (Vedlegg 1). Av disse indikatorene er 24 tilknyttet havbunnen og 28 tilknyttet pelagiske miljøer i kystvannet. Indikatorverdiene for kyst er basert på 61,3 % overvåkingsdata, 23,0 % modellbaserte estimer og 15,6 % ekspertvurderinger. I de genererte tidsseriene for indikatorene mangler verdier for 11,9 % av observasjonene. Vektandelene for de ulike datatypene i beregningen av Naturindeks 2020 for kyst er 16,9 % overvåkingsdata, 48,3 % modellberegninger, 19,6 % ekspertvurderte data og 15,2 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3).
- Indikatorverdier for bløtbunnsamfunn, hardbunnsvegetasjon og planteplankton er i hovedsak hentet fra ØKOKYST-programmet. Blåskjelldata er fra Milkys-programmet som overvåker miljøgifter langs kysten. Kunnskap om stortare og sukkertare er basert på NIVAs ekspertvurderinger. Havforskningsinstituttet skaffer data om sjøpattedyr gjennom nasjonal og regional telling ca. hvert femte år. Kunnskap om pelagiske og bunnlevende arter, for det meste fisk, er basert på årlige kysttokt, merke-gjefangstovervåking, data fra kystreforanseskiflåten og fra årlige strandnotttrekk ved Havforskningsinstituttet. Sjøfugl overvåkes i det nasjonale overvåkingsprogrammet SEAPOP i regi av NINA. For mer informasjon om enkelte indikatorer, se www.naturindeks.no.
- Overvåking av de fleste fiskebestandene i kystsonen er forholdsvis ny og utilstrekkelig. Indikatorverdiene er derfor ofte gitt med store usikkerhetsmål. Generelt er usikkerheten størst i perioden 2010–2014, da beregninger er gjort på færre data enn tidligere år, som et resultat av revurderinger av datagrunnlaget for flere indikatorer for kystvann og manglende overvåkingsdata for blant annet nøkkelarten stortare. Pelagiske indikatorer har stor variasjon i tid og rom, og det er også særlig svak dokumentasjon fra fjordene.

4.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for kystvann

Totalt sett har tilstandsindeksen i kystvann vært relativt høy og stabil de siste 30 årene (0,65–0,70), med en svak nedgang den siste fem-årsperioden etter en topp i 2014 (**Figur 4.1**). Naturindeksen for de ulike regionene viser også en stabil og relativt høy verdi, med antydning til en svak forbedring siden 2010 i alle regioner utenom Vestlandet og Nord-Norge, der vi derimot ser en svak nedgang etter en topp i 2014.

Nøkkelindikatorerne som inngår i beregningene for kystvann, beskriver tilstanden i bunnsystemene (som artsmangfold på bløtbunn og nedre voksegrense og algeindeks på hardbunn) eller i vannmassene (planteplankton), i tillegg til enkeltartene makrell, tobis, kysttorsk, stortare og sukkertare. Indikatorerne for bløtbunnsmangfold har en relativt høy og stabil tilstandsindeks, med høyere artsmangfold i Midt-Norge og Vestlandet enn i de andre regionene. For hardbunnsamfunnene tyder indikatorverdiene på at tilstanden for stortare er god ($> 0,7$) etter at det har vært en forbedring av tilstanden i Nord-Norge siden 2010. For sukkertare er tilstanden dårligere ($< 0,5$), med spesielt lave verdier for Sør- og Østlandet siden årtusenskiftet. Utviklingen i tare-skogene (indikatorerne stortare, sukkertare og nedre voksegrense) er beskrevet i detalj i Kap. 4.2.1. For planteplankton er datagrunnlaget for usikkert til å si noe om trender i tidsperioden fra 1990 til i dag.



Figur 4.1. Utviklingen i Naturindeks for kystvann samlet sett (venstre) og for regionene (høyre): Østlandet (oransje), Sørlandet (lys grønn), Vestlandet (mørk grønn), Midt-Norge (burgunder) og Nord-Norge (blå).

Blant fisk er det flere arter som har en indeksverdi opp mot 1, og som ser ut å være i god tilstand, som sei, brosme, lange og kutling (svartkutling). Nøkkelarten makrell har også en relativt høy indeksverdi (0,78). Laks har en lavere verdi (0,58), noe som gjenspeiler at villaks til norskekysten har blitt omtrent halvert siden begynnelsen av 1980-tallet (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 2020). Andre arter viser også en urovekkende trend. Ål har gått ned fra 0,75 i 1990 til 0,32 i 2019 og er på den norske Rødlista for arter (Henriksen & Hilmo 2015a). Arten har hatt en dramatisk nedgang i Europa siden 80-tallet og er nå kritisk truet globalt (Pike et al. 2020). Kystbestander av torsk, som er en nøkkelart i Naturindeksen, har også en lav tilstandsindeks. Årsakene til disse endringene er sammensatte og henger sammen med mange ulike påvirkningsfaktorer (se Kap. 4.2.1). For ål og laks er spesifikke trusler som vannkraftutbygging i elver og lakselus fra lakseoppdrett en del av forklaringen. Samtidig påvirker klimaendringene miljøet i hele kystsonen, noe som igjen påvirker arter og økologiske forbindelser (Forsgren et al. 2015). En langtidsserie fra grunne områder av Skagerrakkysten viste at det fra slutten av 90-tallet har skjedd endringer i fiskefaunaen som kan knyttes til varmere havtemperaturer (Barceló et al. 2016). Man ser oftere nye varmekjære arter, og det har blitt vanligere med pelagiske planktonspisende arter.

4.2.1 Storskala endringer i Norges blå skoger

Langs norskekysten danner stortare og sukkertare store sammenhengende tareskogsbelter. Disse "blå skogene" er viktige leve-, føde- og oppvekstområder for et mangfold av arter. I tillegg til å være viktige habitat og oppvekstområde for de unge stadiene til kommersielle arter som torsk og sei, er tareskogene nyttige for mennesker på flere måter, for eksempel til høsting av tare til råmateriale, rensing av vann, karbonlagring, og som spennende dykkedestinasjon.

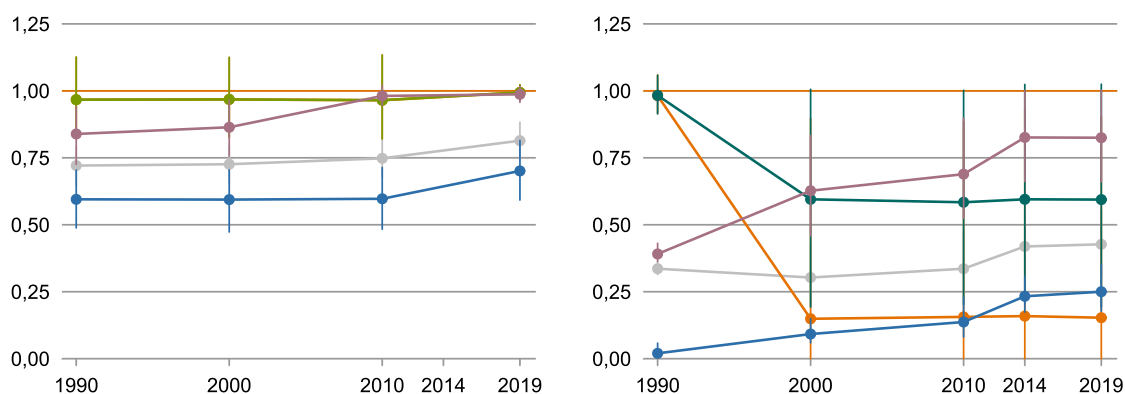
I Midt- og Nord-Norge ble et enormt område med stortareskog borte fra 1970-tallet og utover. Det er velkjent at kråkeboller som beitet ned tareplantene skapte denne «marine ørkenen», men det har hittil vært ukjent hvorfor kråkebollene plutselig ble så mange og grådige. Ny forskning har pekt på at overfiske på de store rovfiskene som spiser kråkeboller, som steinbit og kysttorsk, kan ha bidratt til dette (Norderhaug et al. 2020).

De siste tiårene har vi sett en gradvis tilbakekomst av tare fra Trøndelag og nordover, noe som gjenspeiles i økte indeksverdier for stortare og sukkertare i Midt- og Nord-Norge (Figur 4.2).

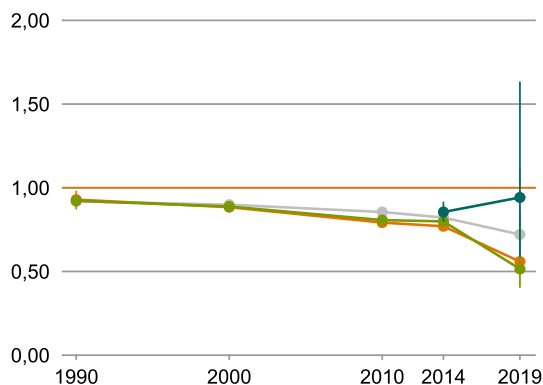
Klimaendringene kan her spille inn positivt ved å holde de mer kuldekjære kråkebolle-bestandene nede. I tillegg kan spredning av taskekrabbe og strandkrabbe sørfra med høyere temperaturer, og kongekrabben nordfra, bidra positivt ved å spise små kråkeboller (Christie et al. 2019).

I motsetning til de positive trendene i nord ser tilstanden for sukkertare på Sør- og Østlandet ikke så lovende ut. Her viser indeksverdiene at det har vært en kraftig nedgang fra 1990 til 2000 og at tilstandsindeksen har vært jevnt lav etter dette. Sukkertareskogen i sør er i press fra mange hold, der økte havtemperaturer, partikler og næringssalter (eutrofiering) og overfiske er blant de viktigste. Her råder komplekse sammenhenger hvor påvirkningsfaktorene ikke kan ses isolert, men i interaksjon med hverandre. Et langvarig og pågående overfiske av topp-predatorer, spesielt kysttorsk, har ført til en økning av mindre predatorer, for eksempel leppefisk, som igjen beiter ned små snegl og krepsdyr, som normalt holder trådalgene i sjakk (Kraufvelin et al. 2020). På den måten skjer det en oppblomstring av opportunistiske trådalger, som primært er en effekt av økte temperaturer og næringssalter, men som får drahjelp av manglende småbeitere.

En annen trussel mot hardbunnsamfunnene er den gradvise formørkningen av havet som skyldes en økning av partikler i havet, antakelig grunnet klimarelatert økt avrenning fra land. Tareplanter og andre alger er fotosyntetiserende og derfor avhengig av lys for å vokse. Partikler i havet reduserer lysgjennomtrengeligheten og dermed hvor dypt algene kan leve. For hardbunnsamfunnene tyder indikatorverdiene på at nedre voksegrense for alger har blitt grunnere i løpet av de siste 30 årene, og særlig de siste fem årene på Sør- og Østlandet (**Figur 4.3**).



Figur 4.2. Utviklingen i tilstanden til indikatorene stortare (venstre) og sukkertare (høyre), samlet sett (grå), og for regionene separat: Sør- og Østlandet (oransje), Vestlandet (mørk grønn), Midt-Norge (burgunder) og Nord-Norge (blå). For stortare er utviklingen for Sør-Norge samlet gjengitt (lys grønn). Y-aksene er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene.



Figur 4.3. Utviklingen i indeksen for nedre voksegrense av alger på hardbunn, samlet sett (grå), og for regionene separat: Østlandet (oransje), Sørlandet (lys grønn) og Vestlandet (mørk grønn). Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene.

Fisken i tareskogen

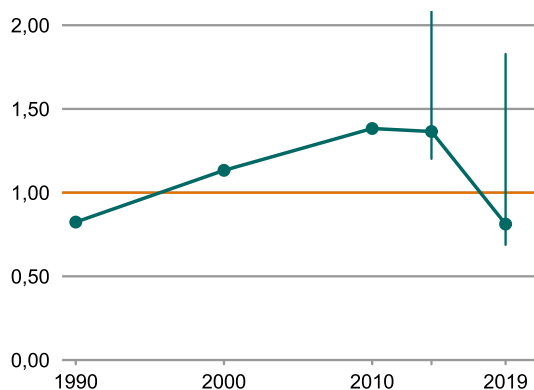
Tareskogen er viktig for mange fiskearter i kystsonen, som gyteområde, oppvekstområde og/eller leveområde. En viktig gruppe fisker i tareskogen er leppefisk (*Labridae*). Disse har i senere år blitt utsatt for hardt fiske for bruk i lakseoppdrett som rensefisk mot lakselus. I perioden 2017–2019 ble det fisket mellom 18,5 og 27,8 millioner leppefisk (4 arter) i Norge (www.fiskeridir.no). Grønngylt og bergnebb er de artene som det fiskes mest av, og det er vist negativ påvirkning av dette fiskeriet i en studie hvor man sammenlignet verneområder uten fiske, med områder hvor fiske på leppefisk var tillatt (Halvorsen et al. 2017). I dag er fisket etter leppefisk mye mer regulert enn det var i starten omkring 2010. Datagrunnlaget for leppefisk er begrenset og inkluderer for eksempel ikke bergnebb. Grønngylt på Vestlandet, som er det området med mest intensivt fiske etter leppefisk, er heller ikke inkludert. Det er økende trender i indeksen for berggylt på Sørlandet og for grønngylt på Sør- og Østlandet. Årsaken til dette er uklar, men en mulig forklaring er lavere tetthet av kysttorsk, som spiser leppefisk.

Tareskogen er viktig for ungfisk av kommersielle arter som torsk og sei. Kystbestander av torsk har en annerledes levemåte enn de havgående bestandene av torsk. Bestandene langs kysten er oppdelt i lokale bestander og de lever nær kysten og i fjordene hele året. Den viktigste føden for ung torsk er tangkutling, som forekommer i høy tetthet i kystsonen, det vil si at næringskjeden dyreplankton – tangkutling – torsk er sentral her (Fosså 1991, Salvanes & Nordeide 1993). Datagrunnlaget for torsk i Naturindeksen er usikkert og dekker ikke hele Norge. Best data har vi fra kystbestander fra Møre og Romsdal til Finnmark, der indeksverdien er 0,14 i 2019, noe som tilsier at tilstanden er dårlig. Andre data, fra strandnotundersøkelser langs Skagerrakkysten som har pågått siden 1919, viser at rekruttering samt tetthet av eldre torsk nå er svært lav i indre og ytre Oslofjord (Espeland & Knutsen 2019). De lave bestandene av kysttorsk har ført til et forbud mot å fiske arten i Oslofjorden.

Sjøfugl i tareskogen

Toppskarv er en kystbunden fiskespisende sjøfuglart som er nært knyttet til forekomsten av tareskog. Studier på Sklinna i Trøndelag viser at arten nesten utelukkende beiter i tareskogsområder (Christensen-Dalsgaard et al. 2017) der den i all hovedsak fanger yngre årsklasser (0–1 år) av sei (Hillersøy & Lorentsen 2012). God tilgang på disse aldersklassene er av avgjørende betydning for fuglenes oppstart av hekkesesongen og hekkesuksess. Når det er mye sei av de yngre årsklassene til stede starter fuglene å hekke tidligere enn i år med dårlig tilgang på sei, de flyr kortere avstander for å finne mat, legger flere egg og produserer flere unger (Bustnes et al.

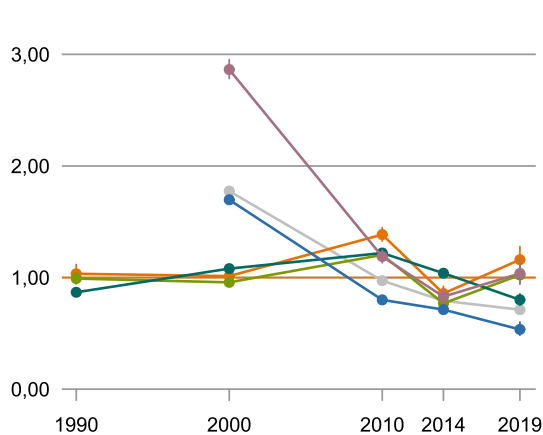
2013, Lorentsen et al. 2015, 2019). Lorentsen et al. (2019) konkluderte med at i år med mangelfull tilgang på sei var det ikke tilstrekkelig med matressurser innenfor aksjonsradius fra kolonien til at hele toppskarvbestanden kunne gjennomføre en vellykket hekking. Andelen av 1-årig sei i dietten hos toppskarvene korrelerer sterkt med havforskernes estimat for rekruttering av 3-årig sei to år senere, noe som viser at toppskarvenes diett kan fungere som en god og tidlig indikator for rekrutteringen av sei til den voksne bestanden (Lorentsen et al. 2017). Indeksverdien for hekkebestanden av toppskarv viser en økning fra 1990 til 2015, deretter et fall til 2019 (**Figur 4.4**).



Figur 4.4. Utviklingen i tilstandsindeksen for toppskarv i perioden 1990–2019. Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene. Verdien for en enkeltindikator kan være >1 som vist her, men når den inngår i beregningen av den samlede havindeksen så justeres verdiene slik at ingen er over 1 (jf. Kap. 1.4.2).

4.2.2 Blåskjell

Blåskjell er en velkjent art på hardbunn langs hele kysten. Gjennom ulike overvåkningsprogrammer undersøkes blåskjell for miljøgifter og giftige alger, noe som gir oss verdifull informasjon om miljøforholdene langs kysten. I Naturindeksen brukes blåskjellenes 'Body Mass Index' (BMI) som en av indikatorene. Lave verdier ("lang og mager") representerer dårlig vekst og dårlig økologisk tilstand, mens høye verdier ("tung og fet") tyder på at blåskjellene har god tilgang på næring. Selv om indeksverdiene for blåskjell er nokså høye, har det vært en tydelig nedgang i verdiene på landsbasis siden årtusenskiftet. Nedgangen skyldes at helsetilstanden til skjellene i Midt- og Nord-Norge har sunket ned til de nivåene vi finner lenger sør. Den tydeligste nedgangen de siste ti årene har vært på Vestlandet og i Nord-Norge, men datagrunnlaget er begrenset for alle områdene unntatt for Østlandet og Sørlandet (**Figur 4.5**).



Figur 4.5. Venstre: Utviklingen i tilstandsindeksen for blåskjell samlet sett (grå), og for regionene separat: Østlandet (oransje), Sørlandet (lys grønn), Vestlandet (mørk grønn), Midt-Norge (burgunder) og Nord-Norge (blå). Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indekserverdiene overgår referanseverdiene (jf. Kap. 1.4.2). Høyre: Blåskjell *Mytilus edulis* (Foto: Eli Rinde, NIVA).

Mange har merket seg at det har blitt mindre blåskjell i Oslofjorden og andre steder i Sør-Norge. I andre land har reduserte blåskjellbestander vært knyttet til sykdom, klimaendringer, ødeleggelse av leveområder og predasjon. En av årsakene til «blåskjell-kollapsen» i Sør-Norge kan være nedgang i kysttorsk, som legger til rette for økte bestander av torskens byttedyr, slik som leppefiske bergnebb og strandkrabbe (Christie et al. 2020). Disse artene er effektive rovdyr på unge blåskjell og kan dermed hindre at blåskjellene får sjansen til å vokse seg store og reproducere.

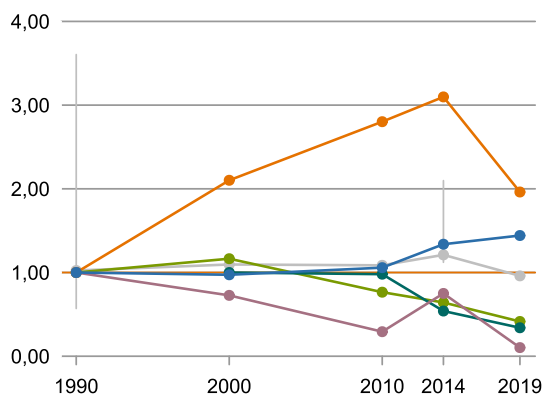
Klimaendringene påvirker også blåskjellene. I USA og andre europeiske land har bortfall av blåskjell vært knyttet til økte havtemperaturer, og her hjemme har blåskjell i de senere år spredd seg nordover til Svalbard (Mortensen & Strohmeier 2018). Samtidig har den introduserte stillehavsøstersen hatt en rask spredning langs kysten av Sør-Norge siden den første gang ble oppdaget her i 2005 (Anglès d'Auriac et al. 2017). Arten er mer tolerant for høye temperaturer enn blåskjell, og den kan dessuten i stor grad konkurrere med blåskjell om plass og mat. Studier viser at forventet varmere vann på grunn av klimaendringer vil øke spredningspotensialet til stillehavsøsters ytterligere (Rinde et al. 2016).

Færre blåskjell kan ha negative konsekvenser både for de marine økosystemene og for vannkvaliteten langs kysten. Blåskjellbankene skaper tredimensjonale strukturer og leveområder som muliggjør økt mengde og mangfold av andre dyrearter sammenlignet med omliggende områder (Norling & Kautsky 2007). Siden blåskjell lever av å filtrere vannmassene, tar de også opp næringsstoffer som slippes ut fra menneskelig aktivitet som jordbruk og kloakk. Nedgang i blåskjellbestandene kan dermed forsterke de negative effektene fra økte utslipp, noe som kan bidra til å formørke kystvannet og redusere voksedypet til planter og alger langs kysten (Moy et al. 2009). Dette inkluderer viktige naturtyper som ålegrasenger og sukkertareskoger.

Blåskjell - viktig føde for ærfugl

Ærfugl er en bunndyrspisende sjøfugl som har en stor andel blåskjell i dietten. Bestandsindeksen for ærfugl på nasjonal skala har holdt seg stabil siden 1990, men det er store regionale forskjeller (**Figur 4.6**). Hekke- og overvintringsbestandene i Skagerrak økte fra 1990 til ca. 2010. De har gått tilbake etter dette og er nå på omtrent samme nivå som i 1990. I Nordsjøen og Barentshavet har bestanden holdt seg relativt stabil fra 1988 til 2019, mens den har gått kraftig tilbake i Norskehavet (Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, S.-H. Lorentsen pers. medd.). Vi

kjenner ikke fullt ut årsakene til disse endringene. Økt sjøtemperatur fører til lavere muskelmasse i overvintrende blåskjell, noe som kan påvirke ærfuglbestanden negativt (Bårdsen et al. 2018). I Østersjøen hadde blåskjell 10 % lavere muskelmasse i milde enn i kalde vintre (Waldeck & Larsson 2013). Ærfuglene svelger hele blåskjell og knuser dem i muskelmagen, så det tar lengre tid å fordøye enn å spise. Ærfuglene kan dermed ikke kompensere for lavere muskelmasse i skjellene ved å spise flere. Dette kan påvirke hunnenes energireserver og hekkesuksess. Utslipp av næringsstoffer kan påvirke blåskjell, og derved ærfugl, positivt (Laursen & Møller 2014), men det er uvisst om dette er tilfelle i Norge. Predasjon fra mink antas også å være en viktig bestandsregulerende faktor for ærfugl.



Figur 4.6. Utvikling i bestandsindeksen for ærfugl på nasjonal skala i perioden 1990–2019 (grå), og for de ulike regionene; Østlandet (oransje), Sørlandet (lys grønn), Vestlandet (mørk grønn), Midt-Norge (burgunder), og Nord-Norge (blå). Y-aksen er trukket over 1 for å få med variasjonen der indeksverdiene overgår referanseverdiene (jf. Kap. 1.4.2).

4.3 Framtidsperspektiver for kystvann

Kystområdene på den nordlige halvkule, inkludert Norskekysten, er de havområdene med høyest menneskelig påvirkning (Halpern et al. 2008). I kystsonen opptrer klimaendringene sammen med en rekke andre menneskelige påvirkningsfaktorer som øker i takt med befolkningsvekst og økt bosetting langs kysten (IPCC 2019). Klimascenarioene spår ytterligere økte havtemperaturer, som blant annet fører til at arter flytter seg nordover eller dypere for å følge sitt foretrukne miljø. Langs Skagerrakkysten har man i varmere perioder observert en økt andel av varmekjære fisk som hestmakrell og ansjos, på bekostning av nordlige arter som hyse og lomre (Barceló et al. 2016). Med varmere klima vil også uønskede, introduserte arter lettere få fotfeste og kunne spre seg i norske kystområder. Et eksempel er stillehavsøstersen, som har invadert kysten fra svenskegrensen til Vestlandet og er mer tilpasningsdyktig til høye temperaturer enn blåskjell (se Kap. 4.2.2).

Smelting av snø og is, og mer og kraftigere nedbør med klimaendringene fører til økt avrenning og tilførsel av næringsalter og partikler fra land (IPCC 2019). Vi forventer at dette vil forverre levevilkårene for flerårige makroalger og planter som sukkertare og ålegras, og forsterke dominansen av de ettårige trådalgene som er observert i mange områder i Sør-Norge i senere år (se Kap. 4.2.1). Siden trådalgene huser et fattigere dyreliv enn tareskog og ålegrasenger, kan et skifte til «trådalge-tepper» ha store negative effekter for hele kystøkosystemet. Et annet risikomoment knyttet til økt avrenning, er at partiklene kan føre med seg miljøgifter fra jordsmonnet, som så kan spres i vannet og komme inn i næringskjeden.

I Norge er det stort press på kystarealene også fra arealinngrep og fiskeri, særlig i Oslofjordområdet. Industri, oppdrettsanlegg og privat nedbygging av strandsonen er eksempel på aktiviteter

som legger beslag på areal. Andelen av strandsonen som er påvirket av bygninger, jernbane, vei eller dyrket mark, har økt fra 30,1 til 31,6 % fra 2005 til 2020 (SSB 2020b). I tillegg skaper kommersiell og privat båttrafikk, fiskeri og taretråling forstyrrelser i kystsystemene. For eksempel har overfiske på kysttorsk ført til svært lave bestander og et forbud mot fiske langs Skagerrak-kysten fra svenskegrensen til Agder. Lave bestander av topp-predatorer som kysttorsk kan ha negative kaskadeeffekter nedover i næringskjeden (se Kap. 4.2.1), så forhåpentligvis vil vi se en positiv effekt av denne fredningen i årene som kommer.

Det er vanskelig å spå om framtiden til økosystemene langs Norskekysten. Samspillet mellom klima, miljø, plankton, bunnorganismer, fisk, sjøpattedyr og sjøfugl er for komplekst til at det i dag er modeller eller erfaringskunnskap som med sikkerhet kan beregne hvordan dyr og alger vil reagere på kombinasjonen av de klimatiske endringene og vår utnyttelse av kysten i de kommende tiår.

Boks 4.2. Kunnskapsbehov – Kystvann

- Det er viktig å øke forståelsen av de økologiske mekanismene som styrer endringer i indikatorene for å kunne skille effekter av menneskeskapte og naturgitte endringer. Økt kunnskap om hvordan klimaendringer i samspill med andre menneskeskapte forstyrrelser som fiskeri, arealnedbygging, eutrofiering og introduserte arter, vil være viktig i årene som kommer.
- Det er stort behov for mer konsistent og arealrepresentativ overvåking, spesielt for indikatorer som representerer ikke-kommersielle arter, slik som alger (planteplankton og makroalger) og virvelløse dyr. Indikatorene for kyst er i dag dominert av fiske og fugle-arter, men det er ingen indikatorer som representerer tilstanden til dyreplankton. Viktige naturtyper som for eksempel ålegressenger inngår heller ikke.
- Bedre forståelse av økosystemenes evne til å tåle stress og forstyrrelser ved å returnere til en tilnærmet opprinnelig tilstand (resiliens) er sentralt for å beregne robuste referanseverdier for indikatorene. Utvikling av indikatorer som representeres økosystemenes robusthet mot forstyrrelser, i stedet for fokus på enkeltarter, bør ha prioritet.

5 Ferskvann

Ann Kristin Schartau¹, Børre Dervo¹, Anne Lyche Solheim² & Bård Pedersen¹

¹Norsk institutt for naturforskning

²Norsk institutt for vannforskning

5.1 Økosystemet ferskvann

Rundt regnet 5 % (17 000 km²) av Norges areal består av ferskvann (**Figur 5.1**). Vassdragene i Norge er preget av mange små innsjøer (< 0,1 km²) og små hurtigstrømmende elver (nedbørfelt < 10 km²). Norge har også noen av Europas dypeste innsjøer, og store, dype innsjøer (> 10 km² og middeldyp > 15 m) utgjør en betydelig del av det totale ferskvannsarealet. Økosystemtjenestene knyttet til ferskvann, er forbundet med mange og dels motstridende interesser.

Det er påvist totalt 3 000 dyrearter som har sin hovedforekomst i ferskvann i Norge, enten gjennom hele eller deler av livet (Elven & Søli 2016, Aagaard & Dolmen 1996). De mest artsrike gruppene tilhører invertebratene med flest arter av fjærmygg, hjuldyr og vannbiller. I Norge finnes 43 arter av ferskvannsfisk, hvorav 32 arter forekommer naturlig (Nedreaas et al. 2015). Ferskvann er også viktig føde- og/eller ynglingsområde for rundt 80 fuglearter, seks amfibiearter og seks pattedyrarter.

Det finnes ingen tilsvarende samlet artsoversikt over planter i ferskvann og deres utbredelse i Norge. Planteplankton (mikroskopiske alger og cyanobakterier som lever fritt i vannmassene) er den mest artsrike gruppen med ca. 1 050 taksa (arter, slekter eller høyere taksonomisk nivå). Fastsittende alger og cyanobakterier har stort mangfold i rennende vann, med 900 taksa. I Norge finnes 125 arter av store vannplanter inkludert kransalger, samt 75 bladmoser og 20 levermoser (Elven & Søli 2016). Samlet for dyr og planter kjenner vi altså til mer enn 5 000 taksa (arter, slekter eller høyere taksonomisk nivå) med hovedtilhold i ferskvann i Norge (se Pedersen et al. 2019 for ytterligere informasjon).

En rekke forhold er med på å endre våre ferskvannsystemer med tilhørende plante- og dyreliv samt viktige økosystemtjenester. Menneskeskapte endringer omfatter fysiske inngrep (vannkraftutbygging, veiutbygging, forbygging, gjenfylling), forurensing (overgjødning, forsuring, miljøgifter), introduksjon og spredning av nye arter, samt endringer i klima. Omkring 1/3 av innsjøarealet i Norge er påvirket av vannkraftutbygging, tilsvarende i underkant av 6 000 km². I alt 15 av Norges 20 høyeste fossefall og mer enn 70 % av våre største vassdrag er regulert, og > 10 % av vannforekomstene er definert som sterkt modifiserte (SMVF) jf. vannforskriften. I tillegg kommer et stort antall elveløp som er forbygd/regulert for energiproduksjon, drikkevannsuttak, jordbruksvanning, fløting og annet. Langtransportert forurensing i form av svovel og nitrogen har ført til forsuring. Omfanget av forsuring har avtatt de senere årene, men naturens tålegrenser er fremdeles overskredet for 7–19 % av Norges landareal (Austnes et al. 2018). Overgjødning (eutrofiering) fra diffus avrenning og fra lokale punktkilder er fortsatt et problem i områder med intensivt jordbruk i lavlandet og i tettbygde områder. De siste årene har tilførselene av næringsstoffer økt (Selvik & Sample 2019).

Naturindeks for ferskvann 2019 er basert på informasjon om 38 indikatorer som er helt eller delvis knyttet til ferskvann. De fleste taksonomiske og funksjonelle grupper, samt indikatorer følsomme for relevante påvirkningsfaktorer, er representert. Fordelt på taksonomiske grupper er det flest fugl (16), moser (fire), amfibier (tre) og fisk (tre). Utvalget inkluderer både nøkkelindikatorer (indekser som representerer mange arter), vanlige arter og rødlistete arter. Åtte av artene er angitt som truet (CR, EN, VU) i Rødlista for arter 2015, og ytterligere syv indikatorer er nær truet (NT) (Henriksen & Hilmo 2015a).

Fordelt på påvirkningstyper er det angitt at flest indikatorer er følsomme (i stor eller svært stor grad) for arealbruk (12), fysiske inngrep (ti), forsuring (ti), og eutrofiering (sju). Med unntak av enkelte indikatorer for eutrofiering og forsuring er alle indikatorene følsomme for to eller flere påvirkninger.

Boks 5.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Ferskvann

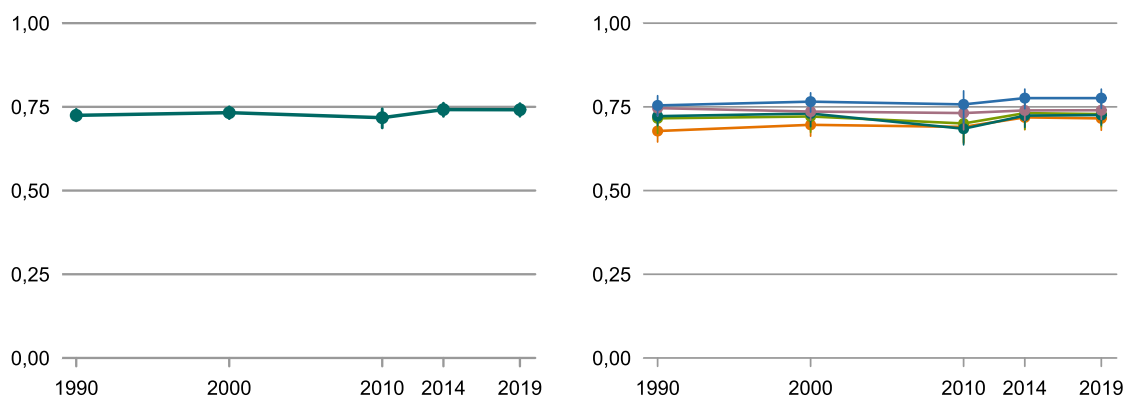
- Ferskvann omfatter både frie vannmasser og bunnområder, rennende vann (bekker og elver), stillestående vann (dammer, tjern, innsjøer) og systemer av disse. Ferskvann finnes både ovenfor og nedenfor skoggrensa. Kilder inngår i våtmark, se Kap. 6.
- Det er 38 indikatorer for ferskvann, herav er åtte nøkkelindikatorer. Vedlegg 1 lister opp alle indikatorene. Indikatorverdiene for ferskvann er basert på overvåkingsdata (21,2 %), modellbaserte estimer (20,6 %) og ekspertvurderinger (58,2 %). I tidsseriene for disse indikatorene mangler verdier for 10,5 % av observasjonene, og vektandelene for de ulike datatypene i beregning av Naturindeks for ferskvann blir henholdsvis 18,5 % overvåkingsdata, 32,3 % modelldata, 41,4 % ekspertvurderte data og 7,9 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3).
- Verdier for ferskvannindikatorer er dels basert på data fra ulike overvåkingsprogrammer, blant annet bestandsovervåking av salamandere, villaks, elvemusling og edelkreps kombinert med forekomstdata fra Artskart (www.artsdatabanken.no), økosystemovervåking knyttet til oppfølging av vannforskriften, samt ulike andre overvåkingsaktiviteter (som tiltaksovervåking) og forskningsprosjekter. Fugledata inngår fra overvåkingsprogrammet TOV-E og andre tellinger. For mer informasjon om enkelte indikatorer, se www.naturindeks.no.
- De fleste ferskvannsindikatorer er representative på fylkesnivå eller for større geografiske områder. For enkelte indikatorer, spesielt de som inngår i vannforskriften, er data representative på kommunenivå, dvs. med stor geografisk oppløsning. Arbeidet med klassifisering etter vannforskriften og naturindeksen kan fortsatt samordnes bedre. Gjennom et bredere tilfang av data og en bedre samordning av dataflyten mellom de to systemene forventes det mer sammenfallende konklusjoner om tilstanden for ferskvann.

5.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for ferskvann

Karakterisering av tilstand og påvirkninger for alle norske vannforekomster i henhold til vannforskriften indikerer at 76 % av norske ferskvannsforekomster er i god eller svært god tilstand, 1 % har ukjent tilstand, mens 24 % er i moderat eller dårligere økologisk tilstand (NVE 2020). Disse resultatene er basert på overvåkingsdata, der slike data finnes, og ellers på vurdering av påvirkningsfaktorer, mens Naturindeksen baserer seg på tilstanden til arter som lever i ferskvann. Naturindeksen for ferskvann indikerer at dagens tilstand for biologisk mangfold er god (**Figur 5.2**). Tilstanden er noe dårligere på Sørlandet og Vestlandet (**Figur 5.2**), noe som skyldes at mange vassdrag fremdeles er forsuret som følge av langtransportert forurensing. Selv om omfanget av forsuring nå er vesentlig redusert, er fremdeles 14 % av elvevannforekomstene og 13 % av innsjøene angitt å være forsuret i moderat til stor grad (NVE 2020). Ferskvann i deler av Østlandet, Vestlandet og Midt-Norge har dårligere tilstand på grunn av landbruksforurensinger og avløp fra byer og tettsteder. For Norge som helhet bidrar overgjødning fra landbruket til vesentlig påvirkning av hhv. 15 % av elvevannforekomstene og 7 % av innsjøene, mens avløp fra byer og tettsteder bidrar tilsvarende for 9 % av elvevannforekomstene og 5 % av innsjøene (NVE 2020). Introduksjon av fremmede arter, regionalt fremmede arter slik som fiskeartene ørekyt og gjedde (jf. Artsdatabanken 2020a), er antatt å ha en negativ effekt på det stedegne biologiske mangfoldet i vassdrag på Østlandet. I alle regioner, men særlig på Vestlandet og i Nord-Norge, er det store vassdragsreguleringer som gir dårligere forhold for det biologiske mangfoldet. Totalt 13 % av vannforekomstene i elv og 19 % av innsjøene er i moderat til stor grad påvirket av vannkraftutbygging, og vel 8 % av vannforekomstene når ikke miljømålet pga. denne type inngrep (NVE 2020). Omfanget av de biologiske effektene er imidlertid usikkert da dagens biologiske overvåking i liten grad fanger opp hvordan redusert vannføring påvirker det biologiske mangfoldet i ferskvann.



Figur 5.1. Ferskvann i Norge har god tilstand, men ikke over alt eller for alle vannlevende planter og dyr. Foto © Ann Kristin Schartau.



Figur 5.2. Utvikling i Naturindeks for ferskvann (alle indikatorer), samlet for hele landet (venstre figur) og for hver landsdel (høyre figur; Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn; Midt-Norge: burgunder; Nord-Norge: blå) i perioden 1990–2019.

I perioden 1950–1990 var det flere negative utviklingstrekk som antas å ha ført til en forverring av tilstanden for ferskvann i Norge. Omfattende forurening av vassdragene i Sør-Norge, store vassdragsreguleringer, økte utslipp av kloakk og avløpsvann rundt tettsteder og i bynære strøk, økt bruk av kunstgjødsel i jordbruket og tilhørende avrenning, samt ulike mindre fysiske inngrep,

førte til tap av biologisk mangfold og reduserte bestander av ferskvannsflora og -fauna. Omfattende forvaltningstiltak er satt i verk i perioden etter 1990. Som en følge av reduserte tilførsler av sur nedbør, tiltak i form av kalking av forsurede vassdrag, tiltak i landbruket, næringsmiddelindustri og i avløpssektoren i forhold til organisk belastning/eutrofiering, endringer i fiskeregler og fredning i forhold til fiske, samt restaurering og nyetablering av dammer, vil vi forvente en bedring i tilstanden. Datagrunnlaget er for mangelfullt til å kunne gi et representativt bilde av tilstanden før 1990. Naturindeksen indikerer at tilstanden har holdt seg ganske uforandret i perioden 1990–2019, med ubetydelig høyere verdier etter 2010. Denne utviklingen gjelder for alle regionene (**Figur 5.2**). Når endringene likevel er såpass små og lite tydelige, kan det skyldes at noen utviklingstrekk går i motsatt retning og derfor oppveier den positive utviklingen i andre (for eksempel redusert forsuring men økt overgjødning). Enkelte ferskvannsindikatorer, som for eksempel laks (se Kap. 4.2), oter og noen fuglearter, lever deler av livet i kystsonen/havet, mens andre indikatorer, som for eksempel amfibier og enkelte fuglearter, har et levevis som også omfatter skog eller åpent lavland. Tilstanden for disse indikatorene vil derfor også henge sammen med forhold som ikke er knyttet til ferskvann.

Mange av de rødlistede artene har vesentlig lavere verdier enn den samlede Naturindeksen for ferskvann (se www.naturindeks.no). Enkelte av disse, slik som oter og fiskeørn, viser en klar positiv utvikling i perioden 1990–2019, mens andre har en negativ utvikling. En av disse er fiskemåke, som har hatt en kraftig tilbakegang, særlig etter 1990. For mange indikatorer er det imidlertid stor usikkerhet i tilstandsvurderingen fordi de er representert med data fra få lokaliteter og år.

5.2.1 Naturindeksen og vannforskriftens tilstandsvurdering

Flere av indikatorene brukt i Naturindeksen for ferskvann er de samme som anvendes ved vurdering av økologisk tilstand av norske elver, innsjøer og kystvann etter vannforskriften (se Direktoratets gruppen vanndirektivet 2018). For ferskvann gjelder dette følgende indikatorer: planteplankton i innsjøer, vannplanter i innsjøer, eutrofieringsindeks for henholdsvis begroingsalger og bunndyr i elver, og forsuringindeks for henholdsvis begroingsalger og bunndyr i elver. Prinsippene for fastsettelse av tilstand er imidlertid noe forskjellige i de to klassifiseringssystemene, og dette har betydning for tilstandsverdiene (se Pedersen et al. 2019, Schartau et al. 2016b).

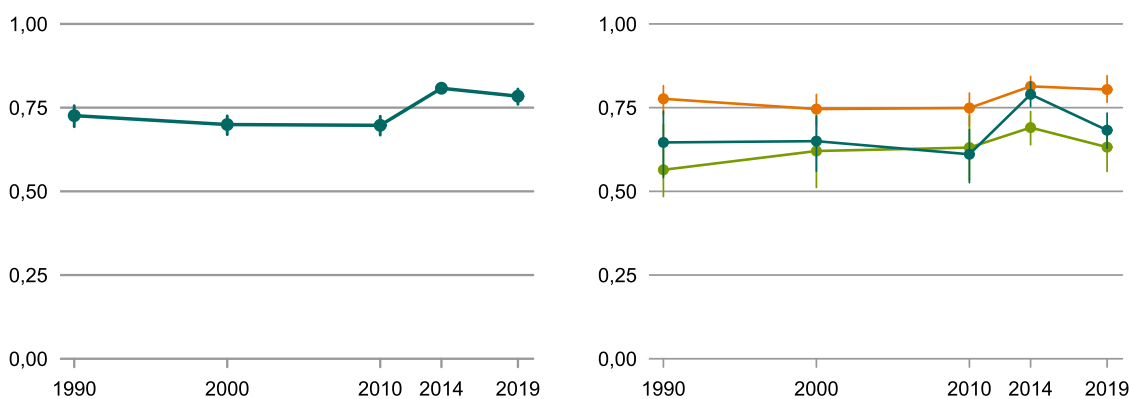
I tillegg er kriteriene for utvalg av data i de to klassifiseringssystemene ulike, noe som også bidrar til at viktige indikatorer som inngår i vannforskriftens tilstandsvurdering, er sterkt underrepresenterte i datagrunnlaget for Naturindeksen. Gjennom flere utviklingsprosjekter foreligger det nå forslag til bedre samordning av datagrunnlaget for Naturindeksen for ferskvann og kystvann og vannforskriftens tilstandsvurdering (Gundersen et al. 2018, Sandvik 2019). Dette omfatter blant annet forslag til hvordan sikre bedre dataflyt av data som er samlet inn i sammenheng med vannforskriften, korrigering for skjevheter i dataene (for eksempel knyttet til dominans av påvirkede vannforekomster i overvåkingen) og en geografisk oppskalering av vannforskriftens punktobservasjoner til større administrative enheter som kommuner og fylker. Til en viss grad er disse forslagene fulgt opp i forbindelse med oppdatering av datagrunnlaget for Naturindeks for ferskvann 2019. Andre forslag krever mer grunnleggende endringer, blant annet i Vannmiljø, som er miljøforvaltningens fagsystem for lagring og analyse av data om miljøtilstand i vann.

På grunn av forskjeller i metode og formål kan man imidlertid ikke regne med at Naturindeksens og vannforskriftens tilstandsvurdering gir identiske resultater. Et bredere tilfang av data til Vannmiljø og en bedre samordning av dataflyten til de to systemene forventes å gi mer sammenfallende konklusjoner om tilstand for ferskvann og kystvann.

5.2.2 Redusert forsurening gir økt mangfold

Forsuring av vassdrag har vært og er en av de største truslene mot biologisk mangfold i ferskvann i Norge, spesielt i Sør-Norge og da særlig på Sørlandet og sørlige deler av Vestlandet. På det verste (1978–1982) førte langtransportert forurensing i form av svovel og nitrogen til at naturens tålegrenser for forsurening var overskredet for 30 % av landområdene (Larssen & Høgåsen 2003). Det ble rapportert om reduserte fiskefangster i elver på Sørlandet allerede på slutten av 1800-tallet, men det var først utover på 1970- og 1980-tallet at skadene på det biologiske mangfoldet var så store at dette ble gjenstand for omfattende nasjonal og internasjonal oppmerksomhet. Internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner har medført at innholdet av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 77–98 % fra 1980 til 2019, og innholdet av nitrogenforbindelser er mer enn halvert (Aas et al. 2020). På grunn av økte nedbørmengder de siste 20 årene har tilførselene av forsurende forbindelser likevel flatet noe ut etter 2000. Utslippsreduksjonen har ført til at forsureningen i elver og innsjøer er kraftig redusert, med den største nedgangen i den sørlige delen av landet (Garmo & Skancke 2019, Skjelkvåle et al. 1998). Utover på 1980-tallet ble det også satt i gang kalking av vassdrag i Sør-Norge (Miljødirektoratet 2019).

Til tross for disse tiltakene fortsatte de negative effektene av forsurening å øke fram til 1990-tallet. Tap av biologisk mangfold innen ulike grupper av planter og dyr er dokumentert; på det verste var over 15 000 fiskebestander utdødd eller skadet som følge av forsurening (Hesthagen et al. 1999), 25 laksestammer var utdødde og minst 20 stammer var skadet (Hesthagen & Hansen 1991). I enkelte vassdrag var det biologiske mangfoldet av vannplanter halvert på grunn av forsurening (NOU 2009: 16). Kalking har bidratt til økt mangfold av planter og dyr i mange vassdrag, særlig etter 1995 (Miljødirektoratet 2019). De biologiske responsene på redusert forsurening har likevel vært svake og variable (Hesthagen et al. 2011, 2016, Lund et al. 2018), noe som kan ha mange årsaker (Schartau et al. 2016a). Økte verdier etter 2010, sammenlignet med perioden 1990–2010 (**Figur 5.3**), kan indikere en positiv utvikling for det biologiske mangfoldet. År-til-år variasjoner må ses i sammenheng med usikkerhet i beregningene, men kan også skyldes en utflating av den vannkjemiske forbedringen (Garmo & Skancke 2019). Reduserte verdier av kalsium og andre basekationer, som blant annet er en effekt av langvarig forsurening, registreres nå i store deler av Sør-Norge, og spesielt på Sørlandet (Garmo & Skancke 2019, Hessen et al. 2017). Mange norske vann og vassdrag er naturlig svært kalkfattige, og en slik reduksjon kan ha ført til kritisk lave nivåer for en rekke ferskvannsorganismer (Hessen et al. 2017).



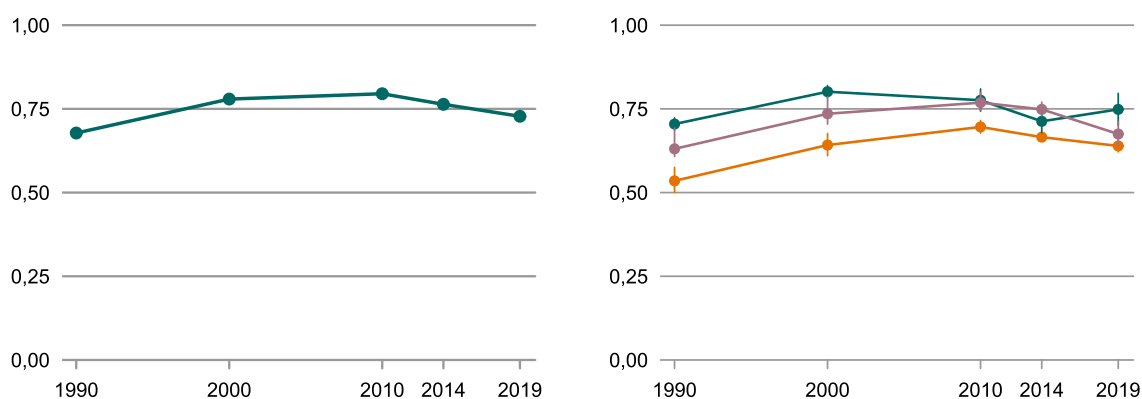
Figur 5.3. Utvikling av temaindeksen forsurening i ferskvann, samlet for hele landet (venstre figur) og for tre områder i Sør-Norge (høyre figur; sentrale Østlandet: oransje; Agder: lys grønn; Sør-Vestlandet: mørk grønn) i perioden 1990–2019.

Indeksen for forsurening i ferskvann omfatter totalt fire indikatorer. En bedre utnyttelse av data som framskaffes gjennom vannforskriftens tilstandsvurdering har bidratt til økt arealmessig dekning

av alle indikatorene f.o.m. 2010. Tre av indikatorene viser en positiv utvikling i perioden og indikerer samtidig større forsuringsskader, men raskere positiv respons på redusert forsuring, i rennende vann sammenlignet med innsjøer. Tilsvarende forskjeller er beskrevet fra andre studier (Velle et al. 2016). Forsuringindeksen for begroingsalger viser en mindre entydig positiv utvikling, men denne indikatoren har en begrenset arealmessig dekning og bidrar derfor i liten grad til Naturindeksen. Vi vurderer at temaindeksen for forsuring gir et representativt bilde av endringer i forsuringstilstanden. Mer overvåkingsdata, spesielt på begroingsalger, er imidlertid nødvendig for å sikre at indeksen også gir et representativt bilde av dagens forsuringstilstand, samlet og for ulike regioner.

5.2.3 Klimaendringer forsterker effekten av overgjødning

Overgjødning, som en følge av økte tilførsler av plantenæringsstoffer, organisk materiale og partikler, er angitt å være en av de største truslene for det biologiske mangfoldet i ferskvann i Norge (www.miljostatus.no). Dette gjelder spesielt vassdrag i lavereliggende områder med høyere befolkningstetthet og mer intensivt jordbruk, for eksempel i sentrale deler av Østlandet, enkelte områder på Vestlandet (Jæren og Bergen), i Trøndelag og i Lofoten. Slike vassdrag har normalt et stort artsmangfold med forekomst av sjeldne og sårbare arter (Miljødirektoratet 2015). Det finnes ingen nyere oversikt over utvikling i eutrofieringstilstanden i Norge, men elveovervåkingen viser at innholdet av plantenæringsstoffer har økt i sentrale vassdrag på Østlandet (Gundersen et al. 2019). Naturindeksen indikerer en positiv utvikling for Norge som helhet fram til 2010, men den flater deretter ut (**Figur 5.4**). Etter 2010 synes overgjødning å ha en økt negativ effekt på det biologiske mangfoldet i ferskvann sentralt på Østlandet og rundt Trondheimsfjorden (**Figur 5.4**). Hva som er årsak til dette, er ikke grundig analysert, men intensivering av jordbruket og mindre fokus på miljøtiltak, blant annet med økt høstpløying i deler av Østlandsområdet, samt endringer i samfunnet med økt urbanisering, kan være viktige årsaker til økte tilførsler av næringsstoffer. Noe uventet følger Rogaland ikke den samme utviklingen, noe som kan skyldes at forsuring, som fremdeles er et problem i deler av Rogaland, oppveier effekten av omfattende urbanisering og intensivt jordbruk i andre deler av denne regionen. Klimaendringer, med varmere vann og lengre vekstsesong, forsterker effektene av overgjødning i form av økt algevekst (Jones & Brett 2014, Lyche Solheim et al. 2020). Endringer i nedbørregiment vil også kunne føre til økt overgjødning av vann og vassdrag. Økt nedbør og flere episoder med styrtregn gir økt erosjon fra åpne jordbruksarealer og mer lekkasjer/overløp av urensset avløpsvann fra kommunale kloakknett (Molværsmyr et al. 2020, Aarrestad et al. 2015).



Figur 5.4. Utvikling av temaindeksen eutrofiering i ferskvann, samlet for hele landet (venstre figur) og for tre områder med høy belastning (høyre figur; sentrale Østlandet: oransje; Rogaland: grønn; Trondheimsfjord-området: burgunder) i perioden 1990–2019.

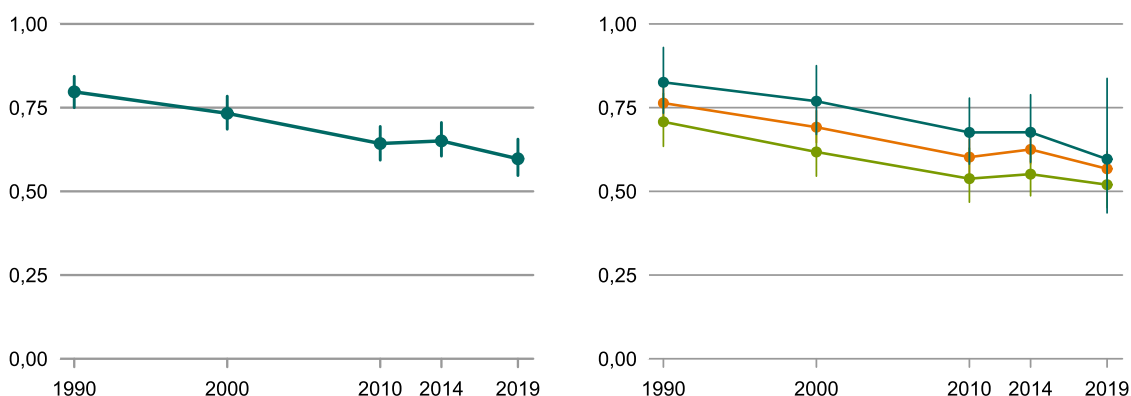
Indeksen for eutrofiering i ferskvann omfatter fire indikatorer. En bedre utnyttelse av data som framskaffes gjennom vannforskriftens tilstandsvurdering har bidratt til økt arealmessig dekning

av alle indikatorene f.o.m. 2014. Før 2010 finnes imidlertid data kun fra to av indikatorene (eutrofieringsindeks for bunndyr i elver og vannplanter i innsjøer). Temaindeksen for eutrofiering er derfor lite representativ for eutrofieringstilstanden, og endringer i denne påvirkningen er vanskelig å vurdere uten bedre overvåkingsdata på relevante indikatorer. Bedre utnyttelse av eksisterende overvåkingsdata, blant annet på planteplankton (Lyche Solheim et al. 2008, Oredalen & Faafeng 2002) og begroingsalger (Schneider & Lindstrøm 2011) fra år før 2010, og fra vannplanter generelt, er nødvendig for å sikre at indeksen gir et representativt bilde av eutrofieringstilstand og trender.

5.2.4 Amfibier – tilbakegangen forsetter til tross for ulike tiltak

Seks amfibiearter forekommer naturlig i norsk fauna: storsalamander, småsalamander, buttsnutefrosk, spissnutefrosk, nordpadde og damfrosk. De tre første artene inngår i Naturindeksen (tidligere rapportert som indikatorer for våtmark). Storsalamander forekommer i tre atskilte områder, Midt-Norge, Sørvest-Norge og Sørøst-Norge. Småsalamander er kjent fra alle fylkene langs kysten nord til Nordland (Vefsn), bortsett fra på strekningen Hordaland til Sunnmøre. Buttsnutefrosk finnes over hele landet opp til 1350 meter over havet, med unntak av en del øyer. De tre amfibieartene legger egg i vann hvor larvene lever fram til de om høsten går på land. Som voksne tilbringer de mesteparten av livet på land, der de fleste individene også overvintrer. Derfor er amfibiene avhengige av miljøet både i vann og på land, inkludert vandringsveier mellom overvintringsplassen, ynglelokaliteten og sommerleveområdet.

Indeksen for amfibier viser en klar nedgang fra 1990 til 2019 (**Figur 5.5**). Nedgangen gjelder alle regioner, men tilstanden er dårligst på Øst- og Sørlandet (se www.naturindeks.no). Vestlandet kommer også dårlig ut mot slutten av perioden, men det er knyttet stor usikkerhet til disse indeksverdiene. Alle disse tre artene har vært i tilbakegang siden 1950-tallet (Dolmen 2008), selv om tilbakegangen i Norge ikke har vært så stor som sørover i Europa. Tap eller forringelse av leveområdene, enten i vann eller på land, er den viktigste årsaken til tilbakegangen (Derivo et al. 2016). Foruten ødeleggelse av leveområdet er sur nedbør og fiskeutsettinger de mest sannsynlige årsakene til tilbakegangen. Soppsykdommen chytridiomykose, som er en viktig årsak til en omfattende nedgang for amfibier globalt (James et al. 2015), ble i 2017 registrert for første gang i Norge. Sykdommen er i spredning, og det er antatt at den kan utgjøre en trussel også for de norske bestandene av amfibier.



Figur 5.5. Utvikling av temaindeksen amfibier, samlet for hele landet (venstre figur) og for tre landsdeler (høyre figur; Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn) i perioden 1990–2019.

Fra og med 2010 bygger Naturindeksens indikatorer for salamanderne på biologisk modellering basert på kvantitative bestandsdata og beregninger av endringer i forekomster, hvor også forekomstdata fra Artskart er inkludert. Vi mangler tilsvarende kvantitative data for buttsnutefrosk. En begrenset tidsserie fra ett område tyder på at buttsnutefrosk følger samme mønster som

salamanderne. De øvrige tre amfibiartene viser tilsvarende tilbakegang som for artene som inngår i Naturindeksen, men datagrunnlaget er mangelfullt for nordpadde.

I beregningen av indikatorene for amfibier inngår også endringer i antall lokaliteter hvor arten er registrert. En omfattende kartlegging av salamanderne i løpet av de siste ti årene har nesten femdoblet antall kjente lokaliteter. Basert på detaljerte studier i blant annet Lier kommune synes det som disse nye funnene i hovedsak må tolkes som oppdagelse av eldre eksisterende lokaliteter og i mindre grad at artene er i spredning til nye lokaliteter.

Storsalamander har et tap av ynglelokaliteter på 10 % per 10 år (Dervo et al. 2016). I beregningen av indikatorene for amfibiene er det lagt til grunn et årlig tap av både skogs- og kulturlandskapslokaliteter på 1 % per år.

Til tross for ulike tiltak som restaurering av eksisterende og etablering av nye dammer, sikring av vandringsveier, informasjonstiltak og ulike endringer i lovverket, fortsetter tilbakegangen for alle de tre amfibiene som inngår i Naturindeksen. Tall fra den nasjonale overvåkingen viser imidlertid at andelen kulturlandskapslokaliteter som er restaurert med offentlige midler, utgjør mindre enn 10 % av de undersøkte lokalitetene, mens det er et stort behov for restaurering av over halvparten av lokalitetene. Uten økt innsats for å hindre gjengroing vil antall forekomster i kulturlandskapet bli redusert i årene som kommer.

5.3 Framtidsperspektiver for ferskvann

Selv om ytterligere forbedringer i forsuringssituasjonen kan forventes, synes den positive utviklingen å flate ut. Dette skyldes først og fremst at de mest effektive tiltakene mot forsuring allerede er gjennomført, men også at samvirke med andre miljøfaktorer forsinker/forhindrer ytterligere forbedring. Langvarig forsuring har blant annet ført til reduserte nivåer av kalsium og andre salter i ferskvann (Hessen et al. 2017), noe som antas å forsinke og eventuelt reversere den biologiske gjenhenting (Cairns & Yan 2009). Klimaendringene vil bidra til økt overgjødning av innsjøer og vassdrag, både ved økte tilførsler gjennom mer nedbør og erosjon (Aarrestad et al. 2015) og økt algevekst som en følge av økt temperatur og lengre vekstsesong (Ho et al. 2019, Jones & Brett 2014). Dette forventes å ha særlig stor effekt i jordbruksområder med høstpløying (Bechmann et al. 2020). Det forventes ingen store nye vassdragsreguleringer, men nye mindre reguleringer og utvidelse av eksisterende, samt flomforbygging som tiltak mot framtidig økt nedbør, vil kunne føre til ytterligere forringelse av ferskvannshabitater. Også arealendringer som en følge av veiutbygging og annen infrastruktur (jf. Meld. St. 25 (2014–2015), Monsrud 2009) forventes å føre til økt press på det biologiske mangfoldet i ferskvann. Samtidig vil det være mulig å bedre miljøforholdene i en rekke vassdrag ved å revidere konsesjonsvilkårene for eldre vassdragsreguleringer (Sørensen 2013). Bevaringstiltak på stor skala er trolig viktigste middel mot den pågående nedadgående trenden for flere av fugleartene. Forhindring av gjengroing av yngleplasser i kulturlandskapet er et potensielt viktig tiltak for amfibier.

Boks 5.2. Kunnskapsbehov – Ferskvann

- Det er behov for å utvikle et bedre og mer arealrepresentativt datagrunnlag for flere av indikatorene i ferskvann.
- Effekter av klimaendringer inkludert klimatilpasningstiltak vil bli viktigere i framtiden og krever bedre kunnskap. Ikke minst gjelder dette samvirkning mellom klimaendringer og andre påvirkninger. Det er også behov for bedre og flere klimaindikatorer.
- Det er et stort behov for overvåking og indikatorer som bedre fanger opp effekter av vassdragsreguleringer.
- Vi trenger også bedre kunnskap om spredning av fremmede arter til ferskvann og effektene av dette.

6 Våtmark

Magni Olsen Kyrkjeeide & Mari Jokerud
Norsk institutt for naturforskning

6.1 Økosystemet våtmark

Norge har et stort utvalg av våtmarkstyper som følge av variert topografi og variasjon i klima. Våtmark finnes fra havnivå til over skoggrensa, og varierer fra artsfattige til artsrike habitater. Det er særlig myr som utgjør det største arealet av våtmark i Norge, og i verdensammenheng er det få andre land som har like stor variasjon i myrtyper (Moen et al. 2017).

Våtmark i Naturindeks omfatter myr, sumpskog og kilder både ovenfor og nedenfor skoggrensa som ikke er påvirket av menneskelig aktivitet (Pedersen et al. 2018). Hovednaturtypene (Natur i Norge versjon 2.2.0; Bryn et al. 2018a) som inngår i Naturindeks for våtmark, er som følger: åpen jordvannsmyr, myr- og sumpskogsmark, nedbørsmyr, kaldkilde, varm kilde og strandsumpskogsmark. I Norge dekker myr omtrent 28 000 km², noe som utgjør i underkant av 9 % av landarealet i Norge, mens sumpskog dekker om lag 12 800 km², noe som tilsvarer 4 % av landarealet (Bryn et al. 2018b). Kilder utgjør et mye mindre areal, med bare ca. 10 km² angitt for kaldkilde (V4) i Rødlista for naturtyper (Moen et al. 2018).

Menneskelig påvirkning i form av arealbruksendring har vært og er den største trusselen for våtmarker. Det antas at så mye som 7000 km² myr har blitt drenert til skog- og landbruksformål (Joosten et al. 2015). I tillegg forsvinner myr stadig som følge av torvuttak til jordforbedring (Øien et al. 2017), veibygging, utbygging av infrastruktur til energi og bolig- og hyttebygging (Lyngstad et al. 2018a).

Forurensing fra sur nedbør som består av langtransportert nedfall av svovel- og/eller nitrogenforbindelser, har ført til forsuring og næringsanrikning i vann og jordsmonn (Hole & Tørseth 2002). Særlig næringsfattige naturtyper som nedbørsmyr og fattig jordvannsmyr, som er tilpasset et lavt nivå av nitrogen, er sårbare for sur nedbør. Nitrogen er et begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige terrestriske økosystemer, så økt tilførsel av nitrogen gir gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer nitrogenkrevende vegetasjon dominert av urter og gras slik at karakteristiske konkurransesvake arter som soldogg blir skygget ut (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Siden 1980-tallet har svovelnedfall blitt kraftig redusert og nedfall av nitrogenforbindelser har blitt redusert (Aas et al. 2017).

Våtmark trues foreløpig i liten grad av klimaendringer, selv om varmere klima og lengre tørkeperioder kan tørke ut habitater av våtmark (Swindles et al. 2019). Palsmyr er den naturtypen som i størst grad er truet av klimaendringer og i liten grad av direkte menneskelig påvirkning (Øien et al. 2018). Dette er en naturtype som finnes i områder med permafrost, og den er avhengig av stabile kuldeperioder for å opprettholde en dynamikk med dannelse av palser som består av torvhauger med iskjerner.

Naturindeks for våtmark 2020 er basert på 28 indikatorer som helt eller delvis er knyttet til våtmark. De fleste indikatorene er arter, hvorav 14 er virveldyr og 12 er planter (se oversikt i **Boks 6.1**). Av plantene er fire indikatorer moser, mens de resterende åtte er karplanter. Karplantene utgjør en egen temaindeks. Det er to nøkkelindikatorer for våtmark, disse er areal av atlantisk høgmyr og palsmyr, og de utgjør det andre temaet for våtmark som blir presentert i dette kapitlet. Siden forrige utregning av Naturindeks for våtmark har amfibier blitt flyttet til ferskvann (Kap. 5), mens indikatorer for tamrein og villrein er nye. Det er i dag ingen indikatorer fra naturtypen sumpskog i indikatorutvalget for våtmark, selv om sumpskog i Naturindeks er definert som

våtmark. Datagrunnlaget for våtmark er mangelfullt (Pedersen et al. 2018), og noen nye indikatorer er foreslått (Bjerke & Tømmervik 2020), men det er fortsatt et stort behov for å etablere nye overvåkingsserier knyttet til våtmarkøkosystemer. Bjerke & Tømmervik (2020) sin gjennomgang av eksisterende data fra våtmark viser imidlertid at det er små muligheter for å vesentlig kunne styrke datagrunnlaget for en beskrivelse av tilstandsutviklingen i våtmark for perioden som dekkes i denne rapporten.

Boks 6.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Våtmark

- Våtmark omfatter myr og kilde (jf. NiN 2.0) ovenfor og nedenfor skoggrensa, og sumpskog.
- Det er 28 indikatorer for våtmark, herav er to nøkkelindikatorer. Vedlegg 1 lister opp alle indikatorene. Indikatorverdiene for våtmark er basert på overvåkingsdata (20,1 %), modellbaserte estimater (32,1 %) og ekspertvurderinger (47,8 %). I tidsseriene for disse indikatorene mangler verdier for en veldig lav andel (0,2 ‰) av observasjonene, og vektandelene for de ulike datatypene i beregning av Naturindeks for våtmark blir henholdsvis 29,6 % overvåkingsdata, 23,6 % modelldata, 46,7 % ekspertvurderte data og 0,1 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3).
- Indikatordata for våtmark er til stor del basert på overvåkingsprogrammet TOV-E for fugl og overvåking av palsmyr. Indikatorverdier for karplanter, moser og den insektarten som inngår, er basert på modellering og ekspertvurderinger av data fra innsamlinger og observasjoner registrert i naturhistoriske museer og digitale databaser, og i noen grad overvåking. Reinindikatorene er basert på offentlig statistikk for tamrein og en kombinasjon av tellinger og jaktstatistikk for villrein. For mer informasjon om enkelte indikatorer, se www.naturindeks.no.
- Lavt antall indikatorer og delvis manglende geografisk dekning bidrar til en viss usikkerhet knyttet til trendene for våtmark. Indikatorene viser imidlertid nokså lik trend uavhengig av type datagrunnlag, noe som gir liten usikkerhet i de estimerte indeksverdiene. Våtmark i høyereliggende strøk, kilder og sumpskog er våtmarkstyper som er mangelfullt dekket. Det er dermed usikkert om presenterte trender er representative på tvers av alle våtmarkstyper.

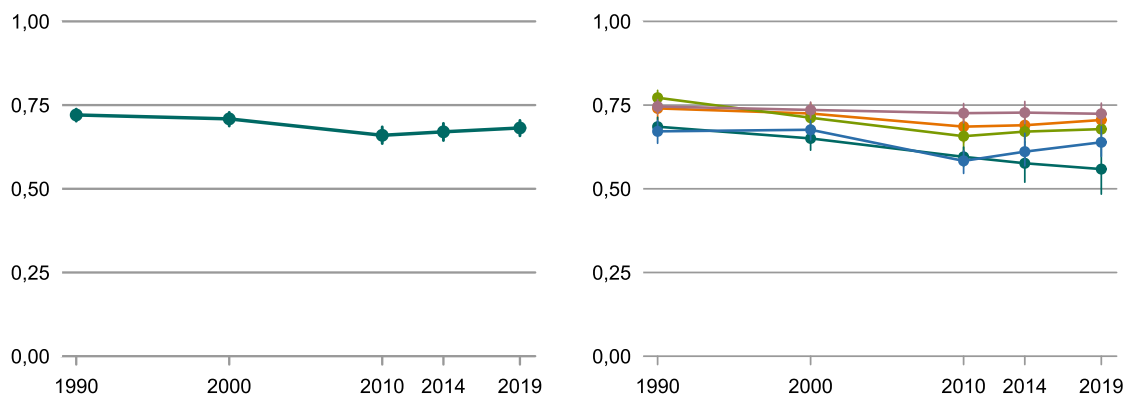
6.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for våtmark

Naturindeks for våtmark har hatt en svak nedadgående utvikling fra 1990 til 2010, med indeksverdier mellom 0,66 og 0,72 fra 1990 til 2019, og med en tilnærmet uendret verdi fra 2010 til 2019 (**Figur 6.1**). Regionene har hatt en liknende utvikling, foruten Midt-Norge som har hatt omtrent en uendret verdi gjennom hele perioden og Vestlandet som har en nedadgående trend gjennom hele perioden. Våtmarksarealer har gått tapt og blitt degradert som følge av arealbruksendringer, forurensing og klimaendringer. Dette kan forklare nedgangen i indeksverdien siden 1990. Arealet av palsmyr er i jevn nedgang, noe som også gjenspeiles i indeksverdiene for indikatoren 'palsmyr areal' (se Kap. 6.2.2). De to nye indikatorene i våtmarksindeksen, rein og tamrein, viser henholdsvis en positiv og negativ trend. Karplantene viser en jevn, slak nedgang, men med størst nedgang på Sørlandet og Vestlandet (se Kap. 6.2.1).

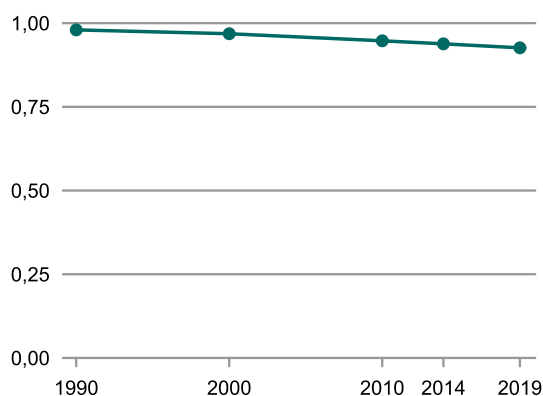
6.2.1 Karplanter i våtmark

Av de åtte karplanteindikatorer som inngår i Naturindeks for våtmark, er én art karsporeplante (bregne), mens de andre sju er frøplanter. Fire av disse er fra starrfamilien, to fra slekta soldogg og én orkidé. Indikatorartene er myrtelg, sennegrass, sveltstarr, engmarrihand, hvitmyrak, brunmyrak, smalsoldogg og dikesoldogg. Kun fire av indikatorene har en utbredelse som dekker hele Norge. For Nord-Norge mangler fire av indikatorene og én er sjelden. For Vestlandet mangler én indikator og én annen er sjelden. Indikatorene forekommer i flere ulike våtmarkstyper og til sammen er de utsatt for alle typer påvirkninger. Tilstandsverdiene til karplanteindikatorer er modellbaserte. De er beregnet fra innsamlinger og observasjoner registrert i naturhistoriske museer og digitale databaser, og hentet fra GBIF (www.gbif.org).

Fra 1990 til 2019 viser indeksen for karplanter i våtmark en jevn, svakt nedadgående trend (**Figur 6.2**). Usikkerheten i den nasjonale trenden er liten, noe som skyldes både lav usikkerhet i modellestimer for nedgangen til hver enkelt art og liten variasjon i trender mellom artene. Geografisk er det Sørlandet og Vestlandet som har størst nedgang, Nord-Norge har en svak nedgang, mens Østlandet og Midt-Norge er nesten uforandret fra 1990 til 2019.



Figur 6.1. Utvikling i Naturindeks for våtmark (alle indikatorer), samlet for hele landet (venstre figur) og for hver landsdel (høyre figur; Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn; Midt-Norge: burgunder; Nord-Norge: blå) i perioden 1990–2019.



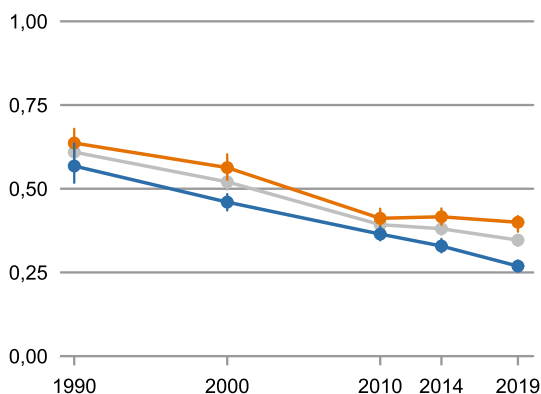
Figur 6.2. Utvikling av temaindeksen karplanter i våtmark.

Den nedadgående trenden for karplanter skyldes antakelig historiske påvirkninger. Store områder med våtmark har blitt utsatt for arealbruksendringer med tidvis intensiv grøfting fram til 1990-tallet. Historiske påvirkningsfaktorer kan føre til en negativ utvikling lenge etter at en påvirkning har skjedd, fordi betingelsene for bestandsvekst i et plantesamfunn kan forsvinne over tid (Kuussaari et al. 2009). I tillegg har forurensing fra sur nedbør hatt negativ påvirkning. Svovel- og nitrogennedfallet har vært størst langs kysten av Sør- og Vestlandet (Aas et al. 2017), noe som gjenspeiles i at Naturindeksen for disse to landsdelene har den største nedgangen av alle regioner. For Vestlandet har temaindeks for karplanter gått fra 0,92 i 1990 til 0,71 i 2019 og for Sørlandet fra 0,98 i 1990 til 0,77 i 2019. Nedgangen har vært jevn for begge regioner og konfidensintervallet er lite. Klimaendringer har trolig ikke bidratt i særlig grad til tilstandsending for karplanter.

Deler av våtmarkarealene er og har vært påvirket av menneskelig aktivitet gjennom slått og beite (Bjerke & Tømmervik 2020). Dette har hatt positiv effekt på flere av karplantene som inngår i temaindeksen og som begunstiges av slik hevd, slik som engmariland, brunmyrak og hvitmyrak (Bjerke & Tømmervik 2020). Dette medfører at disse indikatorene viser en høy tilstandsverdi relativt til en naturgitt referansetilstand, selv om flere av artene nå er i tydelig tilbakegang etter at slik tradisjonell hevd er blitt kraftig redusert.

6.2.2 Nøkkelindeks for våtmark

Tilstanden for nøkkelindeksene areal av atlantisk høgmyr og palsmyr har også en nedadgående trend. Den observerte nedgangen for palsmyr er omtrent lik for Nord-Norge og Sør-Norge fram til 2010, men mens nedgangen ser ut til å fortsette for palsmyrene i Nord-Norge, stagnerer den i Sør-Norge (**Figur 6.3**). Palsmyr er forventet å ha en negativ utvikling også i årene som kommer på grunn av klimaendringer (**Figur 6.4**). Atlantisk høgmyr er derimot påvirket av menneskelige faktorer, som torvtekt og grøfting. Selv om grøfting stort sett har opphørt, har en lang periode med stor grøftingsaktivitet ført til langvarige og pågående endringer i økologisk tilstand i atlantisk høgmyr, i hovedsak som følge av uttørking. I den norske Rødlista for naturtyper fra 2018 benyttes kunnskap om typisk høgmyr til å vurdere atlantisk høgmyr, fordi det mangler data om omfang og alvorlighetsgrad av inngrep i atlantisk høgmyr (Lyngstad et al. 2018b). Det antas at > 80 % av arealet har inngrep med > 50 % alvorlighetsgrad. Den negative trenden i arealutvikling for våtmark i Naturindeks gjenspeiles i Rødlista for naturtyper fra 2018 (Lyngstad et al. 2018a). Det er reduksjon i totalareal og tilstand som er utslagsgivende kriterier for naturtypene innen våtmark, og dårlig økologisk tilstand skyldes i hovedsak drenering for skogbruk og landbruk (Øien et al. 2015, Lyngstad et al. 2018a). Nedbørsmyr utgjør hele 20–25 % av myrarealet i Norge, og naturtypen er vurdert til nær truet (NT; Lyngstad et al. 2018a). Videre er atlantisk høgmyr, eksentrisk høgmyr, konsentrisk høgmyr, platåhøgmyr, og rik åpen sørlig jordvannsmyr vurdert som sterkt truet (EN) og terrengdekkende myr og sørlig kaldkilde vurdert til sårbar (VU). I tillegg er to utforminger av sumpskog truet; rik svartorsumpskog (VU) og rik gransumpskog (EN).



Figur 6.3. Utvikling for temaindeks palsmyr 1990–2019. Grafen viser den nasjonale trenden (grå), og utviklingen i Sør-Norge (oransje) og i Nord-Norge (blå).

6.3 Framtidsperspektiver for våtmark

Menneskelig påvirkning har vært hovedtrusselen mot våtmark i Norge. Nydyrking av myr til jordbruk ble imidlertid forbudt i 2020 (Landbruks- og matdepartementet 2020), så grøfting vil trolig i

mindre grad utgjøre en trussel mot våtmark i framtiden. Allikevel forventes det at allerede forringede arealer vil få en forverring i tilstanden også i de kommende årene som følge av såkalt endringsgjeld (se for eksempel Lyngstad et al. 2018c). Tilstanden til allerede drenert våtmark vil være redusert i overskuelig framtid så lenge hydrologiske forhold ikke gjenopprettes til tidligere nivå. Arealene som er grøftet, er i dårlig økologisk tilstand, bl.a. som følge av tilbakegang av typiske arter for våtmark (Brandrud 2018). I tillegg er arealer med våtmark fortsatt under press fra andre sektorer og må stadig vike for utbygging av boliger, hyttefelt, vei, industri og annen infrastruktur, spesielt i nemoral og sørboreal sone og i de tettest befolkede områdene av landet (Lyngstad et al. 2018a, Pedersen et al. 2018). Utbygging av vindkraft er en påvirkning som er forventet å øke trusselbildet særlig for terrengdekkende myr (Lyngstad et al. 2018a). Torvuttak til jordforbedring reduserer areal og degraderer tilstanden av ulike typer høgmyr (Øien et al. 2017), men utfasing av torv til jordforbedring utredes.



Figur 6.4. Palsmyr i Ostojeaggi i Troms. Palser består av torvdekte forhøyninger med en kjerne av is. Som følge av global oppvarming smelter isen og palsene kolliderer til dammer.

Klimaendringer vil antakelig bli en viktigere faktor i årene som kommer, og det er allerede indikasjoner på at myrer i områder med høyere temperaturer og lengre tørkeperioder har blitt tørrere (Gallego-Sala et al. 2018, Swindles et al. 2019). I områder med mer nedbør i kombinasjon med høyere temperaturer, er det ventet at produktiviteten i myr vil øke (Bengtsson et al. 2019). Det er derfor viktig at klimatiske forhold tas med i vurderingen av hvor restaurering av våtmarker skal skje, for å få størst mulig utbytte av tiltaket, både for biologisk mangfold og naturgoder.

Palsene i Norge ligger i ytterkant av utbredelsesområdet for palsmyrer på den nordlige halvkule. Palsmyr er i hovedsak truet av klimaendringer, og naturtypen vil med relativt stor sikkerhet for-

svinne i løpet av noen tiår (Øien et al. 2018). Negativ utvikling i palsmyr gjenspeiles i Naturindeksen (**Figur 6.3**), og tilbakegangen av palsaarealer er tydelig i resultatene fra overvåking av palsmyr (Borge et al. 2017, Hofgaard & Myklebost 2019).

I 2016 kom en egen handlingsplan for restaurering av våtmark i Norge for perioden 2016–2020 (Miljødirektoratet 2016). Målene var å redusere klimagassutslipp, tilpasning til klimaendringene og bedring av økologisk tilstand. Omtrent 80 myrer innenfor verneområdene skal være restaurert ved utgangen av 2020 ved å gjenskape tidligere hydrologiske forhold. Tiltakene som er foreslått i handlingsplanen, skal imidlertid ikke komme i konflikt med jord- og skogbruksinteresser. Omtrent 80 myrer innenfor verneområdene skal være restaurert ved utgangen av 2020 ved å gjenskape tidligere hydrologiske forhold.

Det vil videre være behov for ytterligere restaurering for å gjenskape flere våtmarksområder som vil ivareta biologisk mangfold og naturgoder (se for eksempel Lyngstad et al. 2019). Likevel er vern av områder det mest effektive tiltaket for å bevare intakte områder, fordi våtmarkshabitater bruker lang tid på å oppnå god tilstand etter restaurering. Ved eventuelle inngrep i myr og våtmark er det nødvendig med avbøtende tiltak for å minimere omfanget av inngrepet.

Boks 6.2. Kunnskapsbehov – Våtmark

- Det er behov for å etablere overvåking av artsindikatorer fra alle trofiske nivåer som er godt egnet til å fange opp tilstanden i økosystemet våtmark. I tillegg må artsindikatorene som inkluderes, dekke alle naturtyper som inngår i våtmark, og dekke et større geografisk område enn de gjør i dag.
- Det er behov for overvåking av et bredt utvalg myrtyper spredt geografisk, for å følge med på hvordan klimaendringene påvirker hydrologiske forhold og biologisk mangfold i ulike klimaregioner.
- Nye metoder for overvåking, som fjernmåling, bør testes ut for å bedre datagrunnlaget for arealendringer i våtmark.

7 Skog

Ken Olaf Storaunet¹ & Erik Framstad²

¹Norsk institutt for bioøkonomi

²Norsk institutt for naturforskning

7.1 Økosystemet skog

Skog og annet tresatt areal i Norge varierer relativt mye geografisk og utgjør omtrent 44 % av landarealet. Deler av dette består av fjellskog, skogkledde myrer og annen lavproduktiv skog. Det produktive skogarealet omfatter vel 86 000 km², eller 27 % av arealet. Siden 1920-tallet har det produktive skogarealet økt med ca. 10 %, samtidig som det stående tømmervolumet har økt fra omtrent 300 mill. m³ til ca. 900 mill. m³ (Tomter & Dalen 2018). Denne kraftige økningen skyldes i stor grad det aktive skogbruket, med målsetting om å etablere tette, virkesrike skogbestand som utnytter markas produksjonsevne bedre enn det tidligere tiders dimensjons- og plukk-hogst gjorde.

Skogens produksjon av levende og dødt trevirke, samt den store variasjonen i lokale miljøforhold og utvikling etter forstyrrelser som skogbrann og stormfelling, har skapt livsmiljøer for et stort antall arter. Det anslås at ca. 60 % av Norges anslagsvis 40 000 kjente arter er knyttet til skog, og på Rødlista for arter er omtrent 50 % av de truede og nær truede artene skoglevende (Henriksen & Hilmo 2015a). For mange av disse artene er skogbruk vurdert som den viktigste påvirkningsfaktoren. I dag drives skogbruket i hovedsak etter bestandsskogbrukets modell med åpne hogstformer (flatehogst og frøtrestillingshogst).

I Naturindeksen for skog er referansetilstanden, altså det en standardiserer indikatorene mot (jf. Kap. 1.4.2), definert som naturnær skog med liten grad av menneskelige inngrep, der de naturlige forstyrrelsesprosessene (f.eks. skogbrann, vindfelling, insektutbrudd) med påfølgende suksesjonsstadier er til stede på alt skogareal (Pedersen & Nybø 2015). En slik tilstand har vi ikke hatt i skogene i Norge på mange hundre år, siden skogen og utmarka har vært utnyttet av mennesker i lange tider. Det finnes imidlertid mindre områder med naturnær skog, i endel verneområder og noen vanskelig tilgjengelige områder. Data fra Landsskogtakseringen fra slike

Boks 7.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Skog

- Økosystemet skog omfatter all skog, inkludert nordboreal lauvskog som ofte er bjørkeskog som vokser opp mot fjellet. Skogsmark er arealer der det vokser skog og arealer der det i nær fortid eller framtid har vært eller forventes å være skog (jf. NiN 2.0). I Naturindeksen inngår flomskogsmark i skog.
- Det er hele 89 indikatorer for skog, herav er åtte nøkkelindikatorer. Vedlegg 1 lister opp alle indikatorene. Indikatorverdiene for skog er basert på overvåkingsdata (43,2 %), modellbaserte estimater (19,1 %) og ekspertvurderinger (37,7 %). I tidsseriene for disse indikatorene mangler verdier for 2,9 % av observasjonene, og vektandelene for de ulike datatypene i beregning av Naturindeks for skog blir henholdsvis 45,3 % overvåkingsdata, 22,3 % modelldata, 23,5 % ekspertvurderte data og 8,9 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3). Imputasjonene utgjør vektandeler på henholdsvis 33,8, 9,3, 0,3, 0,5, og 0,5 % for årene 1990 til 2019.
- Indikatorverdier for skog er dels basert på arealrepresentativ overvåking av sentrale skogindikatorer i regi av Landsskogtakseringen og av fugl (i overvåkingsprogrammet TOV-E), samt nasjonale overvåkingsprogrammer for store rovdyr og hjortevilt. Andre indikatorer er basert på overvåking i utvalgte områder med begrenset representativitet, mens andre modellerte verdier og ekspertvurderinger er basert på data fra andre forsknings- og overvåkingsprosjekter.
- For indikatorer som ikke er basert på representativ overvåking, er det usikkerhet knyttet til i hvilken grad resultater fra utvalgte forsknings- og overvåkingslokaliteter kan ekstrapoleres til andre områder. Dette gjelder spesielt for indikatorer fra mindre kjente artsgrupper som virvelløse dyr, moser, lav og sopp. For mer informasjon om enkelte indikatorer, se www.naturindeks.no.

arealer er brukt som del av grunnlaget for å vurdere referansetilstanden for skog. Skogbruk regnes som den viktigste menneskeskapte påvirkningen i dagens skoger, i tillegg til bygging av veier, kraftledninger og bygninger, sammen med endringer i klimaet og økt nitrogenilførsel.

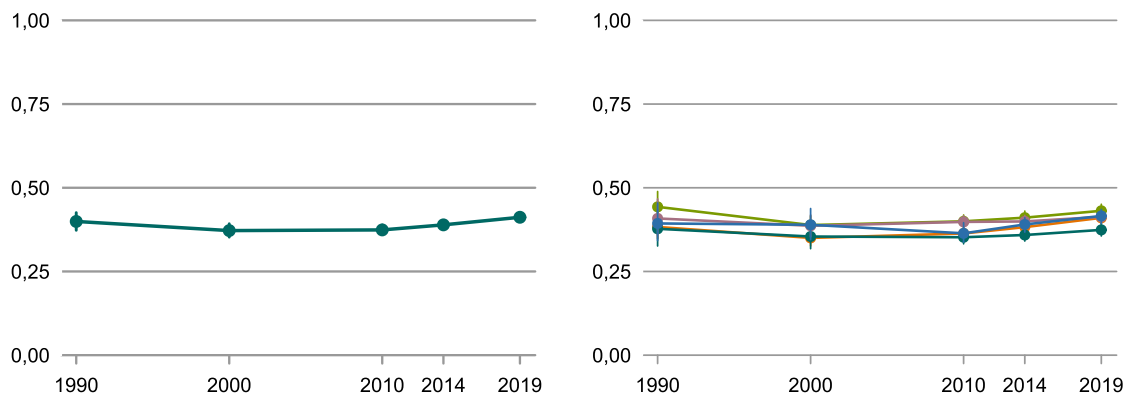
7.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for skog

Naturindeksen for skog i Norge viser jevnt over middels til lave verdier, med en tilstandsverdi i 2019 på 0,41 (**Figur 7.1**). Dette er lavere enn for flere av de andre hovedøkosystemene i Naturindeksen. Åtte indikatorer er regnet som nøkkelindikatorer fordi de har en viktig funksjon i skogøkosystemet eller fordi de representerer mange arter. Til sammen er disse vektet 50 %. Flere av nøkkelindikatorene bidrar i stor grad til at Naturindeksen for skog har lav verdi, dette gjelder særlig gamle trær (tilstandsverdi i 2019 på 0,09), eldre lauvsuksesjon (0,10) og liggende død ved (0,17). Nøkkelindikatorer som blåbær (0,71) og smånagere (0,75) bidrar til en høyere indeksverdi.

De øvrige 81 indikatorene er fordelt på fem funksjonelle grupper som hver er vektet like mye. Her bidrar toppredatorene og nedbryterne til en lavere indeksverdi, mens primærprodusentene og mellompredatorene bidrar til en høyere indeksverdi i 2019. Av disse har f.eks. de store rovdyrene (brunbjørn, gaupe, ulv), enkelte insekter som huldresmeller og reliktbukk, lappkjuke og flekkehvitkjuke samt trær med hengelav lave verdier, mens flere fugleindikatorer (f.eks. bokfink, dompap, flaggspett, grå fluesnapper, rødvingetrost), alge på bjørk, alm, kusymre og rådyr har høye verdier.

Fra 1990 til 2000 reduseres Naturindeksen for skog fra en verdi på 0,40 til 0,37. Det mangler imidlertid dokumentasjon over tilstanden i 1990 for flere av indikatorene, deriblant tungt vektete MiS-baserte indikatorer. Disse har data første gang i 2000 (modellbaserte estimater, da MiS i Landsskogtakseringen ble etablert i 2003), og da har de lave tilstandsverdier (f.eks. eldre lauvsuksesjon, gamle trær, og liggende død ved). En kjenner med andre ord ikke til om utviklingen for disse indikatorene er den samme som indeksens utvikling fram til 2000. De manglende verdiene for 1990 tilsvarer en vektandel på hele 33,8 % ved beregning av indeksen. Det er indikatorene som er dokumentert med data fra både 1990 og 2000, som er avgjørende for indeksens utvikling mellom de to tidspunktene. Flere fugleindikatorer (f.eks. fjellvåk, lirype, orrfugl, og storfugl) og smånagere viser en markant nedgang i denne 10-årsperioden.

Mellom 2000 og 2010 viser indeksen en stabil tilstand. Men dette skjuler at det blant indikatorene både er utvikling i negativ og positiv retning i perioden. Fugler som bjørkefink, fjellvåk, gulsanger og lirype, sammen med indikatoren eldre lauvsuksesjon, er blant indikatorene som viser en negativ utvikling. Samtidig har indikatorene hjort, jerv, smånagere og volum av stående død ved en økende trend. Etter år 2010 viser indeksen en stigende utvikling, fra 0,37 i 2010 til 0,41 i 2019. I denne perioden er det særlig nøkkelindikatorer som blåbær, gammel skog og rogn-ospelje som bidrar til økning, mens f.eks. orrfugl, gaupe og munk i samme periode har en negativ utvikling.



Figur 7.1. Naturindeks for skog i Norge (venstre) og for de ulike landsdelene (høyre): Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn; Midt-Norge: burgunder; Nord-Norge: blå; i perioden 1990–2019.

Naturindeksen for skog i de ulike landsdelene følger i stor grad den nasjonale indeksen (**Figur 7.1**), både for tilstand og utvikling. Sørlandet og Midt-Norge ligger noe høyere, mens Østlandet og Vestlandet ligger noe lavere i indeksverdier. Det er i hovedsak verdier for nøkkelindikatorerne som bidrar til disse forskjellene. I tillegg har Vestlandet og Nord-Norge noen færre indikatorer sammenlignet med de andre regionene, på grunn av reduserte dekningsområder.

7.2.1 Påvirkning fra skogbruket og naturskog

Skogbruket har påvirket skogene i Norge i mange hundre år. Det blir ofte satt et skille ved ca. år 1500 da vannsaga ble introdusert i Norge. Denne la grunnlaget for en omsetning og utførelse av trelastprodukter som langt overskred aktiviteten i tidligere tider, og perioden 1520–1620 blir av Tveite (1964) kalt for 'Den store ekspansjonen'. Trelastnæring og -eksport til Europa utviklet seg til å bli en norsk hovednæring. Trelasten ble i hovedsak utskipet fra trelastbyene langs kysten av Sør- og Østlandet. Etter hvert ble tømmerfløtinga satt i system slik at man nådde større deler av skogarealene.

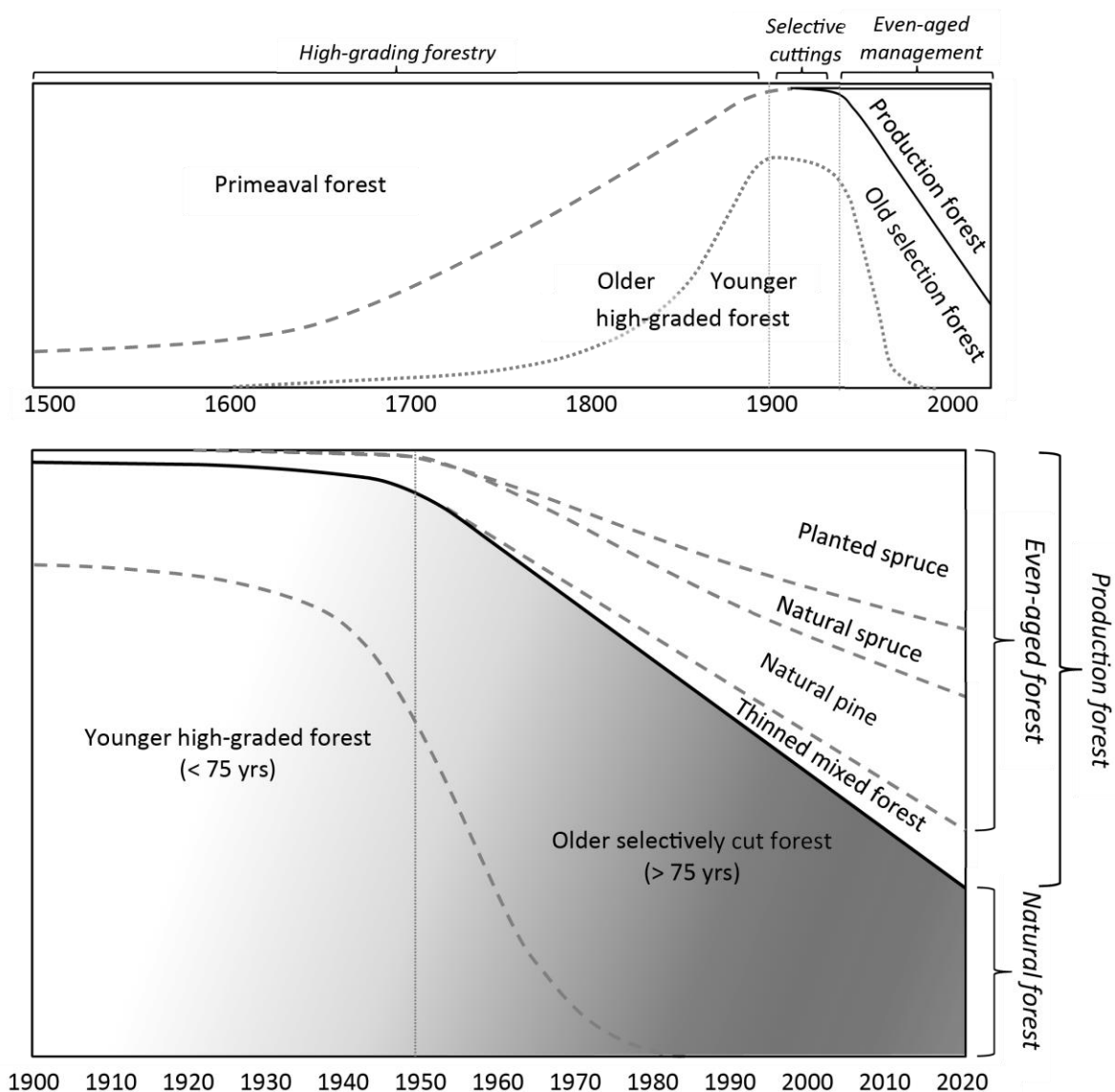
Med tiden ble det mangel på de aktuelle salgsdimensjonene av tømmeret, noe som kan illustreres ved hvordan kravet til dimensjoner for sagtømmer endret seg. På 1600-tallet var minstemålet ofte 17 tommer (45 cm) under bark, ved 4 meters høyde, mens tilsvarende tidlig på 1700-tallet gjerne var 15 tommer (40 cm). Et hundreår senere var dimensjonskravet ofte 12 tommer (31 cm), mens det mot slutten av 1800-tallet mange steder hadde gått ned til 8 tommer (21 cm) (Tveite 1964).

Fra 1870-årene ble mange treforedlingsbedrifter etablert i Norge, og dermed ble avsetning for de mindre dimensjonene også mulig. Dette førte til stadig mer uthogde og glisne skoger og til en voksende bekymring for skogens situasjon og om avvirkningen overskred tilveksten (A. Barth 1916, J.B. Barth 1857, Krag 1891). Denne bekymringen medførte en reaksjon; perioden med kraftige dimensjonshogster gjennom store deler av 1800-tallet ble avløst av en periode med plukkhogster og såkalte bestandsbevarende gjennomhogster de første tiårene av 1900-tallet (Braaten & Opsahl 1953, Nygaard & Øyen 2020, Opsahl 1945). Etter mye diskusjon mellom fremtredende fagfolk gjennom 1920- og 30-tallet ble det etter hvert enighet om at det var bestandsskogbruket det skulle satses på. Med skogvernloven i 1932 og rundskriv i 1936 ble skogoppsynet etablert, og det kom skogkulturavgift samt statstilskudd til kulturiltak og planting (Braaten & Opsahl 1953, Fryjordet et al. 1962). På grunn av krigen var det først etter 1945 at statistikken viser at skogkulturiltak og planting skyter i været.

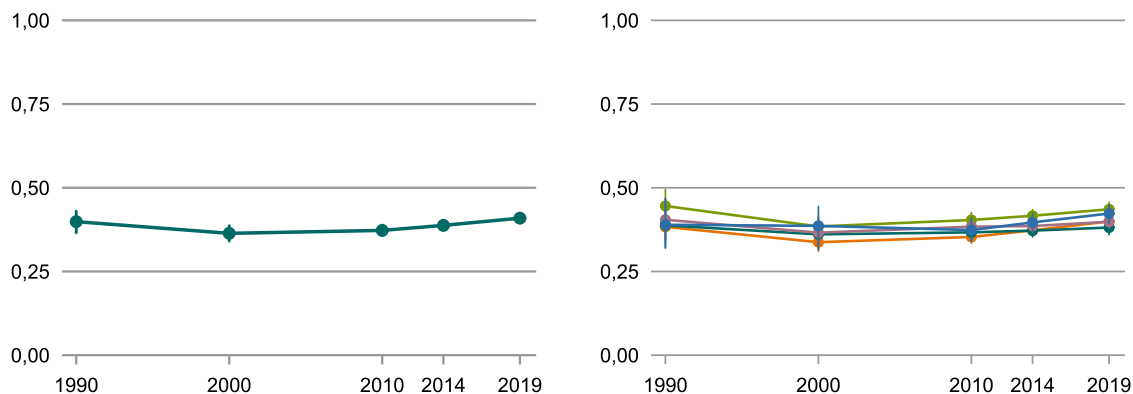
Med dette endrede hogstregimet, fra tidligere tiders dimensjons- og plukkhogster til dages bestandsskogbruk, har kontrasten mellom den yngre kulturskogen og den eldre naturskogen blitt større. Landsskogtakseringens data viser at om lag 30 % av det produktive skogarealet kan betraktes som naturskoger som skriver seg fra det gamle hogstregimet (Storaunet & Rolstad 2020, **Figur 7.2**). Andelen varierer mye mellom regioner og hovedbestandstreslag, med lavest andel på Østlandet og i den grandominerte skogen, samtidig som andelen generelt er lavere på bedre boniteter. Imidlertid fantes det på 1940-tallet trolig stubber etter hogst omtrent overalt, slik at 1940-tallets skog i dag ikke ville blitt sett på som naturskog.

Det er denne historikken vi må forholde oss til når referansetilstanden i Naturindeksen angis som naturskogslandskapet med liten grad av menneskelige inngrep, og der de naturlige forstyrrelsesprosessene (f.eks. skogbrann, vindfelling, insektutbrudd) med påfølgende suksesjonsstadier er til stede på alt skogareal (Pedersen & Nybø 2015). Skogbranner er kanskje den viktigste naturlige forstyrrelsesprosessen i boreale skoger, men er nesten fraværende i skoglandskapet i dag. Insektutbrudd forsøker vi å forebygge, mens tømmeret etter større vindfelling blir tatt ut. I praksis er det bare de småskala forstyrrelsesprosessene som former skogene i områder som unntas for hogst (f.eks. verneområder og nøkkelbiotoper).

I temaindeksen for påvirkning fra skogbruk har vi valgt ut 53 indikatorer der arealbruk er angitt som middels, stor eller svært stor påvirkningsfaktor (men fratrukket noen indikatorer der vi har vurdert at andre arealbrukskategorier kan være dominerende). Temaindeksen ligger på samme nivå og har samme utvikling over tid som hovedindeksen for skog (**Figur 7.3**). Hovedårsaken til dette er at temaindeksen fremdeles inneholder veldig mange indikatorer, inkludert alle nøkkelindikatorer. De store rovdyrene (som har lave verdier) er ikke inkludert, mens en del fugleindikatorer og hjortedyrene (som har relativt høye verdier) har fått større vekt. Også regionene følger trendene i hovedindeksen, der Sørlandet og Nord-Norge ligger på et litt høyere nivå, mens de viktigste skogbruksregionene (Østlandet og Midt-Norge) sammen med Vestlandet ligger noe lavere (**Figur 7.3**).



Figur 7.2. Historisk diagram som viser utviklingen av naturskog og kulturskog siden 1500-tallet. Arealandeler etter 1940 er basert på Landsskogtakseringens data mellom 1990 og 2016 fra sentrale barskogsområder på Østlandet. Mørkere gråtone angir økende grad av naturskog. Stiplede linjer angir større grad av usikkerhet sammenlignet med den heltrukne. Fra Storaunet & Rolstad (2020).

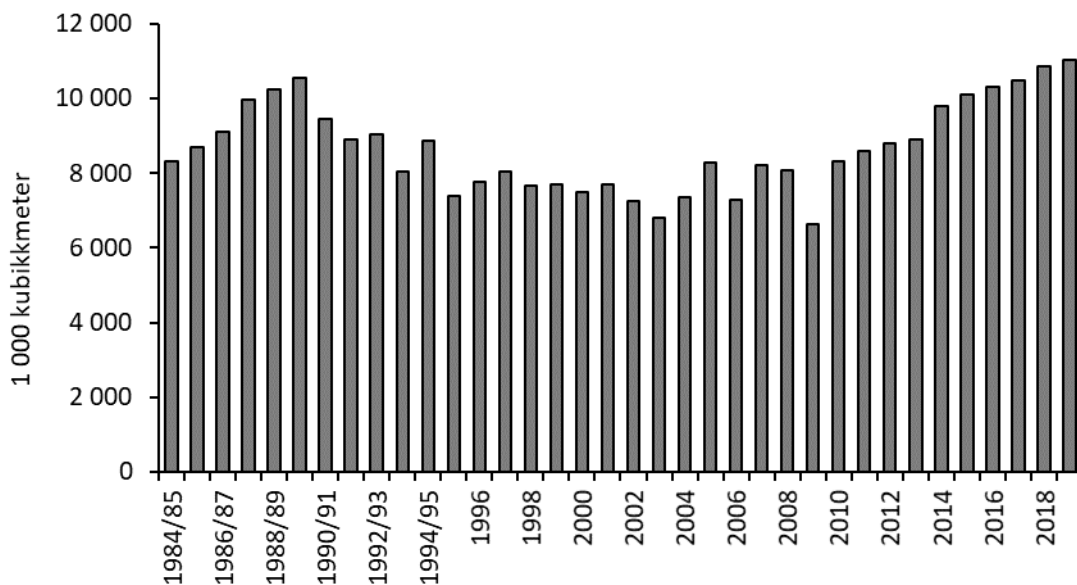


Figur 7.3. Temaindeks 'Påvirkning fra skogbruk' for hele Norge (venstre) og for de ulike landsdelene (høyre): Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn; Midt-Norge: burgunder; Nord-Norge: blå) i perioden 1990–2019.

7.3 Framtidsperspektiver for skog

Endringer i skoglandskapet skjer langsomt. Dette medfører at en trolig kan ekstrapolere trenden i Naturindeksen for skog noen år framover i tid. Den svake økningen siden 2010 vil kanskje fortsette en periode, siden nøkkelindikatorer som død ved og gamle trær, er i økning. Imidlertid er det noen forhold som kan tyde på at en på litt lengre sikt kan få en negativ utvikling.

Vi ser at skogavvirkingen for salg er økende (**Figur 7.4**). Dette er i tråd med nasjonale målsettinger om økt bruk av skog i fornybarsamfunnet (Bunkholt et al. 2015). Samtidig er arealer med naturskog fra det gamle avvirkningsregimet i sterk nedgang (**Figur 7.2**, Storaunet & Rolstad 2020). Det er på disse arealene mengden død ved er størst og alderen på skogen er høyest. Over tid vil dette kunne medføre at Naturindeksen for skog får en lavere verdi. Dette vil nok særlig gjelde i Sørøst-Norge, der en stor andel av dagens tilgjengelige og fremtidige kubikkmasse finnes, og som også har en lavere andel naturskog sammenlignet med øvrige regioner.



Figur 7.4. Avvirket mengde industrivirke for salg. Kilde: SSB (2020f).

Planting av skog på nye arealer er et annet klimatiltak (Haugland et al. 2013, Søgaard et al, 2019) som, dersom det etter hvert omfatter vesentlige arealer, vil kunne påvirke Naturindeksen både for skog og for åpent lavland. Skogarealet på Vestlandet og i Nord-Norge vil kunne øke på bekostning av arealer med åpent lavland. Slike kulturskoger vil ha lav Naturindeksverdi siden forskjellen fra naturskogslandskapet vil være stor.

Boks 7.2. Kunnskapsbehov – Skog

- Det trengs bedre kunnskap om de naturlige forstyrrelsesprosessene i skog for bedre å kunne vurdere hvordan referanseverdier for indikatorene bør settes.
- Det er stort behov for bedre og mer geografisk representative overvåkingsdata for indikatorer for artsgrupper som planter, sopp og virvelløse dyr.

8 Fjell

Nina E. Eide, Bård Stokke & Erik Framstad
Norsk institutt for naturforskning

8.1 Økosystemet fjell

Fjell utgjør omtrent en tredjedel av det totale landarealet i Norge. Noe av dette arealet utgjøres av store sammenhengende fjellområder, men fjelløkosystemet i Norge er i stor grad naturlig fragmentert av fjorder og skogkledde daler. Lavalpin og mellomalpin sone, med sammenhengene vegetasjonsdekke, utgjør ca. 70 % (Bryn et al. 2018). Hovedøkosystemet fjell omfatter alt areal over skoggrensa unntatt breer og annen snø- eller isdekt mark, våtmarksområder og ferskvannsføremster. Selv om mye av arealet som vi definerer som fjell, er stein eller berg med sparsomt vegetasjonsdekke, bestående av lav og moser, er jordlagene i fjell estimert å være store (Bartlett et al. 2020). Jordsmonnet er ofte lite utviklet, og tilførselen av næringsstoffer er relativt begrenset. Klimaet (særlig temperatur, snø og vind) setter ellers begrensning på artenes utbredelse i fjellet. Karakterartene i fjellet er tilpasset de ekstreme påkjenningene været i fjellet gir, noe som gir dem et konkurransefortrinn framfor skoglevende arter.

Fjellet har til alle tider vært påvirket av mennesker. Gjennom flere århundrer har vi utnyttet og påvirket den fjellnære skogen og fjellet gjennom husdyrbeite/seterdrift, reindrift og stedvis intensiv gruvedrift. Beite, slått og hogst av brensel for ysting har trolig holdt skoggrensa kraftig nede fram til 1960-tallet (Bryn 2008). Mange av disse kulturbetingete naturtypene er nå i sterk tilbakegang (Austrheim et al. 2009, Fremstad & Moen 2001), først og fremst knyttet til gjengroing og heving av skoggrensa (Linkowski & Lennartsson 2005). Lokalt hadde også gruvedrift vesentlig påvirkning på skoggrensa (Magnussen et al. 2018). Høye reintettheter kan påvirke utbredelsen av vierbeltet i Nord-Norge (Ravolainen et al. 2013) og ha negative effekter på lavdekket (Tømmervik et al. 2012).

Jakt og fangst har svært lange tradisjoner i Norge; som en viktig del av matauk, men etter hvert også som handelsvare. Fra 1850 til 1920 ble det jakta så hardt på alt rovvilt, småvilt og hjortevilt at flere viltarter ble beskrevet som sjeldne (Collett 1912, Johnsen 1929). I dag er jakt i større grad en fritidssyssele regulert av jakttid og begrensninger i uttak tilpasset en bærekraftig forvaltning. Likevel har jakt og fangst et potensial til å påvirke bestandene dersom uttaket ikke er tilpasset bestandssituasjonen (Pedersen et al. 2015). Bestandene av store rovdyr (i fjellet: jerv), reguleres sterkt gjennom politisk styring, som et avbøtende tiltak for å unngå tap av tamrein og bufe på utmarksbeite.

I dag påvirker vi også fjelløkosystemet gjennom moderne arealbruk. Utbygging av offentlig vei, samt bygging av vannkraftanlegg med tilhørende veianlegg og kraftlinjer, skjøt fart fra 1950-tallet. Større antall fritidsboliger ble bygget fra midt på 1970-tallet. De siste fem årene er det bygget over 6000 nye hytter hvert år, og det er totalt snart 440 000 hytter i Norge (SSB 2020e). Mer enn 40 % av disse ligger i alpine og subalpine områder. Alle disse inngrepene fragmenterer fjellområdene ytterligere. Rein er særlig sårbare for inngrep som splitter opp deres leveområder, og flere studier viser at rein unngår områder med mye menneskelig aktivitet (Nellemann et al. 2001, se også kvalitetsnorm for villrein (Kjørstad et al. 2017)). Nye studier viser imidlertid også at moderne infrastruktur kan fremme etableringen av generalistarter i fjellet, som kan påvirke stedeigne alpine arter negativt gjennom intensiv konkurranse og økt predasjonstrykk (Rød-Eriksen et al. 2020). I tråd med politiske målsetninger øker antall besøkende i norske nasjonalparker. Forvaltningen forsøker å være i forkant av denne utviklingen blant annet gjennom utvikling av besøksstrategier (Miljødirektoratet 2015), som skal ta hensyn til sårbar natur.

Klimaendring har allerede ført til store endringer i de lokale økologiske miljøfaktorene (vind, temperatur og nedbør i form av snø) som kan påvirke artene i fjellet. For eksempel har vekstsesongen blitt betydelig lengere siden 1980-tallet, noen steder opptil 2–3 uker lenger snøfritt om høsten, særlig i Sør-Norge (Karlsen et al. 2009). Eksperimentelle studier viser at klimaendring kan komme til å medføre endringer i vegetasjonens artssammensetning (se f.eks. Klanderud & Totland 2005, Olsen & Klanderud 2014), hvor mengden karplanter øker på bekostning av bakkeboende lav og dels moser (f.eks. Cornelissen et al. 2001, Elmendorf et al. 2012, van Wijk et al. 2004). Selv om det per i dag er begrenset evidens for at klimaendringene til nå har påvirket artssammensetning i norske fjell, er det et økende antall studier fra verdens fjellområder, som viser at fordelingen av plantearter langs høydegradienter er i ferd med å endre seg (Odland et al. 2010, Steinbauer et al. 2018). Den observerte hevingen av tre- og skoggrensa i Sør-Norge ser imidlertid ut til å ha mest sammenheng med opphør av beitetrykk (Hofgaard et al. 2013, Løkken et al. 2019). Snøleier regnes som særlig utsatte for endringer i klima da de huser spesialiserte arter som er helt avhengige av snødekkets varighet (Fremstad & Moen 2001, Henriksen & Hilmo 2015a). Det er allerede dokumentert økt skade på karplanter, moser og lav som følge av isbrann (Bjerke 2011, Bjerke et al. 2013, Bokhorst et al. 2012). Påvirkning knyttet til framtidig klimaendring er omtalt i Kap. 8.3.

Boks 8.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Fjell

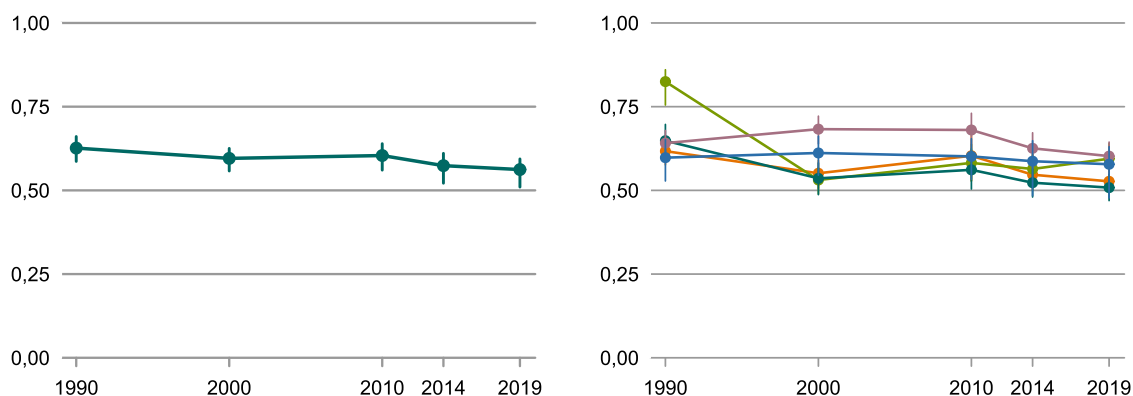
- Fjell omfatter alt areal over skoggrensa unntatt breer og annen snø- eller isdekt mark. Ras- og skredområder over skoggrensa inngår i fjell. Våtmark og ferskvann er definert som egne økosystemer og inngår ikke i fjell.
- Det er 30 indikatorer for fjell, herav er tre nøkkelindikatorer. Vedlegg 1 lister opp alle indikatorene. Indikatorverdiene for fjell er basert på overvåkingsdata (33,0 %), modellbaserte estimer (16,5 %) og ekspertvurderinger (50,5 %). I tidsseriene for disse indikatorene mangler verdier for 2,5 % av observasjonene, og vektandelene for de ulike datatypene i beregning av Naturindeks for fjell blir henholdsvis 39,7 % overvåkingsdata, 14,6 % modelldata, 40,0 % ekspertvurderte data og 5,8 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3).
- Indikatorverdier for fjell er basert på arealrepresentativ overvåking av fugl (overvåkingsprogrammet TOV-E), nasjonale overvåkingsprogrammer for store rovdyr og hjortevilt, samt jaktstatistikk. Andre indikatorer er basert på overvåking i utvalgte områder med begrenset representativitet, mens andre modellerte verdier og ekspertvurderinger er basert på andre forsknings- og overvåkingsprosjekter. For mer informasjon om enkelte indikatorer, se www.naturindeks.no.

8.2 Naturindeksens tilstand og utvikling i fjellet

Naturindeksen for fjell synker gradvis, og indeksen er nå 17 % lavere enn den var i 1990 (**Figur 8.1**), men konfidensintervallene viser at det er betydelig usikkerhet i observasjonsgrunnlaget for indeksen. Nedgangen skjer på landsbasis. Den prosentvise nedgangen fra 1990 er størst på Sørlandet (24 %), fulgt av Østlandet og Vestlandet (19 %), Nord Norge (16 %) og Midt-Norge (13 %). Fra 2000 til 2010 ble det observert en oppgang i indeksverdien, med påfølgende nedgang i 2014 og 2019 (**Figur 8.1**).

Både oppgangen fra 2000 til 2010 og nedgangen i perioden 2010–2019 har mest sannsynlig sammenheng med svingninger i tettheten av smågnagere i fjellet. I perioden 2005 til 2014, som er grunnlaget for indeksverdien i 2010, var det flere markerte bestandstopper med høyere tettheter av smågnagere sammenlignet både med perioden før og perioden etter. 2011 var et markert og synkront toppår for smågnagere over store deler av Skandinavia (Ehrich et al. 2020, Framstad 2020, Ims et al. 2017). Smågnagere er angitt som en nøkkelindikator i Naturindeksen for fjell, altså en indikator som er særlig viktig for å måle tilstanden i økosystemet. Den vektet derfor høyt i beregningen av indeksverdien for fjell. Tilstandsverdiene for lirype og fjellrype er redusert kraftig i perioden, med henholdsvis 58 % og 39 % fra 1990 til 2019. Verdiene for lirype og fjellrype gikk kraftig ned i 2010, for så flate ut. For totalpopulasjonen viser TOV-E noe økning

for begge artene i perioden 2010–2019. Dette samsvarer godt med data fra Hønsefuglportalen som viser en økning hos liryne på ca. 5 % (Nilsen & Rød-Eriksen 2020).



Figur 8.1. Utvikling av Naturindeksen for fjell i Norge (venstre) og i de fem ulike regionene (Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn; Midt-Norge: burgunder; Nord-Norge: blå) i Norge (høyre). Indeksen gikk i perioden 1990–2019 ned med 17 % for hele landet, og i alle regioner. Nedgangen var størst på Sørlandet (25 %).

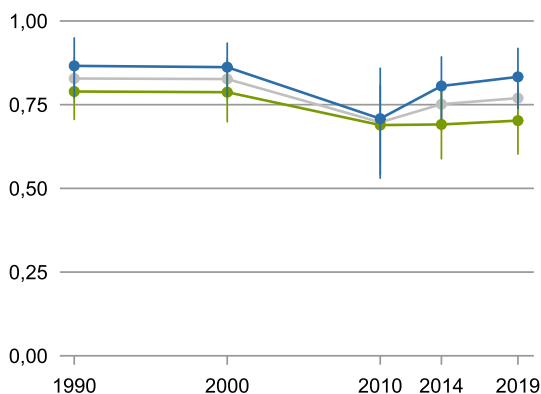
Naturindeksen for fjell, som helhet, hviler imidlertid på et datagrunnlag med klare begrensninger. Indikatorsettet som ble benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015, gjennomgikk en grundig evaluering av Pedersen et al. (2018). De konkluderte med at datagrunnlaget for fjell i for stor grad var basert på svært usikre ekspertvurderinger og på målinger med lav geografisk oppløsning. Datagrunnlaget er noe forbedret etter dette, men de samme begrensningene gjelder nok i stor grad fortsatt (jf. Pedersen et al. 2018).

8.2.1 Alpine spurvefugler

Fugl utgjør den største gruppen av indikatorer (16 arter) for fjell. I 2015-rapporten ble det laget en temaindeks for fugl basert på alle de 16 fugleartene. Denne ble i stor grad styrt av den markerte nedgangen hos fjellrype, liryne og lappspurv (se Kap. 10.3 i Framstad (2015)). Vi har i denne rapporten valgt å lage en egen temaindeks for spurvefugl for å se hvordan utviklingen for denne artsgruppen er i forhold til rypene. Temaindeksen består av sju alpine spurvefugler (blåstrupe, fjellerke, heiplerke, lappspurv, ringtrost, snøspurv og steinskvett). Indeksverdien er relativt stabil, tilsynelatende med en liten, men ikke signifikant nedgang i 2010 (**Figur 8.2**). Av artene som inngår i temaindeksen for alpine spurvefugler, er nedgangen mest markert for lappspurv, noe avtagende for steinskvett, mens heiplerke og snøspurv ikke viser noen tydelig trend. Data for blåstrupe og ringtrost er først tilgjengelige fra 2010. Denne utviklingen harmonerer relativt godt med trendene dokumentert i TOV-E, som viser at tilstanden for alle artene er relativt stabile på landsbasis, med unntak av lappspurv som går sterkt tilbake (Kålås et al. 2020).

Nedgangen i forekomsten av fuglearter i fjellet er dokumentert flere steder i Europa (Lehikonen et al. 2014). Man antok at klimaendringer kunne være en viktig årsak, men oppfølgende studier viste ingen direkte sammenheng med temperaturendring, og man fant ingen sammenheng med artenes migrasjonsatferd (Lehikoinen et al. 2019). Forfatterne indikerer at endringene like gjerne kan være knyttet til lokale forhold i fjellet, så som arealbruksendring (se Kap. 8.3). Påvirkningen fra klima kan imidlertid ha mange fasetter, som bør undersøkes nærmere. Ekstremhendelser, for eksempel mye nedbør (ofte snø) og lave temperaturer i hekkesesongen, kan for eksempel

påvirke invertebratproduksjonen og dermed også tilgang til føde i kritiske perioder (ungeperioden). Overdreven jakt i overvintringsområdene har vist seg å påvirke vadefugl negativt (Souchay & Schaub 2016).



Figur 8.2. Utvikling i temaindeksen for spurvefuglarter i fjellet på landsbasis (grå strek), Sør-Norge (lys grønn) og Nord-Norge (blå) (Sør-Norge inkluderer fire regioner, dvs. alle regioner utenom Nord-Norge; se **Figur 1.1**).

8.2.2 Næringskjedeeffekter i fjellet

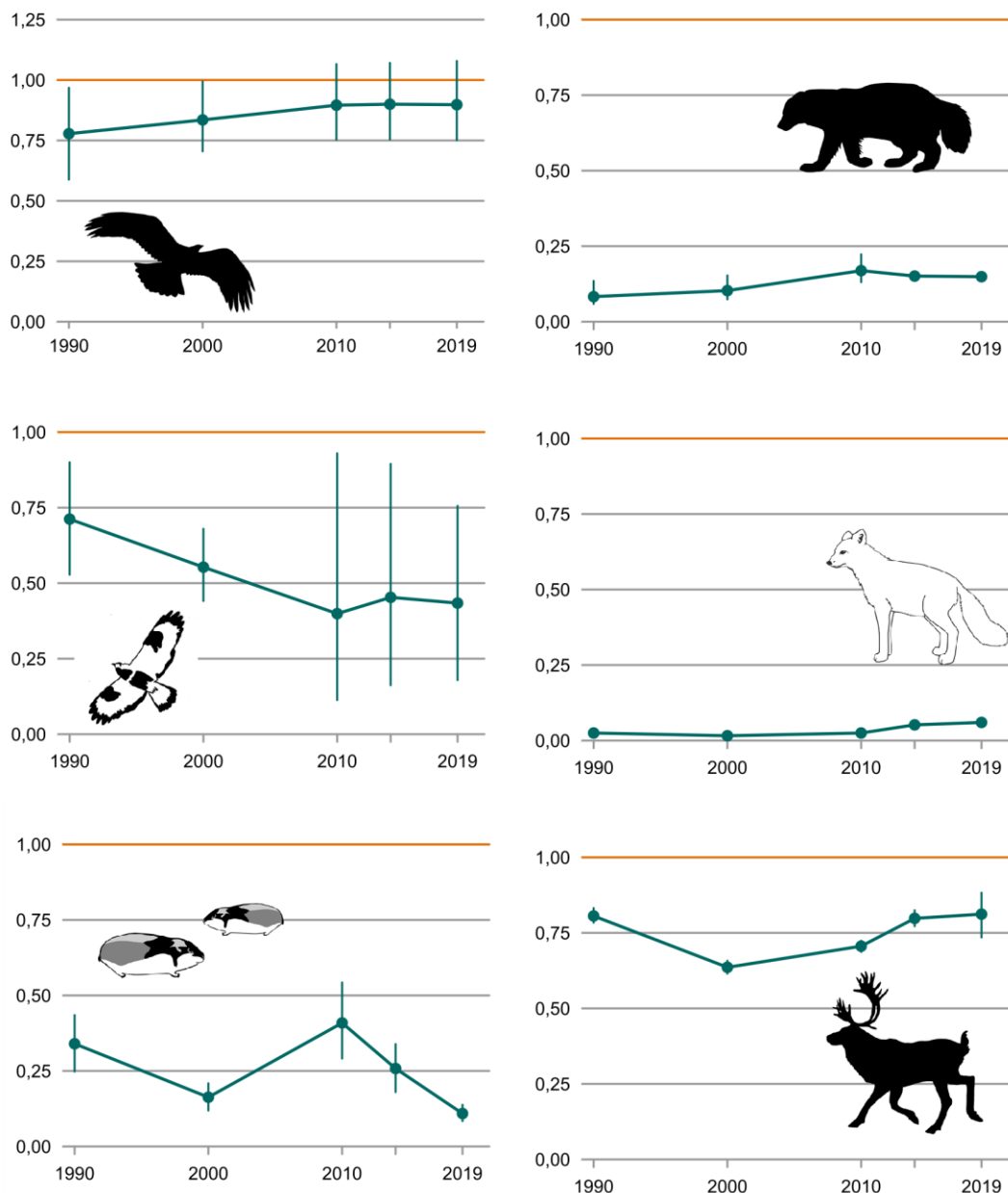
I 2015 ble det forsøkt å sette opp en temaindeks knyttet til kaskadeeffekter i næringsnett i fjellet (Framstad 2015). Det viste seg å ikke fungere så godt, blant annet på grunn av vekten av artene. Denne gangen sammenlikner vi utviklingen i indeksverdien for et utvalg av enkeltarter mot annen tilgjengelig kunnskap om de enkelte artene, så langt mulig satt opp i en næringsnett-kontekst.

Det er svært få av primærprodusentene i Naturindeksen som kan forventes å ha sammenheng med arter på andre trofiske nivå, med unntak av lavhei og alpint vierbelte. Disse indikatorene er interessante blant annet som mål på beitepåvirkning av større herbivorer (villrein, tamrein og bufe), da begge indikatorene er følsomme for beitetrykk (Ravolainen et al. 2013, Tømmervik et al. 2012). De hadde begge en positiv utvikling på landsbasis fram til 2010, men er ikke dokumentert med data i tilsvarende omfang for 2014 og 2019. Den positive utviklingen for de to indikatorene sammenfaller med nedgangen i indeksverdiene for villrein i regionene Sørlandet, Vestlandet og Østlandet, der flere av de store villreinstammene (Snøhetta, Nordfjella, Hardangervidda og Setesdals-Ryfylke) ble redusert fra 1990 til 2000, for så å bygges sakte opp igjen fram til i dag (Solberg et al. 2017). Indeksverdien er henholdsvis 0,81 og 0,80 for villrein og tamrein i 2019 (**Figur 8.3**). Dersom vi ser nærmere på regionene, har indeksen for tamrein i Nord-Norge økt gjennom hele perioden fra 0,55 i 1990 til 0,83 i 2019, noe som tilsvarer 44 % endring, mens indeksen for tamrein har vært mye mer stabil i Midt-Norge (0,86 i 1990 og 0,89 i 2019). På grunn av manglende data på de to beiteindikatorene (lavhei og alpint vierbelte), kan vi ikke si noe om økt tetthet i tamreinbestandene (særlig i Nord-Norge) har hatt en effekt på beiteindikatorene.

Noen av mosene (fjellfiltmose, nipdraugmose og sylmose) går svakt tilbake fra 2010, mens øvrige har hatt en relativt stabil forekomst/utbredelse. Fjellfiltmosen beites vinterstid av blant annet lemen (Soininen et al. 2015). Nedgangen i forekomsten av denne arten sammenfaller med toppårene for lemen (2007, 2011 i Åmotsdalen (Framstad 2020)) som ligger nært overvåkingssområdene for denne mosen. Vi kan ikke si noe om direkte årsakssammenhenger mellom utviklingen i disse indikatorene, men vi vet at smågnagere kan ha stor effekt på vegetasjonen, både gjennom beiting og at de river opp mosedekke for å komme til de attraktive beiteplantene. Lemenets påvirkning på vegetasjonen nettopp våren 2011 var så kraftig at det var synlig på satellittbilder da

snøen smeltet (Olofsson et al. 2012). Beitingen fra lemen og andre smågnagere åpner opp bunn-sjiktet som gir rom for etablering av spireplanter (Nystuen et al. 2014) og bidrar trolig til å opprettholde plantediversiteten.

Smågnagerne har også stor innvirkning på reproduksjonen hos de fleste rovpattedyr og rovfugler i fjellet, og er helt avgjørende for reproduksjon hos smågnagerspesialister som fjellvåk, fjelljo, snøugle og fjellrev (**Figur 8.4**; og se f.eks. Ims et al. 2017). Indeksverdien for smågnagere fremviser sykliske svingninger i tråd med svingningene i overvåkingsdataene indeksen bygger på (se Framstad 2020). Vi skulle da forvente å se en sammenfallende utvikling mellom indeksverdien for smågnagerne og for eksempel indeksverdien for fjellvåk. Det gjør vi imidlertid ikke (**Figur 8.3**). Indeksverdien for fjellvåk faller gjennom hele perioden fra 1990 til 2019 i alle regionene (med noen få unntak). Dette kan henge sammen med at kongeørn har fått økt utbredelse. Det er observert at det er lite hekking av fjellvåk der det er kongeørn, trolig grunnet reirpredasjon (Jan Ove Gjershaug pers. medd). Indeksverdien for fjellrev stiger fra 2010 til 2019. Dette kan først og fremst forklares av det nært landsdekkende bevaringsarbeidet for å redde arten fra utryddelse. Det er satt ut over 450 valper fra avlsprogrammet, det gjennomføres støtteforing ved nært 130 lokaliteter og det tas ut rødrever der den ansees å være et problem for fjellreven. Siden 2010 har bestanden i Norge økt fra 50 rekrutterende individer til over 250 i 2019 (Ulvund et al. 2019). Arten er imidlertid fortsatt svært langt fra anslått referansetilstand (**Figur 8.3**). Indeksverdien for 2019 var 0,06, som tilsvarer en bestand langt under levedyktig størrelse. Fjellreven ble av IUCN plukket ut som en viktig indikator for klimaendring (IUCN 2009). Den positive utviklingen har i noen grad sammenheng med smågnagerne (Angerbjörn et al. 2013), men det er fremfor alt bevaringstiltakene som forklarer dette, og arten har derfor begrenset verdi som indikator for annen påvirkning i fjelløkosystemet.



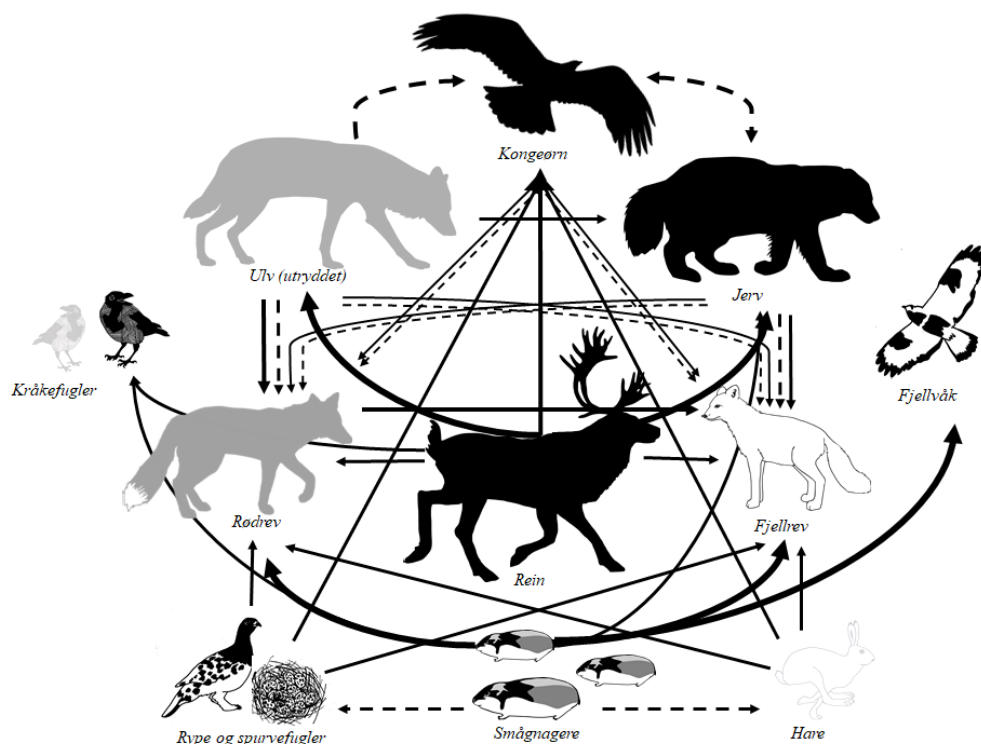
Figur 8.3. Utviklingen for indikatorene kongeørn, jerv, fjellvåk, fjellrev, smågnagere – fjellbestander og villrein i Norge i perioden 1990–2019.

God tilgang til smågnagere gjennom vår og forsommer kan føre til lavere predasjonstrykk på bakkehekkende fugl. Det er flere studier som dokumenterer at smågnagerdynamikken driver dynamikken hos småviltarter og særlig hønsefugl, gjennom økt hekkesuksess og overlevelse (Kvasnes et al. 2014, Lindén 1988, Sundell et al. 2013). Under gode smågnagerår bygges imidlertid også bestandene av små- og mellomstore rovdyr opp gjennom økt reproduksjon og overlevelse, noe som gjør at predasjonstrykket påfølgende år blir desto større. Dersom det ikke kommer et nytt smågnagerår, kan predasjonstrykket opprettholdes over lengre tid og trolig føre til en mer varig bestandsnedgang hos fugl som hekker på bakken. Det er ikke lenger opplagt at den observerte bestandsnedgangen hos fugl i fjellet er knyttet til klimaendring direkte, men kanskje heller lokale forhold (Lehikonen et al. 2018). En helt ny sammenstilling av smågnagertidsserier kan tyde på strukturelle endringer i gnagersamfunnet med høyere forekomst av gråsidemus og

lengre tid mellom toppårene i store deler av Skandinavia (Soininen et al. *in prep*). Slike strukturelle endringer kan allerede ha forårsaket andre endringer i fjelløkosystemet, som f.eks. mer stabil forekomst av predatorer og derigjennom mer stabilt predasjonstrykk.

Henden et al. (2014) har vist at høy tetthet av tamrein gir høy tilgang på kadaver og etablering av hele åtseletersamfunnet og demonstrerer dermed hvordan forekomsten av en art påvirker et helt samfunn av åtseletere. Moderne infrastruktur kan også fremme etableringen av boreale generalistarter (rødrev og kråkefugl) i fjellet, gjennom at trafikken langs vei tilfører matressurser som påkjørt vilt, matrester og spiselig avfall (Rød-Eriksen et al. 2020). Dette kan medføre økt konkurranse for fjellevende arter som eksempelvis fjellrev, og økt predasjonstrykk på reir nær vei, med negative implikasjoner for bakkehekkende alpine fuglearter.

Kongeørna forekommer både på fjellet og i skogen. Arten ble fredet i 1968, og indeksverdien for kongeørn har økt jevnt, for å stabilisere seg på 0,90, altså nært estimert referansetilstand (**Figur 8.3**). På toppen av næringskjeden i fjellet finner vi også jerven. På landsbasis har indeksverdien for jerv hatt en noe positiv utvikling (**Figur 8.3**). Indeksverdien for 2019 var 0,15 mot 0,08 i 1990. Dette er fortsatt langt fra artens referansetilstand, men i tråd med rovviltpolitiske målsetninger. Store rovdyr, som kongeørn og jerv, antas å ha en viktige strukturerende rolle i økosystemene, blant annet som predatorer på mindre rovdyr (Ritchie & Johnson 2009), som rødreven. Det er foreløpig litt uklart hvor mye tilstedeværelse av store rovdyr har å si for fjelløkosystemets struktur. I mange tilfeller, som dagens situasjon for jerven, er trolig tettheten alt for lav til å ha noen funksjonell betydning. Tettheten i kongeørnbestanden er imidlertid på et nivå der arten har en rolle i økosystemet.



Figur 8.4. Noen næringskjeder i fjelløkosystemet. Stiplede linjer symbolisere indirekte sammenhenger mellom arter (gjennom at de påvirker hverandre gjennom konkurranse), mens heltrukne linjer viser direkte sammenhenger gjennom predasjon. Arter i grått og med svak strek inngår ikke i Naturindeksen. Modifisert figur fra Rød-Eriksen (2020).

8.3 Framtidsperspektiver for fjellet

Fjelløkosystemet i Norge er gjennom sin fragmenterte utforming sårbar for flere typer påvirkning. Arealbruksendring, moderne arealinngrep og klima framstår som de største truslene for det biologiske mangfoldet og fjelløkosystemet i Norge i dag. Redusert setring, med påfølgende opphør av slått og beitebruk, mindre vedhogst og endring av sammensetningen av beitedyr fra geit og fe til sau, påvirker også det biologiske mangfoldet i fjell og fjellnære områder. Sammen med nedleggelse av gruver lokalt er disse omveltende arealbruksendringene sannsynligvis den viktigste påvirkningen bak observerte hevinger i tre- og skoggrensa fram til nå (men se Kap. 10.1.2 om klimaendring). Veier, jernbane, kraftledninger og hyttebygging bidrar til økt fragmentering av fjellområdene i Norge. Dette fører til økte forstyrrelser og oppsplitting av reinens leveområder. Moderne infrastruktur og menneskelig aktivitet bidrar til at mer boreale arter kan etablere seg i fjellet, som kan ha negative konsekvenser for stedegne arter, gjennom økt konkurranse og predasjon. Endring i predasjonstrykket på bakkehekkende fugl kan være en årsak til at flere fjellarter er i tilbakegang.

Klimaet har allerede endret seg mye i Norge. Midlere årstemperatur og nedbørsmengde har økt betydelig, og antall dager med snødekke har stort sett blitt færre, men over 1350 moh. noe flere (Hanssen-Bauer et al. 2015). For artene i fjelløkosystemet er det særlig endring i temperatur, nedbørens form, snødekkets varighet (veksts sesongens lengde) samt ekstremhendelser som har betydning. Sannsynlige scenarier for klimaet mot slutten av dette århundret indikerer en betydelig økning i temperatur og nedbør for alle årstider og regioner (Hanssen-Bauer et al. 2015). En høyere andel av vinternedbøren vil også falle som våt snø eller regn (Tveito 2014). Klimaendringer er vurdert til å være den nest viktigste påvirkningsfaktoren på de truede og nær truede artene i fjellet (Austrheim et al. 2009, Henriksen & Hilmo 2015b). Femtiåtte arter, eller nesten 40 % av disse artene, er antatt å være truet av klimaendringer. Hele 65 % av dette er karplanter, og de fleste er knyttet til mellomalpin sone, samt snøleier og frostmark (mark med ustabil jord på grunn av oppfrysing eller jordflyt). Dette er markslag som er avhengig av fryse- og tineprosesser, og som derfor vil være sterkt utsatt for klimaendring i nedre del av høgdegradienten. Snøleier og lavmatter er særlig utsatt for klimaendring (Artsdatabanken 2018b). Tidligere utsmelting fører til at arter som karakteriserer snøleiene, får vanskeligere leveforhold (Schöb et al. 2009), og over tid vil disse artene erstattes med andre arter (Sandvik et al. 2004, Sandvik & Odland 2014), og en kan forvente en forflytning av denne naturtypen høyere til fjells (Aarrestad et al. 2015). Forflytning av skoggrensa som følge av klimaendring, er også forventet, men det går relativt sakte, sammenlignet med betydningen av f.eks. opphør av beite, lokal hogst og annen utmarksbruk (Bryn 2008, Løkken et al. 2019, Tømmervik et al. 2019).

Tidspunkt for snøsmelting og lengden på veksts sesongen kan også påvirke bestandsdynamikken hos mange virveldyr. Hos noen fuglearter er det vist at endret klima kan føre til redusert hekkesuksess både i tid og rom. Årsaken synes å være et misforhold mellom vårens ankomst og hekketidspunkt (Both et al. 2009, Burgess et al. 2018, Lehikoinen et al. 2019). Det er som nevnt også forventet økt hyppighet av ekstremhendelser, for eksempel mye nedbør (ofte snø) og lave temperaturer om våren. Dette kan påvirke invertebratproduksjonen og dermed også tilgang til føde i den kritiske ungeperioden. Endrete snøforhold, og særlig regn på snø som fører til ising, gir dårligere forhold for smågnagere under snøen, noe som kan redusere tettheten og muligheten for bestandsvekst som gir toppår (Kausrud et al. 2008). Dette kan få store følger for både planter og andre dyr i fjelløkosystemet (Ims & Fuglei 2005). Ofte nedising av lavbeitene er også en stor framtidig trussel for rein (Hansen et al. 2011).

Boks 8.2. Kunnskapsbehov – Fjell

- Det er et stort behov for langtidsovervåking av arter i fjellet der innsamling er samkjørt geografisk og metoder er designet og harmonert for å kunne forstå endringer og effekter av endringer i en økosystemkontekst.
- Dette betinger at det samles inn data for et bredere spekter av arter, som også dekker virvelløse dyr og ikke minst nedbrytere (som i dag ikke inngår som indikatorer i fjell).
- Påvirkningsfaktorer må også overvåkes og måles på en skala som er relevant for å kunne analysere og forstå årsakssammenhenger/endringer.
- Antall planteindikatorer i naturindeksen for fjell bør utvides nettopp med tanke på relevans for ulike typer påvirkning.
- Romlige modeller begynner etter hvert å bli avanserte. Det bør vurderes å inkludere denne type data i Naturindeksen for å øke arealdekningen.

9 Åpent lavland

Line Johansen & Elena Albertsen
Norsk institutt for bioøkonomi

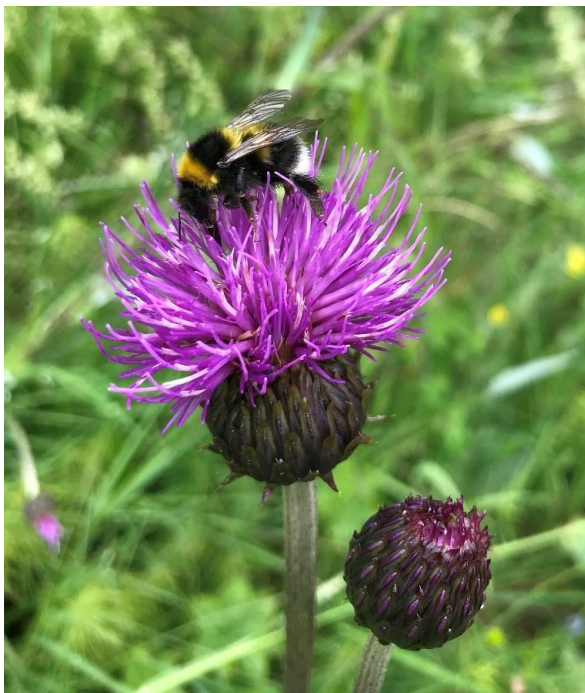
9.1 Økosystemet åpent lavland

Åpent lavland består av åpent landareal nedenfor skoggrensa med naturlig og semi-naturlig vegetasjon. Indikatorene som inngår i åpent lavland, er likevel i hovedsak knyttet til semi-naturlige/kulturbetingede naturtyper som boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng (**Figur 9.1**).



Figur 9.1. Naturtyper som inngår i åpent lavland; semi-naturlig strandeng, semi-naturlig eng, boreal hei og kystlynghei. Foto: Per Vesterbukt/NIBIO, Line Johansen/NIBIO.

De kulturbetingede naturtypene er formet gjennom lang tids ekstensiv og tradisjonell skjøtsel som beite, slått og i noen tilfeller regelmessig sviing av vegetasjonen. Områdene kan være ryddet for stein og skog, og de har kun ubetydelige spor etter pløying, sprøyting eller tilsåing. Semi-naturlige naturtyper kan både være innmark og utmark, og de inkluderer blant annet areal som er viktige beiteressurser for husdyr. De representerer også viktige jordressurser som enkelt kan bidra i framtidig matproduksjon. Åpent lavland spiller også en rolle for rekreasjon og naturopplevelse og inngår som en del av kulturhistorien. I tillegg inneholder åpent lavland en stor del av artsmangfoldet i jordbrukets kulturlandskap og er leveområder for flere grupper av pollinerende insekter (**Figur 9.2**).



Figur 9.2. Åpent lavland er viktig leveområde for pollinatorer. Hagehumle er en vanlig art, som med sin lange tunge er tilpasset blomster med lange kronnrør. Foto: Line Johansen /NIBIO.

Boks 9.1. Datagrunnlag og usikkerhet – Åpent lavland

- Åpent lavland omfatter alt åpent landareal nedenfor skoggrensa med naturlig og semi-naturlig vegetasjon (med unntak av våtmark). Åpent lavland består i hovedsak av semi-naturlig hei og eng, der naturtypens karakterer er formet gjennom langvarig ekstensiv beite og slått. Områdene kan være ryddet for stein, men ikke pløyd, sprøytet, gjødslet eller tilsådd, eller har kun ubetydelige spor etter slik påvirkning. Åker/eng som blir regelmessig gjødslet, tilsådd, sprøytet og/eller pløyd, samt konstruert fastmark nedenfor skoggrensa, inngår derfor ikke i åpent lavland. Imidlertid inngår ras- og skredområder og andre naturlig åpne arealer under skoggrensa i åpent lavland. Per 2020 inngår ikke indikatorer for disse naturlige naturtypene i Naturindeksen. Naturindeks for åpent lavland avspeiler derfor tilstanden for biologisk mangfold i semi-naturlige økosystemer.
- Det er 22 indikatorer for åpent lavland, herav tre nøkkelindikatorer. Vedlegg 1 lister opp alle indikatorene. Indikatorverdiene for åpent lavland er basert på overvåkingsdata (18,2 %), modellbaserte estimater (13,6 %) og ekspertvurderinger (68,2 %). I tidsseriene for disse indikatorene mangler verdier for 1,2 % av observasjonene, og vektandelene for de ulike datatypene i beregning av Naturindeks for åpent lavland blir henholdsvis 5,4 % overvåkingsdata, 6,4 % modelldata, 84,1 % ekspertvurderte data og 4,1 % imputasjoner (se Kap. 1.4.3).
- Overvåkingsdata inkluderer arealrepresentative data for fugl, og humler og dagsommerfugler for utvalgte områder. Ekspertvurderinger er blant annet basert på data fra naturtypekartlegging, skjøtselsplaner, Naturbase, handlingsplaner for utvalgte naturtyper, forskningsprosjekter, landbruksstatistikk og bredere artskartlegging rapportert i Artskart. Usikkerhet i spesifikke indikatorverdier skyldes i stor grad manglende overvåkingsdata for mange indikatorer. For mer informasjon om enkelte indikatorer, se www.naturindeks.no.

9.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for åpent lavland

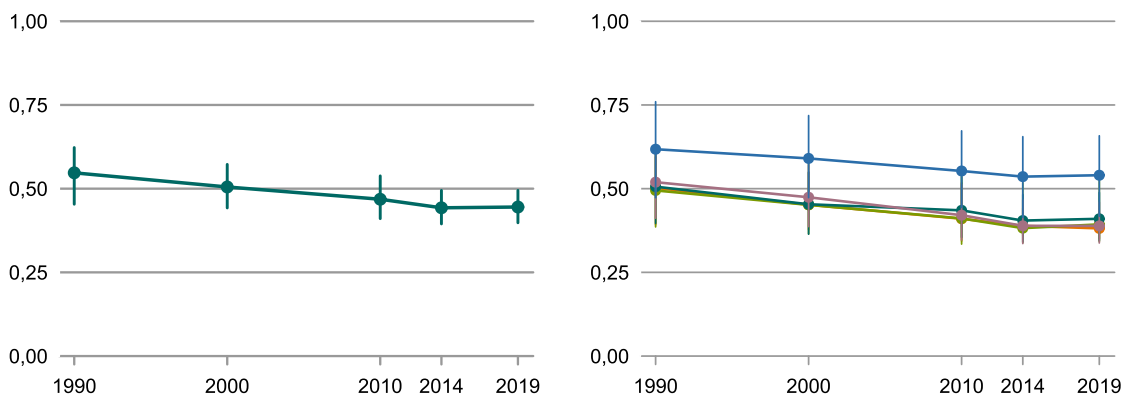
Naturindeksen for åpent lavland har en lav verdi (0,44) for 2019 (**Figur 9.3**). Det er en negativ trend fra 1990, og Naturindeksen har vært stabil de siste fem årene. Indeksene er relativt like for hele landet utenom for Nord-Norge, som har de høyeste verdiene (0,54 i 2019). Den klart viktigste påvirkningsfaktoren for Naturindeksen i åpent lavland er arealbruk (se Kap. 10).

Hovedårsaken til de lave verdiene for Naturindeksen for åpent lavland er opphør eller reduksjon av ekstensiv skjøtsel i jordbruket (beite, slått, sviing), som fører til gjengroing, og intensivt drift av arealene (noe gjødsling, sprøyting, overbeite etc.). Ekstensiv skjøtsel er helt nødvendig for å opprettholde det biologiske mangfoldet og de økologiske funksjonene som er typiske for semi-naturlige naturtyper innen åpent lavland.

Årsaken til mindre ekstensiv skjøtsel er endringer som har skjedd i jordbruket etter 1900 og spesielt fra 1950-tallet og framover. I denne perioden har det vært en overgang fra tradisjonelle og ekstensive driftsmetoder til mer intensive og effektive metoder for matproduksjon. Dette inkluderer mekanisering av driften, mer intensiv arealbruk, bruk av kunstgjødsel, sprøyting samt nye plantesorter og dyreslag. En tilsvarende utvikling har foregått i store deler av Europa (Stoate et al. 2009). En viktig del av utviklingen er også de omfattende strukturendringene jordbruket har gjennomgått, som blant annet innebærer at fra 1999 til 2018 er 44 prosent av gårdsbruk lagt ned (Bye et al. 2020). Semi-naturlige naturtyper tåler svært lite intensiv drift, selv i korte perioder, noe som bidrar til at tilstanden fort blir redusert.

En mer effektiv matproduksjon bidrar til at de mindre produktive arealene, som inkluderer åpent lavland, har gått ut av drift eller i mindre grad er beitet av husdyr, slått eller svidd noe som fører til brakklegging og gjengroing mot skog. Denne prosessen er langsom og kan føre til en gradvis redusert tilstand for åpent lavland som varer i opptil flere tiår inntil skog blir etablert.

En stor del av arealet med åpent lavland finnes i fjellområdene under skoggrensa hvor setringen har vært viktig. Ved midten av 1800-tallet var det 70 000–100 000 setre i Norge (Daugstad & Sæter 2001). Da ble områdene rundt setrene utnyttet som beite, slått og ryddet for skog og kratt til brensel. Dette bidro til å holde landskapet åpent. I dag er det få aktive setre i drift. I 1939 var det 26 400 jordbruksbedrifter med seter eller del i seter, mens tallet var redusert til 1060 i 2019 (Bye et al. 2020). Dette bidrar til at store områder ikke skjøttes tilstrekkelig og til en gjengroing av seterområdene. Dette gjelder spesielt for naturtypen boreal hei.



Figur 9.3. Utvikling i Naturindeks for åpent lavland (alle indikatorer), samlet for hele landet (venstre figur) og for hver landsdel (høyre figur; Østlandet: oransje; Sørlandet: lys grønn; Vestlandet: mørk grønn; Midt-Norge: burgunder; Nord-Norge: blå) i perioden 1990–2019.

I tillegg til arealendringene i jordbruket er utbygging, skogplanting, forurensing og fremmede arter også viktige påvirkningsfaktorer på naturtypene og det biologiske mangfoldet innen åpent lavland. Fremmede arter utgjør generelt en alvorlig trussel mot stedegen biodiversitet (Artsdatabanken 2018a). I kystlynghei er for eksempel spredning av fremmede treslag en stor påvirkning i mange områder. Forurensing kan føre til forsuring og eutrofiering av semi-naturlige økosystemer, noe som generelt fører til økt biomasseproduksjon og endring i det biologiske mangfoldet

(Aarrestad & Stabbetorp 2010). Klimaendringer og nitrogennedfall kan også påskynde gjengroingsprosessene (Stevens et al. 2010). I dag inngår alle de semi-naturlige naturtypene innen åpent lavland i Norsk rødliste for naturtyper (Hovstad et al. 2018) og 24 % (565 arter) av alle truede arter finnes i kulturmark (Henriksen & Hilmo 2015a).

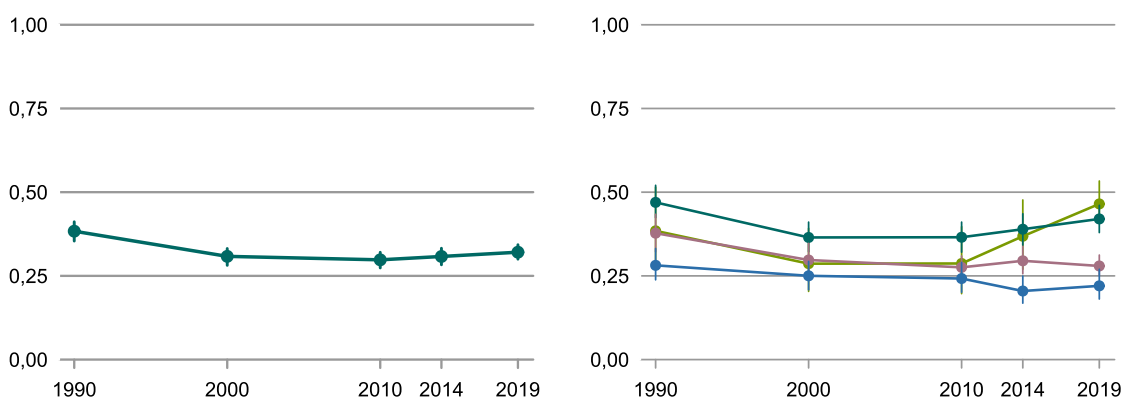
Det finnes flere virkemidler innen landbruks- og miljøforvaltningen som bidrar til å bevare naturtypene og det biologiske mangfoldet i åpent lavland der de blir iverksatt. Eksempler på slike virkemidler er 'Regionalt miljøprogram', 'Spesielle miljøtiltak i jordbruket', 'Tiltak for trua naturtyper og arter' og 'Utvalgte kulturlandskap i landbruket'. Til tross for økt bruk av virkemidler som ivaretar det biologiske mangfoldet innen åpent lavland, viser Naturindeksen for åpent lavland små endringer fra 2014 til 2019. Årsaken til dette kan være at virkemidlene blir iverksatt på for liten andel av arealene av åpent lavland, mens Naturindeksen viser et gjennomsnitt for hele landet/regioner.

9.2.1 Tilstanden til kystlynghei – natur i fyr og flamme

Kystlynghei er av de eldste kulturmarkene og er dannet gjennom flere tusen år med rydding av skog, lyngsviing, slått og beite. I Norge strekker kystlynghei seg fra kysten av Østfold til nord i Nordland i en smal stripe langs kysten hvor det er et mildt vinterklima som tillater at beitedyrene kan gå ute hele året. Kystlynghei består hovedsakelig av lyngdominert vegetasjon med røsslyng som en dominerende art. Røsslyng er vintergrønn og en god fôrplante på vinteren bare den ikke blir for gammel og forvedet. For å forynge røsslyng og gi gode beiter blir lyngheien svidd under kontrollerte forhold med jevne mellomrom (Haaland 2002).

Indikatoren 'Tilstand kystlynghei' representerer hevdtilstanden for kystlynghei i Norge. Kystlynghei er i tilbakegang og er en sterkt truet naturtype. Gjengroing er den viktigste trusselen mot kystlynghei i Norge, i tillegg til utbygging, skogplanting av fremmede treslag, oppdyrking og nitrogennedfall (Hovstad et al. 2018). Dette er årsaken til den lave verdien for indikatoren 'Tilstand kystlynghei' (**Figur 9.4**). Opphør av bruk har ført til at store deler av lyngheiene er preget av gammel røsslyng og gjengroing med trær og busker. En studie utført av NIBIO viser at ca. 1/3 av de studerte kystlyngheiområdene var i sent gjengroingsstadium med et velutviklet tresjikt (Johansen et al. 2015).

Det er regionale forskjeller i tilstand til kystlynghei (**Figur 9.4**). På grunn ekstensiv skjøtsel på en større andel av kystlyngheiarealene i Agder (Sørlandet), har det vært en økning i indikatorverdiene siden 2010 (**Figur 9.4**).



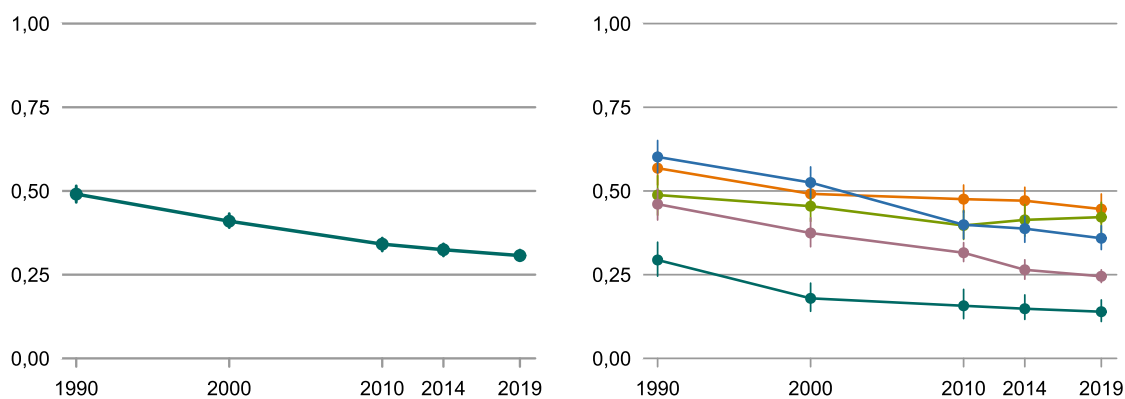
Figur 9.4. Utvikling av indikatoren 'Tilstand kystlynghei' i perioden 1990–2019 per region: Sørlandet (lys grønn), Vestlandet (mørk grønn), Midt-Norge (burgunder) og Nord-Norge (blå), og hele landet (grå).

9.2.2 Tilstanden til semi-naturlig eng og strandeng – truede artsrike økosystem

Indikatoren 'Tilstanden semi-naturlig eng og strandeng' representerer hevdtilstanden for åpen slåtte- og beitemark under skoggrensa. Naturtypene er svært artsrike, og semi-naturlig eng regnes som et av de mest artsrike økosystemene i verden, spesielt for planter og insekter (Squires et al. 2018, Wilson et al. 2012, Öckinger et al. 2007; **Figur 9.5**). Indikatoren har svært lave verdier, og trenden er negativ (**Figur 9.6**). Årsaken til dette er opphør av tradisjonell ekstensiv skjøtsel, intensiverte driftsformer i tillegg til skogplanting, klimaendringer, utbygging og feil type skjøtsel.



Figur 9.5. Artsrik semi-naturlig eng som beites ekstensivt langs Trondheimsfjorden. Foto: Marie V. Henriksen/NIBIO.



Figur 9.6. Utvikling av indikatoren 'Tilstand semi-naturlig eng og strandeng' i perioden 1990–2019 for hele landet (venstre) og per region (høyre): Østlandet (oransje), Sørlandet (lys grønn), Vestlandet (mørk grønn), Midt-Norge (burgunder) og Nord-Norge (blå).

'Tilstand semi-naturlig eng og strandeng' inkluderer blant annet slåttemark, som er vurdert som kritisk truet på Rødlista for naturtyper (Hovstad et al. 2018). Slåttemark er også en utvalgt naturtype med egen handlingsplan, noe som har bidratt til en stor øking i antall slåttemarker som blir skjøttet siden oppstarten av ordningen i 2009. I 2019 var det totalt 780 enger med aktiv skjøtsel (<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/slattemark>) gjennom Handlingsplan for slåttemark. Denne aktiviteten bidrar til å ivareta slåttemarkene og det tilhørende biologiske mangfoldet.

9.3 Framtidsperspektiver for åpent lavland

Utviklingen av Naturindeksen for åpent lavland avhenger mye av jordbruks- og miljøpolitikken, samt markedsmekanismene i jordbruket. Effektiviseringen av jordbruket vil fortsette, og jordbrukslandskapet vil aldri gjenoppstå slik det var før 1950 med utbredt ekstensive metoder for matproduksjon. Virkemiddelbruk innen landbruks- og miljøforvaltningen har stor betydning for å ivareta det biologiske mangfoldet og opprettholde viktige økosystemtjenester i åpent lavland. Det er samtidig avgjørende med et aktivt jordbruk i hele landet som kan ivareta verdifulle naturgoder og biologisk mangfold i åpent lavland.

Boks 9.2. Kunnskapsbehov – Åpent lavland

- Det er stort behov for å utvikle et bedre og mer arealrepresentativt datagrunnlag for flere av indikatorene i åpent lavland. Endringer i hevdtilstand er den største påvirkningsfaktoren for indeksens verdi, men det finnes i dag ingen arealrepresentative data som kan beskrive disse endringene. Det finnes for eksempel ingen data på hvor stort areal av åpent lavland som er under gjengroing eller som er oppgjødslet.
- Det trengs systematiske overvåkingsprogram for de semi-naturlige naturtypene som inngår i åpent lavland. Disse må omfatte overvåking av både areal- og tilstandsendringer og arter innenfor åpent lavland. Det pågår arbeid for å utvikle overvåking av noen av naturtypene innen åpent lavland.

10 Naturindeksen og fem viktige påvirkningsfaktorer

Simon Jakobsson & Bård Pedersen
Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen måler det biologiske mangfoldet i Norge ved å estimere tilstanden til 260 indikatorer i sju hovedøkosystemer. Denne sammenstillingen er viktig for å følge utviklingen i de ulike økosystemene og den gir et oversiktlig bilde av status for biologisk mangfold i norsk natur. Men uten en forståelse av hvilke påvirkninger som har negative effekter på Naturindeksen er det vanskelig å utrede hvilke tiltak som er nødvendige for å snu eventuelle negative trender. For å gi et helhetlig bilde av effekter og responser fra samfunnet kreves en langt mer omfattende analyse av årsakssammenhenger både innenfor og utenfor et økosystem, jf. DPSIR-modellen for å beskrive sammenhenger mellom samfunn og miljø (Smeets & Weterings, 1999): drivere ('drivers'), påvirkninger ('pressures'), tilstand ('state'), effekt ('impact'), respons ('response'). I dette kapitlet fokuserer vi på direkte eller indirekte påvirkninger på indikatorene som inngår i Naturindeks for Norge 2020. Selv om samspillet mellom ulike påvirkningsfaktorer, særlig arealinngrep og klima (f.eks. Feld et al. 2016, Mantyka-Pringle et al. 2014), er et meget viktig aspekt i denne sammenheng, er det utenfor rammene for analysen her.

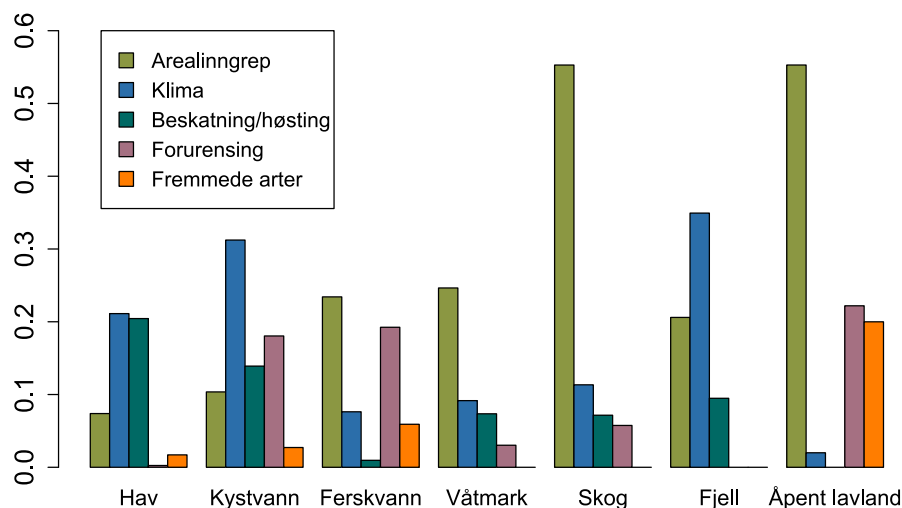
10.1 Analyse av påvirkningsfaktorenes effekt på Naturindeksen

I sammenstillingen av Naturindeks for Norge 2020 foretas det ikke en direkte analyse av effekter av påvirkningsfaktorer på det biologiske mangfoldet, dvs. ingen eksplisitte kvantitative analyser av effekter basert på tallfestede verdier av både påvirkninger og indeksverdier. Dette ville kreve et datagrunnlag der skala i tid og rom er harmonisert mellom indeksverdier og påvirkninger, men dagens datagrunnlag gir lite potensial for slike analyser (jf. Garnåsjordet et al. 2019). Derfor presenteres i denne rapporten en forenklet analyse, tilsvarende analysen som ble laget for Naturindeks for Norge 2015 (Framstad 2015).

Avviket mellom Naturindeksens verdi og referansetilstanden, viser i utgangspunktet hvordan indikatorene i et økosystem responderer på samlet belastning fra alle mulige menneskeskapte påvirkninger. Vi forsøker i dette kapitlet å analysere hvilke påvirkninger som i størst grad bidrar til å redusere Naturindeksens verdi i de ulike økosystemene. Analysen baserer seg på de kvalitative vurderingene som ekspertene har gjort ved innlegging av data til Naturindeks-databasen. Der blir de bedt om å angi i hvilken grad en indikator er følsom for en rekke ulike påvirkningsfaktorer. En fullstendig liste over påvirkningsfaktorene presenteres i Vedlegg 3, men i analysen har vi gruppert dem i fem hovedkategorier: 1) arealinngrep, 2) klima, 3) beskatning/høsting, 4) forurensing og 5) fremmede arter. Disse hovedkategoriene tilsvarer de fem gruppene av påvirkningsfaktorer som globalt trekkes fram som de største truslene mot biologisk mangfold: 'land-use change', 'climate change', 'direct exploitation', 'pollution' og 'invasive alien species' (IPBES 2019). Til forskjell fra IPBES-tilnærmingen har vi i denne analysen inkludert inngrep som går på vannkraftutbygging og andre vassdragsreguleringer under «arealinngrep» og ikke som «høsting av naturens ressurser» ('direct exploitation'). Dette fører til at følsomhet for slike påvirkninger vil tolkes under den overordnede arealinngrepskategorien, og at Naturindekskategorien «beskatning/høsting» vil få noe redusert effekt i denne analysen sammenlignet med den mer generelle 'direct exploitation'-kategorien i IPBES (2019).

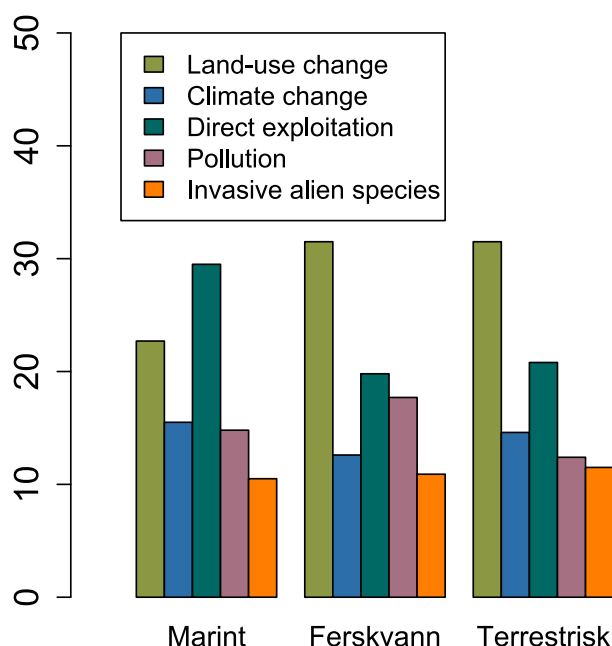
I analysen har vi innenfor hver hovedkategori samlet indikatorer som av ekspertene anses å være middels til svært følsomme for disse fem påvirkningsfaktorene. Vi har kvantifisert de kvalitative vurderingene av påvirkninger på indikatorene ved å summere hvor stor effekt indikatorer som er følsomme for spesifikke påvirkningsfaktorer, har på Naturindeksen. Dvs. vi beregnet hvor mye disse indikatorene bidrar til å redusere indeksverdien for økosystemet under referansetilstandens verdi 1.

Resultatene av analysene pr. økosystem presenteres under (**Figur 10.1**; Kap. 10.1.1–5). Analysen gjenspeiler de viktigste påvirkningene i norske økosystemer, og hvordan påvirkningene varierer mellom de ulike økosystemene. For eksempel er flertallet av indikatorene i mange av de terrestriske økosystemene og ferskvann følsomme for arealbruk og fysiske inngrep, mens klima og beskatning/høsting er sterkere påvirkningsfaktorer i de marine økosystemene. Som nevnt over er imidlertid forholdet mellom påvirkningsfaktorer og indikatorenes tilstand ofte kompleks, f.eks. ved å omfatte flere påvirkningsfaktorer og sekundære effekter via andre indikatorer. Derfor bør denne analysen kun ses på som en oversiktlig oppsummering basert på tilgjengelig kunnskap og datagrunnlaget som foreligger.



Figur 10.1. Effekt av de fem påvirkningsfaktorene på indeksverdien for hvert økosystem. Effekten av en påvirkningsfaktor måles som bidraget til reduksjon av Naturindeksens verdi for 2019 fra indikatorer i det aktuelle hovedøkosystemet som er sensitive mht. faktoren. Utvalget av indikatorer er basert på ekspertenes vurdering av de enkelte indikatorenes følsomhet for ulike påvirkningsfaktorer. En høy verdi/søyle betyr altså at påvirkningsfaktoren har stor negativ effekt på Naturindeksverdien for gitt økosystem. Merk at effekten av påvirkningsfaktorene ikke kan summeres fordi flere av indikatorer er følsomme for flere av påvirkningsfaktorene og dermed inngår i tallgrunnlaget for flere av søylene innenfor samme hovedøkosystem.

Det er stor grad av overenstemmelse mellom Naturindeksens framstilling av hvilke påvirkningsfaktorer som har stor effekt på biologisk mangfold i norske hovedøkosystem, og IPBES beskrivelse av tilsvarende på globalt nivå (**Figur 10.2**). I begge framstillingene presenteres arealinngrep som den største trusselen generelt sett. Imidlertid framstiller Naturindeksen klimaendringer og beskatning/høsting som viktigere enn arealinngrep i marine økosystemer. Dessuten viser Naturindeksen at det er variasjon mellom de ulike terrestriske hovedøkosystemene, med klima som langt viktigere påvirkningsfaktor i fjellet enn i de andre, og tilsvarende med forurensing og fremmede arter som viktige påvirkningsfaktorer i åpent lavland. I likhet med IPBES sin framstilling presenterer Naturindeksen beskatning og høsting som en viktig faktor i marine systemer. Men faktoren framstilles ikke som viktig i ferskvann og i de terrestriske hovedøkosystemene, noe som skiller Naturindeksens beskrivelse av norske forhold fra IPBES sin framstilling av situasjonen globalt.



Figur 10.2. Effekter av fem påvirkningsfaktorer på det biologiske mangfoldet på global skala ifølge vurderingen i IPBES (2019). Andelen (%) representerer den relative globale påvirkningen fra hver påvirkningsfaktor, estimert fra en systematisk gjennomgang av studier publisert siden 2005 (se IPBES 2019 for detaljer). Arealbruk er den viktigste påvirkningen i terrestriske og ferskvann-økosystemer (begge to 30,5 %). Høsting av naturens ressurser er den viktigste i marine økosystemer (29 %), fulgt av arealbruk. Disse utgjør henholdsvis 21 % og 20 % i terrestriske- og ferskvannøkosystemer. Klima, forurensing og fremmede arter anslås ha mindre enn 20 % betydning for det biologiske mangfoldet på global skala. Figuren basert på resultater fra IPBES (2019).

10.1.1 Arealinngrep

Arealinngrep omfatter en rekke ulike typer arealpåvirkninger, inkludert arealbruksendringer i jordbruk og skogbruk, og inngrep i form av f.eks. utbygging og infrastruktur. Stadig større naturarealer påvirkes av arealinngrep, og det anslås at arealandelen av norsk villmarkspreget natur har blitt redusert fra omtrent 50 % til 11,5 % de siste 100 årene (Miljødirektoratet 2020a), og for ni av ti arter på den norske Rødlista er arealinngrep angitt som den største trusselen (Henriksen & Hilmo 2015b). Effektene av arealinngrep omfatter endringer av egnetheten til artenes leveområder og direkte reduksjon og fragmentering av gjenværende leveområder, med svært negative effekter på en rekke ulike arter (f.eks. Benítez-López et al. 2010, Lesmeries et al. 2012, Torres et al. 2016). Arealendringer påvirker tilstanden til Naturindeksen direkte, f.eks. ved fragmentering og reduksjon av livsmiljøer, og indirekte, f.eks. ved at ekspertvurderinger tar hensyn til slike indirekte effekter på tilstandsindikatorer (se Kap. 1.4.3).

I tråd med de globale trendene presentert i IPBES (2019) er arealinngrep den påvirkningsfaktoren som har størst negativ effekt på Naturindeksverdien i fire av de sju hovedøkosystemene: ferskvann, våtmark, skog og åpent lavland (**Figur 10.1**). Det er ingen overraskelse at indikatorer følsomme for arealinngrep er de som bidrar til en redusert indeksverdi i skog og åpent lavland, da skog- og jordbruk er de to store næringene i disse økosystemene og antas ha negativ påvirkning på henholdsvis 975 og 335 arter på den norske Rødlista (Henriksen & Hilmo 2015b). For

skog er det tydelig at skogbruket i stor grad påvirker skogarealene, og det er i dag lite igjen av det som kan kalles «naturskog» i Norge (Storaunet & Rolstad 2020) og globalt (IPBES 2019). I åpent lavland skjer arealbruksendringene i to retninger: enten intensivert bruk eller gjengroing som følge av redusert eller opphørt drift, med ulike effekter på det biologiske mangfoldet (Johansen et al. 2017). Vi ser de samme mønstrene på større skala, der det f.eks. er blitt estimert at <10 % av de tempererte grasmarkene er igjen i Europa og Nord-Amerika (Korotchenko & Peregrym 2012, Molnár et al. 2012).

Verdens våtmarkarealer minker stadig: Det anslås at 31 % av våtmarkarealet ble tapt mellom 1970 og 2008 (Dixon et al. 2016). I Norge har våtmark blitt sterkt negativt påvirket av arealbruksendringer knyttet til skog- og jordbruk ved grøfting og drenering, og ved uttak av torv (Joosten et al. 2015, Pedersen et al. 2018, Øien et al. 2017). Selv om forbud mot dyrking av myr (Landbruks- og matdepartementet 2020) potensielt reduserer truslene mot våtmark som økosystem, vil det ta lang tid før de negative effektene av tidligere inngrep vil forsvinne. I tillegg truer utbygging av annen infrastruktur fremdeles mange våtmarkarealer, inkludert vassdragsregulerings effekt på de hydrologiske forholdene (Lyngstad et al. 2018a, Pedersen et al. 2018). Endringer i de hydrologiske forholdene påvirker selvfølgelig også ferskvannøkosystemet. Det er særlig vassdragsreguleringer, men også flomforebygging og veibygging som antas å påvirke Naturindeksverdien negativt. Dette til tross for at indikatorene som inngår i analysen for ferskvann, i relativt liten grad representerer negative effekter av vassdragsregulering (Pedersen et al. 2019).

Arealinngrep er også en viktig påvirkningsfaktor i fjellet, sammen med særlig klima og jakt/høsting. Fysiske inngrep i form av utbygging av hytteområder, kraftutbygging og økt turisme, samt bruksendringer ved opphør av tradisjonell jordbruksdrift, kan antas være de viktigste faktorene knyttet til arealinngrep i fjellet (Pedersen et al. 2018).

Selv om klimaendringene er svært viktige for tilstanden i marine økosystemer (Harvey et al. 2013, IPCC 2019) og høsting av de biologiske samfunnene er på kritiske nivåer (CBD 2020), er det i tillegg store negative effekter på det biologiske mangfoldet fra menneskelige inngrep som ødelegger de marine økosystemene globalt (Luypaert et al. 2020). Effekten av arealinngrep på Naturindeksverdien er imidlertid noe mindre i de marine økosystemene sammenlignet med de andre økosystemene, og sammenlignet med globale mønstre (IPBES 2019). Dette kan delvis skyldes utvalget av indikatorer ift. deres følsomhet for arealinngrep, bl.a. med få indikatorer fra havbunnen.

Til tross for noe manglende indikatordekning, viser analysen et tydelig samsvar mellom Naturindeksens framstilling av påvirkningsfaktoren arealinngrep for norske forhold og de konklusjoner som presenteres på global skala. Arealinngrep er den faktoren som har den største negative påvirkningen på biologisk mangfold globalt (**Figur 10.2**; IPBES 2019).

10.1.2 Klima

Klimaendringer som påvirkningsfaktor omfatter bl.a. endret temperatur, nedbør, vekstsesongmønstre m.m. Både temperatur og nedbørsmengde har i Norge ligget over normalen de siste 20 årene (<https://www.met.no/vaer-og-klima/>), og det forventes et varmere og fuktigere klima i framtiden (Hanssen-Bauer et al. 2015). Temperaturendringene er størst i nordlige områder, og større i innlandet enn langs kysten. Nedbør forventes i framtiden å øke i hele landet, men med ulike mønstre avhengig av region og sesong. Disse endringene i temperatur og nedbør vil også føre til endrete snøforhold og lengre vekstsesong, noe som ytterligere vil øke påvirkningen fra klimaendringene på det biologiske mangfoldet (Forsgren et al. 2015). Dessverre har vi begrenset med kunnskap om effekter av klima på truete arter (Henriksen & Hilmo 2015b). Effekter av klimaendringer på Naturindeksen ble omtalt i detalj i Framstad (2015), og presenteres her på et mer overordnet nivå. For en generell oversikt av effektene av klima på naturtyper og det biologiske mangfoldet i de ulike økosystemene i Norge, se Aarrestad et al. (2015) og Forsgren et al. (2015).

I vår analyse har klima den største negative effekten på Naturindeksen i tre av de sju hovedøkosystemene: hav, kystvann og fjell (**Figur 10.1**). Det er vel anerkjent at klima er en viktig påvirkning på det biologiske mangfoldet og den generelle tilstanden i disse økosystemene (Ernakovich et al. 2014, Harvey et al. 2013, IPBES 2019, IPCC 2019), og resultatene peker på at indikatorutvalget speiler effekten av denne påvirkningen. I havet vil endrete havflatetemperaturer kunne medføre endringer i vertikal stratifisering og havstrømmene (IPCC 2019), svært viktige prosesser for de biotiske samfunnene i marint miljø. F.eks. endres de generelle næringskjedene i hav, slik at både fisk- og sjøfuglbestander påvirkes (Mesquita et al. 2015, Ottersen et al. 2010). Kystvann er naturlig nok sterkt knyttet til de endringene som skjer i havet, og dermed påvirket av klima på en lignende måte. I tillegg vil endrete havnivåer kunne ha stor negativ påvirkning på organismer avhengige av dagens vannivåer, f.eks. vadefugler (Follestad et al. 2011, Galbraith et al. 2005).

I de terrestriske økosystemene er det i fjellet vi ser de raskeste endringene ift. klimapåvirkning. Skoggrensene klatrer høyere opp og vegetasjonssonene endrer seg, noe som kan føre til endringer i næringskjedene i fjellet (Wookey et al. 2009, Aarrestad et al. 2015). Imidlertid er opphør av beite og endring i driftsform en viktig årsak til at skoggrensa flytter seg raskt og som dessuten medfører gjengroing i fjellet (Løkken et al. 2019, Tømmervik et al. 2019, Kap. 8). Endringer i sesongmønstre og gjengroing kan ha negative effekter på mange arter, særlig karplanter i mellomalpin sone, snøleier og frostmark (Henriksen & Hilmo 2015b). Lemen er særlig utsatt for endring i vinterklima (Kausrud et al. 2008). Reduksjon i forekomsten av denne og andre smågnagere kan få betydelig effekt både på vegetasjonsstrukturen (Nystuen et al. 2014) og forekomsten av smågnagerspesialister blant predatorer (Ims et al. 2017). Klima har i tillegg vært fremhevet som en viktig årsak til endringer i det alpine fuglesamfunnet, men lokale arealbruksendringer er kanskje like viktige (Lehikoinen et al. 2014, 2019).

Det forventes endringer som følge av klimaendringer også i de andre fire hovedøkosystemene, til tross for at klima har liten betydning for reduserte indeksverdier i denne analysen. Økt temperatur og nedbør vil føre til endrete hydrologiske forhold, som vil påvirke alle økosystemer. Økosystemet våtmark er særlig følsomt for slike klimadrevne endringer, og en kan forvente endret utbredelse av våtmarkareal og endrete vegetasjonsmønstre, avhengig av type våtmark og geografi (Heijmans et al. 2013, Øien et al. 2015, 2018). F.eks. kan økt torvdannelse bidra til økt utbredelse av myr (Keuper et al. 2011), mens økte temperaturer fører til rask utsmelting av palsmyrer (Hofgaard et al. 2020), og i kombinasjon med lengre tørkeperioder risikerer store våtmarkarealer å tørke ut (Swindles et al. 2019). I ferskvann er mange arter følsomme for vanntemperatur (Elliott & Elliott 2010), og disse vil derfor påvirkes, enten direkte negativt/positivt eller ved at bestander trekker seg nordover mot tidligere kaldere områder. Det er uklart hvordan den samlede effekten av endrete hydrologiske forhold vil påvirke ferskvannøkosystemet, men økt vannføring kan påvirke mange fiskebestander negativt, avhengig av livsstadium, og økt avrenning kan føre til økt produktivitet hos noen arter (Forsgren et al. 2015).

Klima har i denne analysen liten betydning for Naturindeksverdien for åpent lavland. Dette er i samsvar med Forsgren et al. (2015), som konkluderte at bortsett fra åpent lavland i tilknytning til vann/vassdrag, er det uklart hvilke effekter klima vil ha på disse naturtypene (jf. Erikstad & Bakkestuen, 2011), selv om kystlynghei og boreal hei har blitt nevnt som særlig påvirket av klima pga. ekstremvær (tørke og frost) og gjengroing (Aarrestad et al. 2015). For skog er klima i liten grad angitt som påvirkningsfaktor for indikatorene i Naturindeksen. Dette skyldes sannsynligvis at den relative effekten av arealinngrep er mye større enn eventuelle klimaeffekter. Hovedøkosystemet skog forventes imidlertid få økt utbredelse mot nord og oppover i fjellet, som konsekvens av økt temperatur og lenger vekstsesong (Bryn 2008, Forsgren et al. 2015, Karlsen et al. 2017), men også endret beitebruk (se Kap. 8 om fjell). På grunn av endrete hydrologiske forhold, utbrudd av skadegjørende organismer og andre biotiske interaksjoner forventes det at en rekke skogtyper, f.eks. flommarkskog og lavrik barskog, påvirkes negativt (IPBES 2019, Aarrestad et al. 2015).

10.1.3 Høsting

For ingen av hovedøkosystemene er høsting den viktigste påvirkningsfaktoren, ifølge vår analyse (**Figur 10.1**). Tilsvarende er høsting angitt som negativt for bare 28 arter på Rødlista. Dette er først og fremst en gruppe arter som har eller tidligere har hatt betydelig kommersiell og annen samfunnsmessig interesse, parallelt (Henriksen & Hilmo 2015b). Imidlertid har høsting logisk nok en relativt stor effekt på indeksverdien i de marine økosystemene. Mange av indikatorene som er angitt å være følsomme for høsting, er gjerne svært regulerte eller kommersielt utnyttete fiskebestander og virvelløse dyr som reker, hummer og andre bunnlevende dyr. Fiskefangstene i Norge har siden 1990 vært nokså stabile på totalt 2,0–2,5 mill. tonn, der de viktigste fiskeslagene i mengde pr. i dag er sild, kolmule, torsk og sei, alle med over 200 000 tonn fangst i 2019 (SSB 2020c).

I motsetning til Framstad (2015), har vi her valgt å ikke inkludere de sterkt regulerte rovdyrbestandene i analysen av høsting for terrestriske økosystemer. Dette fordi de politisk regulerte bestandene tilsomt kan regnes som høsting i den forstand det er ment å være i denne analysen. Det er derfor i hovedsak hjortevilt og småvilt som er inkludert som følsomme indikatorer for høsting. Flere av disse har tilhørighet på tvers av de tre økosystemene skog, fjell og våtmark (se Vedlegg 1), og effekten av anslått høstingspåvirkning på den reduserte indeksverdien er nokså lik for disse økosystemene. Antall årlig felte hjortevilt siden 1990 har ligget rundt 30 000–35 000 elg og 5 000–10 000 villrein, mens felte hjort har økt betydelig fra ca. 10 000 til ca. 45 000 (SSB 2020d). Antall felte småvilt har derimot hatt stor nedgang siden 1990, f.eks. ryper og harer (SSB 2020d).

10.1.4 Forurensing

Forurensing omfatter både endringer i kretsløpet av næringsstoffer (f.eks. nitrogen) og tilførsel av miljøgifter (f.eks. tungmetaller). Endrete næringsforhold i økosystemene kan lede til prosesser som endrer forutsetningene for de artene som lever der (Guignard et al. 2017). Dette kan være forsurening av livsmiljøet til organismer eller eutrofiering (overgjødsling) slik at f.eks. konkurranseforhold mellom arter endres (f.eks. Isbell et al. 2013, Wang et al. 2016). Miljøgifter kan ha mer direkte effekter på arters levedyktighet ved å påvirke fysiologi og medføre f.eks. økt dødelighet eller redusert reproduksjon (f.eks. Eng et al. 2019, Pain et al. 2019).

Forurensing har størst påvirkning på indeksverdiene i økosystemene kystvann, ferskvann og åpent lavland (**Figur 10.1**). Felles for disse økosystemene er at indikatorer følsomme for eutrofiering bidrar til dette mønsteret, i tillegg til indikatorer følsomme for forsurening i ferskvann og for annen forurensing i kystvann. I åpent lavland er det først og fremst den økte tilførselen av nitrogen etter at jordbruket ble industrialisert (Guignard et al. 2017) som bidrar til den negative effekten på Naturindeksen (Humbert et al. 2015, Johansen et al. 2017). Da næringsstoffer fra jordbruk (og skogbruk) raskt transporteres videre i vann (Bechmann et al. 2017), får dette negative økosystemkonsekvenser også for ferskvann og våtmark. I tillegg til arealbruksrelatert eutrofiering kommer de negative effektene av langtransportert svovel og nitrogen, med vel dokumenterte negative effekter på økosystemer generelt (Elser et al. 2009, Greaver et al. 2012).

Forurensing antas imidlertid ha fått redusert betydning for norske økosystemer etter at omfanget av sur nedbør har minket kraftig de siste tiårene (Aas et al. 2017). Men grenseverdiene for forsureningseffekter på vegetasjon er fremdeles overskredet for 7–19 % av Norges vannarealer, og 20 % av Norges areal (Austnes et al. 2018). Økt tilførsel av næringsstoffer vurderes å ha negativ påvirkning på 284 arter på den norske Rødlista, inkludert arter i landmiljø, ferskvann og marine områder (Henriksen & Hilmo 2015b). Slike næringsstoffer kan komme fra ulike typer transportmidler, jordbruk og kommunale utslipp til luft, vann og land (Bechmann et al. 2017, Dukes et al. 2020, Winston & Hunt 2017), og kan forsterkes av klimaendringer, f.eks. som konsekvens av hyppigere ekstremvær (Kelman 2011). I tillegg tilkommer mange nye miljøgifter med ukjent virkning, slik at vi fortsatt ikke vet omfanget av konsekvensene av miljøgiftene på det biologiske

mangfoldet. Dette samtidig med at nivåene av de fleste miljøgifter som til nå har blitt forbudt, går stadig nedover i norsk natur (Nygård et al. 2006, Nygård & Polder 2012).

10.1.5 Fremmede arter

Spredning av fremmede arter i Norge har de siste årene økt som resultat av økt transport, handel og generell globalisering (Artsdatabanken 2020b). Karplanter er den klart største artsgruppen blant de fremmede artene, med størst spredning i sør (Sandvik et al. 2019). Den samlede effekten av spredningen av fremmede arter er lite kjent, bl.a. pga. stadig ny spredning, men noen særlig problematiske artsgrupper og arter har dokumentert negative effekter på det biologiske mangfoldet i Norge (Artsdatabanken 2020b) og globalt (Mollot et al. 2017). Disse kan påvirke andre arter ved direkte konkurranse, overføring av patogener/parasitter og ved å påvirke andre arters livsmiljø. I Artsdatabankens oppdaterte liste over fremmede arter, har 233 av 1473 vurderte arter høy eller svært høy økologisk risiko (Artsdatabanken 2020b), og disse truer 58 arter på den norske Rødlista (Henriksen & Hilmo 2015b). Da prosessene bak spredning skiller seg mellom økosystemer, er det også ulike mønstre for de ulike økosystemene. F.eks. har det blitt vist at det er en overvekt europeiske arter i terrestriske lavlandsøkosystemer, mens nordamerikanske arter er overrepresentert i ferskvannøkosystemer (Sandvik et al. 2019).

I tråd med Sandvik et al. (2019), er det først og fremst i økosystemet åpent lavland at fremmede arter påvirker Naturindeksverdien (**Figur 10.1**). Dette er et resultat av en forholdsvis høy vektandel, og lav indeksverdi, for noen av indikatorene. Det er i hovedsak tilstandsindikatorerne for kystlynghei, semi-naturlig eng og strandeng som trekker ned indeksverdien. Disse habitatene er følsomme for invasjon av fremmede bartrær (Johansen et al. 2017, Sandvik et al. 2012), Selv om spredningen først og fremst skjer lokalt ut fra plantefelt, utgjør den utbredte forekomsten av slike plantefelt en høy økologisk risiko, særlig med tanke på at de fleste plantefelt med fremmede bartrær er relativt unge og fort etablerer seg i åpne områder (Olsen et al. 2019, Sandvik et al. 2012).

Mange indikatorer er angitt som følsomme for påvirkning fra fremmede arter i ferskvann og kystvann, men de bidrar lite til en redusert indeksverdi (**Figur 10.1**). Dette skyldes at den samlede vektandelen av disse indikatorene er relativt lav og at indeksverdiene er ganske høye. I tillegg er kunnskapen om effektene av fremmede arter i vannmiljøer begrenset (se f.eks. Sandlund et al. 2016). I marint miljø er en rekke fremmede arter påvist, der spredning via ballastvann har blitt identifisert som en av de viktigste spredningsveiene (Gollasch 2008). Også her mangler systematisk overvåking av fremmede arter (Meld. St. 20 2019–2020). Imidlertid kan mange av disse artene utgjøre en høy økologisk risiko (Miljødirektoratet 2020b), noe invasjonen av kongekrabbe nordfra viser (Sundet et al. 2019).

Kunnskapsgrunnlaget for spredning av fremmede arter og effektene av disse på det biologiske mangfoldet er altså noe begrenset (f.eks. Sandlund et al. 2016, Sandvik 2012). Da plantehandel over landegrenser er blitt identifisert som en av de viktigste spredningsveiene for fremmede arter i Europa (Roques et al. 2016), har spredningsveien blitt overvåket i Norge siden 2014 (Miljødirektoratet 2020c). Overvåkingsprosjektet har bidratt med mye ny kunnskap om omfanget av spredningen av fremmede arter i Norge, der man har funnet fremmede insekt- og plantearter i stort antall ved ulike importlokaliteter og plantesentre (Westergaard et al. 2020). Utover slik kunnskap er det i tillegg svært viktig å følge opp ikke bare spredningsveier og effekter, men også hvordan fremmede arter etablerer seg, og hvilke konsekvenser dette får for det biologiske mangfoldet på lengre sikt (jf. Sandvik et al. 2019). Derfor er det satt i gang et nytt overvåkingsystem som prøver å oppdage spredning og etablering av fremmede arter og effekter av dette på et tidlig stadium i terrestriske økosystemer (Jacobsen et al. 2020), noe som skal bidra til å utvikle en strategi for å hindre at fremmede arter blir en påvirkningsfaktor med stor negativ effekt på biologisk mangfold i Norge.

11 Referanser

- Angerbjörn, A., Eide N. E., Dalén, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R. A., Killengreen, S., Landa, A., Meijer, T., Mela, M., Niemimaa, J., Norén, K., Tannerfeldt, M., Yoccoz, N. & Henttonen, H. 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology* 50: 59-67.
- Anglès d'Auriac, M.B., Rinde, E., Norling, P., Lapegue, S., Staalstrøm, A., Hjermann, D.Ø. & Thaulow, J. 2017. Rapid expansion of the invasive oyster *Crassostrea gigas* at its northern distribution limit in Europe: Naturally dispersed or introduced? *PLoS One*. 12: e0177481.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K. & Systad, G.H. 2015. SEAPOP. De ti første årene. Nøkkeldokument 2005–2014. SEAPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitut & Tromsø Museum – Universitets-museet. Trondheim, Tromsø. 58 s.
- Arneberg, P., Frantzen, S. & van der Meeren, G. (red.). 2019. Status for miljøet i Norskehavet – Rapport fra Overvåkingsgruppen 2019. Fisken og havet nr. 2019-2, Havforskningsinstituttet, 76 s.
- Arneberg, P., van der Meeren, G.I. & Frantzen, S. (red.). 2018. Status for miljøet i Nordsjøen og Skagerrak og ytre påvirkning – Rapport fra Overvåkingsgruppen 2018. Fisken og havet nr. 2018-3, Havforskningsinstituttet, 85 s.
- Arneberg, P., van der Meeren, G.I., Frantzen, S. & Vee, I. (red.). 2020. Status for miljøet i Barentshavet – Rapport fra Overvåkingsgruppen 2020. Fisken og Havet nr. 2020-13, Havforskningsinstituttet, 114 s.
- Artsdatabanken. 2018a. Fremmedartslista 2018. www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018. Besøkt 16.09.2020
- Artsdatabanken. 2018b. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodliste-fornaturtyper>. Besøkt 20.10.2020.
- Artsdatabanken. 2020a. Fremmede arter i Norge – med økologisk risiko 2018. Trondheim: Artsdatabanken.
- Artsdatabanken. 2020b. Fremmede arter. <https://artsdatabanken.no/fremmedearter>. Besøkt 20.09.2020.
- Aslaksen, I., E. Framstad, P. A. Garnåsjordet & M. Lillegård. 2010. Hva tror forskerne om den framtidige utviklingen for biologisk mangfold, sett i et føre-var perspektiv? Kapittel 9 i S. Nybø (red.) Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3 -2010. Direktoratet for Naturforvaltning, s. 124–135.
- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. NIVA Rapport 7239-2018. Norsk institutt for vannforskning.
- Austrheim, G, Bråthen, K.A., Ims, R.A., Mysterud, A. & Ødegaard, F. 2009. Fjellet – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Fakta Artsdatabanken, Trondheim.
- Barceló, C., Ciannelli, L., Olsen, E.M., Johannessen, T. & Knutsen, H. 2016. Eight decades of sampling reveal a contemporary novel fish assemblage in coastal nursery habitats. *Global Change Biology* 22: 1155–1167.
- Barth, A. 1916. Norges skoger med stormskridt mot undergangen. *Tidsskrift for skogbruk* 24 (4): 123–154.
- Barth, J.B. 1857. Om Skovene i deres Forhold til Nationaloecnomien. Med specielt hensyn paa Norge, og Om Aarsagerne til Skovenes forringelse og dennes følger for Nationalvelstanden. Steenske Bogtrykkeri, Christiania. 261 s.
- Bartlett, J., Rusch, G.M., Kyrkjeeide, M.O., Sandvik, H. & Nordén, J. 2020. Carbon storage in Norwegian ecosystems (revised edition). NINA Report 1774b. Norwegian Institute for Nature Research.

- Bechmann, M., Krzeminska, D., Barneveld, R., Kværnø, S., Deelstra, J., Eggestad, H.O., Farkas, C. & Hauken, M. 2020. Jordarbeiding – effekt på jord- og fosfortap. Analyse av data fra tre overvåkingsfelt i JOVA-programmet. NIBIO Rapport 6(112). 48s.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H.O. & Tveiti, G. 2017. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2016. NIBIO Rapport 3(71). 89s.
- Bengtsson, F. 2019. Functional traits in Sphagnum (PhD dissertation). Uppsala. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-375011>.
- Benítez-López, A., Alkemade, R. & Verweij, P.A. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 143: 1307–1316.
- Berge, J., Heggland, K., Lonne, O.J., Cottier, F., Hop, H., Gabrielsen, G.W., Nottestad, L. & Misund, O.A. 2015. First records of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from the Svalbard archipelago, Norway, with possible explanations for the extension of its distribution. *Arctic* 68: 54–61.
- Bjerke, J.W. 2011. Winter climate change: Ice encapsulation at mild subfreezing temperatures kills freeze-tolerant lichens. *Environmental and Experimental Botany* 72: 404–408.
- Bjerke, J.W., Bokhorst, S., Callaghan, T.V., Zielke, M & Phoenix, G.K. 2013. Rapid photosynthetic recovery of a snowcovered feather moss and *Peltigera* lichen during sub-Arctic midwinter warming. *Plant Ecology & Diversity* 6: 383–392.
- Bjerke, J.W. & Tømmervik, H. 2020. Våtmark som hovedøkosystem i Naturindeks for Norge. Vurdering av tilhørighet og referansetilstand for eksisterende og potensielt nye indikatorer. NINA Rapport 1688. Norsk institutt for naturforskning.
- Bogstad, B. 2018. Torsk – nordaustarktisk. I: Huse, G. & Bakketeig, I.E. (red.). Ressursoversikten 2018. Fisken og havet nr. 6-2018, Havforskningsinstituttet, 70 s.
- Bokhorst, S., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Preece, C. & Phoenix G.K. 2012. Ecosystem response to climatic change: the importance of the non-growing season. *Ambio* 41 (suppl 3): 246–255.
- Borge, A.F., Westermann, S., Solheim, I. & Etzelmüller, B. 2017. Strong degradation of palsas and peat plateaus in northern Norway during the last 60 years. *Cryosphere* 11: 1–16.
- Both, C., Van Asch, M., Bijlsma, R.G., van den Burg, A.B. & Visser, M.E. 2009. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *Journal of Animal Ecology* 78: 73-83.
- Brandrud, T.E. 2018. Sterk intermediær til ekstremt kalkrik myr- og sumpskogsmatte med dominans av edellauvtrær, Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/158>. Hentet 02.09.2020.
- Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? *Norwegian Journal of Geography* 62: 251–270.
- Bryn, A., Halvorsen, R. & Ullerud, H.A. 2018a. Hovedveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) - Utgave 1. Universitetet i Oslo, Naturhistorisk Museum.
- Bryn, A., Strand, G-H., Angeloff, M. & Rekdal, Y. 2018b. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. *Norsk geografisk tidsskrift* 72: 131–145.
- Braaten, L. & Opsahl, W. 1953. Skogbrukets arbeidsgiverforening – Beretning 1928–1953. Rich. Andvord trykkeri, Oslo. 255 s.
- Bunkholt, A., Horn, L., Moen, K., Nilsen, P. & Aalde, H. 2015. SKOG22. Nasjonal strategi for skog- og trenæringen. Innovasjon Norge og Norges forskningsråd. Oslo. 48 s.
- Burgess, M.D., Smith, K.W., Evans, K.L., Leech, D., Pearce-Higgins, J.W., Branston, C.J., Briggs, K., Clark, J.R., du Feu, C.R., Lewthwaite, K., Nager, R.G., Sheldon, B., Smith, J.A., Whytock, R.C., Willis, S.G. & Phillimore, A.B. 2018. Tritrophic phenological match–mismatch in space and time. *Nature Ecology & Evolution* 2: 970–975.

- Bustnes, J.O., Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E., Lorentsen S-H. & Systad G. 2013. Changes in the Norwegian breeding population of European shag correlate with forage fish and climate. *Marine Ecology Progress Series* 489: 235–244.
- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.I. Rognstad, O & Storbråten, B. 2020. Jordbruk og miljø 2019. Tilstand og utvikling. Rapporter 2020/3 Statistisk sentralbyrå, Oslo Kongsvinger.
- Bærum, K.M. & Dervo, B.K. 2019. Modelling av bestandsutvikling hos stor- og småsalamander og frosk. NINA Rapport 1638. Norsk institutt for naturforskning.
- Bårdsen, B.-J., Hanssen, S.A & Bustnes, J.O. 2018. Multiple stressors: modeling the effect of pollution, climate, and predation on viability of a sub-arctic marine bird. *Ecosphere* 9: e02342.
- Cairns, A. & Yan, N. 2009. A review of the influence of low ambient calcium concentrations on freshwater daphniids, gammarids, and crayfish. *Environmental Reviews* 17: 67–79.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J.-C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A. & Kornilovs, G. 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of The National Academy of Sciences, USA*. 106: 197–202.
- CBD. 2020. Secretariat of the Convention on Biological Diversity: Global Biodiversity Outlook 5. Montreal. 212 s.
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.W., Framstad, E., Lindholm, M., Nilsen, J.E., Norderhaug, A., Oug, E., Pedersen, H.C., Schartau, A.K. & van der Meeren, G.I. 2011. The Nature Index: A general framework for synthesizing knowledge on the state of biodiversity. *Plos One*, 6: e18930.
- Christensen-Dalsgaard, S., Mattisson, J., Bekkby, T., Gundersen, H., May, R., Rinde, E. & Lorentsen, S-H. 2017. Habitat selection of foraging chick-rearing European shags in contrasting marine environments. *Marine Biology* 164: 196.
- Christie, H., Gundersen, H., Rinde, E., Norderhaug, K.M., Fagerli, C.W., Bekkby, T., Gitmark, J.K., Jørgensen, N.M. & Pedersen, T. 2019. Can multitrophic interactions and ocean warming influence large-scale kelp and sea urchin distribution? *Ecology and Evolution* 9: 2847–2862.
- Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N. & Rinde, E. 2020. Disappearing blue mussels – Can mesopredators be blamed? *Frontiers in Marine Science* 7: 550.
- Collett, R. 1912. Norges pattedyr (Vol. 1). Kristiania: H. Aschehoug & Co. (In Norwegian).
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T.V., Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E., Hik, D.S., Hobbie, S.E., Press, M.C., Robinson, C.H., Henry, G.H.R., Shaver, G.R., Phoenix, G.K., Gwynn Jones, D., Sonasson, S., Chapin III, F.S., Molau, U., Neill, C., Lee, J.A., Melillo, J.M., Sveinbjørnsson, B. & Aerts, R. 2001. Global change and Arctic ecosystems: Is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* 89: 984–994.
- Crain, C.M., Kroeker, K. & Halpern, B.S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* 11: 1304–1315.
- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J-P., Shannon, L., Sydeman, W.J. 2011. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science* 334: 1703–1706.
- Dahlke, F.T., Wohlrab, S., Butzin, M. & Pörtner, H-O. 2020. Thermal bottlenecks in the life cycle define climate vulnerability of fish. *Science* 369: 65–70.
- Daugstad, K. & Sæter, S. 2001. Seterliv. Det norske samlaget, Oslo.
- Dervo, B.K., Pedersen, C. & Bærum, K.M. 2016. Tap av ynglelokaliteter for storsalamander i Norge. NINA Rapport 1014. 21 s.
- Descamps, S., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Irons, D.B., Merkel, F., Robertson, G.J., Yoccoz, N.G., Mallory, M.L., Montevecchi, W.A., Boertmann, D., Artukhin, Y., Christensen-Dalsgaard, S., Erikstad, K.E., Gilchrist, H.G., Labansen, A.L., Lorentsen, S-H., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Rail, J.F., Renner, H.M., Strøm, H., Systad, G.H., Wilhelm, S.I. & Zelenskaya, L. 2017. Circumpolar dynamics of a marine top-predator track ocean warming rates. *Global Change Biology* 23: 3770–3780.

- Di Marco, M., Ferrier, S., Harwood, T.D., Hoskins, A.J. & Watson, J.E. 2019. Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity. *Nature* 573: 582–585.
- Direktoratet for Naturforvaltning. 2010. DN-utredning 4-2010. Datagrunnlag for Naturindeks 2010. ISBN 978-82-7072-422-2. 147 s.
- Direktoratgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 222 s.
- Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C., Beltrame, C., Freeman, R. & Walpole, M. 2016. Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. *Biological Conservation* 193: 27–35.
- Dolmen, D. 2008. Norske amfibier og reptiler 9. NTNU, Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, Trondheim.
- Duarte, C.M., Agusti, S., Wassmann, P., Arrieta, J.M., Alcaraz, M., Coello, A., Marba, N., Hendriks, I.E., Holding, J., Garcia-Zarandona, I., Kritzberg, E. & Vaque, D. 2012. Tipping Elements in the Arc-tic Marine Ecosystem. *AMBIO* 41: 44–55.
- Dukes, E.S.M., Galloway, J., Band, L.E., Cattaneo, L., Groffman, P.M., Leach, A.M. & Castner, E.A. 2020. A community nitrogen footprint analysis of Baltimore City, Maryland. *Environmental Research Letters* 15: 075007.
- Ehrich, D., Schmidt, N.M., Gauthier, G., Alisauskas, R., Angerbjörn, A., Clark, K., Ecke, F., Eide, N.E., Framstad, E., Frandsen, J. & Franke, A. Gilg, O., Giroux, M-A., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Ims, R.A., Kataev, G.D., Kharitonov, S.P., Killengreen, S.T., Krebs, C.J., Lanctot, R.B., Lecomte, N., Menyushina, I.E., Morris, D.W., Morrisson, G., Oksanen, L., Oksanen, T., Olofsson, J., Pokrovsky, I.G., Popov, I.Y., Reid, D., Roth, J.D., Saalfeld, S.T., Samelius, G., Sittler, B., Sleptsov, S.M., Smith, P.A., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Soloviev, M.Y. & Solovyeva, D.V. 2020. Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? *Ambio* 49, 786–800.
- Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. - *Journal of fish Biology* 77: 1793–1817.
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography* 19: 589–606.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H., Hollister, R.D., Björk, R.G., Bjorkman, A.D., Callaghan, T.V., Collier, L.S., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H., Day, T.A., Fosaa, A.M., Gould, W.A., Grétarsdóttir, J., Harte, J., Hermanutz, L., Hik, D.S., Hofgaard, A., Jarrad, F., Jónsdóttir, I.S., Keuper, F., Klanderud, K., Klein, J.A., Koh, S., Kudo, G., Lang, S.I., Loewen, V., May, J.L., Mercado, J., Michelsen, A., Molau, U., Myers-Smith, I.H., Oberbauer, S.F., Pieper, S., Post, E., Rixen, C., Robinson, C.H., Schmidt, N.M., Shaver, G.R., Stenström, A., Tolvanen, A., Totland, Ø., Troxler, T., Wahren, C-H., Webber, P.J., Welker, J.M. & Wookey, P. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology letters*, 15(2), pp.164–175.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N: P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science*, 326: 835–837.
- Elven, H. & Sæli, G. 2016. Kunnskapsstatus for artsmangfoldet i Norge 2015. Utredning for Artsdatabanken 1/2016.
- Eng, M.L., Stutchbury, B.J., & Morrissey, C.A. 2019. A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. *Science* 365: 1177–1180.
- Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2011. Fjell, berg, rasmark og annen grunnlendt mark. - I: A. Lindgaard & S. Henriksen. *Norsk rødliste for naturtyper* (pp. 93–98). Artsdatabanken, Trondheim.
- Ernakovich, J.G., Hopping, K.A., Berdanier, A.B., Simpson, R.T., Kachergis, E.J., Steltzer, H., & Wallenstein, M.D. 2014. Predicted responses of arctic and alpine ecosystems to altered seasonality under climate change. *Global Change Biology* 20: 3256–3269.
- Espeland, S.H. & Knutsen, H. 2019. Rapport fra høstundersøkelsene med strandnot i indre og ytre Oslofjord 2018. Rapport fra Havforskningen 2019-1. Havforskningsinstituttet, 24 s.

- FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.
- Feld, C.K., Birk, S., Eme, D., Gerisch, M., Hering, D., Kernan, M., Maileht, K., Mischke, U., Ott, I., Pletterbauer, F. & Poikane, S. 2016. Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. *Ecological Indicators* 60: 71–83.
- Follestad, A., Evju, M. & Ødegaard, F. 2011. Effekter av klimaendringer for havstrand - NINA Rapport 667. Norsk institutt for naturforskning. 74 s.
- Forsgren, E., Aarrestad P.A., Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V. & Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. NINA Rapport 1210. Norsk institutt for naturforskning. 133 s.
- Fosså, J.H. 1991. The ecology of the two-spot goby (*Gobiusculus flavescens* Fabricius): the potential for cod enhancement. *ICES Marine Science Symposium* 192:147–155.
- Framstad, E. (red.). 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.). 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp Bot Ser 2001-4.
- Frigstad, H., Andersen, G.S., Trannum, H.C., Naustvoll, L.-J., Kaste, Ø. & Hjermann, D.Ø. 2018. Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses. Miljødirektoratet rapport M-1220|2018. 54 s. + vedlegg.
- Fryjordet, T., Langsæter, A., Wisth, E., Sørhuus, K. & Skinnemoen, K. 1962. Skogadministrasjon i Norge gjennom tidene. Bind II. Tiden etter 1857. Landbruksdepartementet, Skogdirektoratet og Direktoratet for Statens skoger, Oslo. 710 s.
- Galbraith, H., Jones, R., Park, R., Clough, J., Herrod-Julius, S., Harrington, B. & Page, G. 2005. Global Climate Change and Sea Level Rise: Potential Losses of Intertidal Habitat for Shorebirds. - USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191.
- Gallego-Sala, A.V., Charman, D.J., Brewer, S., Page, S.E., Prentice, I.C., Friedlingstein, P., Moreton, S., Amesbury, M.J., Beilman, D.W., Björck, S. & Blyakharchuk, T. 2018. Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming. *Nature Climate Change* 8: 907–913.
- Garmo, Ø.A. & Skancke, L.B. 2019. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – vannkjemiske effekter 2018. Miljødirektoratet rapport M-1466|2019. 89 s.
- Garnåsjordet, P.A., Framstad, E., Aslaksen, I., Jakobsson, S., Skarpaas, O. & Chen, X. 2019. Naturindeks og økonomisk aktivitet: Analyse av påvirkningsfaktorer. NINA Rapport 1747. Norsk institutt for naturforskning.
- Gollasch, S. 2008. Is ballast water a major dispersal mechanism for marine organisms? In *Biological invasions* (pp. 49–57). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Greaver, T.L., Sullivan, T.J., Herrick, J.D., Barber, M.C., Baron, J.S., Cosby, B.J., Deerhake, M.E., Dennis, R.L., Dubois, J.J.B., Goodale, C.L. & Herlihy, A.T. 2012. Ecological effects of nitrogen and sulfur air pollution in the US: what do we know? *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 365–372.
- Grémillet, D., Ponchon, A., Paleczny, M., Palomares, M.-L.D., Karpouzi, V. & Pauly, D. 2018. Persisting Worldwide Seabird-Fishery Competition Despite Seabird Community Decline. *Current Biology* 28: 4009–4013.e2.
- Guignard, M.S., Leitch, A.R., Acquisti, C., Eizaguirre, C., Elser, J.J., Hessen, D.O., Jeyasingh, P.D., Neiman, M., Richardson, A.E., Soltis, P.S. & Soltis, D.E. 2017. Impacts of nitrogen and phosphorus: from genomes to natural ecosystems and agriculture. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 70.
- Gundersen, C.B., Kaste, Ø., Sample, J., Braaten, H.F.V., Selvik, J.R., Hjermann, D.Ø., Norling, M.-D. & Calidonio, J.-L.G. 2019. The Norwegian river monitoring programme – water quality status and

- trends in 2018 Elveovervåkningsprogrammet – vannkvalitetsstatus og -trender 2018. Miljødirektoratet rapport M-1508|2019, NIVA-rapport 7441-2019. 94 s +appendix.
- Gundersen, H., Mjelde, M., Schartau, A.K. & Oug, E. 2018. Norsk naturindeks. Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av vanndirektivdata i naturindeksen – ferskvannsindeksen vannplanter (Tlc) som eksempel. NIVA-rapport 7324-2018.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F. & D'Agrosa, C. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948–952.
- Halvorsen, K.T., Larsen, T., Sjørdalen, T.K., Vøllestad, L.A., Knutsen, H. & Olsen, E.M. 2017. Impact of harvesting cleaner fish for salmonid aquaculture assessed from replicated coastal marine protected areas. *Marine Biology Research* 13: 359–369.
- Hansen, B.B., Aanes, R., Herfindal, I., Kohler, J. & Sæther, B.E. 2011. Climate, icing, and wild arctic reindeer: past relationships and future prospects. *Ecology* 92: 1917–1923
- 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. – Norsk klimaservicesenter. Rapport 2/2015.
- Harvey, B.P., Gwynn-Jones, D. & Moore, P.J. 2013. Meta-analysis reveals complex marine biological responses to the interactive effects of ocean acidification and warming. *Ecology and evolution* 3: 1016–1030.
- Hauge M. 2020. Fiskebestandene i norske havområder: Hvem taper og hvem vinner når ha-vet blir varmere? www.hi.no/hi/nyheter/2020/juni/fiskebestandene-i-norske-havomrader-hvem-taper-og-hvem-vinner-nar-havet-bliir-varmere. Publisert 9.6.2020.
- Haugland, H., Anfinsen, B., Aasen, H., Løbersli, E., Selboe, O.-K., Terum, T., Lileng, J., Granhus, A., Sjøgaard, G. & Hanssen, K. H. 2013. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak – egnede arealer og miljøkriterier. Rapport M26-2013, Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 149 s.
- Heijmans, M.M.P.D, Van der Knaap, Y.A.M., Holmgren, M. & Limpens, J. 2013. Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. - *Global Change Biology* 19: 2240–2250.
- Henden, J.-A., Stien, A., Bårdsen, B.-J., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2014. Community-wide mesocarnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology* 51: 1525–1533.
- Hendrichsen, D.K., Sandvik, H., Tøpper, J.P., Olsen, S.L., Hilmo, O., Magnussen, K., Navrud, S. & Fleisje, E.M. 2020. Spredningsveier for fremmede arter i Norge. Kunnskapsstatus per 2019. NINA Rapport 1735.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015a. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015b. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Pavirkningsfaktorer>. Besøkt 20.09.2020.
- Hessen, D.O., Andersen, T., Tominaga, K. & Finstad, A.G. 2017. When soft waters becomes softer; drivers of critically low levels of Cain Norwegian lakes. *Limnol. Oceanogr.* 62: 289–298.
- Hesthagen, T., Fiske, P. & Saksgard, R. 2016. Recovery of young brown trout (*Salmo trutta*) in acidified streams: What are the critical values for acid-neutralizing capacity? *Atmospheric Environment* 146: 236–244.
- Hesthagen, T., Fjellheim, A., Schartau, A.K., Wright, R.F., Saksgård, R. & Rosseland, B.O. 2011. Chemical and biological recovery of Lake Saudlandsvatn, a highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *Science of the Total Environment* 409: 2908–2916.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. *Aquacult. & Fish. Manage.* 22: 85–91.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28: 12–17.

- Hillersøy, G. & Lorentsen, S.H. 2012. Annual variation in the diet of breeding European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) in Central Norway. *Waterbirds*, 35: 420-429.
- Ho, J.C., Michalak, A.M. & Pahlevan, N. 2019. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature* 547: 667–670.
- Hofgaard, A., Kyrkjeeide, M.O. & Myklebost, H.E. 2020. Overvåking av palsmyr. Tredje gjenanalyse i Ostojeaggi, Troms. Endringer fra 2004 til 2019. NINA Rapport 1820. Norsk institutt for naturforskning.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2019. Overvåking av palsmyr. Andre gjenanalyse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark. Endringer fra 2008 til 2018. NINA Rapport 1665. Norsk institutt for naturforskning.
- Hofgaard, A., Tømmervik, H., Rees, G., & Hanssen, F. 2013. Latitudinal forest advance in northernmost Norway since the early 20th century. *Journal of Biogeography*. 40: 938–949.
- Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978–82 and 1997- 2001: status and trends. NILU-rapport OR 61/2002. 72 s.
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L. & O'Connor, M.I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486: 105–108.
- Hovstad, K.A., Johansen, L., Arnesen, G., Svalheim, E. & Velle, L.G. 2018. Semi-naturlige naturtyper. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/Pages/259194>. Hentet 14.09.2020.
- Humbert, J.Y., Dwyer, J.M., Andrey, A. & Arlettaz, R. 2015. Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology* 22: 110–120.
- Huse, G. & Bakketeig, I.E. (red.). 2018. Ressursoversikten 2018. Fisken og havet nr. 6-2018, Havforskningsinstituttet, 70 s.
- Haaland, S. 2002. Fem tusen år med flammer. Det europeiske lynghelandskapet. Vigmostad & Bjørke. ISBN: 9788276746143. 160 s.
- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *BioScience* 55: 311–322.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.A., Jensvoll, I. & Yoccoz, N.G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research* 36 (sup1), 8.
- IPBES. 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (red.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pages.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz, S., Settele, J., Brondízio E.S., Ngo, H.T, Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H.M., Chan, K.M.A., Garibaldi, L.A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, S., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury, R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I.J., Willis, K.J. & Zayas, C.N. (red.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- IPCC. 2019: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Minterbeck, K., Alegria, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B. & Weyer, N.M. (eds.)].
- Isbell, F., Reich, P.B., Tilman, D., Hobbie, S.E., Polasky, S. & Binder, S. 2013. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 11911–11916.
- IUCN. 2009. The IUCN Red List of Threatened Species. Species and Climate Change: More than Just the Polar Bears. 2010. https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/species_and_climate_change_1.pdf

- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2- <https://www.iucnredlist.org>. Besøkt 28.09.2020.
- Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Magnussen, K., Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Handberg, Ø.N., Hanssen, O., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Often, A., Sandercock, B.K. & Åström, J. 2020. Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge - Uttesting og videreutvikling av overvåkingssystem for fremmede terrestriske karplanter og insekter. NINA Rapport 1729. 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. & Arrestad, P.A. 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.
- James, T.Y., Toledo, L.F., Rödder, D., da Silva Leite D., Belasen, A.M., Betancourt-Román, C.M., Jenkinson, T.S., Lambertini, C., Longo, A.V., Ruggen, J., Collins, J.P., Burrowes, P.A., Lips, K.R., Zamudio, K.R. & Longcore, J.E. 2015. Disentangling host, pathogen, and environmental determinants of a recently emerged wildlife disease: lessons from the first 15 years of amphibian chytridiomycosis research. *Ecology and Evolution* 5: 4079–4097.
- Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. & Yoccoz, N.G. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand. Erfaringer fra pilotprosjekter for arktisk tundra og arktisk del av Barentshavet. NINA Rapport 1674. Norsk institutt for naturforskning.
- Johansen, L., Holm Carlsen, T., Bele, B., Daugstad, K., Grenne, S., Blystad Solbu, E., Sickel, H., Vesterbukt, P. & Bär, A. 2019. Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng – Pilot i Nordland og Trøndelag 2019. NIBIO Rapport 5/163/2019.
- Johansen, L., Velle, L.G., Wehn, S. & Hovstad, K.A. 2015. Kystlynghei i Naturindeks i Norge - Utvikling av indikatorer og datagrunnlag. NIBIO RAPPORT 1(5) 2015. 56s.
- Johansen, L., Wehn, S. & Hovstad, K.A. 2017. Naturindeks for Norge: Styrking av datagrunnlag og sammenstilling av påvirkningsfaktorer for temaindeks for temaindeks innen Åpent lavland. NIBIO Rapport 3/166/2017.
- Johnsen, S. 1929. Rovdyr- og rovfuglstatistikken i Norge. I Bergens Museums Årbok 1929. Bergen: Bergen Museum.
- Jones, J. & Brett, M. 2014. Lake Nutrients, Eutrophication, and Climate Change. I: Freeman B (red.). *Global Environmental Change. Part III*. Springer, Nederland. s. 273–279.
- Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen, A., Tegetmeyer, C. & Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr. Naturhistorisk rapport 2015-10. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Karlsen, S.R., Høgda, K.A., Wielgolaski, F.E., Tolvanen, A., Tømmervik, H., Poikolainen, J. & Kubin, E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982–2006, determined from satellite and phenology data. *Climate Research* 39: 275–286.
- Karlsen, S.R., Tømmervik, H., Johansen, B. & Riseth, J.Å. 2017. Future forest distribution on Finnmarksvidda, North Norway. *Climate Research* 73: 125–133.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93–98.
- Kelman, I. (red). 2011 Tilpasning til ekstremvær under klimaendringer i norske kommuner. CIENS-rapport 4-2011.
- Keuper, F., Dorrepaal, E., Van Bodegom, P.M., Aerts, R., Van Logtestijn, R.S.P, Callaghan, T.V. & Cornelissen, J.H.C. 2011. A Race for Space? How Sphagnum fuscum stabilizes vegetation composition during long-term climate manipulations. - *Global Change Biology* 17: 2162–2171.
- Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslie, K., Mysterud, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrefhus, B. & Veiberg, V. (red.). 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein - Forslag fra en ekspertgruppe. NINA Rapport 1400. 193 s.

- Klanderud, K. & Totland, Ø. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology* 86: 2047–2054.
- Korotchenko, I. & Peregrym, M. 2012. Ukrainian steppes in the past, at present and in the future. In: Werger, M.J.A., van Staaldunen, M. (red), *Eurasian Steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world*. Springer, Heidelberg, pp. 173–196.
- Krag, I.A. 1891. Indberetning om Reiser, foretagne for at blive bekendt med Skovforholde og Skovødelæggelse i forskjellige Landsdele. Grøndahl & Søns Bogtrykkeri, Kristiania. 18 s.
- Krausmann, F., Erb, K-H., Gingrich, S., Haberl, H., Bondeau, A., Gaube, V., Lauk, C., Plutzer, C. & Searchinger, T.D. 2013. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 10324–10329.
- Kraufvelin, P., Christie, P.H. & Gitmark, J.K. 2020. Top-down release of mesopredatory fish is a weaker structuring driver of temperate rocky shore communities than bottom-up nutrient enrichment. *Marine Biology* 167:1–20.
- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R.N. & Singh, G.G. 2010. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecology Letters* 13: 1419–1434.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564–571.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). *Journal of Ornithology* 155: 891–903.
- Kvasnes, M., Staverløkk, A., Nilsen, E.B. & Bevanger, K. 2019. Oppdatert referansetilstand for spurvefugler i Naturindeks. Tilrettelegging av data for oppdatering av referansetilstand for spurvefugl. NINA Prosjektnotat 155.
- Kålås, J.A., Husby, M., Stokke, B.G. & Vang, R. 2020. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV E. I Framstad, E. (red.) 2020. *Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- Landbruks- og matdepartementet. 2020. Forskrift om nydyrking. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1997-05-02-423>. Besøkt 01.09.2020.
- Larssen, T. & Høgåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. NIVA Rapport 4722.
- Laugen, A.T., Engelhard, G.H., Whitlock, R., Arlinghaus, R., Dankel, D.J., Dunlop, E.S., Eikeset, A.M., Enberg, K., Jørgensen, C., Matsumura, S., Nusslé, S., Urbach, D., Baulier, L., Boukal, D.S., Ernande, B., Johnston, F.D., Mollet, F., Pardoe, H., Therkildsen, N.O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Heino, M., Rijnsdorp, A.D. & Dieckmann, U. 2014. Evolutionary impact assessment: accounting for evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries* 15: 65–96.
- Laursen, K. & Møller, A.P. 2014. Long-Term Changes in Nutrients and Mussel Stocks Are Related to Numbers of Breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. *Plos One*, 9: e95851.
- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkiä, P.M., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2019. Declining population trends of European mountain birds. *Global Change Biology*, 25: 577–588.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. *Journal of Avian Biology* 45: 3–14.
- Lesmeries, F., Dussault, C. & St-Laurent, M-H. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management* 276: 125–131.

- Lindén, H. 1988. Latitudinal gradients in predator-prey interactions, cyclicity and synchronism in voles and small game populations in Finland. *Oikos* 52: 341–349.
- Linkowski, W. & Lennartsson, T. 2005. Biologisk mangfold i fjellbjørkeskog – en kunnskapssammenstilling. Centrum för biologisk mangfold. Sverige.
- Loh, J., Green, R.E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V. & Randers, J. 2005. The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360: 289–295.
- Lorentsen, S-H., Anker-Nilssen, T. & Erikstad, K.E. 2017. Seabirds as guides for fisheries management; European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) diet as indicator of saithe (*Pollachius virens*) recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 586: 193–201.
- Lorentsen, S-H., Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Røv, N. 2015. Forage fish abundance predicts timing of breeding and hatching brood size in a coastal seabird. *Marine Ecology Progress Series* 519: 209–220
- Lorentsen, S-H., Mattisson, J. & Christensen-Dalsgaard, S. 2019. Reproductive success in the European shag is linked to annual variation in diet and foraging trip metrics. *Marine Ecology Progress Series* 619: 137–147.
- Lorentzen, E.A. 2020. Endeleg kvoteråd for tobis: Doblar rådet til 250 000 tonn. www.hi.no/hi/nyheter/2020/mai/endeleg-kvoterad-for-tobis-doblar-radet-til-250-000-tonn. Publisert 14.5.2020.
- Lund, E., Garmo, Ø.A., de Wit, H.A., Kristensen, T. Hawley, K.L. & Wright, R.F. 2018. Reduced acid deposition leads to a new start for brown trout (*Salmo trutta*) in an acidified lake in southern Norway. *Water, Air, & Soil Pollution.* 229: 368.
- Luybaert, T., Hagan, J.G., McCarthy, M.L. & Poti, M. 2020. Status of marine biodiversity in the Anthropocene. In: Jungblut, S., Liebich, V. & Bode-Dalby, M. (red). *YOUMARES 9 - The Oceans: Our Research, Our Future*. Springer, Cham.
- Lyche Solheim, A., Moe, S.J., Haande, S., Hobæk, A., Løvik, J.E. & Høgaasen, T. 2008. Eutrofieringstilstand i norske innsjøer og elver 1980–2008. Statlig program for forurensningsovervåking, SPFO-rapport: 1042/2008 TA-2466/2008. 44 s.
- Lyche Solheim, A., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J. & Røst Kile, M. 2020. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa 2019. Årsrapport for 2019. NIVA-rapport 7491-2019. 151 s.
- Lyngstad, A., Brandrud, T.E., Moen, A. & Øien, D-I. 2018a. Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/Pages/259099>. Hentet 25.08.2020.
- Lyngstad, A., Moen, A. & Øien, D-I. 2018b. Atlantisk høymyr, Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/145>. Hentet 15.09.2020.
- Lyngstad, A., Moen, A. & Øien, D-I. 2018c. Konsentrisk høymyr, Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/147>. Hentet 02.09.2020.
- Lyngstad, A., Øien, D-I., Handberg, Ø.N. & Magnussen, K. 2019. Vedlegg 113: Kunnskapsgrunnlag for kystnedbørsmyr. Tiltak for å ta vare på truet natur: Kunnskapsgrunnlag for 90 truede arter og 33 truede naturtyper. NINA Rapport 1646. Norsk institutt for naturforskning.
- Løkken, J.O., Hofgaard, A., Dalen, L., & Hytteborn, H. 2019. Grazing and warming effects on shrub growth and plant species composition in subalpine dry tundra: An experimental approach. *Journal of Vegetation Science*, 30: 698–708.
- MacDonald, A., Heath, M.R., Greenstreet, S.P.R. & Speirs, D.C. 2019. Timing of sandeel spawning and hatching off the east coast of Scotland. *Frontiers in Marine Science* 6: 70.
- Mace, G.M., Norris, K. & Fitter, A.H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27: 19–26.
- Magnussen, K., Bjerke, J.W., Brattland, C.V., Nybø, S. & Vermaat, J. 2018. Verdien av økosystemtjenester fra våtmark. Menon-publikasjon nr. 42/2018.

- Mantyka-Pringle, C.S., Martin, T.G., Moffatt, D.B., Linke, S. & Rhodes, J.R. 2014. Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish. *Journal of Applied Ecology* 51: 572–581.
- McCaughey, D.J., Pinsky, M.L., Palumbi, S.R., Estes, J.A., Joyce, F.H. & Warner, R.R. 2015. Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science* 347: 1255641.
- Meld. St. 20. 2019–2020. Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene. Melding til Stortinget 20 (2019–2020). 153 s. Klima- og miljødepartementet.
- Meld. St. 25. 2014–2015. På rett vei. Reformen i veisektoren. Melding til Stortinget 25 (2014–2015). 36 s. Samferdselsdepartementet.
- Mesquita, M.D.S., Erikstad, K.E., Sandvik, H., Barrett, R.T., Reiertsen, T.K., Anker-Nilssen, T., Hodges, K.I. & Bader, J. 2015. There is more to climate than the North Atlantic Oscillation: a new perspective from climate dynamics to explain the variability in population growth rates of a long-lived seabird. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 43.
- Miljødirektoratet. 2015. Veileder for kartlegging, verdsetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015 – Ferskvann. Versjon 7 august 2015.
- Miljødirektoratet. 2016. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016–2020). Rapport M-644. Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet.
- Miljødirektoratet. 2019. Kalking i laksevasdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2018. Miljødirektoratet rapport M-1566|2019. 432 s.
- Miljødirektoratet. 2020a. Miljøstatus: Inngrepsfri natur. <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/naturomrader-pa-land/inngrepsfri-natur/>. Besøkt 20.09.2020.
- Miljødirektoratet. 2020b. Miljøstatus: Fremmede arter i havet. <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/fremmede-arter-i-havet/>. Besøkt 28.09.2020.
- Miljødirektoratet. 2020c. Tiltaksovervåking: Overvåking av spredningsveien planteimport. <https://www.miljodirektoratet.no/om-oss/roller/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/tiltaksovervaking/planteimport/>. Besøkt 28.09.2020.
- Moen, A., Lyngstad, A., & Øien, D.-I. 2017. Norway. I: Mires and Peatlands of Europe. Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. (eds). E. Schweizerbart-sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Tyskland.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2018. Kaldkilde, Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/128>. Hentet 28.08.2020
- Mollet, G., Pantel, J.H. & Romanuk, T.N. 2017. The effects of invasive species on the decline in species richness: A global meta-analysis. *Advances in Ecological Research* 56: 61–83.
- Molnár, Z., Bíró, M., Bartha, S. & Fekete, G. 2012. Past trends, present state and future prospects of Hungarian forest-steppes. In: Werger, M.J.A., van Staalduinen, M. (red.), Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world. Springer, Heidelberg, pp. 209–252.
- Molværsmyr, Å., Bechmann, M., Kaste, Ø., Turtumøygard, S., Norling, M.D., Guerrero, J.L., Skarbøvik, E. & Lyche Solheim, A. 2020. Analyse av hva klimaendringer og arealbruk betyr for vannmiljøet i Håelva. NORCE rapport, Miljø 1-2020. 44 s.
- Monsrud, J. 2009. Transport i Norge. Statistisk sentralbyrå. Statistiske analyser 105. 330 s.
- Mortensen, S. & Strohmeier, T. 2018. Hvorfor forsvinner blåskjellene? Notat, Havforskningsinstituttet. www.hi.no/resources/Notat-Hvorfor-forsvinner-blaskjellene-pr-27-juli-2018.pdf.
- Moy, F., Christie, H., Steen, H., Stålnacke, P., Aksnes, D., Alve, E., Aure, J., Bekkby, T., Fredriksen, S., Gitmark, J., Hackett, B., Magnusson, J., Pengerud, A., Sjøtun, K., Sørensen, K., Tveiten, L., Øygarden, L. & Åsen, P.A. 2009. Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005–2008. SFT-rapport 2467: 1–131.
- Narayanaswamy, B., Renaud, P., Duineveld, G., Berge, J., Lavaleye, M.S.S., Reiss, H. & Brattegard, T. 2010. Biodiversity trends along the western European Margin. *PLoS ONE*, 5: e14295.

- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Wienerroither, R., Brabrand, Å., Bergstad, O.A., Bjelland, O., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Fiske, P., Jonsson, B. & Lynghammar, A. 2015. Fisker (Myxini, Petromyzoniformes, Chondrichthyes og Osteichthyes). Norsk rødliste for arter 2015.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351–360.
- Nilsen, E.B. & Mattisson, J. 2019. Forslag til modellering av fugledata til Naturindeksen. NINA Rapport 1655. Norsk institutt for naturforskning. 18 s.
- Nilsen, E.B. & Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020: Analyser basert på data fra Hønsefuglportalen. NINA Rapport 1869.
- Norderhaug, K.M., Nedreaas, K., Huserbråten, M. & Moland, E. 2020. Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. *Ambio*, *in press* (doi: 10.1007/s13280-020-01362-4).
- Norling, P. & Kautsky, N. 2007. Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 351: 163–175.
- NVE. 2020. Vann-nett, Norges Vassdrags- og energidirektorat. <https://www.vann-nett.no/>. Besøkt 19.10.2020.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010.
- Nybø, S. & Evju, M. 2017. Fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertråd for økologisk tilstand, Trondheim. s 1–247.
- 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.
- Nygaard, P. H. & Øyen, B.-H. 2020. Skogshistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandskogbruket i Norge. NIBIO Rapport 45/2020. 29 s.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Utvikling over tid, og nye giftstoffer. NINA Rapport 213. 42 s.
- Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834. 51 s.
- Nystuen, K.O., Evju, M., Rusch, G.M., Graae, B. & Eide, N.E. 2014. Rodent population dynamics affect seedling recruitment in alpine habitats. *Journal of Vegetational Science* 25: 1004–1014.
- Obst, M., Vicario, S., Lundin, K., Berggren, M., Karlsson, A., Haines, R., Williams, A., Goble, C., Mathew, C. & Güntsch, A. 2018. Marine long-term biodiversity assessment suggests loss of rare species in the Skagerrak and Kattegat region. *Marine Biodiversity* 48: 2165–2176.
- Odland, A., Høitomt, T. & Olsen, S.L. 2010. Increasing vascular plant richness on 13 high mountain summits in Southern Norway since the early 1970s. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 42: 458–470.
- Olofsson, J., Tømmervik, H., & Callaghan, T.V. 2012. Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* 2: 880–883.
- Olsen, S., Hedger, R., Hendrichsen, D., Dillinger, B., Venter, A. & Evju, M. 2020. Geografisk utbredelse av truede insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser: modellering av hotspots. NINA Rapport nr 1727. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Olsen, S.L. & Klanderud, K. 2014. Biotic interactions limit species richness in an alpine plant community, especially under experimental warming. *Oikos* 123: 71–78.
- Olsen, S.L., Kyrkjeeide, M.O., Myklebost, H.E., Jackson, C. & Gastinger, M-M. 2019. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær: Helgelandskysten. NINA Rapport 1728. Norsk institutt for naturforskning.
- Opsahl, W. 1945. Skogbruket i Norge. *Skogeieren* 32: 49–54.

- Oredalen, T.J. & Faafeng, B. 2002. Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i norske innsjøer. Datarapport 2001. NIVA rapport 4570.
- Ottersen, G., Kim, S., Huse, G., Polovina, J.J. & Stenseth, N.C. 2010. Major pathways by which climate may force marine fish populations. *Journal of Marine Systems* 79: 343–360.
- Pain, D.J., Mateo, R. & Green, R.E. 2019. Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife: A review and update. *Ambio* 48: 935–953.
- Pankhurst, N.W. & Munday, P.L. 2011. Effects of climate change on fish reproduction and early life history stages. *Marine and Freshwater Research* 62: 1015–1026.
- Pedersen, B., Nybø, S. & Skarpaas, O. 2013. Naturindeksens økologiske rammeverk - En mer stringent tilnærming for fastsetting av referanseverdier og utvalget av indikatorer. NINA-minirapport 428. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. 80 s.
- Pedersen, B., Bjerke, J.W., Pedersen, H.C., Brandrud, T.E., Gjershaug, J.O., Hanssen, O., Lyngstad, A. & Øien, D-I. 2018. Naturindeks for Norge – fjell og våtmark. Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder. NINA Rapport 1462. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, B., Schartau, A.K., Kielland, Ø.N., Kjærstad, G. & Persson, J. 2019. Naturindeks for Norge – ferskvann. Evaluering av eksisterende indikatorsett og datagrunnlag og forslag til justeringer. NINA Rapport 1683. Norsk Institutt for Naturforskning. 55 s.
- Pedersen, H.C., Follestad, A., Gjershaug, J.O. & Nilsen, E. 2015. Statusoversikt for jaktbart småvilt. NINA Rapport 1178. Norsk institutt for naturforskning.
- Pike, C., Crook, V. & Gollock, M. 2020. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T60344A152845178. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T60344A152845178.en>. Hentet 26.10.2020.
- Planque, B., Nedreaas, V. & Vollen, T. 2018. Uer - vanlig uer. I: Huse, G. & Bakketeig, I.E. (red.). 2018. Ressursoversikten 2018. Fisken og havet nr. 6-2018, Havforskningsinstituttet, 70 s.
- Ravolainen, V.T., Bråthen, K.A., Yoccoz, N.G., Nguyen, J.K. & Ims, R.A. 2013 Complementary impacts of small rodents and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. *Journal of Applied Ecology* 51: 234–241.
- Rinde, E., Tjomslund, T., Hjermann, D.Ø., Kempa, M., Norling, P. & Kolluru, V.S. 2016. Increased spreading potential of the invasive Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) at its northern distribution limit in Europe due to warmer climate. *Marine and Freshwater Research* 68: 252–262.
- Ritchie, E.G. & Johnson, C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982-998.
- Roques, A., Auger-Rozenberg, M.A., Blackburn, T.M., Garnas, J., Pysek, P., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Wingfield, M.J., Liebhold, A.M. & Duncan, R.P. 2016. Temporal and interspecific variation in rates of spread for insect species invading Europe during the last 200 years. *Biological Invasions* 18: 907–920.
- Rød-Eriksen, L. 2020. Drivers of change in meso-carnivore distributions in a northern ecosystem (Unpublished doctoral dissertation). Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim.
- Rød-Eriksen, L., Skrutvold, J., Herfindal, I., Jensen, H., and Eide, N.E. 2020. Highways drive expansion of boreal scavengers into the mountain tundra of Fennoscandia. *Journal of Applied Ecology* 57: 1861–1870.
- Sakshaug, E., Johnsen, G. & Kovacs, K.M. (red.). 2009. Ecosystem Barents Sea. Tapir Academic Press, Trondheim, 587 s.
- Salvanes, A.G.V. & Nordeide, J.T. 1993. Dominating sublittoral fish species in a west Norwegian fjord and their trophic links to cod (*Gadus morhua* L.). *Sarsia* 78: 221–234.

- Sandlund, O.T., Pettersen, O. & Hesthagen, T. 2016. Effekter av spredning av karpfisk på biologisk mangfold. En litteraturgjennomgang. - NINA Kortrapport 35. 29 s.
- Sandvik, H. 2019. Ferskvann i vannforskriften og naturindeksen. Forslag til samordning og dataflyt. NINA Rapport 1723. Norsk institutt for naturforskning. 38 s.
- Sandvik, H., Erikstad, K.E., Barrett, R.T. & Yoccoz, N.G. 2005. The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. *Journal of Animal Ecology* 74: 817–831.
- Sandvik, H., Erikstad, K.E. & Sæther, B.E. 2012. Climate affects seabird population dynamics both via reproduction and adult survival. *Marine Ecology Progress Series* 454: 273–284.
- Sandvik, H., Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S-H., Systad, G.H. & Myksvoll, M.S. 2014. The decline of Norwegian kittiwake populations: modelling the role of ocean warming. *Climate Research* 60: 91–102.
- Sandvik, S.M., Hegaard, E., Elven, R. & Vandvik, V. 2004. Responses of alpine snowbed vegetation to long-term experimental warming. *Ecoscience* 11: 150-159.
- Sandvik, S.M. & Odland, A. 2014. Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. *Nordic Journal of Botany* 32: 377-384.
- Schartau, A.K., Fjellheim, A., Garmo, Ø., Halvorsen, G.A., Hesthagen, T., Saksgård, R., Skancke, L.B. & Walseng, B. 2016a. Effekter av langtransporterte forurensinger i norske innsjøer – forurensingstilstand og trender. Inkludert nye overvåkingsdata fra 2012–2014. Miljødirektoratet rapport M-503|2016. 184 s.
- Schartau, A.K., Gundersen, H. & Pedersen, B. 2016b. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. NINA Kortrapport 5. 44 s.
- Schneider, S. & Lindstrøm, E.A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665: 143–155.
- Scholes, R.J. & Biggs, R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434: 45–49.
- Schöb, C., Kammer, P.M., Choler, P. & Veital, H. 2009. Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. *Plant Ecology* 200: 91-104.
- Selvik, J.R. & Sample, J. 2019. Kildefordelte tilførsler a nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2018 – tabeller, figurer og kart. Miljødirektoratet rapport M-1630|2020, NIVA-rapport 7438-2019. 69 s
- Sivle, L.D., Forland, T.N., de Jong, K., Nyqvist, D., Grimsbø, E. & Kutti, T. 2020. Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprengninger. Rapport fra Havforskningen 2020-1, 72 s.
- Skaret, G. 2018. Lodde - Barentshavet. I: Huse, G. & Bakketeig, I.E. (red.). 2018. Ressursoversikten 2018. Fisken og havet nr. 6-2018, Havforskningsinstituttet, 70 s.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Henriksen, A. 1998. Norwegian lakes show widespread recovery from acidification: results of national surveys of lakewater chemistry 1986–1997. *Hydrology and Earth System Sciences* 2: 555–562.
- Skjoldal, H.R. (red.). 2004. The Norwegian Sea Ecosystem. Tapir Academic Press, Trondheim 560 s.
- Smeets, E. & Weterings, R. 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. Technical Report No. 25. EEA, Copenhagen.
- Soininen, E.M., Gauthier, G., Bilodeau, F., Berteaux, D., Gielly, L., Taberlet, P., Gussarova, G., Bellemain, E., Hassel, K., Stenøien, H.K., Epp, L., Schrøder-Nielsen, A., Brochmann, C. & Yoccoz, N.G. 2015. Highly overlapping winter diet in two sympatric lemming species revealed by DNA metabarcoding. *PloS one*, 10: p.e0115335.
- Solberg, E.J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C.M., Solem, M.I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E.B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. Hjortevilt 1991–2016: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt - NINA Rapport 1388. 125 s.

- Souchay, G. & Schaub, M. 2016. Investigating rates of hunting and survival in declining European lapwing populations. *PLoS ONE* 11(9): e0163850.
- Squires, V.R., Dengler, J., Hua, L. & Feng, H. 2018. *Grasslands of the world: diversity, management and conservation*: CRC Press.
- SSB. 2020a. Statistisk Sentralbyrå. Jord, skog, jakt og fiskeri; faktasider: skogbruk. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/faktaside/skogbruk>. Besøkt 20.09.2020.
- SSB. 2020b. Statistisk Sentralbyrå. Byggeaktivitet i strandsonen. Oppdatert 8.7.2020. www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/strandsonen/aar.
- SSB. 2020c Statistisk Sentralbyrå. Jord, skog, jakt og fiskeri; faktasider: fiske. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/faktaside/fiske>. Besøkt 20.09.2020.
- SSB. 2020d Statistisk Sentralbyrå. Jord, skog, jakt og fiskeri; faktasider: jakt. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/faktaside/jakt>. Besøkt 20.09.2020.
- SSB. 2020e Statistisk Sentralbyrå. Bygg, bolig og eiendom; Hytter og fritidsboliger. <https://www.ssb.no/bygg-bolig-og-eiendom/faktaside/hytter-og-ferieboliger>. Besøkt 23.10.2020.
- SSB. 2020f Statistisk Sentralbyrå. Jord, skog, jakt og fiskeri; Rekordhøy tømmerhogst. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/rekordhoy-tommerhogst>. Besøkt 20.10.2020.
- Steinbauer, M.J., Grytnes, J.A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., Rixen, C., Winkler, M., Bardy-Durchhalter, M., Barni, E., Bjorkman, A.D. et al. 2018. Accelerated increase in plant species richness on mountain summit is linked to warming. *Nature* 556: 231–234.
- Stevens, C.J., Duprè, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S. & Dise, N.B. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940–2945.
- Stige, L.C., Ottersen, G., Dalpadado, P., Chan, K-S., Hjermann, D.Ø., Lajus, D.L., Yaragina, N.A., Stenseth, N.C. 2010. Direct and indirect climate forcing in a multi-species marine system. *Proceedings of the Royal Society B*. 277: 3411–3420.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46
- 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). 38 s.
- Storeng, A.B., Havelin, T., Riisberg, I., Måge, A., Koefoed, J.H., Fadnes, T., Brungot, A.L. (red.), van der Meeren G.I. (red.), Pettersen CF. (red.). 2012. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Indikatorer for overvåking. Klif-rapport TA-2906-2012. 196 s.
- Sundell, J., O'Hara, R.B., Helle, P., Hellstedt, P., Henttonen, H. & Pietiäinen, H. 2013. Numerical response of small mustelids to vole abundance: delayed or not? *Oikos* 122: 1112–1120.
- Sundet, J.H., Hvingel, C. & Hjelset, A.M. 2019. Kongekrabbe i norsk sone. Bestandtaksering og rådgivning 2019. Kongekrabberådgivningen for 2019, Havforskningsinstituttet. 17 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Sjøgaard, G., Rusch, G.M. & Barton, D.N. 2014. Spatial overlap between environmental policy instruments and areas of high conservation value in forest. *Plos one*, 9: e115001.
- Swindles, G.T., Morris, P.J., Mullan, D.J., Payne, R.J., Roland, T.P., Amesbury, M.J., Lamentowicz, M., Turner, T.E., Gallego-Sala, A., Sim, T. & Barr, I.D. 2019. Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience* 12: 922–928.
- Sjøgaard, G., Allen, M., Astrup, R., Belbo, H., Bergseng, E., Blom, H.H., Bright, R., Dalsgaard, L., Fernandez, C.A., Gjerde, I., Granhus, A., Hanssen, K. H., Kjønaas, O. J., Nygaard, P.H., Stokland, J. & Sætersdal, M. 2019. Effekter av planting av skog på nye arealer. Betydning for klima, miljø og næring. NIBIO Rapport 3/2019. 91 s.

- Sørensen, J. (red.) 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioriteringer. NVE Rapport 49/2013. 311 s.
- ten Brink, B.J.E. 2000. Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy. A feasibility study. RIVM Report 402001014. RIVM, Bilthoven.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, 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.
- Tittensor, D.P., Walpole, M., Hill, S.L.L., Boyce, D.G., Britten, G.L., Burgess, N.D., Butchart, S.H.M., Leadley, P.W., Regan, E.C., Alkemade, R., Baumung, R., Bellard, C., Bouwman, L., Bowles-Newark, N.J., Chenery, A.M., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Cooper, H.D., Crowther, A.R., Dixon, M.J.R., Galli, A., Gaveau, V., Gregory, R.D., Gutierrez, N.L., Hirsch, T.L., Hoft, R., Januchowski-Hartley, S.R., Karmann, M., Krug, C.B., Leverington, F.J., Loh, J., Lojenga, R.K., Malsch, K., Marques, A., Morgan, D.H.W., Mumby, P.J., Newbold, T., Noonan-Mooney, K., Pagad, S.N., Parks, B.C., Pereira, H.M., Robertson, T., Rondinini, C., Santini, L., Scharlemann, J.P.W., Schindler, S., Sumaila, U.R., Teh, L.S.L., van Kolck, J., Visconti, P. & Ye, Y.M. 2014. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346: 241–244.
- Tomter, S. M. & Dalen, L. S. (red.). 2018. Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk institutt for bioøkonomi. <https://www.skogbruk.nibio.no/>.
- Torres, A., Jaeger, J.A. & Alonso, J.C. 2016. Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 8472–8477.
- Tranum, H.C., Gundersen, H., Oug, E., Rygg, B. & Norderhaug, K.M. 2018. Soft bottom benthos and responses to climate variation and eutrophication in Skagerrak. *Journal of Sea Research* 141: 83–98.
- Tveite, S. 1964. Skogbrukshistorie. I: Seip, H.K. (red.). Skogbruksboka Bind 3: Skogøkonomi. Skogforlaget, Oslo. s. 17–75.
- Tveito, O.E. 2014. Klimaendringer og betydning for skogbruket. MET report 25/2014. 49 s.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Gaare, E., Johansen, B. & Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. *Fungal Ecology* 5: 3–15.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Park, T., Hanssen, F. & Myneni, R. 2019. Legacies of historical exploitation of natural resources are more important than summer warming for recent biomass increases in a boreal-arctic transition region. *Ecosystems* 22: 1512–1529.
- Ulvund, K. Flagstad, Ø., Sandercock, B., Kleven, O., Landa, A. & Eide, N. E., 2019. Fjellrev i Norge 2019. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1737. Norsk institutt for naturforskning.
- Vackar, D., ten Brink, B., Loh, J., Baillie, J.E.M. & Reyers, B. 2012. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecological Indicators* 17: 58–67.
- van der Plas, F. 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94:1220–1245.
- van Wijk, M.T., Clemmensen, K.E., Shaver, G.R., Williams, M., Callaghan, T.V., Chapin III, F.S., Cornelissen, J.H.C., Gough, L., Hobbie, S.E., Jonasson, S., Lee, J.A., Michelsen, A., Press, M.C., Richardson, S.J. & Rueth, H. 2004. Long-term ecosystem level experiments at Toolik Lake, Alaska, and at Abisko, northern Sweden: generalisations and differences in ecosystem and plant type responses to global change. *Global Change Biology* 10: 105–123.
- Velle, G., Mahlum, S., Monteith, D.T., de Wit, H., Arle, J., Eriksson, L., Fjellheim, A., Frolova, M., Fölster, J., Grudule, N., Halvorsen, G.A., Hildrew, A., Hruška, J., Indriksone, I., Kamasová, L., Kopáček, J. Kram, P., Orton, S., Senoo, T., Shilland, E.M., Stuchlík, E., Telford, R.J., Ungermandová, L., Wiklund, M-L. & Wright, R.F. 2016. Biodiversity of macroinvertebrates in acid-sensitive waters: trends and relations to water chemistry and climate. ICP Waters report 127/2016. 38 s.

- Venter, A.S. & Stabbetorp, O.E. 2019. Kart over hovedøkosystem i Norge. Versjon 1.0. NINA Prosjekt-notat 162.
- Viken, K.O. 2018. Landsskogtakseringens feltinstruks – 2018. NIBIO BOK 4(6). 214 s.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 2020. Status for norske laksebestander i 2020. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 15, 147 s.
- Waldeck, P. & Larsson, K. 2013. Effects of winter water temperature on mass loss in Baltic blue mussels: Implications for foraging sea ducks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 444: 24–30.
- Wang, J., Pan, F., Soininen, J., Heino, J. & Shen, J. 2016. Nutrient enrichment modifies temperature-biodiversity relationships in large-scale field experiments. *Nature Communications* 7: 1–9.
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Majaneva, M.A.M., Davey, M., Brandsegg, H. & Staverløkk, A. 2020. Overvåking av spredningsveien planteimport – sluttrapport for 2019. NINA Rapport 1738. Norsk institutt for naturforskning.
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J. & Pärtel, M. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23: 796–802.
- Winston, R.J. & Hunt, W.F. 2017. Characterizing runoff from roads: Particle size distributions, nutrients, and gross solids. *Journal of Environmental Engineering* 143: 04016074.
- Wittman, A.C. & Pörtner, H.O. 2013. Sensitivities of extant animal taxa to ocean acidification. *Nature Climate Change* 3: 995–1001.
- Wookey, P.A., Aerts, R., Bardgett, R.D., Baptist, F., Bråthen, K.A., Cornelissen, J.H., Gough, L., Hartley, I.P., Hopkins, D.W., Lavorel, S. & Shaver, G.R. 2009. Ecosystem feedbacks and cascade processes: understanding their role in the responses of Arctic and alpine ecosystems to environmental change. *Global Change Biology*, 15: 1153–1172.
- WWF. 2020. Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A., Grooten M. & Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Öckinger, E. & Smith, H.G. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 50–59.
- Øien, D-I., Fandrem, M., Lyngstad, A. & Moen, A. 2017. Utfasing av torvuttak i Norge – effekter på naturmangfold og andre viktige økosystemtjenester. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-6: 1–39.
- Øien, D-I., Lyngstad, A. & Moen, A. 2015. Rikmyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-1: 1122
- Øien, D-I., Lyngstad, A. & Moen, A. 2018. Palsmyr, Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/150>. Hentet 02.09.2020.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. Tapir Forlag. Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpassningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpassningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. NINA Rapport 1157. 98 s.
- Aarrestad, P.A. & Stabbetorp, O.E. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogenålgrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. NINA Rapport 567.
- Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Solberg, S. & Yttri, K.E. 2020. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual report 2019. Miljødirektoratet rapport M-1710|2020, NILU report 4/2020. 133 s.
- Aas, W., Hjellbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012–2016. NILU rapport 41. Norsk institutt for luftforskning.

Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, Endrestøl, A., T., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg 1. Indikatorene i Naturindeks for Norge 2020

Her følger oversikt over alle indikatorer for hvert hovedøkosystem, delt opp i separate tabeller på s. 99-106 (to sider for skog). Indikatorlistene angir hvilken artsgruppe og funksjonell gruppe indikatoren tilhører, om indikatoren er en nøkkelindikator, og indikatorens vektandel i beregningen av Naturindeks (se Kap. 1 for ytterligere beskrivelse).

Indikatorer hav	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Alke	Fugler	Topp-predator		0.019
Bløtbunn artsmangfold fauna hav		Ikke egnet	x	0.121
Blåkveite	Beinfisker	Topp-predator		0.019
Brosme	Beinfisker	Topp-predator		0.025
Grønlandssel	Pattedyr	Topp-predator		0.007
Havhest	Fugler	Topp-predator		0.013
Havsule	Fugler	Topp-predator		0.023
Hyse	Beinfisker	Topp-predator		0.025
Klappmyss	Pattedyr	Topp-predator		0.012
Kolmule	Beinfisker	Mellompredator		0.043
Kveite	Beinfisker	Topp-predator		0.025
Laks i havet	Beinfisker	Topp-predator		0.012
Lange	Beinfisker	Topp-predator		0.025
Lodde	Beinfisker	Mellompredator	x	0.036
Lomvi	Fugler	Topp-predator		0.005
Lunde	Fugler	Topp-predator		0.023
Makrell	Beinfisker	Mellompredator	x	0.086
Polartorsk	Beinfisker	Mellompredator		0.014
Reker hav	Krepsdyr	Mellompredator		0.014
Sild - havgående bestander	Beinfisker	Mellompredator	x	0.086
Snabeluer	Beinfisker	Mellompredator		0.043
Storjo	Fugler	Topp-predator		0.019
Tobis	Beinfisker	Mellompredator	x	0.086
Torsk - havsbestander	Beinfisker	Topp-predator	x	0.050
Ungsild (1-2 år)	Beinfisker	Mellompredator	x	0.036
Vanlig uer	Beinfisker	Mellompredator		0.043
Vågehval	Pattedyr	Mellompredator		0.053
Øyepål	Beinfisker	Mellompredator		0.042

Indikatorer kystvann	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Alke		Topp-predator		0.002
Berggylte	Beinfisker	Mellompredator		0.002
Bløtbunn artsmangfold fauna kyst		Ikke egnet	x	0.037
Bløtbunn eutrofiindeks		Ikke egnet	x	0.074
Blåskjell	Mollusker	Plante- og filterspisere		0.177
Brosme	Beinfisker	Topp-predator		0.022
Fiskemåke kyst	Fugler	Topp-predator		0.002
Grønnngylte	Beinfisker	Mellompredator		0.001
Gråmåke	Fugler	Topp-predator		0.002
Hardbunn vegetasjon algeindeks	Alger	Primærprodusent	x	0.052
Hardbunn vegetasjon nedre voksegrense	Alger	Primærprodusent	x	0.007
Havert	Pattedyr	Topp-predator		0.011
Havhest	Fugler	Topp-predator		0.002
Havsule	Fugler	Topp-predator		0.004
Havørn	Fugler	Topp-predator		0.020
Hummer	Krepsdyr	Mellompredator		0.013
Krykkje	Fugler	Topp-predator		0.002
Kveite	Beinfisker	Topp-predator		0.021
Laks - kyst og elver	Beinfisker	Topp-predator		0.011
Lange	Beinfisker	Topp-predator		0.022
Lomvi	Fugler	Topp-predator		0.002
Lunde	Fugler	Topp-predator		0.002
Makrell	Beinfisker	Mellompredator	x	0.045
Makrellterne	Fugler	Topp-predator		0.000
Oter kystbestand	Pattedyr	Topp-predator		0.022
Planteplankton (Chl a)		Primærprodusent	x	0.075
Polarlomvi	Fugler	Topp-predator		0.001
Rødnebbterne	Fugler	Topp-predator		0.003
Sei	Beinfisker	Mellompredator		0.054
Sildemåke ssp fuscus	Fugler	Topp-predator		0.003
Sildemåke ssp intermedius	Fugler	Topp-predator		0.000
Steinkobbe	Pattedyr	Topp-predator		0.017
Storjo	Fugler	Topp-predator		0.001
Storskarv ssp carbo	Fugler	Topp-predator		0.005
Storskarv ssp sinensis	Fugler	Topp-predator		0.000
Stortare	Alger	Primærprodusent	x	0.064
Sukkertare	Alger	Primærprodusent	x	0.057
Svartbak	Fugler	Topp-predator		0.002
Svartkutling	Beinfisker	Mellompredator		0.001
Taskekrabbe	Krepsdyr	Mellompredator		0.043
Teist	Fugler	Topp-predator		0.001
Tobis	Beinfisker	Mellompredator	x	0.021
Toppskarv	Fugler	Topp-predator		0.002
Torsk - kystbestander	Beinfisker	Topp-predator	x	0.071
Ærfugl	Fugler	Mellompredator		0.029
Ål	Beinfisker	Mellompredator		0.001

Indikator ferskvann	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Aure	Beinfisker	Topp-predator		0.023
Begroing elver eutrofierings indeks	Alger	Primærprodusent	x	0.065
Begroing elver forsuring indeks	Alger	Primærprodusent	x	0.046
Bergand	Fugler	Mellompredator		0.007
Bunndyr elver forventningsamfunn	Insekter	Ikke egnet	x	0.065
Bunndyr-eutrofieringsindeks (ASPT)		Mellompredator	x	0.065
Bunndyr-forsuringindeks (Raddum 1)		Mellompredator	x	0.061
Buttsnutefrosk	Amfibier	Mellompredator		0.015
Dyreplankton artssammensetning	Krepsdyr	Mellompredator	x	0.065
Edelkreps	Krepsdyr	Mellompredator		0.002
Elvemusling	Mollusker	Plante- og filterspisere		0.027
Fiskemåke ferskvann	Fugler	Mellompredator		0.015
Fiskeørn	Fugler	Topp-predator		0.014
Fossegrimemose	Levermoser	Primærprodusent		0.007
Fossekall	Fugler	Mellompredator		0.015
Havelle	Fugler	Mellompredator		0.007
Horngrimemose	Levermoser	Primærprodusent		0.002
Krikkand	Fugler	Plante- og filterspisere		0.059
Kvinand	Fugler	Mellompredator		0.015
Laks - kyst og elver	Beinfisker	Topp-predator		0.011
Oter ferskvannsbestand	Pattedyr	Topp-predator		0.012
Oter kystbestand	Pattedyr	Topp-predator		0.012
Planteplankton innsjøer	Alger	Primærprodusent	x	0.065
Siland	Fugler	Topp-predator		0.024
Sjøorre	Fugler	Mellompredator		0.010
Smålom	Fugler	Topp-predator		0.024
Småsalamander	Amfibier	Mellompredator		0.005
Stokkand	Fugler	Plante- og filterspisere		0.059
Storlom	Fugler	Topp-predator		0.024
Storsalamander	Amfibier	Mellompredator		0.003
Strandsnipe	Fugler	Mellompredator		0.015
Striglekrypmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.047
Svartand	Fugler	Mellompredator		0.013
Svømmesnipe	Fugler	Mellompredator		0.009
Toppand	Fugler	Mellompredator		0.015
Vannplanter innsjø	Frøplanter	Primærprodusent	x	0.065
Vasshalemose	Bladmoser	Primærprodusent		0.011
Ål	Beinfisker	Mellompredator		0.000

Indikatorer våtmark	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Alvemose	Bladmoser	Primærprodusent		0.038
Atlantisk høgmyr areal		Ikke egnet	x	0.135
Brunmyrak	Frøplanter	Primærprodusent		0.011
Dikesoldogg	Frøplanter	Primærprodusent		0.011
Dobbeltbekkasin	Fugler	Mellompredator		0.012
Engmarihand	Frøplanter	Primærprodusent		0.027
Enkeltbekkasin	Fugler	Mellompredator		0.030
Fjellgittermose	Bladmoser	Primærprodusent		0.020
Gluttsnipe	Fugler	Mellompredator		0.024
Grønnstilk	Fugler	Mellompredator		0.027
Gulerle	Fugler	Mellompredator		0.027
Hvitmyrak	Frøplanter	Primærprodusent		0.025
Kysttorvmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.002
Mosesumpløper	Insekter	Mellompredator		0.020
Myrsnipe	Fugler	Mellompredator		0.019
Myrtelg	Bregne	Primærprodusent		0.001
Palsmyr areal		Ikke egnet	x	0.113
Rødstilk	Fugler	Mellompredator		0.030
Sennegrass	Frøplanter	Primærprodusent		0.034
Sivsanger	Fugler	Mellompredator		0.021
Sivspurv	Fugler	Mellompredator		0.030
Smalsoldogg	Frøplanter	Primærprodusent		0.038
Småspove	Fugler	Mellompredator		0.023
Stakesvanemose	Bladmoser	Primærprodusent		0.037
Sveltstarr	Frøplanter	Primærprodusent		0.042
Tamrein	Pattedyr	Plante- og filterspisere		0.134
Trane	Fugler	Mellompredator		0.023
Villrein	Pattedyr	Plante- og filterspisere		0.047

Indikatorer skog	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Alge på bjørk	Alger	Primærprodusent		0.015
Alm	Frøplanter	Primærprodusent		0.008
Bananslørsopp	Stilksporesopper	Primærprodusent		0.000
Begerfingersopp	Stilksporesopper	Nedbryter		0.013
Bjørkefink	Fugler	Mellompredator		0.004
Blåbær	Frøplanter	Primærprodusent	x	0.066
Bokfink	Fugler	Mellompredator		0.004
Brunbjørn	Pattedyr	Topp-predator		0.018
Dagsommerfugler i skog	Insekter	Plante- og filterspisere		0.002
Dompap	Fugler	Mellompredator		0.004
Duetrost	Fugler	Mellompredator		0.002
Eldre lauvsuksesjon (MiS)		Ikke egnet	x	0.058
Elg	Pattedyr	Plante- og filterspisere		0.014
Etasjemose granskog	Bladmoser	Primærprodusent		0.002
Fakkeltvebladmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.006
Fiolgubbe	Stilksporesopper	Primærprodusent		0.001
Fjellvåk	Fugler	Topp-predator		0.012
Flaggspett	Fugler	Mellompredator		0.003
Flekkhvitkjuke	Stilksporesopper	Nedbryter		0.016
Fossenever	Lav	Primærprodusent		0.003
Fuglekonge	Fugler	Mellompredator		0.003
Fugletelg granskog	Bregne	Primærprodusent		0.002
Fugletelg i fjellbjørkeskog	Bregne	Primærprodusent		0.002
Gamle trær (MiS)		Ikke egnet	x	0.066
Gammel skog		Ikke egnet	x	0.066
Gaupe	Pattedyr	Topp-predator		0.018
Gjerdesmett	Fugler	Mellompredator		0.003
Granmeis	Fugler	Mellompredator		0.004
Gransanger	Fugler	Mellompredator		0.003
Grønn fåresopp	Stilksporesopper	Primærprodusent		0.000
Grønn orebladbill	Insekter	Plante- og filterspisere		0.011
Grønnspekk	Fugler	Mellompredator		0.003
Grå fluesnapper	Fugler	Mellompredator		0.004
Gulsanger	Fugler	Mellompredator		0.003
Hagesanger	Fugler	Mellompredator		0.004
Hjort	Pattedyr	Plante- og filterspisere		0.011
Huldresmeller	Insekter	Mellompredator		0.003
Huldretorvmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.009
Humler i skog	Insekter	Plante- og filterspisere		0.002
Hønsehauk	Fugler	Topp-predator		0.017
Isterviersumpskog		Primærprodusent		0.002
Jernspurv	Fugler	Mellompredator		0.004
Jerv	Pattedyr	Topp-predator		0.018
Jordstjerner	Stilksporesopper	Nedbryter		0.018

Indikatorer skog (forts.)	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Kopperrød slørsopp	Stilksporesopper	Primærprodusent		0.001
Kusymre	Frøplanter	Primærprodusent		0.001
Kvistlav på bjørk i nordboreal sone	Lav	Primærprodusent		0.001
Lappkjuke	Stilksporesopper	Nedbryter		0.002
Liggende død ved (MiS) – arealandel		Nedbryter		0.018
Liggende død ved – mengde		Ikke egnet	x	0.066
Lirype	Fugler	Plante- og filterspisere		0.013
Løvsanger	Fugler	Mellompredator		0.004
Munk	Fugler	Mellompredator		0.003
Måltrost	Fugler	Mellompredator		0.004
Nøtteskrike	Fugler	Mellompredator		0.003
Olavsstake	Frøplanter	Primærprodusent		0.008
Orrfugl	Fugler	Plante- og filterspisere		0.013
Pelsblæremose	Levermoser	Primærprodusent		0.005
Reliktbukk	Insekter	Plante- og filterspisere		0.004
Ringdue	Fugler	Mellompredator		0.004
Rogn-Osp-Selje	Frøplanter	Primærprodusent	x	0.066
Rødstjert	Fugler	Mellompredator		0.004
Rødstrupe	Fugler	Mellompredator		0.003
Rødvingetrost	Fugler	Mellompredator		0.004
Rådyr	Pattedyr	Plante- og filterspisere		0.012
Setertrompetmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.005
Sinoberbille	Insekter	Mellompredator		0.000
Smyle - granskog	Frøplanter	Primærprodusent		0.002
Smyle i fjellbjørkeskog	Frøplanter	Primærprodusent		0.002
Smågnagere - skogbestander	Pattedyr	Plante- og filterspisere	x	0.048
Snømållav på fjellbjørkeskog	Lav	Primærprodusent		0.001
Sporebustehette	Bladmoser	Primærprodusent		0.004
Storfugl	Fugler	Plante- og filterspisere		0.013
Storpigglekten (sopp)	Stilksporesopper	Primærprodusent		0.010
Stående død ved – mengde		Ikke egnet	x	0.066
Stående død ved (MiS) – arealandel		Nedbryter		0.018
Svarthvit fluesnapper	Fugler	Mellompredator		0.004
Svartmeis	Fugler	Mellompredator		0.003
Svartnende kantarell	Stilksporesopper	Primærprodusent		0.001
Svartsonekjuke	Stilksporesopper	Nedbryter		0.017
Svartspett	Fugler	Mellompredator		0.002
Svarttrost	Fugler	Mellompredator		0.003
Svøpfellmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.003
Tamrein	Pattedyr	Plante- og filterspisere		0.007
Toppmeis	Fugler	Mellompredator		0.003
Trekryper	Fugler	Mellompredator		0.003
Trepiplerke	Fugler	Mellompredator		0.004
Trær med hengelav (MiS)		Primærprodusent		0.008
Ulv	Pattedyr	Topp-predator		0.018

Indikatorer fjell	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Blåstrupe	Fugler	Mellompredator		0.015
Boltit	Fugler	Mellompredator		0.014
Fjellerke	Fugler	Mellompredator		0.005
Fjellfiltmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.036
Fjellrev	Pattedyr	Topp-predator		0.023
Fjellrype	Fugler	Plante- og filterspisere		0.065
Fjellvalmue	Frøplanter	Primærprodusent		0.006
Fjellvåk	Fugler	Topp-predator		0.026
Greplyng	Frøplanter	Primærprodusent		0.033
Heilo	Fugler	Mellompredator		0.015
Heipiplerke	Fugler	Mellompredator		0.015
Issoleie	Frøplanter	Primærprodusent		0.018
Jaktfalk	Fugler	Topp-predator		0.027
Jerv	Pattedyr	Topp-predator		0.029
Kongeørn	Fugler	Topp-predator		0.028
Lappspurv	Fugler	Mellompredator		0.012
Lavhei	Lav	Primærprodusent		0.025
Lirype	Fugler	Plante- og filterspisere		0.066
Nipdraugmose	Levermoser	Primærprodusent		0.003
Praktdraugmose	Levermoser	Primærprodusent		0.007
Ravn	Fugler	Mellompredator		0.015
Ringtrost	Fugler	Mellompredator		0.015
Smågnagere - fjellbestander	Pattedyr	Plante- og filterspisere	x	0.178
Snøspurv	Fugler	Mellompredator		0.013
Steinskvett	Fugler	Mellompredator		0.015
Sylmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.003
Tamrein	Pattedyr	Plante- og filterspisere	x	0.130
Torntvebladmose	Levermoser	Primærprodusent		0.001
Vier alpint belte	Frøplanter	Primærprodusent	x	0.096
Villrein	Pattedyr	Plante- og filterspisere	x	0.068

Indikatorer åpent lavland	Artsgruppe	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Vekt (andel)
Blåtopp i fuktig kystlynghei	Frøplanter	Primærprodusent		0.003
Dagsommerfugler i åpent lavland	Insekter	Plante- og filterspisere		0.014
Dragehodeglansbille	Insekter	Plante- og filterspisere		0.000
Engtordivel	Insekter	Nedbryter		0.029
Engvokssopper	Stilksporesopper	Nedbryter		0.024
Fiolett oljebille	Insekter	Plante- og filterspisere	x	0.231
Fiskemåke kyst	Fugler	Topp-predator		0.003
Glansteppemose	Levermoser	Primærprodusent		0.005
Heiflette	Bladmoser	Primærprodusent		0.022
Heitorvmose	Bladmoser	Primærprodusent		0.026
Hubro	Fugler	Topp-predator		0.118
Humler i åpent lavland	Insekter	Plante- og filterspisere		0.014
Jordtunger	Sekksporesopper	Nedbryter		0.020
Køllesopper	Stilksporesopper	Nedbryter		0.023
Praktrødspore	Stilksporesopper	Nedbryter		0.019
Prestekrage	Frøplanter	Primærprodusent		0.052
Purpurlyng	Frøplanter	Primærprodusent		0.002
Skjærpiplerke	Fugler	Mellompredator		0.041
Solblom	Frøplanter	Primærprodusent		0.010
Tilstand semi-naturlig eng og strandeng		Ikke egnet	x	0.231
Tilstand kystlynghei		Ikke egnet	x	0.053
Tjeld	Fugler	Mellompredator		0.062

Vedlegg 2. Hovedøkosystem-avgrensning

Klassifiseringsskjema for estimering av hovedøkosystemenes arealutstrekning, for vekting av beregningene i Naturindeks 2020. I tabellen listes, for hvert hovedøkosystem, datakilde, kode (i datakilde) og en forklaring av klassifiseringen (inkl. innenfor eller utenfor O3 sone (sterkt oseanisk seksjon; Moen 1998¹), over eller under skoggrensa (jf. Blumentrath & Hansen 2010²), og klassifisering basert på ARTYPE (i datakilder)). Skjemaet er en tilpasset tilnærming basert på Venter & Stabbetorp (2019).

Hoved- økosystem	Datakilde	Kode	Forklaring		
			O3 sone	Skoggrens	ARTYPE-klassifisering
Skog	AR5	101	-	-	ARTYPE 30 => 101
	AR50	102	-	-	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 30 => 102
Fjell	AR5	201	-	over	ARTYPE 50 over skoggrens => 201
	AR50	202	-	over	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 50 => 202 over skoggrens
Åpent lavland	AR5	301	innenfor	under	ARTYPE 23 => 301, ARTYPE 50, hvis innenfor sone O3 og under skoggrens => 301
	AR50	302	innenfor	under	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 50 hvis innenfor sone O3 og under skoggrens => 302
	AR5	401	utenfor	under	ARTYPE 50 under skoggrens, og hvis utenfor sone O3 => 401
	AR50	402	utenfor	under	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 50 under skoggrens => 402
Våtmark	AR5	501	-	-	ARTYPE 60 => 501
	AR50	502	-	-	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 60 => 502
	AR50	512	-	-	Hvis AR5 ARTYPE 50 og AR50 ARTYPE 60 => 512
Ferskvann	AR5	601	-	-	ARTYPE 81 => 601
	AR50	602	-	-	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 81 => 601
Kyst	AR5	701	-	-	ARTYPE 82 => 701
	AR50	702	-	-	Hvis AR5 ARTYPE 99: AR50 ARTYPE 82 => 702
Hav	AR5/AR50	801	-	-	Hvis Kyst og avstand > 1 nautisk mil fra grunnlinje

¹ Moen, A. 1998 Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss

² Blumentrath, S. & Hanssen, F. 2010. Beregning av areal. - p. 8-19 in Nybø, S. (ed.). Datagrunnlaget for Naturindeks i Norge 2010. DN Utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim.

Vedlegg 3. Påvirkningsfaktorer

Tabellen (to sider) viser den klassifiseringen av påvirkningsfaktorer (med utgangspunkt i 2012-versjonen av norsk standard «NS 9452») som ekspertene har å ta stilling til ved vurderingen av hvilke påvirkningsfaktorer som er viktigst for en indikator. Det er kun faktorer som påvirker indikatoren negativt som skal vurderes, og det skal angis hvor følsom indikatoren er for de ulike påvirkningene. I utgangpunktet skal dette begrenses til de 2-3 viktigste påvirkningsfaktorene. Kun de påvirkningsindikatorer som er relevante for indikatoren i Norge (dvs. innenfor definisjonsområdet for en indikator) skal vurderes.

Påvirkningsfaktor	Underkategori	Inkluderer
Arealinngrep	Arealbruk ³	grøfting og drenering
		skogskjøtsel og hogst, inkl. forhåndstynning, avstandsregulering, stammekvisting, skogplanting, markberedning, hogst
		beite og annen aktivitet knyttet til beiting (fra husdyr...)
		for høsting som påvirker bunnforhold i ferskvann og sjø eks tråling
	Opphør av tradisjonell hevd ⁴	opphør av bruk (f.eks. slått, brenning, styving, husdyrbeiting, m.m.)
	Fysiske inngrep ⁵	dyrking
		bakkeplanering
		gjerder
		graving og boring
		massedeponering og erosjonssikring
		byggeaktivitet
		anlegg og bebyggelse inklusive akvakulturanlegg
		transportinfrastruktur og teknisk infrastruktur
	Forstyrrelse	tilrettelegging for turferdsel og utendørsaktivitet
ferdsel i utmark, inkl. ikke-motorisert ferdse, motorisert ferdse, militær ferdse, andre utendørs sports- og fritidsaktiviteter		
trafikk og ferdse på transportinfrastrukturen		
Hydrologiske endringer	emisjon av støy og trykklølger	
	endringer i hydrologi knyttet til vannkraftanlegg.	
Klima	Klima	vær- og klimaforhold: temperatur, nedbør, tørke, fuktighet/humiditet, vind, strømning
		klimaprosesser og -konsekvenser: havnivå, snødekke, isdekke (land og ferskvann), havisdekke, permafrost, avrenning, vekstsesong, brann, lynnedslag
Beskatning og høsting	Beskatning og høsting	fiske
		jakt og fangst
		innsamling, sanking, plukking
		for høsting som skader bunnforhold i ferskvann og sjø, vurder også arealbruk

³ Et resultat av arealbruk kan være redusert habitatkvalitet.

⁴ Et resultat av opphør av bruk kan være tap av habitatkvalitet/ og eller areal.

⁵ Et resultat av fysiske inngrep kan være fragmentering eller tap av habitat (areal).

Påvirkningsfaktor	Underkategori	Inkluderer
Forurensing	Forsuring	forsurende tilførsel fra luft
		tilførsel av forsurende stoffer til vann
	Eutrofiering	tilførsel av eutrofierende stoffer
	Annen forurensing	tilførsel av oksygenforbrukende stoffer
		tilførsel av helse- og miljøfarlige stoffer, inkl. kjemikalier fra off-shore industri, tilførsel av sprøytemidler, annen næring
		tilførsel av radioaktive stoffer
		tilførsel av olje
		tilførsel av ozonreducerende gasser
		påvirkning fra bakkenært ozon
		tilførsel av partikler
		emisjon av støy og trykkbølger
		tilførsel fra forurenset grunn, sediment, masser
		utlekking fra skipsvrak og lignende
Fremmede arter	Fremmede arter	amensalisme
		konkurranse
		antagonisme, inkl. parasittisme
		økologisk fasilitering, inkl. kommensalisme
		mutualisme
Annet	Annen menneskelig påvirkning	skyting og sprenging
		kollisjoner
		brann
		brannslukking
		miljøforbedrende tiltak, inkl. kalking, gjenoppretting etter naturskade, restaurering, anlegg av fisketrapp, viltreguleringstiltak, skadefelling
		fjerning eller ødeleggelse av kulturminne
		forskning og kartlegging
	Ukjente eller naturlige prosesser	geofysiske prosesser (prosesser i jordas overflate uavhengig agens), inkl. vulkanutbrudd, jordskjelv, flodbølge, tsunami, skred (jord, leire, stein, snø), erosjon
		kjemiske prosesser, inkl. forsuring, alkalisering, forsåping
		ukjent

Vedlegg 4. Hvordan gikk det med ekspertenes vurdering av utviklingen for biologisk mangfold fra 2010 til 2020?

Lulie Aslaksen¹, Erik Framstad², Per Arild Garnåsjordet¹, Simon Jakobsson²

¹Statistisk sentralbyrå

²Norsk institutt for naturforskning

I «Naturindeks for Norge 2010» (Nybø 2010) presenterte vi en undersøkelse av hvordan ekspertene som utarbeider Naturindeksen vurderte hva indikatorverdiene ville være i 2020, sammenlignet med verdiene for 2010, gitt at forvaltning var uforandret (Aslaksen et al. 2010). Formålet var å spørre ekspertene om å vurdere en framtidig situasjon, for å fange opp tidlige signaler på en negativ utvikling. Dette kunne sammen med annen kunnskap styrke kunnskapsgrunnlaget for å endre forvaltning tidsnok til å avverge tap av biologisk mangfold. I dag peker både det internasjonale naturpanelet (IPBES) og arbeidet med bærekraftsmål (SDG), internasjonalt og i Norge, på behovet for kunnskap om faresignaler for tap av biologisk mangfold.

Ved å utnytte den omfattende vitenskapelige kunnskapen og det brede erfaringsgrunnlaget til ekspertene som utarbeider Naturindeksen, søkte vi i 2010 å hente fram deres kunnskap slik at vi kunne få avdekket faresignaler. Fordelingen av svarene viste store forskjeller mellom hovedøkosystemene⁶. For havbunn og kystvann-bunn mente ekspertene at en større andel av indikatorene ville vise bedre tilstand i 2020 enn i 2010. For de øvrige hovedøkosystemene vurderte ekspertene utviklingen fra 2010 til 2020 som mer eller mindre negativ, selv om det var knyttet stor usikkerhet til denne vurderingen, mens ekspertene var nokså sikre på en bekymringsfull utvikling for indikatorene for åpent lavland. Se Aslaksen et al. (2010) for en fullstendig presentasjon og drøfting av spørsmålene og ekspertenes svar.

Her presenterer vi en sammenligning av ekspertenes vurderinger i 2010 av forventede trender for et utvalg av indikatorer mellom 2010 og 2020 med faktiske indeksverdier presentert i Naturindeks for Norge 2020. Verdiene som sammenlignes, er indikatorverdiene for 2010 og 2019, basert på oppdateringen i foreliggende rapport (se også www.naturindeks.no). Det er vanskelig å sammenligne vurderingene i 2010 av forventet indikatorverdi for Naturindeks 2020, med faktiske data for 2019. Det har vært store endringer i grunnlaget for beregning av Naturindeksen, blant annet til dels betydelig utskiftning av indikatorer, helt nye beregninger av indikatorverdier, og sammenslåing av vurderingene for bunn og pelagisk for hav og kyst. Det mangler derfor datagrunnlag for å evaluere ekspertenes anslag for mange av de vurderte indikatorene i Aslaksen et al. (2010). Noen indikatorer har byttet hovedøkosystem (se Vedlegg 1; jf. Nybø 2010), men for flere av disse har vi vurdert at det er rimelig å inkludere indikatoren (f.eks. for storsalamander, som nå inkluderes under ferskvann). For indikatorer med enten ulik forventet utvikling eller ulikt datagrunnlag for ulike hovedøkosystemer, ble indikatoren analysert separat for hvert hovedøkosystem, og ellers slått sammen. Hovedøkosystemene hav og kystvann er her slått sammen til en felles kategori. I tillegg har mange indikatorer svært vide konfidensintervaller, slik at det er vanskelig å vurdere om forskjeller i indikatorverdier mellom 2010 og 2019 er reelle. Vi har derfor valgt å analysere dataene med to forskjellige tilnærminger: I den første definerer vi en reell endring som en endring der forskjellen i indikatorverdien mellom 2010 og 2019 enten er minst 10 % eller signifikant (dvs. ikke overlapp mellom 95 % konfidensintervaller). I den andre tilnærmingen inkluderer vi kun de signifikante endringene (dvs. ikke overlapp mellom 95 % konfidensintervaller). Vi har her inkludert indikatorer der det finnes beregnede indeksverdier for 2010 og 2019 for et og samme hovedøkosystem.

⁶ I foreliggende rapport «Naturindeks for Norge 2020» har vurderingen av pelagiske- og bunnmiljøer blitt slått sammen for økosystemene hav og kystvann. I analysen presentert i tabell 1 og 2 er disse presentert for hav og kyst sammen, da flere av indikatorene inngår i begge økosystemene og økosystem-tilhørighetene har blitt noe revidert for Naturindeks 2020.

I alt 139 indikatorer ble inkludert i denne analysen. Hvis en bruker den første, mer inkluderende tilnærmingen, som definisjon på en endring, hadde ekspertene rett for 40 % av indikatorene (inkl. uendrede tilstander) (Tabell 1). For 24 % av indikatorene ble forventede endringer ikke observert, mens 26 % viste en uventet endret tilstand. I alt 9 % av indikatorene endret tilstand i motsatt retning av forventet endring, de fleste med en positiv utvikling til tross for forventet dårligere tilstand.

Hvis en i stedet bruker kun de signifikante endringene for å definere reell endring, hadde ekspertene rett for 55 % av indikatorene. Dette skyldes flere riktige vurderinger innenfor kategorien for forventet og observert uendret tilstand. Naturlig nok ble også en stor del forventede endringer ikke observert (37 % av indikatorene), og kun 6 % av indikatorene viste uventede endringer. Kun tre av indikatorene endret tilstand i motsatt retning av forventet endring, de fleste med en positiv utvikling til tross for forventet dårligere tilstand (Tabell 1).

Indikatorene som viste signifikante forventede endringer var palsmyr areal og smågnagere - fjellbestander (begge med negativ utvikling), hjort og liggende død ved (MiS) – arealandel (begge med positiv utvikling). Ved bruk av 10 % grense for observert endring viste ytterligere fire indikatorer en forventet positiv utvikling: grønnfylte, trane, gamle trær (MiS) og rådyr. I tillegg hadde tre indikatorer en forventet negativ utvikling: lappkjuke, snømållav på fjellbjørkeskog og tilstand gras og urterik mark. Seks av disse i alt elleve indikatorene er altså indikatorer for hovedøkosystemet skog (Tabell 2).

Til tross for noe manglende samsvar i indikatorsettet mellom 2010 og 2019, og usikkerheten som er knyttet til disse vurderingene og datagrunnlaget i seg selv, eksemplifiserer denne analysen at ekspertene for mange av indikatorene hadde en tendens til å være litt for pessimistiske. En større andel av deres forventede endringer slo til for indikatorer der de ventet økning enn der de ventet tilbakegang. Likevel er det viktig å ha ekstra oppmerksomhet på indikatorer der ekspertene ventet negativ utvikling og det viste seg å være tilfelle, som f.eks. tilstand gras- og urterik mark. Spesielt gjelder dette indikatorer som har hatt negativ utvikling over tid, som illustrert med sammenlikningen med tidligere trender presentert i Aslaksen et al. (2010). Ekspertene forventet at de fleste indikatorene ville være uendret, og det var også tilfelle, men bare for drøyt halvparten av de faktiske indikatorene der ekspertene forventet ingen/liten endring.

Mange av indikatorverdiene har svært store usikkerheter (vide konfidensintervall). For slike indikatorer er det lite sannsynlig å observere en signifikant endring i en tiårsperiode. Sammenlikningen av indikatorverdier mellom år med formålet å oppdage slike endringsrater krever både et godt datagrunnlag (med lite usikkerhet) og sterke utviklingstrekk. Det er derfor stort behov for bedre overvåkingsdata med god geografisk oppløsning for et stort antall indikatorer, i tråd med de behov som omtales i Kap. 3-9 i denne rapporten.

Tabell 1. Sammenstilling av resultatene av analysen foretatt for å sammenligne faktisk utvikling med ekspertenes forventninger i 2010 av hvordan tilstanden til et utvalg av indikatorene ville utvikle seg frem til 2020. Tabellen oppsummerer resultatene for de i alt 139 indikatorer der det ble vurdert som rimelig å analysere data fra 2010 og 2019 (se hovedtekst og tabell 2 for detaljer). Tabellene viser forventet endring (økning: ↗, nedgang: ↘), eller fravær av endring (-), i tilstanden sammenlignet med observert endring. I den venstre tabellen er reell endring definert som enten > 10 % endring eller signifikant endring. I den høyre tabellen begrenses reell endring til signifikant endring (ikke overlappende 95 % konfidensintervall). Høyre tabell inkluderer derfor samme fargesetting for reell endring som i tabell 2 for observert endring.

Forventet	Endring (> 10 % eller reell)		
	↗	↘	-
↗	6	3	8
↘	10	5	26
-	19	17	45

Forventet	Endring (reell)		
	↗	↘	-
↗	2	1	14
↘	2	2	37
-	4	4	73

Tabell 2. Sammenstilling av de 94 indikatorer der det 1) finnes beregnede verdier for 2010 og 2019 for et og samme økosystem, og 2) enten ble vurdert en forventet endring eller ble observert en reell endring. Noen indikatorer har byttet økosystem-tilhørighet. De 45 indikatorene der ekspertene ikke forventet en endring og der det heller ikke er observert en reell endring, er ikke inkludert i tabellen. Kolonnen Forventet viser endringsretning: ingen endring: -, økning: ↗, nedgang: ↘. Kolonnen Observert viser prosentvis endring i indikatoren i tiårsperioden. I kolonnen Reell vises endringsretning (ingen endring: -, økning: ↗, nedgang: ↘). Bare indikatorer med > 10 % endring eller signifikant endring er vist med endringsretning, og bare indikatorer med signifikant endring (ikke overlappende 95 % konfidensintervall) er vist med farge grønn = signifikant økning, oransje = signifikant reduksjon).

Økosystem (2019)	Indikator	Endring 2010-2019		
		Forventet	Observedt	Reell
Hav og kystvann	Havert	-	-64 %	↘
Hav og kystvann	Kutling	-	-34 %	↘
Hav og kystvann	Kveite	-	72 %	↗
Hav og kystvann	Lange	-	18 %	↗
Hav og kystvann	Reker hav	-	-43 %	↘
Hav og kystvann	Sild - havgående bestander	-	-41 %	↘
Hav og kystvann	Taskekrabbe	-	-25 %	↘
Hav og kystvann	Ærfugl	-	-12 %	↘
Hav og kystvann	Blåkveite	↗	4 %	-
Hav og kystvann	Grønngylte	↗	27 %	↗
Hav og kystvann	Hummer	↗	10 %	-
Hav og kystvann	Lomvi	↘	112 %	↗
Hav og kystvann	Sei	↘	1 %	-
Hav og kystvann	Torsk - havsbestander	↘	48 %	↗
Hav og kystvann	Torsk - kystbestander	↘	21 %	↗
Hav og kystvann	Ål	↘	171 %	↗
Ferskvann	Bergand	-	-12 %	↘
Ferskvann	Fossegrimemose	-	19 %	↗
Ferskvann	Horngrimemose	-	31 %	↗
Ferskvann	Sjørre	-	-12 %	↘
Ferskvann	Svartand	-	-12 %	↘
Ferskvann	Toppand	-	-18 %	↘
Ferskvann	Vasshalemose	-	101 %	↗
Ferskvann	Bunndyr-eutrofieringsindeks (ASPT)	↗	-8 %	↘
Ferskvann	Dyreplankton artssammensetning	↗	0 %	-
Ferskvann	Fiskeørn	↗	10 %	-
Ferskvann	Bunndyr elver forventningsamfunn	↘	-9 %	-
Ferskvann	Edelkreps	↘	-2 %	-
Ferskvann	Fiskemåke ferskvann	↘	-9 %	-
Ferskvann	Fossekall	↘	1 %	-
Ferskvann	Smålom	↘	-1 %	-
Ferskvann	Storlom	↘	19 %	↗
Ferskvann	Storsalamander	↘	24 %	↗
Ferskvann	Strandsnipe	↘	-4 %	-
Ferskvann	Ål	↘	101 %	↗
Våtmark	Enkeltbekkasin	-	29 %	↗

Økosystem (2019)	Indikator	Endring 2010-2019		
		Forventet	Observert	Reell
Våtmark	Gulerle	-	46 %	↗
Våtmark	Småspove	-	-19 %	↘
Våtmark	Stakesvanemose	-	-16 %	↘
Våtmark	Trane	↗	41 %	↗
Våtmark	Mosesumpløper	↘	2 %	-
Våtmark	Palsmyr areal	↘	-13 %	↘
Skog	Blåbær	-	28 %	↗
Skog	Fakkeltvebladmose	-	26 %	↗
Skog	Gransanger	-	17 %	↗
Skog	Grønn fåresopp	-	-15 %	↘
Skog	Grønn orebladbill	-	27 %	↗
Skog	Gulsanger	-	15 %	↗
Skog	Huldretorvmose	-	13 %	↗
Skog	Munk	-	-22 %	↘
Skog	Pelsblæremose	-	144 %	↗
Skog	Svarthvit fluesnapper	-	58 %	↗
Skog	Trær med hengelav (MiS)	-	14 %	↗
Skog	Begerfingersopp	↗	-1 %	-
Skog	Duetrost	↗	8 %	-
Skog	Eldre lauvsuksesjon (MiS)	↗	-5 %	-
Skog	Elg	↗	-17 %	↘
Skog	Gamle trær (MiS)	↗	18 %	↗
Skog	Hjort	↗	54 %	↗
Skog	Liggende død ved (MiS) – arealandel	↗	21 %	↗
Skog	Rådyr	↗	24 %	↗
Skog	Stående død ved (MiS) – arealandel	↗	0 %	-
Skog	Fiolgubbe	↘	-3 %	-
Skog	Huldresmeller	↘	-9 %	-
Skog	Hønehauk	↘	-2 %	-
Skog	Isterviersumpskog	↘	-3 %	-
Skog	Kvistlav på bjørk i nordboreal sone	↘	9 %	-
Skog	Lappkjuke	↘	-23 %	↘
Skog	Reliktbukk	↘	5 %	-
Skog	smågnagere - skogbestander	↘	18 %	↗
Skog	Snømållav på fjellbjørkeskog	↘	-22 %	↘
Skog	Storpiggslekten (sopp)	↘	-6 %	-
Fjell	Fjellrev	-	146 %	↗
Fjell	Heilo	-	-12 %	↘
Fjell	Heipiplerke	-	11 %	↗
Fjell	Lappspurv	-	-29 %	↘
Fjell	Snøspurv	-	13 %	↗
Fjell	Sylmose	-	-18 %	↘
Fjell	Issoleie	↘	62 %	↗
Fjell	Nipdraugmose	↘	-8 %	-

Økosystem (2019)	Indikator	Endring 2010-2019		
		Forventet	Observert	Reell
Fjell	Smågnagere - fjellbestander	↘	-73 %	↘
Fjell	Torntvebladmose	↘	0 %	-
Åpent lavland	Hubro	↗	-23 %	↘
Åpent lavland	Engtordivel	↘	13 %	↗
Åpent lavland	Engvokssopper	↘	-1 %	-
Åpent lavland	Glansteppemose	↘	5 %	-
Åpent lavland	Heiflette	↘	-6 %	-
Åpent lavland	Heitorvmose	↘	8 %	-
Åpent lavland	Jordtunger	↘	1 %	-
Åpent lavland	Køllesopper	↘	0 %	-
Åpent lavland	Praktrødspore	↘	-2 %	-
Åpent lavland	Solblom	↘	-3 %	-
Åpent lavland	Tilstand semi-naturlig eng og strandeng	↘	-10 %	↘
Åpent lavland	Tilstand kystlynghei	↘	7 %	-

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4658-3

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