

Naturindeks

Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge

Signe Nybø
Olav Skarpaas
(red.)



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Naturindeks

Bakgrunnsdokumenter for utprøving av
metode i Midt-Norge

Signe Nybø
Olav Skarpaas
(red.)

Nybø, S. & Skarpaas, O. (red.). 2008 Naturindeks. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. – NINA Rapport 426. 69s.

Trondheim, desember 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1992-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Else Løbersli

NØKKEWORD

indikator, overvåking, kartlegging, biologisk mangfold, biodiversitet, hovednaturtyper, arter, skog, myr, våtmark, fjell, hav, kyst, ferskvann, åpen mark i lavland, trua arter

KEY WORDS

indicator, index, monitoring, mapping, biodiversity, landcover, species, forests, mires, wetlands, mountains, marine area, coast, freshwater, open, semi-natural habitats, endangered species

Norsk institutt for naturforskning

Sammendrag

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008. Naturindeks. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. – NINA Rapport 426. 69 s.

Rapporten er en sammenstilling av bakgrunnsdokumenter som har vært utarbeidet i forbindelse med utprøving av metode for naturindeks i Midt-Norge (se NINA-rapport 425). Kapittel 1 viser veiledning for innlegging av data i tilstandsdatenbanken, skjermbilde av databasen, data om tilstandsindikatorer som inngår i pilotprosjektet og hvordan åtte indikatorer er transformert. Dette er indikatorer som øker i mengde når utviklingen er på vei bort fra referansetilstanden. Kapitlet gir en oversikt over personer som har bidratt med data til pilotprosjektet, i alt 44 stk. Til slutt gir kapitlet en oversikt over arter og indirekte parametere for arter (surrogater) som inngår i EU-landenes miljørapportering til EEA og EU-kommisjonen, samt arter som inngår i forslaget til nordiske bærekraftindikatorer. For Norges del er rapporteringen til EEA (European Environmental Agency) frivillig, såfremt indikatorer ikke inngår i andre internasjonale avtaler Norge er bundet av. Vanndirektivets biologiske parametere inngår som et vurderingsgrunnlag når status skal rapporteres til ESA (EFTAs overvåkingsorgan for EØS avtalen). Kapittel 2 beskriver endringer i åpen mark i lavlandet de senere år, samt beskriver metodikken som er benyttet for å vurdere gjengroingsindekser for kystlynghei og gras- og urterik mark. Til slutt gis det en konkret oppsummering av tilstanden for disse gamle kulturmarkene i Nord- og Sør-Trøndelag. Eksempler med kart er vist fra Rinnleiret, i Levanger og Kalvøya i Vikna. Kapittel 3 oppsummerer de viktigste påvirkningsdataene for arter i Midt-Norge. Informasjonen var tilgjengelig via databasen, for å bidra til økt beslutningsgrunnlag for ekspertvurderingene. Kapittel 4 er en popularisert sammenstilling av tilstanden for den truede kystgranskogen i Midt-Norge, mens kapittel 5 gir den første metodiske tilnærmingen til naturindeks for områder med intensiv jordbruk. Kunnskapsgrunnlaget for terrestriske invertebrater er meget dårlig, og inngår derfor kun som tilstandsindikator i skog der en del indirekte data finnes (surrogater). Kapittel 6 peker på muligheter for å overvåke humler og dagsommerfugler. Kapittel 7 viser hvordan vurdert for dyreplankton (krepssdyr) i ferskvann.

Signe Nybø, NINA, NO-7485 Trondheim, signe.nybo@nina.no
Olav Skarpaas, NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, olav.skarpaas@nina.no

Abstract

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008. Nature Index. Background documents for the pilot study in Central Norway. – NINA Report 426. 69 pp.

This report is a collection of background documents that have been prepared in connection with the pilot study of the natural index in mid-Norway (see NINA report 425). Chapter 1 includes guidance for how to report data into the database, shows a screenshot of the database, gives raw data on the condition variables and details on how eight variables are transformed. These are indicators that increase in values when they depart from the reference condition. The chapter provides an overview of people who have contributed data to the pilot project, a total of 44 persons. Finally chapter one, provides an overview of the biological parameters that are part of the EU countries' environmental reporting to the EEA and the European Commission, as well as parameters that are included in the proposal to the Nordic sustainability indicators. The reporting to the EEA (European Environmental Agency) is voluntarily, except for indicators present in other international agreements. Biological indicators from the Water Directive are included in the nature index when relevant. Chapter 2 describes the changes in open grasslands and shrub heath in the lowlands, and also describes the methodology used to assess overgrowth. The chapter also gives a specific summary of the condition of these ecosystems in North and South Trøndelag. Examples are shown from Rinnleiret in Levanger and Kalvøy in Vikna. Chapter 3 provides a summary of important pressure data on ecosystems in Central Norway. This information was available through the database, to help improve decision-making basis for expert opinions. Chapter 4 is a popularized comparison of state for the endangered temperate rainforest in mid-Norway, while Chapter 5 provides the first methodical approach to a nature index for areas with intensive agriculture. Basic knowledge for terrestrial invertebrates is poor, could only be included as condition indicator in forests where some indirect data available (surrogates). Chapter 6 points to opportunities to monitor bumble-bees and butterflies. Chapter 7 shows how conditions were reviewed for freshwater crustaceans.

Signe Nybø, NINA, NO-7485 Trondheim, Norway signe.nybo@nina.no
Olav Skarpaas, NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway
olav.skarpaas@nina.no

Innhold

Sammendrag	1
Abstract.....	2
Innhold	3
Forord.....	4
1 Veiledning, tilstandsdata og personer i pilotprosjektet v/ Nybø, S., Skarpaas, O. & Kvaløy, P.	5
1.1 Veiledning for innlegging i database	5
1.2 Skjerm bilde database	12
1.3 Tilstandsvariable i pilotprosjektet, data	13
1.4 Transformerte data	23
1.5 Personer som har bidratt med data	24
1.6 Arter med internasjonale rapporteringskrav	27
2 Åpen mark i lavlandet v/ Norderhaug, A., Nilsen, L.S. & Bele, B.....	31
3 Påvirkninger i Midt-Norge v/ Nybø, S. & Hanssen, F.....	43
4 Kystgranskog v/ Nybø, S. & Holien, H.	48
5 Naturindeks for dyrka mark v/ Dramstad, W. & Hofmeiser, F.....	51
6 Insekter v/ Ødegaard, F.	58
7 Beregning av tilstand for dyreplankton (krepssdyr) v/ Walseng, B.	60

Forord

Denne rapporten er en samling av og bakgrunnsdokumenter til rapporten "Naturindeks, utprøving av metode i Midt-Norge", NINA-rapport 425 (2008). Noen av dokumentene er produsert av forskere som har bidratt med metodeutvikling eller sammenstilling av informasjon til arbeidet med å uttesting av metoden for naturindeksen. Disse vedleggene skal refereres til som egne bidrag fra forfatterne. Andre dokumenter er typiske vedlegg med informasjon om data og personer som har deltatt i prosjektet. Der andre forfattere ikke er nevnt, er redaktørene forfattere.

15. desember 2008,

Signe Nybø signe.nybo@nina.no
Olav Skarpaas olav.skarpaas@nina.no

1 Veiledning, tilstandsdata og personer i pilotprosjektet

1.1 Veiledning for innlegging i database

Denne veiledningen gjelder for pilotprosjektet for Midt-Norge i 2008.

Ved spørsmål, ta kontakt med signe.nybo@nina.no eller olav.skarpaas@nina.no.

Oppskrift for innlegging av data

1. Velg [naturtype](#)
2. Velg [tilstandsindikator](#)
3. Velg [kommune\(r\)](#)
4. For hver tilstand, dvs [referansetilstand](#), samt 1990, 2000 og 2005 (der data finnes eller ekspertvurdering er mulig):
 - a. Legg inn [tallverdi](#) for tilstandsindikatoren
 - b. Angi [datatype](#) for tallverdien
 - c. Angi [kilde](#) for tallverdien
 - d. Legg inn [usikkerhet](#) for tallverdien
 - e. Angi [datatype](#) for tallverdien
 - f. Angi [kilde](#) for tallverdien
 - g. Legg inn [antall observasjoner](#) av tilstandsindikatoren
 - h. Legg inn [måleenhet](#) for tilstandsindikatoren
 - i. Legg inn [begrunnelser](#) og eventuelle andre kommentarer
5. Trykk lagre
6. Gjenta 3-5 til data for alle kommuner er lagt inn

Naturindeksen

Naturindeksen (NI) beregnes fra tallverdier for [arealer](#) av [hovednaturtyper](#) i (A_i), [tilstanden](#) til disse naturtypearealene (T_i), og [verdi](#) av naturtypearealene i referansetilstanden (R_i^*):

$$NI = \frac{\sum_i A_i R_i^* T_i}{\sum_i A_i R_i^*}$$

NI beregnes for hver [kommune](#), og aggregeres til større enheter (i pilotprosjektet: fylke, region; senere: Norge) som et arealveid gjennomsnitt av NI for hver kommune. Temaindekser beregnes på grunnlag av mindre utvalg av det totale indikatorsettet (f.eks. vann, land, rødlistearter, artsgrupper).

Kommuner

Kommunene som inngår i pilotprosjektet for Naturindeksen er alle kommuner i Nord- og Sør-Trøndelag, samt Dovrefjellskommunene vest for E6 (Sunndal og Lesja). Vurderingene knyttet til Sunndal og Lesja skal kun omfatte Dovrefjell, altså skal kun fjell og tundra, myr og våtmark, ferskvann og tilstandsindikatorer knyttet til fjellbjørkeskogen vurderes for disse to kommunene. Havområdet utenfor 1 nm mil fra grunnlinja i økonomisk sone, avgrenses i sør av fylkesgrensen til Møre- og Romsdal og i nord av fylkesgrensen til Nordland. Dette havområdet defineres her som en "kommune".

Tallverdier for [tilstandsindikatorene](#) (referanseverdi, og "nåverdier" for 1990, etc.) for den valgte [hovednaturtypen](#) legges inn for hver kommune. Dersom alle feltene for en gitt tilstandsindikator (referanseverdi og nåverdier) gjelder flere kommuner, kan man huke av de aktuelle kommunene på listen.

Naturtype

[Naturindeksen](#) opererer med 10 hovednaturtyper basert på arealdekkkart fra Norut-IT. Hovednaturtypene har hvert sitt unike sett av [tilstandsindikatorer](#). For å kunne legge inn verdier for tilstandsindikatorene må man først velge hovednaturtype. For naturtypen dyrka mark beregner vi ikke naturindeks, da det er umulig å sette referanseverdier for "urørt natur" eller "langvarig hevd" her.

Areal

Areal av naturtyper skal ikke legges inn i Naturindeksbasen gjennom databasen: de beregnes fra arealdekkkartet til Norut-IT i et eget delprosjekt. Kart over hovednaturtypene og enheter innenfor disse finnes [her](#) (WMF-formatet kan leses i Windows Picture and Fax Viewer). Kartene gir et godt bilde av utbredelse og areal av ulike naturtyper på stor skala, men vi gjør oppmerksom på at enkeltpixels ikke alltid gir et korrekt bilde av lokale forhold. Kvalitetssikret og forbedret kart vil bli benyttet når naturindeksen skal beregnes.

Verdi

Ulike naturtyper kan ha ulik verdi for biologisk mangfold. Verdivurdering av naturtyper er bl.a. gjort i DNs Håndbok 13, hvor spesielt viktige naturtyper er gitt verdi A, B eller C etter kriterier som artsrikdom og sjeldenhet. I [naturindeksen](#) representeres verdi av naturtyper i referansetilstanden ved R_i^* (det er viktig å skille dette fra tallverdien til [tilstandsindikatorer](#) T). Dette gir en mulighet til å veie naturtyper med ulik verdi. Verdi skal ikke legges inn i naturindeksbasen; verdivurderinger vil bli gjort senere i naturindeksprosjektet.

Tilstand

Kjernen i naturindeksen er de utvalgte mål for tilstanden av ulike [naturtyper](#) med hensyn på biologisk mangfold. Tilstand for hovednaturtypene måles ved hjelp av et sett med [tilstandsindikatorer](#) og deres avvik i forhold til [referansetilstanden](#). Tilstand for hver hovednaturtype i beregnes som et gjennomsnitt av tilstandsindikatorenes nåverdi i forhold til referansetilstanden. Beregning av tilstand gjøres av prosjektgruppen etter at verdiene for de ulike tilstandsindikatorene er samlet inn ved hjelp av databasen. (Veiing av tilstandsindikatorene kan være aktuelt i enkelte tilfeller, f.eks. kan enkelte indikatorer som representerer store artsgrupper tillegges større vekt der disse artsgruppene ikke er representert ved andre indikatorer.)

Referansetilstand

Som referansetilstand baserer Naturindeksen seg på "opprinnelig naturtilstand" (se [NINA Rapport 347](#)). Dette kan operasjonaliseres som natur uten kraftige menneskelige forstyrrelser ("førindustriell natur", "urørt natur"). For ekstensivt drevet kulturlandskap (mye åpen fastmark i lavlandet) er referansetilstanden en tilstand med kontinuerlige og langvarige ekstensive forstyrrelser så som beiting, utmarksslått, lyngbrenning, lauving osv.

Den mest hensiktsmessige operasjonaliseringen av referansetilstanden kan variere mye fra naturtype til naturtype og fra tilstandsindikator til tilstandsindikator (f.eks. historiske data, et referanseområde med urørt natur, et område med god hevd, eller en grense for bærekraftig bestand). Den endelige operasjonaliseringen av referansetilstanden for en gitt tilstandsindikator overlates derfor til fagpersonen som legger inn data for denne. Vi forventer at operasjonaliseringen er i tråd med de generelle ideene angitt ovenfor (og utdypet i NINA Rapport 347), og at operasjonaliseringen av referansetilstanden beskrives og begrunnes kort i [begrunnelsesfeltet](#).

Tallverdier i referansetilstanden settes for hver kommune fordi referansetilstanden kan variere geografisk. I mange tilfeller vil det imidlertid være aktuelt å angi samme tallverdi for flere kommuner. Dette kan gjøres ved å velge de aktuelle [kommunene](#) fra lista.

Ved ekspertvurderinger vil referanseverdien ofte settes til 1, mens nåverdiene vurderes som en endring i forhold til denne (se [tilstandsindikatorer](#)).

Når en tilstandsindikator ikke forekommer naturlig i referansetilstanden i en kommune, settes tallverdien i referansetilstanden til 0. I slike tilfeller forventes ingen data for nåverdier av tilstands-

indikatoren, men 0 må alltid legges inn for referansetilstanden, ellers får man beskjed om at data mangler for kommunen.

Usikkerhet i referansetilstanden oppgis dersom mulig. Disse usikkerhetstallene vil ikke bli brukt i beregningene av naturindeksen, men vil bli brukt til å vurdere i hvilken grad man er i stand til å sette presise tall. Dette er nyttig informasjon for fremtidige versjoner av naturindeksen.

Tilstandsindikatorer

Tilstandsindikatorene er valgt ut for å representere variasjonen av artsgrupper og naturtyper innen hovednaturtypene, sjelden og vanlig natur, og skal være følsomme for ulike menneskelige påvirkninger med mer (se NINA [Rapport 347](#)). Tilstandsindikatorene er arter eller surrogater med utsagnskraft om potensialet for forekomst av artene de er surrogat for. Tilstandsindikatorene tilordnes en tallverdi for [referansetilstand](#), og tallverdier for nåtid (i pilotprosjektet 1990, 2000 og 2005). Dersom det bare finnes grunnlag for å vurdere tilstandsindikatoren for ett av disse årene, men det ikke er grunn til å tro for å skille mellom år i nåtid, kan samme verdi angis for alle årene. I alle tilfeller må samme [måleenhet](#) benyttes.

I de fleste tilfeller vil en reduksjon i tallverdien for tilstandsindikatorene være det negative signalet vi er ute etter å fange opp i naturindeksen. I noen tilfeller vil imidlertid en *økning* av en målt tilstandsindikator $T_{målt}$ (f.eks. klorofyll a i kystvann eller overskridelser av tålegrense for nitrogen) representere et negativt signal. I slike tilfeller må vi "snu" (transformere) indikatoren slik at en reduksjon indikerer en negativ utvikling. Dette kan gjøres ved å opprette en ny indikator T_{ny} , som kan lages på ulike måter avhengig av indikator og datatype. To aktuelle transformasjoner for kontinuerlige data (se nedenfor) er:

- (1) $T_{ny} = \max(T_{målt}) - T_{målt}$
- (2) $T_{ny} = 1/T_{målt}$

Den første transformasjonen kan være aktuell der man har et definert maksimum for indikatoren, mens den andre er aktuell når indikatoren i prinsippet kan vokse uendelig stor (og en fortsatt økning vil være negativ). Begge de foreslåtte transformasjonene forutsetter at den "optimale" verdien (referansetilstanden) for den målte indikatoren er så lav som mulig.

For enkelte indikatorer kan det være enklere å relatere endringer til tilstandsklasser, som beskrevet nedenfor. Her kan en økning i indikatoren representeres ved en reduksjon i tilstandsklasse.

Valget av transformasjon er opp til fagpersonen som legger inn data (andre transformasjoner enn de to vi har foreslått kan benyttes). Transformerte verdier oppgis (både for referansetilstand og nåtilstander) og valgt transformasjon beskrives i [begrunnelsesfeltet](#).

Tallverdi basert på data på kontinuerlig skala: For normalfordelte indikatorer brukes gjennomsnittet som tallverdi, mens fordelingen brukes til å angi [usikkerheten](#). For skjevfordelte variabler, forsøk først transformasjon (log, kvadratrot, e.l.) og oppgi gjennomsnitt for transformert variabel hvis den er tilnærmet normalfordelt (NB! samme prosedyre må benyttes for [referansetilstand](#) og nåverdier). Dersom transformasjon ikke er noen løsning, oppgi median som tallverdi, og gi en [begrunnelse](#) for dette.

Tilstandsindikatorer angitt i klasser: Ved ekspertvurderinger (og for enkelte datasett) angis tilstand i relativt grove klasser, som må oversettes til tallverdier på kontinuerlig skala. Tabellen nedenfor angir en ønsket klasseinndeling og verdier som oppgis for naturindeksen (inndelingen ligner Vanndirektivets tilstandsklasser med tilsvarende "Ecological Quality Ratios"). Tabellen gjelder for tilstandsindikatorer i nåtid: tallverdien i [referansetilstanden](#) settes i dette tilfellet til 1.

Tilstandsklasse	Tallverdi som oppgis
Svært god	0,9
God	0,7
Moderat	0,5
Dårlig	0,3
Svært dårlig	0,1

For andel endring i en bestand eller et surrogat (f.eks. habitatmengde), kan man også benytte tilstandsklassene i tabellen. Her vil tallverdien for andel av opprinnelig bestand representere middelveien i det mest sannsynlige intervallet for endringer: Tilstandsklassen "Svært god" betyr en reduksjon i indikatoren (bestand, surrogat) på 0-20% i forhold til referansetilstanden, altså benevnes andel opprinnelig bestand med 0.9. "Svært dårlig" betyr en reduksjon på 80-100%. Ved å benytte denne inndelingen, blir angivelsen av [usikkerhet](#) enklere.

For arter som har vært vurdert for Rødlista kan reduksjoner i bestandsstørrelse, utbredelse og/eller forekomstareal (kriterium A og B) over den senere tid være aktuell bakgrunnsinformasjon. Men merk at grunnlagsmaterialet fra Rødlista ikke kan benyttes direkte dersom tidspunktet man der har vurdert endringer i forhold til ikke sammenfaller med [referansetilstanden](#) for indikatoren i naturindeksen.

For indikatorer hvor en økning representerer en negativ effekt (se ovenfor) og kan det være aktuelt med andre tolkninger (oversettelsesnøkler) mellom observerte verdier av indikatoren og tilstandsklassene. For eksempel bruker man økning i klorofyll a til å angi fra "Svært god" tilstand (lite klorofyll a) til "Svært dårlig" tilstand for kystvann i Vanndirektivet. Dersom slike alternative tolkninger av klassene benyttes, ber vi om en [begrunnelse](#) og beskrivelse av dette.

Dersom det foreligger flere målinger av tilstandsklasse for en tilstandsindikator innenfor en kommune, ønsker vi at man oppgir tallverdien for den klassen som forekommer hyppigst (vi følger altså ikke Vanndirektivets prinsipp om at den dårligste klassen blir gjeldene). Fordelingen av observasjoner på de ulike klassene brukes til å angi [usikkerhet](#).

Usikkerhet

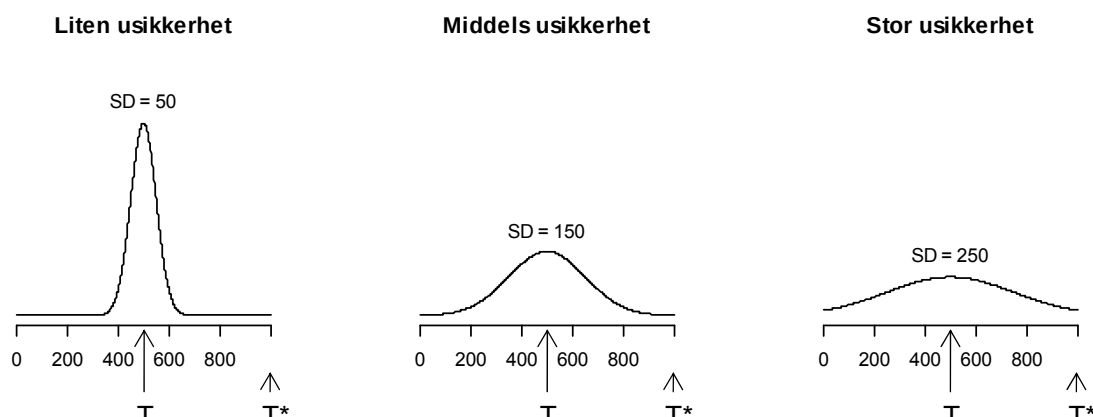
Vurdering av usikkerhet i alle ledd er viktig for å kunne vurdere om eventuelle endringer i [naturindeksen](#) er reelle. Usikkerhet blir i ulike sammenhenger målt på forskjellige måter (standard avvik, konfidensintervaller, etc.). For å sikre sammenlignbarhet i naturindeksen, ønsker vi at usikkerhet for alle [tilstandsindikatorer](#) angis på følgende standardiserte måte for [datatypene](#) "datasett" og "ekspertvurderinger".

For **datasett** hvor man har gjentatte målinger av tilstandsindikatoren T , oppgis usikkerhet som standard avvik (SD) av disse observasjonene, dvs.

$$SD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n (T_j - \bar{T})^2}{n-1}},$$

hvor T_j er de enkelte observasjoner av T , $\bar{T}$ er gjennomsnittet av observasjonene og n er antall observasjoner av T . Det viktig at [antall observasjoner](#) n oppgis, for at vi senere skal kunne beregne standardfeil (SE) for estimatet (gjennomsnittet) av T .

Dersom en transformasjon av tilstandsindikatoren benyttes (f.eks. ved skjevfordeling – se [tilstandsindikatorer](#)), er det viktig at usikkerheten beregnes for den transformerte indikatoren.

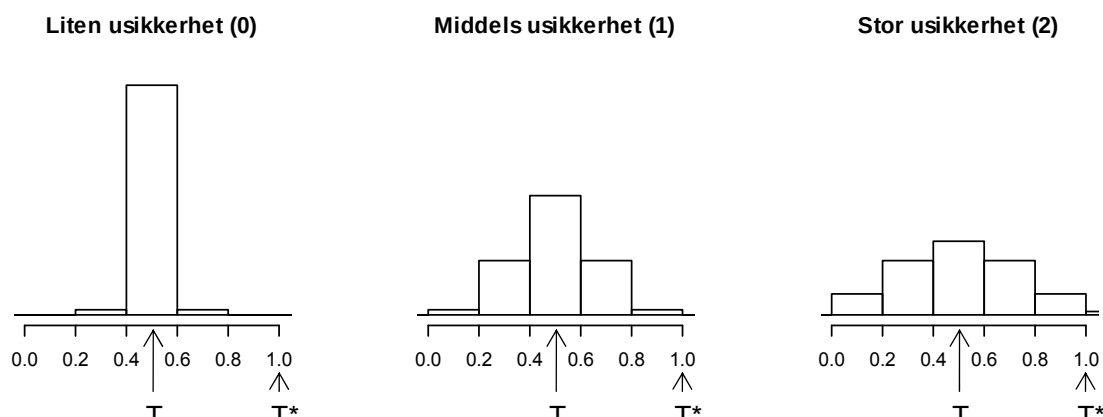


Figuren viser eksempler på tenkte sannsynlighetsfordelinger for en kontinuerlig tilstandsindikator. I alle tre eksemplene er tallverdien for tilstandsindikatoren T i nåtid 500, mens tallverdien i [referansetilstanden](#) T^* er 1000. (Det som vi her betegner som liten usikkerhet kan i andre sammenhenger oppfattes som stor usikkerhet: vi har tilpasset terminologien til angivelse av usikkerhet for grove tilstandsklasser som beskrevet nedenfor.)

For datasett hvor man har få eller ingen observasjoner til å estimere usikkerhet, brukes framgangsmåten for ekspertvurderinger beskrevet nedenfor. I slike tilfeller angis [usikkerhet datatype](#) i databasen som "ekspertvurdering".

For tilstandsindikatorer hvor tallverdien anslås med **ekspertvurderinger**, eller hvor det er for lite data til å beregne usikkerhet, kan usikkerheten anslås med ekspertvurdering til et av fire nivåer fra liten (0) til svært stor (3) som angitt i tabellen og figuren nedenfor. Hvis usikkerheten ligger på grensen mellom to nivåer, velges nivået med størst usikkerhet. Hvis man ikke har noen formening om hva usikkerheten er, velges svært stor usikkerhet (3).

Usikkerhet	Tallverdi som oppgis	Tolkning for kategorisk tilstandsindikator med 5 klasser	Tolkning for kontinuerlig tilstandsindikator
Liten (Fig 2A)	0	$\geq 95\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren faller i angitte klasse	$\geq 95\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren faller i intervallet $T \pm 0.1T^*$
Middels (Fig 2B)	1	$> 5\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren er <i>én</i> klasse lavere eller høyere	$\geq 95\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren faller i intervallet $T \pm 0.3T^*$
Stor (Fig 2C)	2	$> 5\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren er <i>to</i> klasser lavere eller høyere	$\geq 95\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren faller i intervallet $T \pm 0.5T^*$
Svært stor	3	$> 5\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren er <i>tre eller flere</i> klasser lavere eller høyere	$> 5\%$ av (tenkte) observasjoner av tilstandsindikatoren faller <i>utenfor</i> intervallet $T \pm 0.5T^*$



Figuren viser eksempler på tenkte sannsynlighetsfordelinger som illustrerer usikkerhetskategoriene i tabellen ovenfor. I alle tre eksemplene er tallverdien for tilstandsindikatoren T i nåtid 0,5 (klasse 3 for kategorisk tilstandsindikator med 5 klasser, se [tilstandsindikatorer](#)), mens tallverdien i [referansetilstanden](#) T^* er 1.

Ved beregning av naturindeksen vil usikkerhetskategoriene bli omgjort til usikkerhetsmål som tilsvarer de kontinuerlige fordelingene illustrert ovenfor (standard avvik og standard feil). Som for kontinuerlige variabler er det viktig at [antall observasjoner](#) n oppgis, enten det er flere eller bare en (f.eks. en samlet ekspertvurdering for kommunen).

Dersom det er vanskelig å angi usikkerhet som beskrevet ovenfor (for eksempel hvis tilstandsindikatoren er svært skjevfordelt), kan man i feltet for [begrunnelse](#) oppgi alternative mål på usikkerhet (f.eks. konfidensintervaller), med en medfølgende forklaring av hvilket usikkerhetsmål man har oppgitt og hvorfor.

Måleenhet

Tallverdier og usikkerhet for tilstandsindikatorene kan oppgis i en hvilken som helst måleenhet (antall individer, tetthet per areal, tetthet per volum, tilstandsklasse, etc.), så lenge man bruker samme enhet for tallverdiene i referansetilstanden og i nåtid: Enhetene spiller ingen rolle ved beregning av [tilstand](#), fordi vi bruker forholdet mellom nåverdien og referanseverdien. Måleenheten for den valgte tilstandsindikatoren legges likevel inn i databasen, slik at vi i ettertid kan finne ut hva som faktisk er vurdert for tilstandsindikatoren.

For data-baserte tallverdier er måleenhetene gitt ved datasettet. Dersom det brukes transformasjoner (se [tilstandsindikatorer](#)) ønsker vi at man oppgir enhetene til den transformerte indikatoren. For ekspertvurderinger ønsker vi at man forsøker å presisere måleenheten til f.eks. andel av bestand, andel av surrogat (f.eks. habitatareal), e.l.

Datatype

Data for beregning av [tilstand](#) i [naturindeksen](#) kan komme fra to ulike typer kilder: datasett med direkte målinger av tilstandsindikatoren eller ekspertvurderinger. Vi ønsker å tydeliggjøre hva datagrunnlaget for naturindeksen består i, og ber derfor om at datatype oppgis for hver [tilstandsindikator](#) (både for tallverdien og [usikkerheten](#)).

Med "data" menes at tallverdi og/eller usikkerhet for tilstandsindikatorer er beregnet på grunnlag av et datasett med kvantitative målinger. Målingene kan være foretatt på kontinuerlig skala eller i form av rangerte tilstandsklasser som oversettes til en tallverdi (se [tilstandsindikatorer](#)).

Med "ekspertvurdering" menes at tallverdi og/eller usikkerhet for tilstandsindikatorer er fastsatt skjønnsmessig av en (eller flere) ekspert(er). Slike ekspertvurderinger skal ikke foretas i et vakuum, men må støtte seg på dokumenterbar kunnskap (observasjoner, litteratur) av tilstandsindika-

toen eller surrogater med en klar sammenheng med tilstandsindikatoren. For ekspertvurderinger ønsker vi derfor en skriftlig [begrunnelse](#) i et eget felt i databasen.

Kilde

Navn på datasett som verdien for [tilstandsindikatoren](#) (tallverdien eller [usikkerheten](#)) er hentet fra, eller navn på ekspert som har foretatt vurderingen. Kilden kan videre utdypes i feltet for [begrunnelse](#).

Antall observasjoner

For beregning av [usikkerhet](#) er det viktig at antall observasjoner av tilstandsindikatoren oppgis for hver [kommune](#).

Dersom tallverdi og/eller usikkerhet som oppgis for en kommune er basert på målinger fra et større område (f.eks. fylke eller hele Midt-Norge, hvis man antar at betingelsene er rimelig like for kommunen og det større området), oppgis antall observasjoner for det større området.

Dersom man har én samlet ekspertvurdering for hele kommunen, settes antall observasjoner til 1.

Begrunnelse

For enkelte deler av datagrunnlaget kan det være nødvendig med begrunnelser og annen tilleggsinformasjon for å minimalisere feilbehandling av data og tydeliggjøre hva datagrunnlaget består i. Vi understreker at vi ønsker kortfattet informasjon (maks 3000 tegn til sammen). Mange av begrunnelsene vil kunne gjelde i flere tilfeller (f.eks. flere kommuner), så det kan være arbeidsbesparende å lage en standard begrunnelse som man klipper og limer inn i begrunnelsesfeltet, og eventuelt modifierer i enkelttilfeller etter behov.

Begrunnelse for [referansetilstand](#): Konkret angivelse av hva den består i (historisk situasjon, referanseområde, e.l.), og hvorfor den ble valgt. (Dette vil gjelde tilstandsindikatoren i alle [kommuner](#), så det holder å gi begrunnelsen ved innlegging av data for en av kommunene.)

Begrunnelse for beregning av tallverdi og/eller [usikkerhet](#) for [tilstandsindikatorer](#) på grunnlag av data: Beskrivelse av eventuelle transformasjoner, forklaring av avvikende skalaer for tilstandsklasser, alternative usikkerhetsmål med tilhørende forklaring av hvorfor usikkerheten angis slik.

Beskrivelse av grunnlag for ekspertvurdering av tallverdi og/eller usikkerhet for tilstandsindikatorer: litteratur (referanser) eller observasjoner (data, personlige observasjoner, kommunikasjon med kvalifiserte personer, e.l.) om tilstandsindikatoren eller relevante surrogater (miljøfaktorer, påvirkninger).

1.2 Skjerm bilde database

Naturindeks spørreundersøkelse



Naturindeks for Norge

Innsamling av tilstandsdata

Fyll inn data og klikk "Lagre". Du kan endre enkeltkommuner senere ved å klikke på "Endre".

Arealtype: Registratør:

Indikator: [Veiledning](#) [Kart påvirkninger og arealtyper](#)

Kommune(r): [Kommuner i Nord-Trøndelag](#) [Kommuner i Sør-Trøndelag](#) [Dovre kommuner](#)

☒ Leka
 ☐ Nærøy
 ☐ Vikna
 ☐ Flatanger
 ☐ Fosnes
 ☐ Overhalla
 ☐ Høylandet
 ☐ Grong
 ☐ Namsskogan
 ☐ Røyrvik
☐ Lierne
☐ Snåsa
☐ Inderøy
☐ Namdalseid
☐ Verran
☐ Mosvik
☐ Verdal
☐ Levanger
☐ Leksvik
☐ Frosta
☐ Stjørdal
☐ Meråker
☐ Namsos
☐ Steinkjer
☐ Tydal
☐ Selbu
☐ Malvik
☐ Klæbu
☐ Skaun
☐ Melhus
☐ Midtre Gauldal
☐ Holtålen
☐ Røros
☐ Orkdal
☐ Meldal
☐ Rennebu
☐ Oppdal
☐ Osen
☐ Roan
☐ Åfjord
☐ Bjugn
☐ Rissa
☐ Agdenes
☐ Ørland
☐ Frøya
☐ Hitra
☐ Snillfjord
☐ Hemne
☐ Trondheim
☐ Sunndal
☐ Lesja
☐ Dovre

	Verdi	Datatype	Kilde	Usikkerhet	Datatype usikkerhet	Kilde usikkerhet	Antall observasjoner
Ref		Velg			Velg		
1990		Velg			Velg		
2000		Velg			Velg		
2005		Velg			Velg		

Måleenhet:

Begrunnelse:

<http://www4.nina.no/naturindeks/Default.aspx> [03.12.2008 09:15:01]

1.3 Tilstandsvariable i pilotprosjektet, data

Liste over indikatorer foreslått av ekspertgruppene, med indikatorene som til slutt ble brukt i naturindeksen øverst på lista (indikatorer med tilstandsdata). Indikatorene er sortert etter naturtype, der samme farge er brukt som i tabell 1. Indikatorer som er transformert er markert med (t) – transformasjonene er vist i kap. 1.4 mens indikatorer som er ansettes for å være surrogater er dette markert i under artsgruppe-hovedgruppe. For hver indikator er det hvilke grupper indikatorene representerer, og dermed hvilke temaindekser den inngår i (se kapittel 2.2): artsgrupper (virveldyr, virvelløse dyr, planter, sopp & lav), rødlistekategori (sårbar VU, sterkt truet EN, kritisk truet CR, eller flere av disse) og påvirkninger (A: arealbruk, B: beskatning, inkl. bifangst, Fo: forurensing, K: klimaendring, Fr: fremmede arter). For arter hvor tilstandsdata ble skaffet til veie, oppgis måleenhet, datatype (D: data, E: ekspertvurdering), definisjon av referansetilstand, gjennomsnittlig referanseverdi og gjennomsnittlig tilstand for 1990, 2000 og 2005.

Indikator	Artsgrupper		Rødliste-kategori	Påvirkning	Tilstandsdata	Data-type	Referansetilstand	Referanse-verdi	Tilstand T (verdi/ ref. verdi)		
	Hovedgruppe	Under-gruppe							1990	2000	2005
HAV											
Brosme	virveldyr	fisk		B	fangst per enhet innsats	D	ICES anbefaling	200	0,250	0,250	0,250
Finnhval	virveldyr	pattedyr			antall	E	estimert bestand før kommersiell B	10500	0,543	0,543	0,543
Grønlandssel	virveldyr	pattedyr			antall ungeproduksjon	D + E	snittverdi tellinger fra 2002 og 2007	100300	0,982	0,982	1,000
Havhest	virveldyr	fugl		Fo	hekkende par	D	antall 1990-2000	7500	1,000	1,000	1,000
Hyse	virveldyr	fisk		B	tusen tonn	D	høyeste fangst i tidsperioden fra 1963-dd.	7000	0,214	0,429	0,329
Klappmyss	virveldyr	pattedyr	sårbar	Fo, K, B	ungeproduksjon	D + E	1950	150000	0,159	0,159	0,101
Knølhval	virveldyr	pattedyr			antall	D	historisk verdi basert på fangster rundt 1900	1500	0,800	0,800	0,800
Kolmule	virveldyr	fisk		B	millioner tonn	D	ICES referanseverdi	11,6	0,207	0,216	0,716
Lange	virveldyr	fisk		B	fangst per enhet innsats	D	ICES referanseverdi	410	0,317	0,146	0,122
Makrell	virveldyr	fisk		B	fangst per enhet innsats	D	ICES referanseverdi	5,5	0,582	0,545	0,564
Norsk vårgytende sild	virveldyr	fisk		B	millioner tonn	D	ICES referanseverdi	20	0,250	0,500	0,750
Planteplankton	planter	alger		Fo	mg C/ m ² per år	D	ref.verdi 2001, modellert	113	0,894	0,903	0,920
Reker	virvelløse dyr	invertebrat		B	tonn	D + E	ICES referanseverdi	30000	0,267	0,333	0,333

	Artsgrupper			Påvir- kning	Tilstandsdata				Tilstand T (verdi/ ref. verdi)		
Indikator	Hovedgruppe	Under- gruppe	Rødliste- kategori		Måleenhet	Data- type	Referansetilstand	Referan- se-verdi	1990	2000	2005
Sei	virveldyr	fisk		B	tusen tonn	D	ICES referanseverdi	1300	0,192	0,769	0,808
Torsk	virveldyr	fisk		B	tusen tonn	D	ICES referanseverdi	1150	0,270	0,217	0,087
Vågehval	virveldyr	pattedyr		B	antall	D	snittverdi nyere tel- linger	10500	1,000	1,000	1,000
KYST											
Bløtbunn artsindeks fauna	virvelløse dyr	invertebrat			multimetrisk in- deks	D + E	0	0,78	0,870	0,894	0,897
Breiflabbb	virveldyr	fisk		B	tonn	D	høyeste fangst i tidsperioden fra 1990-dd.	1318	0,445	0,897	0,668
Brisling	virveldyr	fisk		A, B	tonn	D	ICES referanseverdi	16000	0,269	0,231	0,125
Dvergsivaks	planter	karplante		A, Fo	relativ bestand	E	urørt	1	0,500	0,400	0,400
Europeisk hummer	virvelløse dyr	invertebrat		A, B	tonn	D	1930	1300	0,023	0,046	0,046
Havert	virveldyr	pattedyr		B	antall	D + E	snittverdi tellinger fra 1996 -dd	4825	0,832	0,832	0,996
Havørn	virveldyr	fugl		B	tilstandsklasse	E	2008, metta bestand	1	0,740	0,900	1,000
Krabbe	virvelløse dyr	invertebrat		B	tonn	D + E	1940 årene	8000	0,187	0,187	0,232
Krykkje	virveldyr	fugl	sårbar		relativ bestand	D	1980	1	0,350	0,170	0,130
Kysttorsk	virveldyr	fisk	sterkt tru- et	B	tonn	D	1984	314 898	0,667	0,445	0,270
Lomvi	virveldyr	fugl	kritisk truet	B	relativ bestand	D	1983	1	1,000	1,000	1,000
Lunde	virveldyr	fugl	sårbar	B	relativ bestand	D	1981/1982	1	0,910	0,730	0,660
Oter	virveldyr	pattedyr	sårbar	A, B, Fo	relativ bestand	D + E	urørt	1	0,591	0,641	0,694
Planteplankton kloro- fyll a (t)	planter	alger		Fo	µg/l	E	god tilstand- VRD klassifikasjon	0,7	0,930	0,930	0,930
Sandskjell	virvelløse dyr	invertebrat	sårbar		relativ bestand	E	Opprinnelig bestand	1	0,900	0,800	0,800
Skjærpipeleke	virveldyr	fugl			relativ bestand	D + E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Steinkobbe	virveldyr	pattedyr	sårbar	B	antall	E	2003, før intensivert jakt startet	7500	1,000	1,000	0,893
Stort kamskjell	virvelløse dyr	invertebrat	sårbar	B, Fr	tilstandsklasse	D + E	"bestand i urørte områder"	0,9	1,000	1,000	1,000
Stortare	planter	alger			diverse	D	"potensiale"	1	0,631	0,754	0,931

	Artsgrupper			Påvir- kning	Tilstandsdata				Tilstand T (verdi/ ref. verdi)		
Indikator	Hovedgruppe	Under- gruppe	Rødliste- kategori		Måleenhet	Data- type	Referansetilstand	Referan- se-verdi	1990	2000	2005
Toppskarv	virveldyr	fugl		B	indeks	D + E	1984	1	1,000	1,000	1,000
Ærfugl	virveldyr	fugl		Fo	indeks	D + E	1982	1	0,450	0,450	0,210
Ålegras	planter	karplante			relativ bestand	D + E	maksimalt antall ålegrassenger	4,53	0,000	0,000	0,000
FERSKVANN											
AIP-indeks begroings- alger	planter	alger		Fo	vinterdyr / m ²	D + E	Referanseverdi er utviklet for indeksen	6,96	0,999	0,996	0,996
ASPT-indeks bunndyr	virvelløse dyr	invertebrat		Fo	vinterdyr / m ²	D + E	Referanseverdi er utviklet for indeksen	7	0,896	0,933	0,933
Ørret	virveldyr	fisk		Fo, A, K, B, Fr	antar vinterdyr / km ²	E	Referanseverdi ift urørt (tilstandsklas- se)	1	0,900	0,900	0,900
Dyreplankton arts- sammensetning	virvelløse dyr	invertebrat			antar vinterdyr / km ²	D + E	Referanseverdi ift urørt (tilstandsklas- se)	1	0,908	0,892	0,884
Elvemusling	virvelløse dyr	invertebrat	sårbar	Fo, A, K, B, Fr	antar vinterdyr / km ²	E	Referanseverdi ift urørt (tilstandsklas- se)	1	0,488	0,497	0,491
Fiskemåke	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Fossefall (t)	virveldyr	fugl		K	relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Laks	virveldyr	fisk		Fo, A, K, B, Fr	antar vinterdyr / km ²	D + E	Referanseverdi er gytebestandsmålet	6414	0,662	0,929	0,810
Oter	virveldyr	pattedyr	sårbar	Fo, A, B	relativ bestand	E	Opprinnelig bestand	1	0,591	0,641	0,694
Smålom	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Storlom	virveldyr	fugl	sårbar	A	relativ bestand	E	1970	1	0,670	0,670	0,670
Vannplanter	planter	planter		Fo	VRD klassifika- sjonssystem	D + E	"urørt"	5	0,884	0,862	0,862
Vintererle (t)	virveldyr	fugl		K	relativ bestand	E	1970	1	0,250	0,070	0,050

MYR OG VÅTMARK											
Breiull	planter	karplanter		A	relativ bestand	E	1970	1	0,700	0,700	0,700
Engmarihand	planter	karplanter		A	relativ bestand	E	1970	1	0,700	0,600	0,550
Hettemåke	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Hvitlyng	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Overskridelser nedfallnedfall	N-planter	karplanter, moser og lav?			overskridelse tålegrense	D	tålegrense	1	1,000	1,000	1,000
Småsalamander	virveldyr	amfibie		A	tilstandsklasse	E	Opprinnelig bestand	1	0,717	0,691	0,691
Storsalamander	virveldyr	amfibie	sårbar	A		E	Opprinnelig bestand	1	0,627	0,609	0,609
Sveltstarr	planter	karplanter			tilstandsklasse	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Svømmesnipe	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	1970	1	0,830	0,830	0,830
Torvull	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Trane	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	2008, antatt metta bestand	1	0,300	0,500	1,000
Vanlig frosk	amfibie	amfibie			tilstandsklasse	E	Opprinnelig bestand	1	0,751	0,688	0,688
ÅPENT LAVLAND											
Gjengroing kyst-lynghei	planter, surrogat	karplanter		A	tilstandsklasse	D + E	ca 1900, områder i god hevd	1	0,347	0,253	0,253
Gaupe	virveldyr	pattedyr	sårbar		antall ynglinger	D + E	potensial for antall reproduserende enheter (tilgjengelig habitat/ homerange)	1	0,217	0,217	0,228
Gjengroing grasmark	planter, surrogat	karplanter		A	tilstandsklasse	E	ca 1900, områder i god hevd	1	0,476	0,361	0,345
Havørn	virveldyr	fugl		B		E	mettet bestand	1	0,740	0,900	1,000
Hjort	virveldyr	pattedyr		B	antall vinterdyr / km ²	D + E	antatt tetthet rundt år 1000. "potensiell tetthet ved tilstedeværelse av rovvilt"	0,5	0,363	0,624	0,683
Hubro	virveldyr	fugl	sterkt truet	A	relativ bestand	E	1970	1	0,800	0,670	0,670
Nitrogennedfall	planter, sopp& lav, surrogat	lav, karplanter, moser		Fo	overskridelse tålegrense	D	tålegrense	1	1,000	1,000	1,000

Rådyr	virveldyr	pattedyr		B, K	antall vinterdyr / km ²	D	antatt tetthet rundt år 1000. "potensiell tetthet ved tilstedeværelse av rovvilt"	0,5	0,820	0,980	1,000
Sanglerke	virveldyr	fugl		A	relativ bestand	E	1970	1	0,670	0,170	0,070
Skjære	virveldyr	fugl		Fo	relativ bestand	E	1970	1	0,800	0,800	0,800
Storspove	virveldyr	fugl		A	relativ bestand	E	1970	1	0,770	0,500	0,330
Stær	virveldyr	fugl		A, B	relativ bestand	E	1970	1	0,870	0,530	0,670
Vipe	virveldyr	fugl		A	relativ bestand	E	1970	1	0,500	0,500	0,500
SKOG											
Alger på bjørk	planter, surrogat	alger, lav		Fo	tilstandsklasse	E	Opprinnelig bestand	1	1,000	0,957	0,957
Blåbær	planter	karplanter		A	hektar	D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	118259	0,038	0,038	0,038
Brunbjørn	virveldyr	pattedyr	sterkt truet	A, B	ynglende binner	D + E	potensial for antall reproduserende enheter (tilgjengelig habitat/ homerange)	1,06	0,000	0,007	0,007
Elg	virveldyr	pattedyr		B	antall vinterdyr / km ²	D + E	potensiell tetthet ved tilstedeværelse av rovvilt	0,5	0,869	0,893	0,891
Etasjemose (t)	planter	mose		K	tilstandsklasse	D + E	1988	1	0,872	0,693	0,684
Fugletelg fjellbjørkeskog	planter	karplanter		Fo	tilstandsklasse	D + E	1990	2,7	1,000	0,853	0,841
Fugletelg granskog	planter	karplanter		Fo	forekomst (%)	D + E	1992	19,5	0,934	0,717	0,609
Gammelskog på høy bonitet	virvelløse dyr, surrogat	sopp & lav,	flere	A	hektar	D + E	Totalt areal av høy bonitet	128590	0,014	0,018	0,018
Gaupe	virveldyr	pattedyr			antall ynglinger	D + E	potensial for antall reproduserende enheter (tilgjengelig habitat/ homerange)	0,87	0,217	0,217	0,228
Granmeis	virveldyr	fugl		A		E	1970	1	0,670	0,670	0,670
Hjort	virveldyr	pattedyr		B	antall vinterdyr / km ²	D + E	antatt tetthet rundt år 1000. "potensiell tetthet ved tilstedeværelse av rovvilt"	0,5	0,363	0,624	0,683

Hønsenhauk	virveldyr	fugl	sårbar	A	antall	D	1890	672	0,157	0,148	0,139
Kattugle	virveldyr	fugl		K	relativ bestand	E	2008, antatt metta bestand	1	0,300	0,600	1,000
Kongeørn	virveldyr	fugl		B		E	2008, antatt metta bestand	1	0,900	1,000	1,000
Kvistlav (t)	sopp & lav	lav		K	% dekning	D + E	1990	0,95	1,000	0,696	0,581
Lirype	virveldyr	fugl		B	antall skutt korrigert for jaktintensitet	D + E	1971-75	29072	0,962	0,887	0,587
MiS eldre lauv-suksjesjon	virvelløse dyr, sopp & lav, surrogat	flere	A	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	16752	0,545	0,545	0,545
MiS gamle trær	virvelløse dyr, sopp & lav, surrogat	flere	A	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	65840	0,266	0,266	0,266
MiS rik bakkevegetasjon	planter + virvelløse dyr, sopp?, surrogat	flere	A	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	21296	0,863	0,863	0,863
MiS rikbarkstrær	planter + virvelløse dyr, sopp & lav?, surrogat	flere	A	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	1590	1,000	1,000	1,000
MiS trær med hengelav	sopp & lav, surrogat	flere	A, Fo	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	24207	1,000	1,000	1,000
MiS liggende død ved	virvelløse dyr, sopp & lav?, surrogat	flere	A	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	241280	0,724	0,724	0,724
MiS stående død ved	virvelløse dyr, sopp & lav?, surrogat	flere	A	hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	54935	0,659	0,659	0,659
Osp- landskogtakseringen	virveldyr, sopp, lav, moser, surrogat	flere		hektar		D + E	"Naturskog" som definert i Landskogtakseringen	2995	0,007	0,007	0,007
Overskridelser N-nedfallnedfall	planter, surrogat			overskridelse tålegrense		D	tålegrense	1	1,000	1,000	1,000
Rådyr	virveldyr	pattedyr		B, K	antall vinterdyr / km ²	D	potensiell tetthet ved tilstedeværelse av rovvilt	0,5	0,820	0,980	1,000
Smyle	planter	karplanter		Fo	tilstandsklasse	D + E	1988	1	0,931	0,933	0,933

Snømållav	sopp & lav	lav		K	% dekning	D + E	1990	14,4	1,000	0,891	0,862
Storfugl	virveldyr	fugl		A, B	antall skutt korrigert for jaktintensitet	D + E	1971-75	1022	1,000	1,000	0,923
Tretåspett	virveldyr	fugl		A	relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Ulv	virveldyr	pattedyr	kritisk truet	B	antall ynglinger	D + E	potensial for antall reproduserende enheter (tilgjengelig habitat/ homerange)	0,85	0,000	0,000	0,000
FJELL											
Buefrytle	planter	karplanter		K	relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Fjellburkne	planter	karplanter		K	relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	0,900
Fjellgulaks	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	0,950
Fjellpryd	planter	karplanter		K	relativ bestand	E	1970	1	1,000	0,990	0,990
Fjellrev	virveldyr	pattedyr	kritisk truet	B, K, A	antall ynglinger	D + E	potensial for antall ynglinger (tilgjengelig habitat/ homerange)	4,83	0,183	0,167	0,167
Fjellrype	virveldyr	fugl		B	antall skutt korrigert for jaktintensitet	D + E	1971-75	16353	0,676	0,755	0,383
Greplyng	planter	karplanter		K	relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Gullris	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Hestespreng	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	0,900	0,900	0,950
Høyfjellskarse	planter	karplanter		K	relativ bestand	E	1970	1	0,950	0,950	0,950
Jaktfalk	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	2005, antatt metta bestand	1	1,000	1,000	1,000
Jerv	virveldyr	pattedyr	sterkt truet	A, B	antall ynglinger	D + E	potensial for antall reproduserende enheter (tilgjengelig habitat/ homerange)	3,12	0,109	0,109	0,155
Lappspurv	virveldyr	fugl				E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Lirype	virveldyr	fugl		B	antall skutt korrigert for jaktintensitet	D + E	1971-75	29072	0,962	0,887	0,587
Rypebær	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	0,950	0,950	0,950
Snøspurv	virveldyr	fugl			relativ bestand	E	1970	1	1,000	1,000	1,000
Stivstarr	planter	karplanter			relativ bestand	E	1970	1	0,990	0,990	0,990

Trefingerurt	planter	karplanter		K	relativ bestand	E	1970	100	0,950	0,950	0,900
Villrein	virveldyr	pattedyr		A, B	antall vinterdyr	D + E	fastsatt bestandsmål	2110	0,916	0,980	0,914
HAV											
Dyreplankton lite	virvelløse dyr	evertebrat									
Dyreplankton mellomstort	virvelløse dyr	evertebrat									
Dyreplankton stort	virvelløse dyr	evertebrat									
Korallrev	virvelløse dyr	invertebrat		B							
Kvitnos	virveldyr	pattedyr									
Kvitsjeving	virveldyr	pattedyr		B							
KYST											
Alke	virveldyr	fugl		B							
Bløtbunn artssammensetning	virvelløse dyr, surrogat	invertebrat									
Bløtbunn børstemark	virvelløse dyr	invertebrat		B							
Bløtbunnstrender littoralsone	virvelløse dyr	surrogat invertebrat?		A, Fo							
Fjorder med lavt oksygen	virvelløse dyr	surrogat invertebrat?		Fo							
Grisetang	planter	alger		B, Fo							
Hardbunn artssammensetning	virvelløse dyr+ planter	invertebrat + alger									
Hardbunnsvegetasjon alger	planter	alger		Fo, K							
Nise	virveldyr	pattedyr		B							
Planteplankton arter	planter	alger		Fo, K							
Vandrefalk	virveldyr	fugl		Fo							
Øyekorall	virvelløse dyr	invertebrat		B							
FERSKVANN											
Blåvingevannymfe	virvelløse dyr	invertebrat		Fo							
Broddtjønnaks	planter	karplanter		A, Fo							
Dyreplankton tetthet	virvelløse dyr	invertebrat		A, Fo							
Edelkreps	virvelløse dyr		sterkt truet	A, Fo							
Planteplankton biovolum	planter, surrogat	alger									

Planteplankton klorofyll a	planter	alger		Fo							
Raddum 1 bunndyr elv	virvelløse dyr	invertebrat		Fo							
Raddum 1 bunndyr innsjø	virvelløse dyr	invertebrat		Fo							
Raddum 2 bunndyr elv	virvelløse dyr	invertebrat		Fo							
Skjoldkreps	virvelløse dyr	kreps		Fo							
Stor vannkalv	virvelløse dyr	invertebrat									
Vanlig marflo	virvelløse dyr	invertebrat									
MYR OG VÅTMARK											
Engstarr	planter	karplanter									
Jåblom	planter	karplanter									
Kornstarr	planter	karplanter									
Molte	planter	karplanter									
Myrsnelle	planter	karplanter									
Stjernestarr	planter	karplanter									
Sveltull	planter	karplanter									
ÅPENT LAVLAND											
Pilfink	virveldyr	fugl									
Røsslyng	planter, surrogat	moser, karplanter		A							

SKOG											
Bever gnagespor	virveldyr	pattedyr									
Død ved liggende bar/lauv	surrogat virvel-løse dyr			A							
Død ved stående bar/lauv	surrogat			A							
Død ved i gammel-skog	surrogat			A							
MiS hule lauvtrær	surrogat, sopp & lav?,		flere	A							
MiS brannflater	sopp & lav, surrogat	sopp (karplanter)	flere	A							
Sjiktning i skog	virveldyr, surrogat	fugl									
FJELL											
Jervrapp	planter	karplanter									
Polarlusegras	planter	karplanter									
Reinlav	planter	lav									
Vardefrytle	planter	karplanter		K							

1.4 Transformerte data

	Indikator	Måleenhet	Transformasjon	Kommentar
1	Etasjemose	Prosent dekning	$T = (100 - T_{m\grave{a}lt}) / (100 - T^*)$	Økning i dekning av etasjemose (som respons på klima) medfører utskygging av andre arter.
2	Smyle, granskog	Prosent dekning	$T = (100 - T_{m\grave{a}lt}) / (100 - T^*)$	Arten indikerer forurensing (gjødsling) som medfører endring i artsmangfold.
3	Kvistlav	Prosent dekning	$T = 1/T_{m\grave{a}lt}$	1990 er referanseår. Arten indikerer klimaendring.
4	Fossekall	Relativ bestand	$T = 1/T_{m\grave{a}lt}$	1970 er referanseår. Arten indikerer klimaendring.
5	Skjære	Relativ bestand	$T = 1/T_{m\grave{a}lt}$	1970 er referanseår. Dataene er transformert da skjære indikerer søppel
6	Vintererle	Relativ bestand	$T = 1/T_{m\grave{a}lt}$	Vintererle indikerer klimaendring og øker i mengde i forhold til referanseåret 1970.
7	Planteplankton, klorofyll a	µg/L	$T = T_{maks} - T_{m\grave{a}lt}$	Indikerer økt næringsanriking som medfører endring i artsmangfold. T_{maks} er maksimumsverdi observert i Trondheim (2,4 µg/L).
8	Alger på bjørk			Indikerer nedgang i artsrikdom i lavsamfunn, Tjeldbergodden har algedekning øka fra 1.8 i 1994 til 6.2 i 1999 (6 overvåkingsfelt à 8 tre). Kombinasjon av fuktighet, nedbørsmengde og nitrogen i lufta. Tilstandsklasse 0,9 betyr 0-20% økning i perioden

1.5 Personer som har bidratt med data

Ekspertgruppen som har vurdert fugl er: Jan Ove Gjershaug (NINA), Georg Bangjord (SNO), Magne Husby (Høgskolen i Nord-Trøndelag), Per Gustav Thingstad (Vitenskapsmuseet, Trondheim). Bodil Wilmann NINA har tilrettelagt data for ekspertvurdering av karplanter, lav og alger på trær

Indikator	Bidragstere
HAV	
Brosme	HI; Føydis Rist Bogetveit
Finnhval	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
Grønlandssel	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
Havhest	HI;
Hyse	HI; Føydis Rist Bogetveit
Klappmyss	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
Knølhval	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
Kolmule	HI; Føydis Rist Bogetveit
Lange	HI; Føydis Rist Bogetveit
Makrell	HI; Føydis Rist Bogetveit
Norsk vårgytende sild	HI; Føydis Rist Bogetveit
Planteplankton	HI; Føydis Rist Bogetveit
Reker	HI; Føydis Rist Bogetveit
Sei	HI; Føydis Rist Bogetveit
Torsk	HI; Føydis Rist Bogetveit
Vågehval	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
KYST	
Bløtbunn artsindeks fauna	NIVA: Brage Rygg
Breiflabb	HI; Føydis Rist Bogetveit
Brisling	HI; Føydis Rist Bogetveit
Dvergsivaks	NIVA: Marit Mjelde
Europeisk hummer	HI; Føydis Rist Bogetveit
Havert	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
Havørn	NINA: Torgeir Nygård
Krabbe	HI; Føidis Rist Bogetveit
Krykkje	NINA: Svein Håkon Lorentsen
Kysttorsk	HI; Føydis Rist Bogetveit
Lomvi	NINA: Svein Håkon Lorentsen
Lunde	NINA: Svein Håkon Lorentsen
Oter	NINA: Thrine Heggberget
Planteplankton klorofyll a	NIVA: Torbjørn Johnsen, Kai Sørensen
Sandskjell	NIVA: Eivind Oug
Skjærpipelerke	Ekspertgruppe: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Steinkobbe	HI; Arne Bjørge, Nils Øien
Stort kamskjell	HI; Øivind Strand
Stortare	NIVA: Trine Bekkby
Toppskarv	NINA: Svein Håkon Lorentsen
Ærfugl	NINA: Svein Håkon Lorentsen
Ålegras	NIVA: Trine Bekkby

FERSKVANN	
AIP-indeks begroingsalger	NIVA: Susanne Schneider
ASPT-indeks bunndyr	NIVA: Torleif Bækken
Ørret	NINA: Trygve Hesthagen, Ola Ugedal
Dyreplankton artssammen- setning	NINA: Bjørn Walseng
Elvemusling	NINA: Bjørn Meidell Larsen
Fiskemåke	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Fossefall (t)	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Laks	NINA: Peder Fiske, Ketil Hindar
Oter	NINA: Thrine Heggberget
Smålom	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Storlom	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Vannplanter	NIVA: Marit Mjelde
Vintererle (t)	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
MYR OG VÅTMARK	
Breiull	Anders Often
Engmarihand	Anders Often
Hettemåke	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Hvitlyng	Anders Often
Overskri. N- tålegrense	NIVA: Thorjørn Larssen
Småsalamander	Vitenskapsmuseet Tr.heim.: Jon Kristian Skei
Storsalamander	Vitenskapsmuseet Tr.heim.: Jon Kristian Skei
Sveltstarr	Anders Often
Svømmesnipe	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Torvull	Anders Often
Trane	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Vanlig frosk	Vitenskapsmuseet Tr.heim.: Jon Kristian Skei
ÅPENT LAVLAND	
Gjengroing kystlynghei	Bioforsk: Liv Nilsen
Gaupe	NINA: Henrik Brøset
Gjengroing grasmark	Bioforsk: Ann Norderhaug, Bolette Bele
Havørn	NINA: Torgeir Nygård
Hjort	NINA: Erling Solberg
Hubro	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Overskri. N- tålegrense	NIVA: Thorjørn Larssen
Rådyr	NINA: Erling Solberg
Sanglerke	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Skjære	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Storspove	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Stær	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Vipe	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
SKOG	
Alger på bjørk	NINA: Inga Bruteig, Bodil Wilman
Blåbær	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
Brunbjørn	NINA: Henrik Brøset
Elg	NINA: Erling Solberg
Etasjemose (t) granskog	Skog og landskap: Tonje Økland
Fugletelg fjellbjørkeskog	NINA: Per Arild Aarrestad
Fugletelg granskog	Skog og landskap: Tonje Økland

Gammelskog på høy bonitet	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
Gaupe	NINA: Henrik Brøset
Granmeis	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Hjort	NINA: Erling Solberg
Hønsehauk	NINA: Torgeir Nygård
Kattugle	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Kongeørn	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Kvistlav	NINA: Inga Bruteig
Lirype	NINA: Hans Christian Pedersen
MiS eldre lauvsuksjesjon	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
MiS gamle trær	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
MiS rik bakkevegetasjon	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
MiS rikbarkstrær	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
MiS trær med hengelv	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
MiS liggende død ved	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
MiS stående død ved	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
Osp	Skog og landskap: Jan Erik Nilsen
Overskr. N-tålegrense	NINA: Thorjørn Larssen
Rådyr	NINA: Erling Solberg
Smyle- granskog	Skog og landskap: Tonje Økland
Snømållav	NINA: Inga Bruteig
Storfugl	NINA: Hans Christian Pedersen
Tretåspett	Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Ulv	NINA: Henrik Brøset
FJELL	
Buefrytle	NINA: Anders Often
Fjellburkne	NINA: Anders Often
Fjellgulaks	NINA: Anders Often
Fjellpryd	NINA: Anders Often
Fjellrev	NINA: Nina Eide
Fjellrype	NINA: Hans Christian Pedersen
Greplyng	NINA: Anders Often
Gullris	NINA: Anders Often
Hestespreng	NINA: Anders Often
Høyfjellskarse	NINA: Anders Often
Jaktfalk	NINA: Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Jerv	NINA: Henrik Brøset
Lappspurv	NINA: Ekspertgruppe fugl: Kontaktperson Gjershaug, NINA
Lirype	NINA: Hans Christian Pedersen
Rypebær	NINA: Anders Often
Snøspurv	NINA: Anders Often
Stivstarr	NINA: Anders Often
Trefingerurt	NINA: Anders Often
Villrein	NINA: Olav Strand

1.6 Arter med internasjonale rapporteringskrav

Dokumentet lister arter og surrogater som inngår i biologisk mangfold indikatorer til European Environmental Agency (SEBI se side 12 i NINA-rapport 347, 2008 for detaljer), nordiske bærekraftindikatorer og vanndirektivet (VRD). Artene som inngår i SEBI- 3-indikatoren står på Habitat- og fugledirektivets artslister. EU-landene må rapportere på disse artene til EU-kommisjonen. European Environmental Agency (EEA) har valgt å bygge SEBI-3 indikatoren på landenes rapportering. Dette dokumentet lister kun de artene i habitat- og fugledirektivet som finnes i fastlands-Norge. Norge er ikke bundet av habitat- og fugledirektivet, og rapporterer derfor ikke på artene til EU kommisjonen (ei heller EEA) per 2008. For øvrig er artslisten identisk med arts-listen til Bernkonvensjonen som Norge er bundet av. Øvrige SEBI indikatorer bygger på andre datakilder enn EU-landenes rapportering. Norge rapporterer på noen av disse indikatorene.

Dokumentet inneholder også en oversikt over arter som inngår i forslaget til nordiske bærekraftindikatorer, samt vanndirektivets biologiske parametere som inngår som et vurderingsgrunnlag når status skal rapporteres

Indikator	inngår i indikator	Naturtype
introduserte arter (NOBABIS)	nordisk bærekraft-indikator	alle
overskridelse tålegrenser nitrogen	SEBI9	alle
asp	SEBI3	ferskvann
bekkeniøye	SEBI3	ferskvann
bunndyr, diversitet-	VRD	ferskvann
bunndyr, indikatorarter	VRD	ferskvann
bunndyr, tetthet	VRD	ferskvann
dyreplankton, diversitet	VRD	ferskvann
dyreplankton, indikatorarter	VRD	ferskvann
dyreplankton, tetthet	VRD	ferskvann
elvemusling	SEBI3	ferskvann
elveniøye	SEBI3	ferskvann
en vannkalvart <i>Graphoderus bilineatus</i>	SEBI3	ferskvann
fisk, alder, art og størrelsesfordeling	VRD	ferskvann
fisk, tetthet	VRD	ferskvann
flytegro	SEBI3	ferskvann
horndykker	SEBI3	ferskvann
hvitfinnet steinulke	sebi3	ferskvann
karplanter og kransalger, artssammensetning	VRD	ferskvann
karplanter og kransalger, nedre voksegrense	VRD	ferskvann
karplanter og kransalger, tetthet	VRD	ferskvann
kjempevannkalv <i>Dysticus latissimus</i>	SEBI3	ferskvann
laks	SEBI3	ferskvann
mykt havfruegras <i>Najas flexilis</i>	SEBI3	ferskvann
oter	SEBI3	ferskvann
planteplankton, artssammensetning	VRD	ferskvann
planteplankton, biovolum	VRD	ferskvann
planteplankton, klorofyll a	VRD	ferskvann
risikogruppe - karakteriseringsresultat	VRD	ferskvann
sangsvane	SEBI3	ferskvann
smålom	SEBI3	ferskvann
stor salamander	SEBI3	ferskvann

stor torvlibelle <i>Leucorrhinia pectoralis</i> AT, B VU	SEBI3	ferskvann
storlom	SEBI3	ferskvann
hengegras <i>Arctophila fulva</i>	SEBI3	ferskvann, våtmark
dvergarve	SEBI3	fjell
dvergperlemorvinge	SEBI3	fjell
fjellrev	SEBI3	fjell
jordugle	SEBI3	fjell
Kalkarve	SEBI3	fjell
kluftstarr <i>Carex holostoma</i>	SEBI3	fjell
snøfrytle <i>Luzula nivalis</i>	SEBI3	fjell
snøugle	SEBI3	fjell
tinderublom <i>Draba cacuminum</i>	SEBI3	fjell
fjellnøkleblom	SEBI3	fjell, jordbrukslandskap
blåstrupe	SEBI3	fjell, skog
boltit	SEBI3	fjell, skog
brunbjørn	SEBI3	fjell, skog
heilo	SEBI3	fjell, skog
sibirnattfiol	SEBI3	fjell, skog
kongeørn	SEBI3	fjell, skog,
russegras <i>Arctagrostis latifolia</i>	SEBI3	fjell, skog, våtmark
dobbeltbekkasin	SEBI3	fjell, skog, myr og våtmark
myrhauk	SEBI3	fjell, våtmark, skog
alle større kommersielle fiskebestander (=x bestander)	sebi21	hav
hyse	inngår i sebi21?	hav
komule	inngår i sebi21?	hav
lodde	inngår i sebi21?	hav
makrell	inngår i sebi21?	hav
norsk vårgytende sild	inngår i sebi21?	hav
sei	inngår i sebi21?	hav
torsk, gytebestand	nordisk bærekraftindi- kator	hav
havniøye	SEBI3	hav, ferskvann
jordbruk: Nitrogenbalanse	SEBI19	jordbrukslandskap
jordbruksområder med ekstensiv drift	SEBI20-a	jordbrukslandskap
Oslosildre <i>Saxifraga osloensis</i>	SEBI3	jordbrukslandskap
åkerrikse	SEBI3	jordbrukslandskap
dvergmaringnøkke	SEBI3	jordbrukslandskap, kyst
fiskeørn	SEBI3	ferskvann, skog
hauksanger	SEBI3	jordbrukslandskap, skog
hortulan	SEBI3	jordbrukslandskap, skog
tornskate	SEBI3	jordbrukslandskap, skog
vepsevåk	SEBI3	jordbrukslandskap, skog
gytebestand torsk	nordisk bærekraft- indikator	kyst
havert	SEBI3	kyst
havørn	SEBI3, nordisk bære- kraft	kyst
introduserte arter (NOBABIS)	nordisk bærekraft- indikator	kyst
invertebrater, bløtbunn (bl.a. tetthet/ vo- lum)	VRD	kyst

invertebrater, hardbunn (bl.a. tetthet/volum)	VRD	kyst
kongekrabbe	nordisk bærekraftindikator	kyst
nise	SEBI3	kyst
oter	SEBI3	kyst
planteplankton, artssammensetning	VRD	kyst
planteplankton, biovolum	VRD	kyst
planteplankton, klorofyll a	VRD	kyst
risikogruppe - karakteriseringsresultat	VRD	kyst
steinkobbe	SEBI3	kyst
tang og tare, ålegras, artssammensetning	VRD	kyst
tang og tare, ålegras, dekningsgrad	VRD	kyst
økologisk risiko	VRD	kyst
makrellterne	SEBI3	kyst, ferskvann
rødnebbterne	SEBI3	kyst, ferskvann
rødnebbterne	SEBI3	kyst, ferskvann
havsvale	SEBI3	kyst, marint miljø
stormsvale	SEBI3	kyst, marint miljø
«Tromsvalmue» <i>Papaver radicatum</i> «ssp. Hyperboreum	SEBI3	land
buttklokkemose	SEBI3	land
dvergfalk	SEBI3	land
fugleindeks	SEBI1, norsk bærekraftindikator	land
grårublom	SEBI3	land
hedlundrogn [Fagerrogn]	SEBI3	land
hubro	SEBI3	land
huldrebekkemose	SEBI3	land
jaktfalk	SEBI3	land
jerv	SEBI2	land
kalkfiol <i>Viola rupestris ssp. relict</i>	SEBI3	land
korshesterumpe <i>Hippuris tetraphylla</i>	SEBI3	land
lappaustmose	SEBI3	land
læstadiusvalmue	SEBI3	land
marisko	SEBI3	land
oremose	SEBI3	land
polarblåvinge <i>agriades glandon aquilo</i>	SEBI3	land
polarvinge (sommerfugl)	SEBI3	land
rosekarse <i>Braya linearis</i>	SEBI3	land
russerburkne	SEBI3	land
sporebustehette	SEBI3	land
storskortemose	SEBI3	land
teppesaltgras <i>Puccinellia phryganodes</i>	SEBI3	land
trelerke	SEBI3	land
brushane	SEBI3	myr og våtmark
finnmarksnøkleblom <i>Primula nutans ssp. finmarchia</i>	SEBI3	myr og våtmark
grønnstilk	SEBI3	myr og våtmark
kveinhavre <i>Trisetum subalpestre</i>	SEBI3	myr og våtmark
myrsildre <i>Saxifraga hirculus</i>	SEBI3	myr og våtmark
sivhauk	SEBI3	myr og våtmark

smal knøttsnegl	SEBI3	myr og våtmark
småjonsokblom	SEBI3	myr og våtmark
stakesvanemose	SEBI3	myr og våtmark
stakesvanemose	SEBI3	myr og våtmark
trane	SEBI3	myr og våtmark
kalkkildeknøttsnegl	SEBI3	myr og våtmark, ferskvann
kommasmyger <i>Hesperia comma catena</i> AL	SEBI3	myr og våtmark, ferskvann
myrrikse	SEBI3	myr og våtmark, ferskvann
rikmyrknøttsnegl	SEBI3	myr og våtmark, ferskvann
evjeslirekne <i>Persicaria foliosa</i>	SEBI3	myr og våtmark, jordbruk
dverggås	SEBI3	myr og våtmark, skog, jordbrukslandskap, ferskvann
bever	SEBI3	skog
bille-art <i>Stephanopachys linearis</i> B EN	SEBI3	skog
fravær av plantede fremmede treslag	SEBI3	skog
gaupe	SEBI3	skog
grønsko	SEBI3	skog
gråspett	SEBI3	skog
haukugle	SEBI3	skog
hvitryggspett	SEBI3	skog
jerpe	SEBI3	skog
kronetetthet (nåle og bladtap), veldig variable signaler	nordisk bærekraftindikator	skog
nattravn	SEBI3	skog
naturskog	PanEuropeisk ind	skog
nordlandsrørkvein <i>Calamagrostis chalybaea</i>	SEBI3	skog
orrugl	SEBI3	skog
perleugle	SEBI3	skog
røtvetbladmosse	SEBI3	skog
sigdfauskmose	SEBI3	skog
sinoberbille <i>Cucujus cinnaberinus</i>	SEBI3	skog
slagugle	SEBI3	skog
spurveugle	SEBI3	skog
stammesigd	SEBI3	skog
storfugl	SEBI3	skog
svartspett	SEBI3	skog
tretåspett	SEBI3	skog
ulv	SEBI3	skog
vandrefalk	SEBI3	kyst, skog
lappugle	SEBI3	skog, myr og våtmark
huldregras <i>Cinna latifolia</i>	SEBI3	skog, våtmark
lappsoleie <i>Coptidium lapponicum</i>	SEBI3	skog, våtmark
russearve	SEBI3	skog, våtmark
bredøreflaggermus	SEBI3	skog, våtmark, jordbrukslandskap

2 Åpen mark i lavlandet

av Ann Norderhaug, Liv S. Nilsen & Bolette Bele, Bioforsk

Innledning

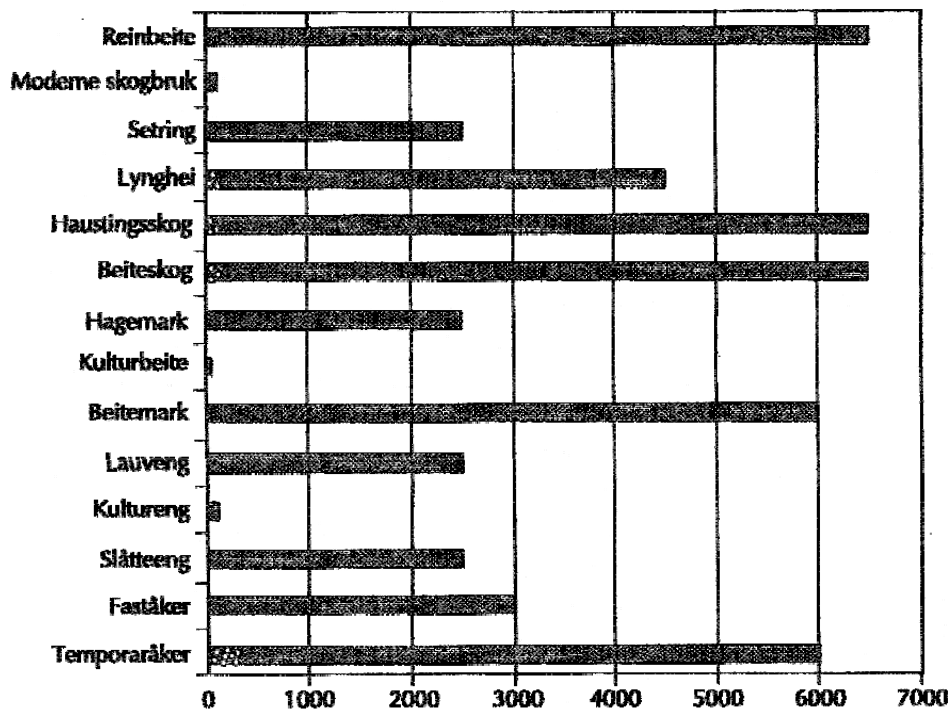
I Norge er arealet som kan brukes til dyrket mark sterkt begrenset. De siste hundre årene har dyrka mark utgjort ca. 3 % av landarealet (Moen 1998) og den har ikke dekket så store arealer i tidligere tider heller. Utmarksarealene er desto større og har gjennom årtusener spilt en meget viktig rolle for beite og førsanking (Bruteig et al. 2003). Åkrene ble først og fremst brukt til matproduksjon og måtte gjødsles for å kunne brukes år etter år. Før det fantes kunstgjødsel, var det derfor viktig å ha mange dyr og store arealer slåtte- og beitemark. Presten i Trysil beregnet i 1784 at åkerarealet utgjorde 1/4000 av sognet hans, men konstaterte at slåttemarksarealet var umulig å beregne selv for hundre landmålere (Visted & Stigum 1951). Tretvik & Krogstad (1999) beskriver fra Surnadal kommune at markafôret utgjorde 1/3 av de fôrenhetene som var nødvendig å ha. Beitearealene var i sin tur vanligvis flere ganger større enn slåtteaarealet (Norderhaug et al. 1999).

Den utstrakte bruken av landskapet har satt spor i vegetasjonen både langs kysten, i lavlandet og i fjellet. Stedvis og periodevis har utmarksutnyttelsen vært for hard med tanke på det biologiske mangfoldet, men totalt sett førte det førindustrielle jordbruket til økt biologisk mangfold både lokalt og nasjonalt. En rekke ulike kulturmarker dvs. kulturbetingete eller såkalt seminaturlige vegetasjonstyper ble skapt. Disse vegetasjonstypene domineres av viltvoksende arter, men de avviker fra de naturlige vegetasjonstypene bl.a. ved mengdefordelingen mellom artene. Slått og beiting skaper kulturbetinget engvegetasjon som kan være meget artsrik særlig hvis den har lang kontinuitet, ikke har vært pløyd eller gjødslet og finnes på baserik grunn. Slåttemark representerer en av de mest artsrike naturtypene vi har i Norden (Kull & Zobel 1991, Norderhaug et al. 2000).

Slåtte- og beitemarkene kan være åpne, men de kan også inneholde trær og busker. Alle slags skoger, de fleste myrer og alpine enger ovenfor skoggrensen ble brukt til og påvirket av beite og slått. Langs kysten der klimaet er mildt og dyrene kan beite ute hele året, utviklet lyngheiene seg i en vekselvirkning mellom beite, slått og brann. Det "gamle" kulturlandskapet besto av mange slike mer eller mindre kulturbetingete naturtyper i mosaikk med mer naturlig vegetasjon. Det var et lysåpent og mangfoldig landskap med plass for mange forskjellige arter av planter og dyr. På grunn av forskjeller i naturforhold og driftsmåter var det også en stor lokal og regional variasjon i kulturlandskapet som økte mangfoldet ytterligere.

Den raske utviklingen i jordbruket og samfunnet gjennom de siste hundre årene har imidlertid ført til meget store landskapsforandringer. Intensivering, spesialisering og rasjonalisering i jordbruksdriften og, ikke minst, fraflytting, brakklegging og gjengroing fører til at landskapet blir mer ensartet og innholdsløst. Landskapet er dynamisk og har selvfølgelig forandret seg på forskjellig måte opp gjennom tidene med folketall, jordbruks- og samfunnsutvikling. Det er imidlertid en stor forskjell mellom dagens og gårdagens landskapsforandringer: I dag er det ikke lenger behov for omfattende fôr høsting i utmarka. De gamle kulturmarkene som har eksistert i vårt landskap i flere tusen år (fig. 1), er derfor i ferd med å forsvinne. Med dem trues og forsvinner mange av artene, vegetasjons- og naturtypene som er knyttet til dem (Fremstad & Moen 2001, Kålås et al. 2006, Direktoratet for naturforvaltning 2006). Store deler av det biologiske mangfoldet i Norge er mer eller mindre avhengig av kulturlandskapet. Vi regner for eksempel med at ca. 600-700 av våre karplanter (gras og urter) er "engarter". En del av disse artene vokser også i våtmark, på berg og fjell, men ca. halvparten forekommer så godt som bare i engvegetasjon (Kielland-Lund 1992) og her i landet er engvegetasjon nedenfor skoggrensen stort sett kulturbetinget. Forekomsten av disse "engartene" er med andre ord avhengig av at vi opprettholder slåtte- og beitemarkene. Til engvegetasjonen er det knyttet et rikt insektsliv, blant annet mange sommerfugler. Flere av dem er sterkt spesialiserte og helt avhengig av en spesiell planteart. De trues derfor også av utviklingen. Det samme gjelder mange andre organismer bl.a.

de så kalte beitemarkssoppene. Her i landet har vi registrert 140 beitemarkssopper. 97 av dem står på den norske "rødlista" over truede arter. De opprinnelige biotopene for disse soppene eksisterer ikke lenger. De er derfor avhengige av ugjødsle beite- og slåttemark for sin fortsatte eksistens. Både beitemarkssoppene og mange andre kulturmarksarter er truet ikke bare i Norge, men også internasjonalt. For noen er situasjonen i Norge faktisk bedre enn i andre vesteuropeiske land, noe som gir oss et spesielt ansvar.



Figur 1. Kulturlandskapet er formet gjennom et samspill mellom kultur og natur i flere tusen år. De ulike kulturmarkstypene har ulik alder og brukshistorie (fra Norderhaug et al. 1999).

Metode

Soria-Moria erklæringen presiserte spesielt at kulturlandskapet skulle være en del av naturindeksen. I begrepet kulturlandskap inngår både områder med dyrka mark og kulturmarker. Konseptet med "opprinnelig" kan ikke benyttes på områder med semi-naturlig mark. Vi har i stedet lagt tilstanden for ca. 100 år siden som referansegrunnlag, selv om bruken av semi-naturlig slåtte- og beitemark hadde gått tilbake alt da. Grunnen til dette valget er at utnyttelsen under 1800-tallet stedvis og periodevis var for sterk for å være optimal for det biologiske mangfoldet. Å gå lenger tilbake i tid for å beskrive et optimalt forhold/referansetilstand vanskeligjøres av at det da ikke finnes tilstrekkelig gode data å basere seg på. I første halvdel av 1900-tallet var det moderne jordbruket introdusert, men mange steder i landet var det likevel helt fram til ca. 1950 fortsatt et allsidig jordbrukssystem med god utnytting av de gamle kulturmarkene og utstrakt bruk av utmarka i skogen og på fjellet. Denne typen jordbruk stod på mange måter nærmere det førindustrialiserte jordbruket enn dagens høymekaniserte jordbruk og ga gode betingelser for det biologiske mangfoldet knyttet til kulturlandskap.

"Åpent lavland" omfatter i Naturindeks åpen semi-naturlig slåtte- og beitemark nedenfor skogsgrensen. Beitepåvirket strandeng omfattes av begrepet, men ikke tresatte kulturmarker som lauveng, hagemark og skogsbeite og ikke slåttemyr.

I arbeidet med Naturindeks har vi for kystlynghei og "åpent lavland" prøvd å gi en gjennomsnittlig verdi basert på gjenværende % verdifulle arealer i de ulike Trøndelagskommunene.

Tilstandsklasse	Tallverdi	Gjennomsnittlig verdi for åpent lavland i kommunen er avhengig av gjenværende % verdifullt åpent lavland
Referanse verdi:	1	Optimal = alle semi-naturlige arealer i tradisjonell drift
Svært god:	0,9	100-80 % av gjenværende arealer er verdifulle
God:	0,7	80-60 %
Moderat:	0,5	60-40 %
Dårlig:	0,3	40-20 %
Svært dårlig:	0,1	20-0 %

Tilstandsvurderingene er først og fremst basert på opplysninger fra Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap (for 1990; Nilsen 1996, Liavik 1996) samt biomangfoldregistreringer (for 2000 og 2005; kommunevis rapporter, Naturbasen, skjøtelsesplaner og lignende samt Moen et al. 2006a).

Selv om kulturlandskap får stadig større oppmerksomhet og SMIL-midler og de Regionale miljøprogrammene muliggjør skjøtsel av en del verdifulle områder, er status likevel totalt sett dårlig i Trøndelag i sammenligning med referansesituasjonen. Heller ikke i verneområder der kulturlandskap inngår, blir skjøtsel prioritert. Bare i noen få områder som Sølendet naturreservat på Røros drives det en aktiv skjøtsel. I mange verneområder går derfor viktige verneverdier tapt.

Det kunne med andre ord være grunn til å sette verdi 0,3 = dårlig (eller 0,1 = svært dårlig) på alle kommunene i sammenligning med referanseverdien. For å markere at norske kommuner i sammenligning med mange andre vesteuropeiske land fortsatt har relativt mye igjen av verdifulle kulturmarker, har vi imidlertid valgt å framheve kommuner som vi positivt vet har "stjerneområder" (Moen et al. 2006a) eller flere spesielt verdifulle kystlynghei- eller "åpent lavlandområder", ved å gi dem verdien 0,5. De fleste av kommunene har fått verdien 0,3 og noen få har fått verdien 0,1.

Vi mener at den valgte metoden vil kunne gi et oversiktsbilde av status for kulturlandskapets biologiske mangfold. Metoden har imidlertid flere svakheter. Den er først og fremst for grov for å gi et riktig godt bilde av situasjonen. Tolking av CIR-flybilder gir en langt bedre og mer detaljert kunnskap. Denne metoden brukes i Sverige for overvåking av biologisk mangfold. Noen pilotprosjekter i Norge har vist at det er en god metode for å identifisere "hotspots" og gi et godt bilde av status for biologisk mangfold også i det norske kulturlandskapet. Tolking av CIR-flybilder er imidlertid en langt mer arbeidskrevende metode enn den som nå er valgt. En annen svakhet er perioden som er valgt, 1990-2005, ikke tilstrekkelig belysende for situasjonen for det biologiske mangfoldet i kulturlandskapet. De store forandringene har foregått før 1990, særlig 1950-1990. Det er derfor bare utviklingen i de gjenværende "restarealene" som kan belyses for denne perioden. Ytterligere en svakhet er at bakgrunnskunnskapen om biologisk mangfold i det norske kulturlandskapet fortsatt er ganske dårlig. Det er framskaffet mye kunnskap om kulturbetinget vegetasjon de siste decenniene, men kunnskapen om kulturlandskapets mange vegetasjonstyper og om "biologisk mangfoldsituasjonen" i de ulike kommunene er likevel mangelfull. Et annet problem er at flere viktige kulturmarker ikke blir fanget opp. Verdifulle hagemarker, skogsbeiter og slåtteyrer er registrert i flere av Trøndelagskommunene, men blir ikke identifisert gjennom den valgte metoden. For å få kulturlandskap godt inkludert i Naturindeks gjenstår derfor en god del arbeid på metodeutviklingssiden.

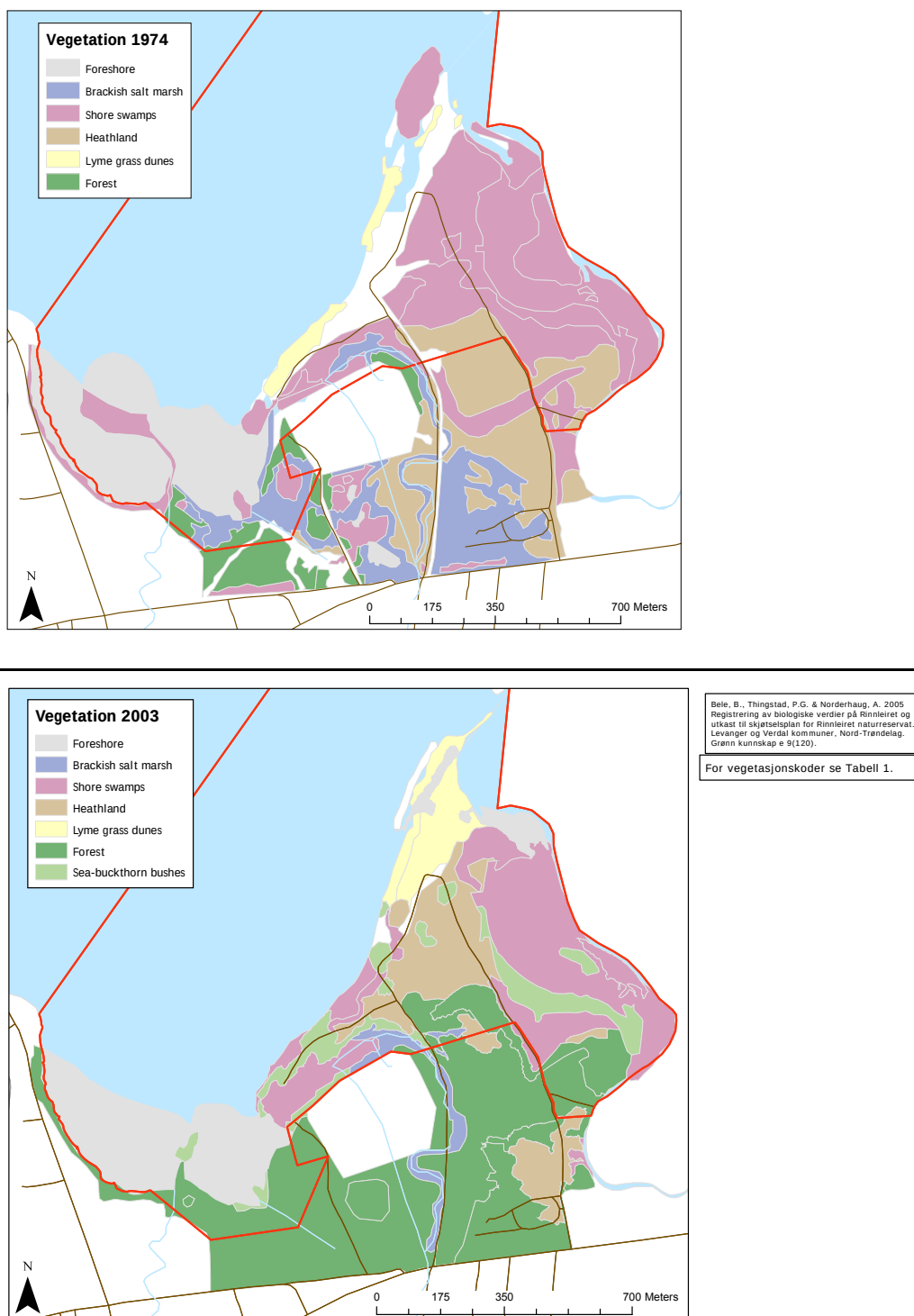
"Åpent lavland" i Trøndelag

De store landskapsforandringene som har foregått de siste hundre årene merkes tydelig i Trøndelagsfylkene. Resultatet av denne utviklingen er at det åpne mosaikkprega landskapet med sine mange, gamle kulturmarker forsvinner og det biologiske mangfoldet reduseres. Den

negative utviklingen forsterkes av at de få gamle slåtte- og beitemarkene som fortsatt er i bruk, ofte blir gjødslet, noe som også reduserer mangfoldet (bl.a. Lyngstad & Aune 2005).

Kystområdene

Langs kysten er gjengroingen omfattende. Men også skogreising, nydyrking og utbygging truer gjenværende verdifulle kulturmarker som kystlyngheiene (se nedenfor) og strandengene. Alt på 1970-tallet da Baadsvik (1974) gjennomførte undersøkelser på strandeng i Trøndelag på oppdrag fra Miljøverndepartementet, viste det seg at flere av de mest verdifulle strandengområdene ved Trondheimsfjorden enten delvis var ødelagt gjennom inngrep eller at planer om inngrep forelå. I tillegg fører opphør av beite med påfølgende gjengroing til store forandringer i strandengvegetasjonen, noe som får følger både for floraen og fuglefaunaen som er knyttet til strandengene (fig. 2; Bele et al. 2006a).



Figur 2. Vegetasjonskart over Rinnleiret i Levanger i 1974 og 2003. Området har endret seg kraftig på 30 år. Skog og kratt har fått overtaket i store areal og særlig strandengarealet har gått kraftig tilbake.

Verdifulle kystområder i Nord-Trøndelag

Moen et al. (2006a) peker ut Skeisneset i Leka som verdifull lokalitet med naturbeitemark og strandeng i tillegg til kystlynghei. Også Nærøya og Kjeksvika med baserik vegetasjon og

mange trua naturtyper og arter blir framhevet. I tillegg er det ved biomangfoldkartlegging bl.a. registrert kalkrik eng på skjellsand i Flatanger (Lyngstad et al. 2005).

Verdifulle kystområder i Sør-Trøndelag

I Bjugn finnes flere viktige kulturlandskapslokaliteter (Prestø & Lyngstad 2002). Tarva med Været er prioritert som lynghei-stjerneområde (Moen et al. 2006a), men her finnes også tørrbakker, beita strandenger m.v. Ved biomangfoldkartlegging er det også registrert strandeng bl.a. i Osen (Lyngstad & Prestø 2002). Ved Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap (Liavik 1996) ble Almenningsværet (Roan) med beite- og slåttemark i tillegg til lynghei klassifisert som klasse 1-område. Moen et al. (2006) har i tillegg klassifisert engområdene på Sørleksa i Agdenes, Sørburøy og Nordøya samt Sauøya (Froan) som A-områder.

Lavlandets fjord- og dalstrøk i Trøndelag

I lavlandets fjord- og dalstrøk har det skjedd dramatiske endringer særlig de siste femti årene. "De ekstensivt drevne og biologisk rike slåtte- og beitemarkene som var vanlige tidligere er nå i stor grad borte. I dag er det et begrenset antall virkelig gode kulturmarkslokaliteter tilbake i det intensivt drevne jordbrukslandskapet i Trøndelag" skriver Moen et al. (2006a). Dette understrekes av en undersøkelse av status for verdifull semi-naturlig slåttemark i 2006 (Bele & Norderhaug 2006), da Nord-Trøndelag rapporterte at bare 2 av 18 registrerte verdifulle enger var i bruk. I tilbakemeldingen fra Sør-Trøndelag ble det oppgitt at slike enger vanligvis er for tungvinte å drive eller tilhører eiendommer som ikke er i drift. De står derfor i fare for å gro igjen, men det finnes skjøtselplaner for tre slike slåtteenger i Oppdal. En pilotstudie av kattefot (Bele & Norderhaug 2002) viser også effekter av landskapsforandringene. Kattefot er en art som forsvinner ganske fort når en eng begynner å gro igjen. I denne pilotstudien ble 11 lokaliteter der kattefot tidligere var registrert oppsøkt på nytt. På de fleste av lokaliteten hadde kattefot alt forsvunnet eller populasjonene blitt små og mindre levedyktige. På alle lokalitetene var gjenværende planter trengt tilbake til knauser eller kanter i et gjengroende landskap.

Ugjødsla slåtte- og beitemarker i lavlandets fjord- og dalstrøk har et høyt biologisk mangfold med mange trua vegetasjonstyper (Fremstad & Moen 2001) som i sin tur rommer mange sjeldne, sårbare og trua arter. Gjenværende lokaliteter er det derfor meget viktig å ivareta. Artsrike kulturmarker med innslag av arter med sørlig og sørøstlig utbredelse finnes i utgangspunktet først og fremst i Innherred, Namdalsområdet og innover i de store elvedalene i Sør-Trøndelag (Moen et al. 2006a).

Verdifulle områder i lavlandet i Nord-Trøndelag

Kommunene Inderøy, Levanger og Frosta er meget godt kartlagte. Også Verran, Mosvik, Leksvik og Stjørdal er godt kartlagt, mens Steinkjer og Verdal bare er delvis kartlagt eller kartlagt for ganske lenge siden. Moen et al. (2006a) peker ut tre stjerneområder: Storlia i Leksvik, Kvelia i Lierne og Tautra i Frosta. På Tautra finnes ytterligere noen A-områder (Lyngstad & Aune 2005a). I Forradalen (Stjørdal) finnes også flere verdifulle områder (Rønning & Bratli 2004, Bele et al. 2006b).

Verdifulle områder i lavlandet i Sør-Trøndelag

Trondheim, Rissa, Skaun og Melhus er godt kartlagt, men resultatene fra Trondheim, Melhus og Klæbu er utilgjengelige. Resultatene fra Skaun er ikke tilgjengelige i rapportform (Moen et al. 2006a). Rissa er dominert av fulldyrka mark, men flere skogsbeiter er registrert (Bratli 2002).

Høyereliggende områder i Trøndelag

I de høyereliggende områdene i Trøndelag har de store utmarksarealene tradisjonelt vært utnyttet til seterdrift og utmarksslått. I jordbrukstelingen 1907 ble det registrert 256 km² utmarksslått i Trøndelag, selv om utmarksbruken da alt hadde begynt å gå tilbake. I Rindal kommune er 233 høyløer kartlagt. Beregninger viser at ca. 1000 tonn med utmarkshøy hvert år ble fraktet ned til gårdene her, og at ca. 15 % av landarealet mellom 250-600 m o.h. ble brukt til utmarksslått (Moen 1989). I Lierne er bare 0,4 % av det totale landarealet oppdyrket. Utmarka har der-

for spilt en ekstra viktig rolle (Bele & Norderhaug 2004). Foreløpige beregninger av fôrbehovet i Nordli sogn i Lierne for 100-150 år siden, viser at det her trengtes 1 999 242 kg vinterfôr (Bele & Norderhaug in prep.). I dag er det vanskelig å tenke seg den arbeidsinnsats en slik fôrsanking innebærer. Utmarksslåtten har i dag helt opphørt og gjennomføres bare som skjøtselstiltak, som for eksempel på Sølendet naturreservat på Røros (Øien & Moen 2006).

Seterdriften gjorde det mulig å utnytte beite- og vinterfôrressurser langt fra gården. I siste halvdel av 1800-tallet hadde 6600 gårder i Trøndelag seter, i 1939 hadde antallet gått ned til 2900 gårder (Moen et al. 2006a). I dag er tradisjonell seterdriften sjelden, men noen setrer drives, og der seterdriften opphørte seint finnes det fortsatt verdifulle kulturmarker som ikke har grodd igjen.

Verdifulle seter- og slåtteområder i høyereliggende områder i Nord-Trøndelag

I Levanger og Lierne finnes det viktige seterområder. Moen et al. (2006a) peker ut Øvre Forra i Levanger, og Rømvassetra-området i Lierne som stjerneområder (Det finnes også slåttemyr i disse områdene.)

Verdifulle seter- og slåtteområder i høyereliggende områder i Sør-Trøndelag

I Oppdal er det registrert en rekke verdifulle seterlokalteter (Jordal 2006) og Leverdalen på Nerskogen i Rennebu er også et fint seterområde. I Midtre Gauldal finnes bl.a. Budalen og i Holtålen, Selbu, Tydal og Røros finnes også aktuelle lokaliteter. Oversikten er imidlertid ikke god nok til å peke ut de beste. Moen et al. (2006a) peker ellers ut Sølendet naturreservat i Røros som stjerneområde, på grunn av de store slåttemyrene som har blitt slått og studert over meget lang tid (Øien & Moen 2006).

Kystlynghei i Trøndelag

I Norge finnes verdens nordligste kystlyngheier, og Norge har både et nasjonalt og internasjonalt ansvar i å ivareta denne naturtypen, som i våre dager er i ferd med å bli borte på grunn av gjengroing (Fremstad & Moen 2001, Nilsen 2004).

De norske kystlyngheiene er en del av det europeiske kystlandskapet som strekker seg langs Atlanterhavskysten fra Portugal til Lofoten. Hos oss dekker kystlyngheiene de ytterste kystområdene, med mildt vinterklima. Vi vet i dag at denne åpne naturtypen er et resultat av kystbefolkningens ressursbruk gjennom noen tusen år. Røsslyng (*Calluna vulgaris*) er vintergrønn, og denne lyngveksten, sammen med et mildt vinterklima, er forutsetningen for kystlyngheiene og den tradisjonelle lyngheidriften. Røsslyng er ei brukbar fôrplante når den pleies rett. Brenning, lyngslått og beiting var de tradisjonelle metodene i lyngheidriften, og husdyrene kunne gå ute om vinteren.

Kystlyngheiene er et gammelt kulturlandskap. For flere tusen år siden var dette landskapet skogkledd, og avskoginga begynte allerede i yngre steinalder. Kystbøndene formet landskapet i måten de livnærte seg på; ved kombinasjon av sesongfiske og jordbruk. Landskapet var tradisjonelt sett delt inn i ei lita innmark og ei stor utmark. På innmarka ble det dyrket gras, korn og grønnsaker, og i utmarka lå kystlyngheiene.

Flere faktorer har gjort sitt til at store areal av kystlynghei har forsvunnet. Oppdyrking og skogplanting har vært viktige faktorer. I tillegg har mange heiområder vært utsatt for fysiske inngrep i forbindelse med hus- og hyttebygging, oljeindustri, vindkraft og utbygging av samferdselsnettet. Likevel er den største trusselen for kystlyngheiene i dag opphør av bruk og mangel på skjøtsel. Kystlyngheiene gror igjen og biologiske og kulturhistoriske verdier er i ferd med å gå tapt. Kystlyngheiene er i dag sterkt truet.

Det er mange fellestrekk mellom de europeiske kystlyngheiene; fra sør til nord er det røsslyngen som dominerer, og som har vært den viktigste beiteplanten. Men det er og store regionale

forskjeller, som skyldes forskjeller i klima. Mer fuktkrevende arter, sammen med nordlige arter og fjellararter øker nordover i Trøndelag og Nordland, for eksempel dvergbjørk, rysebær og grep-lyng (*Betula nana*, *Arctous alpinus*, *Loiseleuria procumbens*). Også krekling (*Emptreum nigrum*) blir vanligere nordover og oppover mot fjellet. Disse nordligste kystlyngheiene er altså spesielle, og det betyr at Norge har et nasjonalt, men også et internasjonalt ansvar i å ivareta verdens nordligste kystlyngheier.

Skal Norge også i framtida ta vare på det som fortsatt er igjen av kystlynghei, må vi nå ta dette alvorlig. På 1800-tallet dekte disse åpne heiene ca. to prosent av det totale norske landarealet. I løpet av det siste århundret har de fleste heiområdene gjennomgått omfattende gjengroing, og i dag regner vi at ca. 80 prosent av de åpne kystlyngheiene har gått tapt. Tilstanden til det resterende arealet er urovekkende.

Kunnskap om kystlynghei i Trøndelag

Gjengroinga av kystlyngheiarealer har i de fleste kystkommuner kommet svært langt, og arealet av kystlynghei har gått drastisk tilbake de siste tiåra. Tilstanden i det som er igjen av kystlynghei er som regel dårlig/svært dårlig

De siste 10-20 åra har det vært satt fokus på å bedre kunnskapsbehovet om bruk, vern og skjøtsel av kystlynghei i Trøndelag (Moen et al. 2006a). Fremstad et al. (1991) kartla flere lokaliteter, og i kulturlandskapsregistreringene tidlig på 1990 tallet ble flere områder både i Sør- og Nord-Trøndelag utpekt som spesielt verdifulle (Liavik 1996, Nilsen 1996). Dette ble utgangspunktet for et stort arbeid med utarbeidelse av skjøtelsplaner og fokus på skjøtsel av kulturmark på kysten. Det er utarbeidet skjøtelsplaner for Skeisneset og Hortavær (Nilsen & Fremstad 2000, Nilsen & Moen 2004) i Leka, Kalvøya (Nilsen & Moen 2003) i Vikna, Kjeksvika-området og Nærøya (Nilsen 1998, Fremstad & Nilsen 2000a) i Nærøy, Brakstadøyene (Arnesen 2001, Aune 2008) i Fosnes, Aspøya (Nilsen 2000) i Flatanger og Tarva og Været (Fremstad & Nilsen 2000b) i Bjugn. På de fleste stedene drives det nå skjøtsel med utgangspunkt i skjøtelsplanene. Det er også utarbeidet en doktorgrad (Nilsen 2004) samt fire hovedfagsoppgaver om kystlynghei i Trøndelag (Doeven 2003, Johansen 2003, Velle 2003, Aasmundsen 2003). I 2004-05 ble det gjort en del ekstra registreringer blant annet i Froan i Frøya kommune (Moen et al. 2006a). Mange kystlyngheiområder er registrert i den kommunale naturtypekartlegginga fra kommunene. Trykte rapporter fra Namsos (Lyngstad & Aune 2005b), Flatanger (Lyngstad et al. 2005), Osen (Lyngstad & Prestø 2002), Roan (Engan & Bratli 2002a), Åfjord (Aune 2003), Bjugn (Prestø & Lyngstad 2002), Ørland (Engen & Bratli 2002b) er benyttet i dette arbeidet. I naturbasen finnes mange kystlyngheiområder registrert både som A, B og C områder.

Verdifulle områder i Nord-Trøndelag

I Nord-Trøndelag ble Kalvøya pekt ut som førsteprioritetsområde i Fremstad et al. (1991) og Skeisneset som andreprioritetsområde. Begge disse områdene ble plukket ut som klasse 1 lokaliteter i kulturlandskapsregistreringene (Nilsen 1996). I tillegg ble Kjeksvika-området, Brakstadøyene og Halmøya og Villa i Flatanger registrert i klasse 1. I tilleggsregistreringen av biologisk mangfold (Moen et al. 2006a) ble også Risværøy og Nærøya i Nærøy og Årdalssand i Leka vurdert som spesielt verdifulle (A områder).

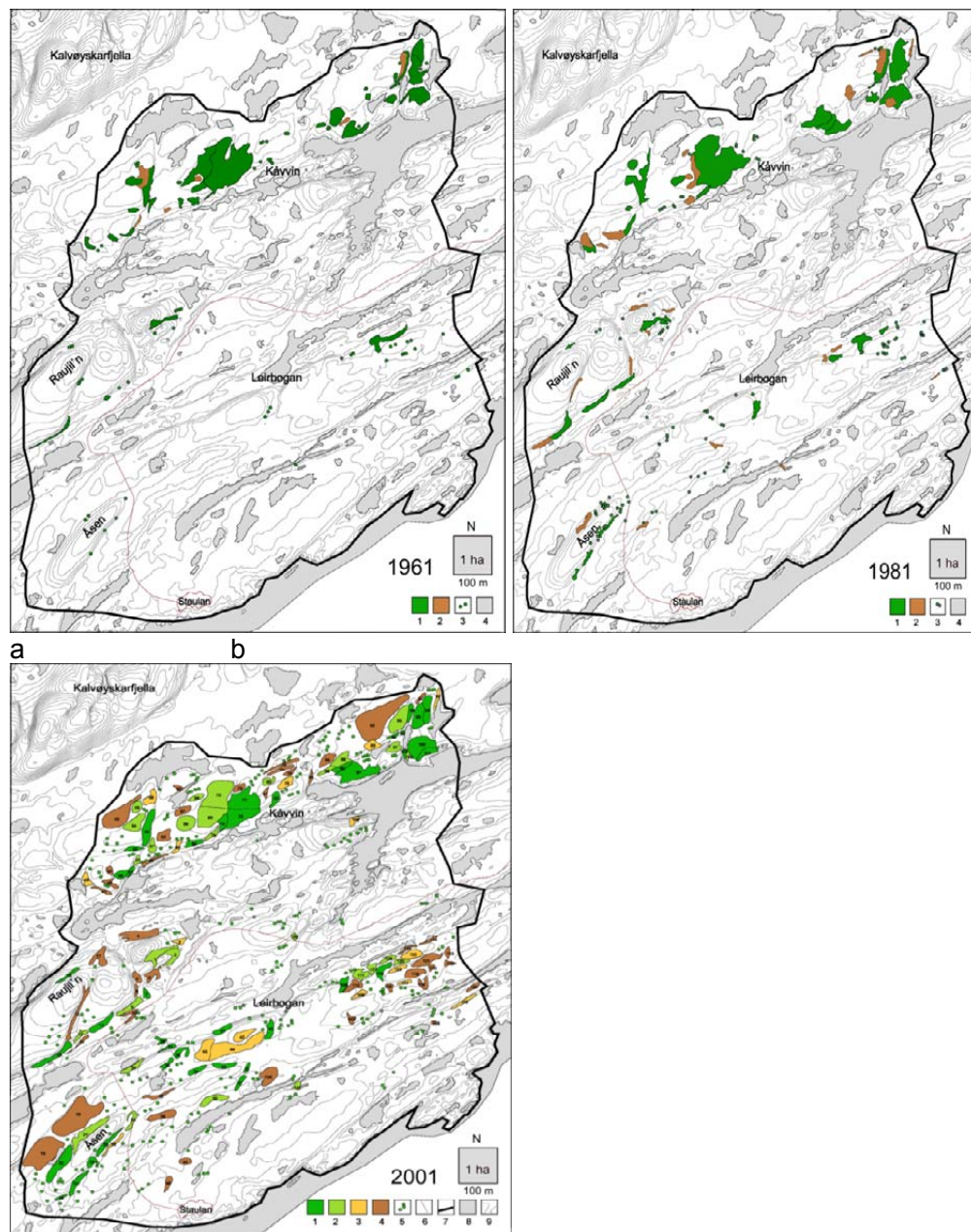
Figur 3 (fra Moen et al. 2006b) viser dekninga av kratt og skog i et område på Kalvøya i årene 1961, 1981 og 2001. Dette viser den dramatiske økningen av gjengroing som har skjedd de siste 40-50 åra. De arealene som får oppslag av kratt er fastmarksområder som på Kalvøya vil si lyngheiarealer. Dette er et beskrivende bilde på hva som skjer langs hele kysten. Områdene gror igjen (Figur 4)

Av spesielt verdifulle kystlyngheikommuner i Nord-Trøndelag prioriteres Vikna og Leka. Her finnes det delområder med svært høy verdi og det foregår oppfølging og skjøtsel i noen områder selv om helhetsinntrykket fra kommunene samlet er at kystlyngheiene i stor grad gror igjen.

Verdifulle områder i Sør-Trøndelag

Tarva, Været i Bjugn er førsteprioritetsområde i Sør-Trøndelag (Fremstad et al. 1991) mens Dolmøya (Hitra), Asenøy (Bjugn) og Børøya (Roan) er andreprioritetsområder. I kulturlandskapsregistreringene (Liavik 1996) er Tarva, Været, Dolm-området og Allmenningsværet (Roan) klasse 1 områder. I tilleggregistreringen av biologisk mangfold (Moen et al. 2006a) ble også Sør-Leksa (Agdenes), Sørburøy, Nordøya og Sauøya i Froan, Frøya klassifisert som A-områder.

Av spesielt verdifulle kystlyngheikommuner i Sør-Trøndelag prioriteres Bjugn og Frøya. Her finnes det delområder med svært høy verdi og det foregår oppfølging og skjøtsel i noen områder. Helhetsinntrykket for Bjugn spesielt er at kystlyngheiene i stor grad gror igjen, mens Frøya er den kommunen i Trøndelag som har mest åpne lyngheier bevart.



Figur 3. Gjengroing på Kalvøya i Vikna over en 40 års periode. Lysegrønt og mørkegrønt viser arealer med skog, og gule og grønne områder viser arealer med kratt. a) er situasjonen i 1961, b) i 1981 og c) i 2001. Kartene er fra Moen et al. (2006b)



Figur 4. Bilde fra Kalvøya tatt i 2001 som viser at tidligere åpne lyngheiarealer gror til med busker og trær.

Referanser

- Arnesen, T. 2001. Botaniske undersøkelser og forslag til skjøtsel av Brakstadøyene (Måsøya og Nordøya) i Fosnes. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bor. Ser. 2001-1: 1-29.
- Aune, E.I. 2003. Biologisk mangfold i Åfjord kommune. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2003-2: 1-88.
- Aune, E.I. 2008. Botanisk oppfølging av skjøtselstiltak i åra 2001-2006 på Brakstadøyene (Måsøya og Nordøya) i Fosnes, Nord-Trøndelag. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2008-2: 1-28.
- Bele, B. & Norderhaug, A. 2002. Genressurser i kulturmark – et pilotprosjekt. Sluttrapport desember 2002.
- Bele, B. & Norderhaug, A. 2004. Er gammelskogen også en kulturarv. – Blyttia 62: 227-231.
- Bele, B. & Norderhaug, A. 2006. Status for verdifull kulturmark - slåttemark og områder i "Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap" – Bioforsk Rapport 1(178): 1-38.
- Bele, B., Rosef, L. Thingstad, P.G. & Norderhaug, A. 2006a. Effect of grazing in areas of high conservation value in Nord-Trøndelag, Central Norway. – Grassland Science in Europe 11: 694-696.
- Bele, B., Rosef, L. & Norderhaug, A. 2006b. Kulturlandskapets verdier i Forradalen – bevisstgjøring og mobilisering for framtidige tiltak. – Bioforsk Rapport 1(124): 1-11.
- Bele, B. & Norderhaug, A. In prep. Traditional land use of the boreal forest landscape – examples from Lierne, Nord-Trøndelag County.
- Bruteig, I.E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfold og rovviltforvaltning. – NINA Fagrapport 071: 1-65.
- Baadsvik, K. 1974. Registreringer av verneverdige strandengvegetasjon langs Trondheimsfjorden - foreløpig rapport. – K. Norske Vidensk. selsk. mus. Rapp. bot. Ser. 1974:4: 1-19.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2006. Kartlegging av naturtyper – Verdisetting av biologisk mangfold. – DN-håndbok 13 2. utg 2006.
- Doeven, H. 2003. The potential of the soil seed bank in a colonizing heathland on Kalvøya, Central Norway. – Hovedfagsoppgave NLH, Institutt for biologi og naturforvaltning. 34s. (upubl.).
- Engan, G. & Bratli, H. 2002a. Biologisk mangfold i Roan kommune. – NIJOS rapport 2002-11: 1-82.
- Engan, G. & Bratli, H. 2002b. Biologisk mangfold i Ørland kommune. – NIJOS rapport 2002-12: 1-66.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. – NINA Utred. 029: 1-172.

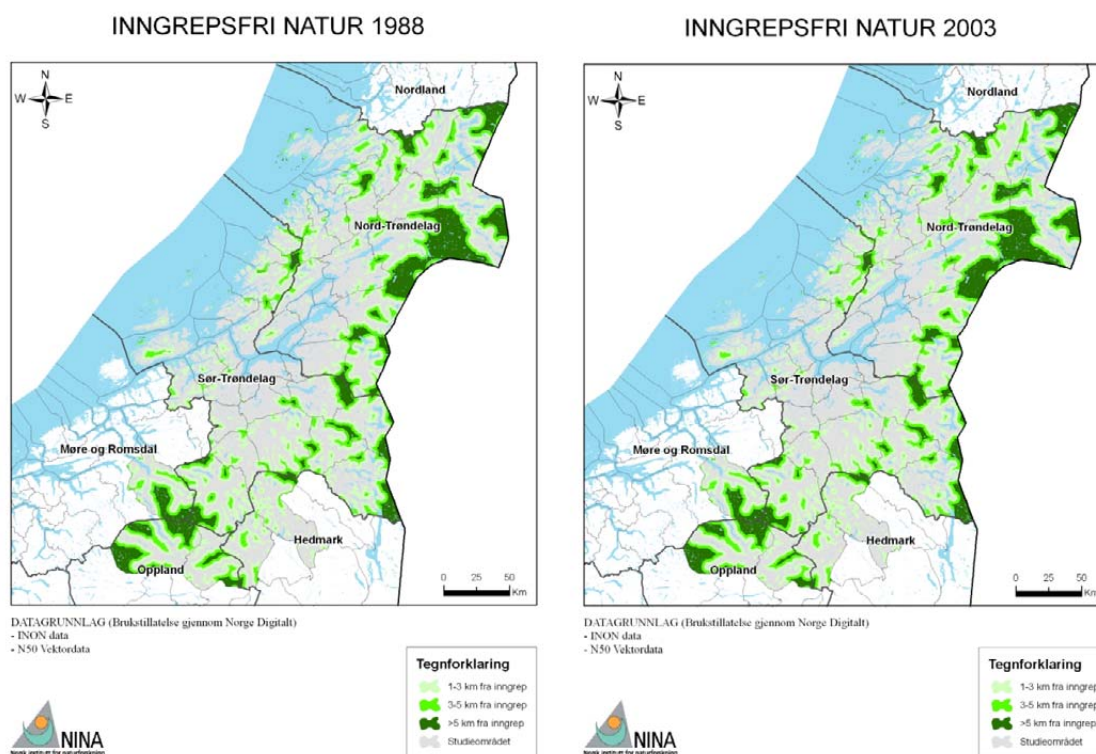
- Fremstad, E. & Nilsen, L.S. 2000. Botaniske undersøkelser og forslag til skjøtsel av kulturmark på Nærøya. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2000-5: 1-34.
- Fremstad, E. & Nilsen, L.S. 2000. Tarva: verdifull kulturmark i utmark. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2000-10: 1-29.
- Johansen, L. 2003. Suksesjon etter lyngbrenning på Tarva. – Hovedfagsoppgave NTNU, Institutt for biologi. 42s. (upubl.).
- Jordal, J.B. 2006. Nasjonal registrering av kulturlandskap. Undersøkelser i Møre og Romsdal (Neset, Rauma, Sunndal, Volda, Ørsta) og Sør-Trøndelag (Oppdal) i 2003-2005, med en vurdering av kunnskapsstatus for Møre og Romsdal. – Rapport J.B. Jordal nr 2-2006.
- Kielland-Lund, J. 1992. Håndbok for feltregistrering – viktige vegetasjonstyper I kulturlandskapet, Øst-Norge. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. – Norsk institutt for naturforskning.
- Kull, K. & Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. J. Veg Sc. 2: 715-718.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. – Artsdatabanketn, Norge.
- Liavik, K. 1996. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap i Sør-Trøndelag. – Fylkesmannen i Sør-Trøndelag Rapp. 1996-5: 1-112.
- Lyngstad, A. & Prestø, T. 2002. Biologisk mangfold i Osen kommune. – NTNU Vitensk.mus. Bot. Notat. 2002-5: 1-43.
- Lyngstad, A. & Aune, E.I. 2005. Naturtypekartlegging i Namsos kommune. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2005-5: 1-43.
- Lyngstad, A. & Aune, E.I. 2005. Naturtypekartlegging i Frosta kommune. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2005-8: 1-48.
- Lyngstad, A., Bratli, H. & Rønning, G. 2005. Naturtypekartlegging i Flatanger kommune. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2005-6: 1-51.
- Moen, A. 1989. Utmarksslåtten – grunnlaget for det gamle jordbruket. – Spor 4-1: 36-42.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Moen, A., Lyngstad, A., Nilsen, L.S. & Øien, D.-I. 2006. Kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap i Midt-Norge. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2006-3: 1-98.
- Moen, A., Nilsen, L.S., Aasmundsen, A. & Oterholm, A.I. 2006. Woodland regeneration in a coastal heathland area in central Norway. – Norsk geogr. Tidsskr. 2006: 277-294.
- Nilsen, L.S. 1996. Registrering av utvalgte kulturlandskap i Nord-Trøndelag. – Fylkesmannen i Nord-Trøndelag Rapp. 1996-3: 1-133.
- Nilsen, L.S. 1998. Skisse til skjøtelsplan for Kjeksvika-området i Nærøy, Nord-Trøndelag. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-5: 1-22.
- Nilsen, L.S. 2000. Botanisk kartlegging og plan for skjøtsel av sørvestlige deler av Aspøya i Flatanger, Nord-Trøndelag. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2000-9: 1-26.
- Nilsen, L.S. 2004. Coastal heath vegetation in central Norway; recent past, present state and future possibilities. – Doctoral Theses at NTNU 2004:76.
- Nilsen, L.S. & Fremstad, E. 2000. Skjøtelsplan for Skeisnesset, Leka, Nord-Trøndelag. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2000-1: 1-31.
- Nilsen, L.S. & Moen, A. 2003. Plantelivet på Kalvøya ved Borgan, Vikna, og forslag til skjøtsel av kystlyngheilandskapet. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2003-3: 1-51.
- Nilsen, L.S. & Moen, A. 2004. Botanisk kartlegging og plan for skjøtsel for Hortavær i Leka. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2004-4: 1-22.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (red.) 1999. Skjøtelsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. – Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. – Landscape Ecology 15: 201-218.
- Prestø, T. & Lyngstad, A. 2002. Biologisk mangfold i Bjugn kommune. – NTNU Vitensk.mus. Bot. Notat 2002-8: 1- 79.

- Rønning, G. & Bratli, H. 2004. Biologisk mangfold i Stjørdal kommune. – NIJOS rapport 2004-9: 1-xx.
- Tretvik, A.M. & Krogstad, K. Historisk studie av utmarkas betydning økonomisk og sosialt innen Tågdalen naturreservat for Dalsegg-grenda i Øvre Surnadal. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1999-2: 1-38.
- Velle, L.G. 2003. Endringer i heivegetasjon som følge av opphør av beite på Tarva. – Hovedfagsoppgave NTNU, Institutt for biologi. 42 s. (upubl.).
- Visted, K. & Stigum, H. 1971. Vår gamle bondekultur. 3. utg. – Cappelen, Oslo.
- Øien, D.-I. & Moen, A. 2006. Slått og beite i utmark – effekter på plantelivet. Erfaringer fra 30 år med skjøtsel og forskning i Sølendet naturreservat, Røros. – NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2006-5: 1-57.
- Aasmundsen, A. 2003. Skogkolonisering i kystlynghei på Namdalskysten. – Hovedfagsoppgave NTNU, Institutt for biologi, 69 s. (upubl.).

3 Påvirkninger i Midt-Norge

v/ Signe Nybø og Frank Hanssen

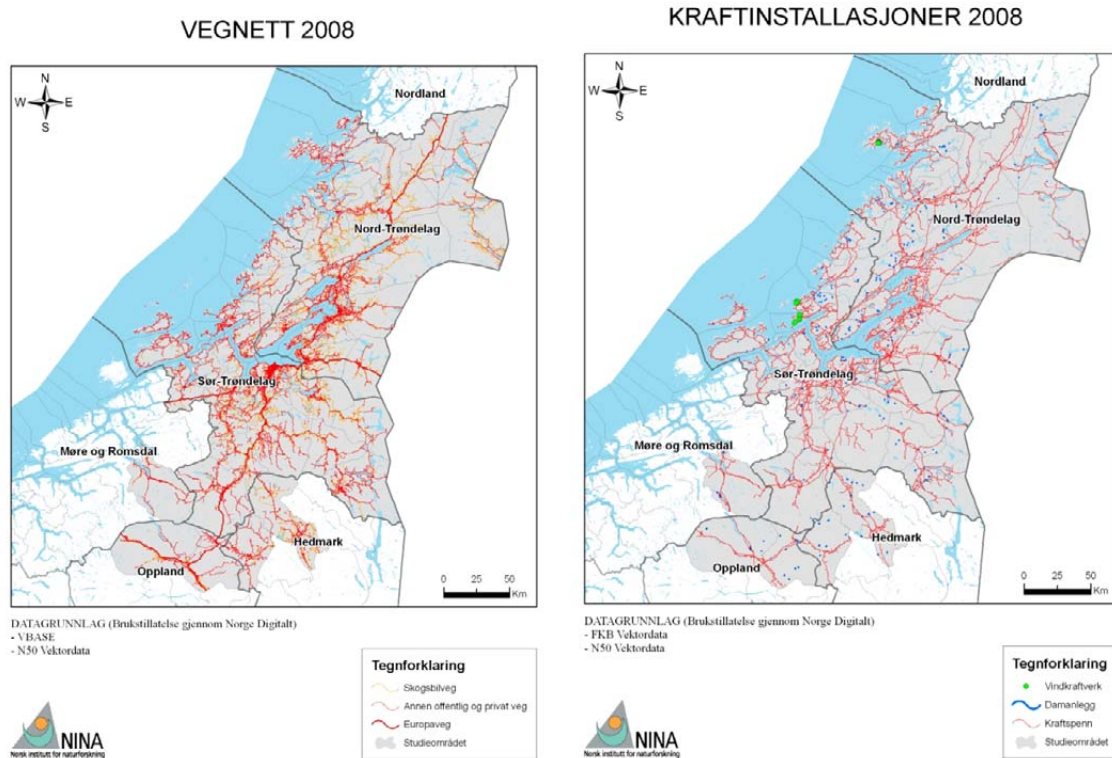
Fysiske inngrep. Arealet av inngrepsfrie områder i Midt-Norge har blitt gradvis redusert (figur 1). Gjenværende inngrepsfrie områder er i hovedsak knyttet til fjellarealer, bl.a. Dovrefjell, områder langs svenskegrensa og Børgefjell. Hovedandelen av inngrepene kom før 1990, dvs. relativt små endringer i perioden som naturindeksen lages for.



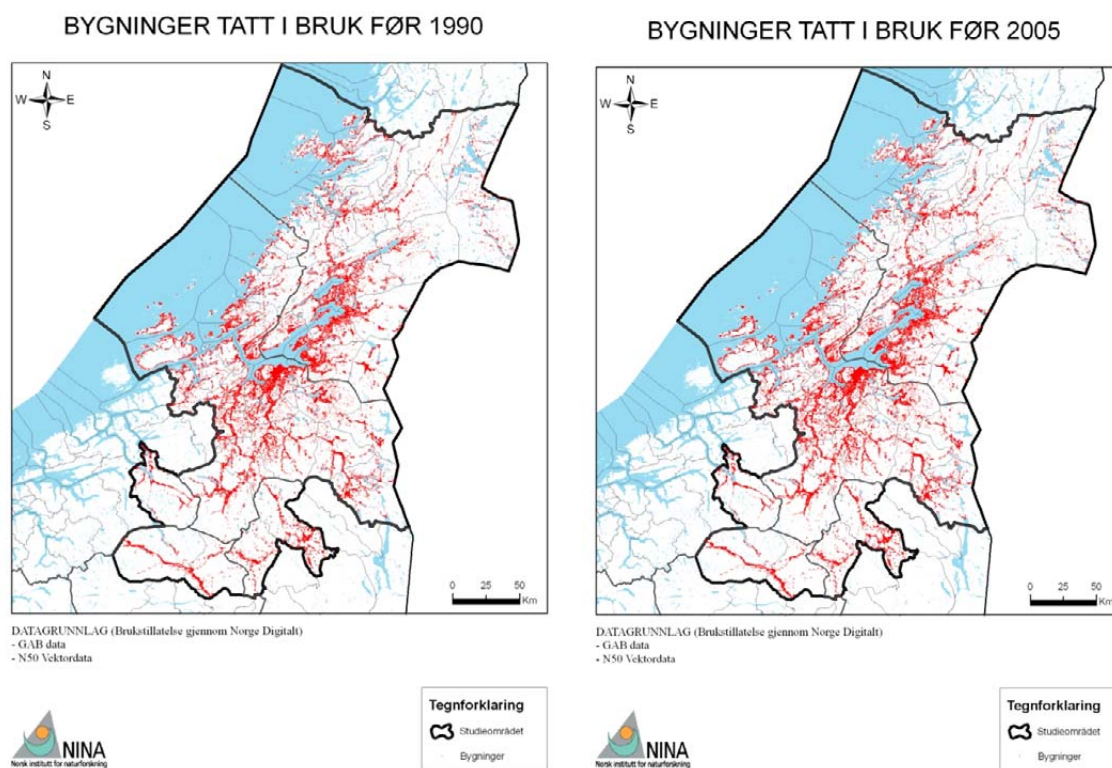
Figur 1 a og b. Inngrepsfrie områder 1988 og 2003. Kart framstilt med data fra Norge Digitalt.

Utenfor de inngrepsfrieområdene pågår det en kontinuerlig oppstyking og fragmentering av arealene. NINAs tilgang på databaser gjennom Norge digitalt, gjorde at det var mulig å framstille kart over inngrep knyttet til veier og kraftinstallasjoner som antas å være de viktigste årsakene til fragmentering i dag. Kartene viser, som ventet, et tett veinett langs dalfører og rundt Trondheimsfjorden (figur 1), mens kraftinstallasjonene stort sett følger samferdselsnettet (figur 2). Unntaket her er de store overførselslinjene for elektrisk kraft i Nord-Trøndelag som går mer rettlinjet gjennom terrenget og som dermed har større betydning for ytterligere fragmentering enn de mindre kraftlinjene. Det var dessverre ikke mulig å lage tidsserier for samferdselsnettet og kraftinstallasjonene fordi databasene som ligger til grunn ikke har entydige data for når veier og kraftinstallasjoner ble laget. Ved eventuell videreføring av prosjektet, anbefales det å lage et "nåkart" for denne typen inngrep i hele Norge, slik at vi har mulighet til å se på utviklingstrender om noen år.

Bygninger. GAB registeret er imidlertid kodet slik at det er å framskaffe tidsserier for antall bygninger i bruk. Vi har derfor framstilt kart for antall bygninger fra 1985, 1990, 2000 og 2005 (figur 2). Kartene viser en konstant økning i bygningsmassen, men økningen i perioden er ikke dramatisk. Som forventet er de fleste bygninger i lavlandet langs kysten, samt i dalførene.



Figur 2 a og b Vegnettet og kraftinstallasjoner i pilotområdet i 2008. Framstilt fra data fra Norge Digitalt.



Figur 3a og b. Bygningstetthet i pilotområdet i 1990 og 2005. Framstilt fra data fra Norge Digitalt.

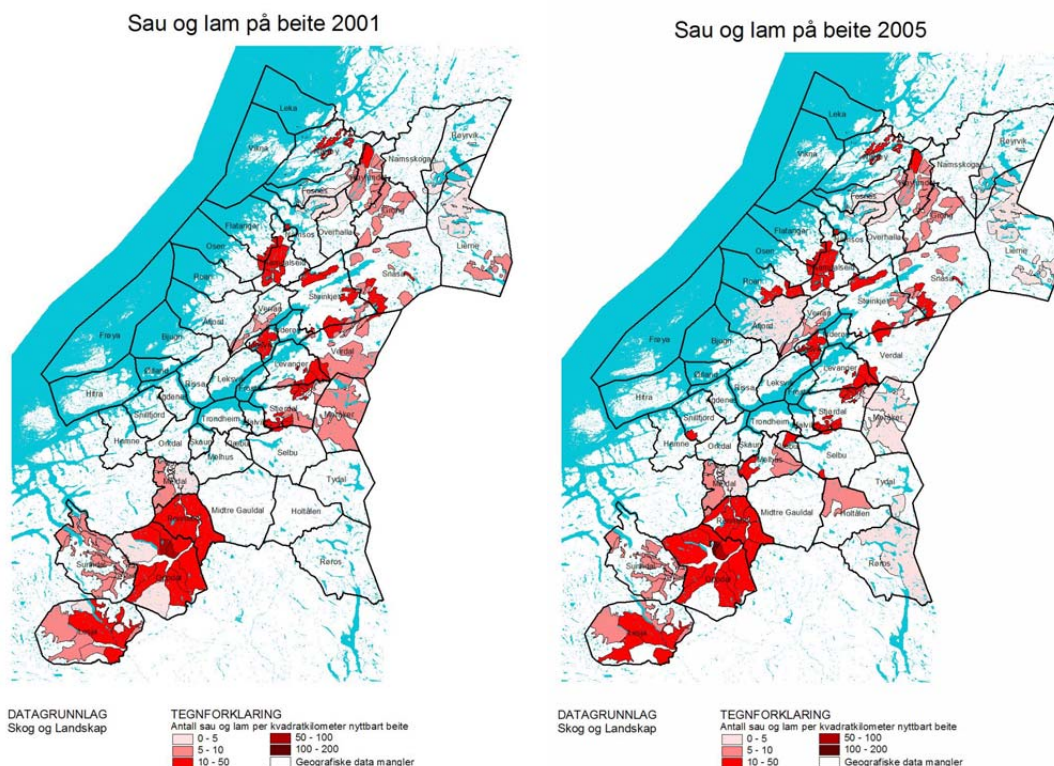
Generelt kan man derfor konkludere med at lavereliggende strøk og bygder har høyest fragmenteringsgrad, og at den største fragmenteringen kom før 1990. Unntaket er store elektriske overførselslinjer som til dels går utenom bebyggelsen.

Endringer i arealbruk

Her omtales endringer i arealbruk utenfor byer og områder med dyrka mark. Arealbruken har tidligere omformet mye av landskapet. I dag er opphør av gamle driftsformer og bruk av beitedyr en årsak til gjengroingen. Samtidig får vi nye driftsformer, og bruk av ny teknologi. Dette kapitlet gir en oversikt over endringer knyttet til beitebruk og grøfting av myr.

Beitetrykk. Skog og landskap framstiller årlig kart over tetthet av sau, lam, geit og storfe på beite i Norge. Oppstart for kartproduksjon var 2001, mens statistikken for beitelag som gir bakgrunnsinformasjon til beitekartene eksisterer tilbake til 1992 for storfe og geit, og 1970 for sau (OBB statistikken). Ordningen med innmelding av beitedyr for beitelag er frivillig, og dette innebærer at en del beitelag ikke er inkludert i kartene. Dette er for det meste små beitelag. Omfanget av geit, hest og storfe på beite i Nord- og Sør-Trøndelag var lite i 2005, hhv ca 5000 for storfe, 800 for geit mot tilnærma 200 000 for sau. Tettheten av hest på beite i 1999 var mindre enn 0,5 per kvadratkilometer (Austerheim, Solberg et al. 2008). I praksis har derfor storfe, geit og hest i dag liten betydning for bevaring av "optimal tilstand" i åpent landskap (kulturmarker) i Midt-Norge. Storfe, hest og geit kan imidlertid ha betydning for opprettholdelsen av kulturmarkene lokalt.

For naturindeksen som ser på de storskala endringene, har vi framstilt på tetthetskart for sau og lam i 2001 og 2005 basert på data fra Skog og landskap (figur 4). Kartene viser at Rennebu, Oppdal, Dovre og Lesja samt Namdalseid og Roan har de største tetthetene av sau og lam, dvs. > 10 individer per kvadratkilometer beiteareal. Tettheten i beitedyr har endret seg lite mellom 2001 og 2005.



Figur 4a og b. Tetthet av sau og lam på beite i pilotområdet. Kartene er basert på data fra Skog og landskap.

Den generelle trenden er at antallet sau og lam slept på beite har tilnærmet tredoblet fra 1970 til 1990 åra, for deretter å stabilisere seg (fig 5). Dette sammenfaller med at beitetrykket fra

husdyr var lavest i 1969, når man ser perioden 1949-1999 under ett (Austerheim, Solberg et al. 2008). I Midt-Norge var beitetrykket fra sau tilnærmet det samme i 1949 og 1999 (Austerheim, Solberg et al. 2008).

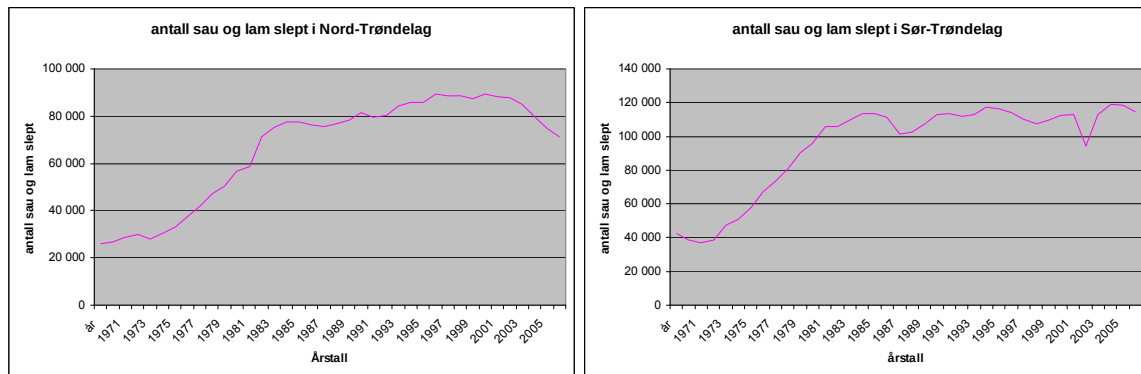


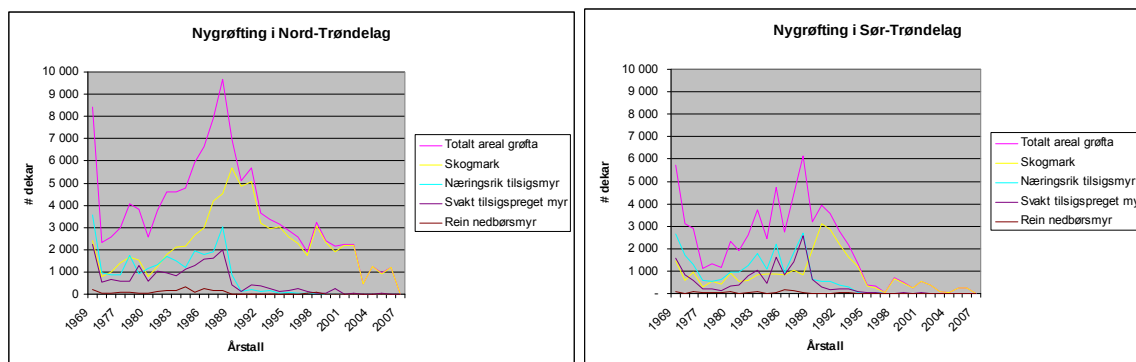
Fig 5. Antall sau og lam slept på beite i hhv Nord-Trøndelag og Sør-Trøndelag. Tall fra Skog og landskap.

Ulike beitedyr påvirker økosystemene på ulike måter. Husdyr beiter i hovedsak på gras, noe som framelsker åpne graslandskap som er gunstig for en rekke blomsterplanter. Det er disse semi-naturlige grasmarkene som er spesielt truet av gjengroing. Hjortedyrene elg, hjort og rådyr beiter i hovedsak på kvist og lauv, noe som endrer skogens struktur, men som ikke framelsker grasmarker og de artene som tilhører dette. Beiting fra hjortedyr vil framelske dvergbusker, skoglevende urter, moser og lav i skogen. En annen forskjell på husdyr og hjortedyr, er at husdyrene beiter sommerstid, mens hjortedyrene beiter hele året. Ny kunnskap om endringer i beitetrykket fra store planteetere i Norge ble nylig publisert (Austerheim, Solberg et al. 2008). Rapporten viser at det samlede beitetrykket i Norge, målt i metabolsk biomasse, har minnet med 15% fra 1949 til 1999, med det laveste beitetrykket i 1969. Nedgangen i beitetrykk er størst langs kysten, først og fremst på grunn av færre husdyr. I fjellregionen har beitetrykket vært mer konstant.

Sammensetningen av hvilke dyr som utgjør "metabolsk biomasse" har imidlertid endret seg radikalt i perioden fra 1949 til 1999. Samlet sett har "metabolsk biomasse" av hjortedyr tilnærmet tredoblet i perioden. Økningen er størst i kyststrøk og innlandet, og økningen av hjortedyr var størst i Midt-Norge. Endringene i sammensetningen av beitedyr betyr et skifte fra en dominans av grasetere til lauv- og kvistetere. I et historisk perspektiv er dominansen av lauv- og kvistetere i Sørøst- og Midt-Norge et kontinuitetsbrudd, og gir et beiteregime som ikke har eksistert siden tidlig jernalder. Dette betyr at hjortedyra for første gang på et par tusen år er dominerende planteetere i den norske utmarka (Austerheim, Solberg et al. 2008).

Midt-Norge har ikke hatt en nedgang i "metabolsk biomasse" fra 1949, men her har det også vært en nedgang i beitetrykk i kystkommuner, og en økning innlandskommuner. I kystkommunene har mengden hjortedyr økt, selv om beitetrykket totalt sett er lavere. Statistikken fra Skog og landskap og ny kunnskap om beitetrykket, viser at endringene i Midt-Norge kom i hovedsak før 1990.

Grøfting. Myr og våtmarker har vært gjenstand for omfattende grøfting siden 1950 som et ledd i å få frigjort arealer til skogsdrift. Grøftingen har foregått både i skogsmark og myrer. Det antas at 25% av opprinnelig myrareal på nasjonal basis er drenert se (Kålås, Viken et al. 2006). I Nord-Trøndelag ble myr drenert helt fram til 2002 (fig 6). Nord-Trøndelag er det fylket som har hatt mest omfattende drenering i den senere tid. 180 km² i Trøndelagsfylkene er grøftet siden 1973. Hvis man antar at 2/3 av myrarealet ligger under skoggrensa, dvs. ca. 1300 km² er 13% av dette myrarealet grøftet siden 1973. I perioden mellom 1950 og 1973 ble det drevet omfattende grøfting, så andelen myr nedenfor skoggrensa som er påvirket av grøfting i Trøndelagsfylkene er høyt.



Figur 6. Antall dekar med nygrøfting i Nord-Trøndelag og Sør-Trøndelag, fordelt på vassjuk skogsmark, næringsrik tilsigsmyr, svakt tilsigspreget myr og rein nedbørsmyr. Tallene er hentet fra statistisk årbok.

Grøfting senker grunnvannsstanden, noe som fører til gradvis uttørking av jorda slik at den blir uegna for de artene som opprinnelig levde der. Grøfting har nå nærmest opphørt, men effektene av endret hydrologi på naturtypen vil vedvare i et ukjent antall år.

Klimaendringer. Vi anser endringer i vekstsesongens lengde å være av stor betydning for utbredelse og bestander av ulike arter, og NORUT-IT har utarbeidet kart for endringer i vekstsesongens lengde fra [1980-1999](#). Kartet viser at de fleste steder i Midt-Norge har hatt fra 0-4 ukers lengre vekstsesong i denne perioden. Ytre områder på kysten av Nord-Trøndelag har hatt over 4 ukers lengre vekstsesong. I tillegg har andre klimafaktorer så som nedbørsmengde, ekstremvær og temperatur betydning for forekomst og mengde av artene.

Forurensninger. Forsuring er et storskala forurensningsproblem knyttet til langtransportert luftforurensning. Forsuring forårsaker i hovedsak skader på vannlevende arter, og overskridelse av tålegrensene indikerer grad av skade. I perioden fra 1980 til dd. har noen få områder i Midt-Norge hatt overskridelser for tålegrensen, men det arealmessige omfanget er lite (Hole & Tørseth (2002), se [her](#)).

Nitrogen er et annet storskala forurensningsproblem som påvirker forekomsten og mengden av arter. Eutrofiering fører bl.a. til redusert artsrikhet i vegetasjon (Hole & Tørseth 2002). Overskridelse av tålegrensen for nitrogen er i likhet med forsuring, et lite problem i Midt-Norge.

Ferksvann og kystvann

Miljøgifter. [Kostholdsråd](#) knyttet til organiske miljøgifter og tungmetaller og rettet mot grenseverdier av disse miljøgiftene for konsum av krabber, skjell og marine fisk er indikasjon på forurensninger. I Midt-Norge er det per 2007 knyttet kostholdsråd til Sunndalsfjorden og fjorden utenfor Hømmelvik og Trondheim havn. Omfanget er såpass lite at det antas å ha mindre betydning for bestanden av arter i et fylkesperspektiv.

Austerheim, G., Solberg, E., Mysterud, A., Daverdin, M., & Andersen, R. (2008). Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999., Rep. No. 2008-2. NTNU Vitenskapsmuseet.

Hole, L. R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Naturens tålegrenser. NILU rapport nr OR 61/2002

4 Kystgranskog

v/ Nybø, S. & Holien, H.

Boreal regnskog og kystgranskog er to begrep som blir brukt om den samme skogtypen. Regnskog er definert som et skogøkosystem med arter som er avhengig av relativt stabil og høy luftfuktighet i alle sjikt. I tropiske regnskoger opprettholdes luftfuktigheten av rikelig og hyppig nedbør. I nordlige regnskoger med relativt mindre nedbør bidrar lavere temperatur til redusert fordamping slik at luftfuktigheten holdes høy. I områder med boreal regnskog i Norge er nedbørhyppigheten høy (over 200 døgn pr år), og den gjennomsnittlige årlige nedbøren er over 1200 mm (Holien og Tønsberg 1996).

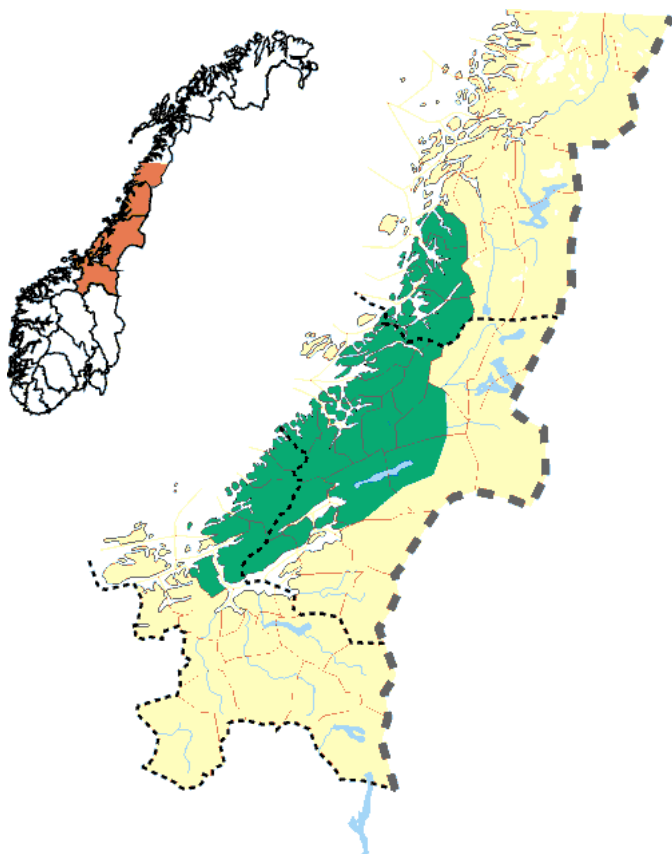
Hvorfor er kystgranskog spesiell?

Kystgranskog er dominert av gran, men også lauvskog med innslag av gran kan gi lignende vekstforhold for lav og moser. Kystgranskogen er meget rik på lav og mosearter, og artsinventaret er så spesielt at det har fått en egen benevnelse blant botanikere; -trøndelagselementet. Lungeneversamfunn med lungenever, skrubbenever, vrengelavarter, filtarter og kystårenever er dominerende lavarter i skogtypen. Gullpricklav og granfiltlav er truede arter som er viktige indikatorarter for skogtypen. Spesielle lavarter har vært mest i fokus, men skogtypen er også viktig for flere sjeldne og trua mosearter, hønsehauk, spetter og andre fugl. Kunnskapen om den boreale regnskogens betydning for sopp og invertebrater er dårlig kjent (Holien og Prestø 2008), men gruppen soppmugg er trolig svært artsrik.

Hvor finnes den?

Mange av de karakteristiske lavartene i trøndelagselementet har hele eller nesten hele sin europeiske utbredelse konsentrert til et avgrenset areal i Norge. Boreal regnskog finnes i kystnære områder med mye nedbør i Trøndelagsfylkene og sør i Nordland (figur 1). I hovedsak ligger alle regnskogsområdene i lavlandet, dvs. opp til 200 moh, og er ofte lokalisert på marine avsetninger eller i nord- og nordøstvendte lier (Stokland *et al.* 2002).

Boreal regnskog finnes ikke i andre europeiske land med unntak av noen små forekomster ved større fossefall i Sverige. I andre deler av verden kan man finne de sjeldne lavartene på vestkysten av Nord-Amerika, hovedsakelig Alaska, men også på østkysten, nærmere bestemt Newfoundland. Et lignende område med boreal regnskog finnes også på den russiske Stillehavskysten. For enkelte av lavartene innebærer dette at de norske forekomstene er en viktig del av verdenspopulasjonen (Holien og Tønsberg 1996). Dette innebærer at Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på denne skogtypen.



Figur 1. Kystgranskog finnes i fuktig miljø i lavlandet langs kysten av Midt-Norge (gjengitt med tillatelse fra DN- håndbok 13)

Hvor mye er igjen av kystgranskogen?

I 2003 beregnet Skog og landskap det teoretiske arealet av kystgranskog basert på registreringer i landskogtakseringen (Stokland m. fl. 2002). Beregningene viser at et areal på 768 km² har potensial for kystgranskog. Anslagene på intakt boreal regnskog er mellom 88-400 km², men Skog og landskap sier selv at de teoretiske beregningene for hvor mye regnskog som er igjen, trolig er for høyt. Registreringer i 1998 viste at man hadde 20 km² intakt kystgranskog (Gaarder m. fl. 1998). Det samlede arealet intakt kystgranskog i Midt-Norge er således omtrent dobbelt så stort som Gardermoen flyplass. Senere anslag viser at det muligens kan være opptil 50 km² kystgranskog (Holien og Prestø 2008). I dette høyere anslaget er det tatt høyde for at man kan ha mange små områder, samt at det kan være flere områder i utkanten av utbredelsesområdet.

Arealet av intakt kystgranskog er således svært lite, i forhold til opprinnelig mengde kystgranskog, ca. 6.5%. I beregningen er det tatt utgangspunkt 50 km² gjenværende areal og Skog og landskap sitt anslag for potensial for hvor kystgranskog kan finnes.

Hva truer kystgranskogen?

Hogst kan ødelegge de fysiske forholdene (fuktighet og riktig lystilgang) i kystgranskogen, og særlig flatehogst er ødeleggende. Moderat hogst etter særskilte retningslinjer kan fungere bra under gitte forutsetninger (Holien og Prestø 2008).. Det ble derfor innført meldeplikt for hogst i kystgranskog i 1995 og i 2000 ble det utgitt en veileder for hvordan slik hogst kan gjennomføres (Andersen m. fl. 2000).

En gjennomgang av 264 kystgranskogsområder i perioden 2004-2007, viste at det har vært hogd i 34% av disse lokalitetene, totalt omkring 1,3 km² i perioden 1992-2007 (Holien og

Prestø 2008). Flere av disse områdene har blitt vernet i løpet av perioden, og her har hogst opphørt. Nesten all hogst har skapt ustabile forhold i den gjenværende skogen, og særlig i raviner. Det presiseres imidlertid at hogsten som er foretatt etter 2000, i all hovedsak følger veileder for hogst i denne skogstypen.

De fleste kystgranskogområder er små. Gjennomsnittlig areal på de 264 kjente områdene er på 75 dekar, tilsvarende størrelsen på 11 fotballbaner. Dette betyr at inngrep langs kantene vil kunne få stor innvirkning på miljøforholdene i skogen. Hogst nær inntil små områder kan gi økt vindfelling i gjenstående bestand, slik som i ravine-områder, eller hogsten kan gi tørrere forhold for epifyttiske lavararter pga sterkere utlufting.

Forvaltning av kystgranskogen?

Det er opprettet ca. 30 naturreservat hvor kystgranskog er en av flere skogtyper (per 2008). Andelen kystgranskog i reservatene er maksimalt 9 km². Dette utgjør 1,2 % av arealet som har potensial for kystgranskog.

Verneplanen for barskog ble evaluert av Framstad et al. (2002) som konkluderte med at det burde vernes mer lavlandsskog på rik mark inklusive kystgranskog. Det pågår for tiden en prosess med såkalt frivillig vern av barskog. Denne prosessen har resultert i at 7 nye verneområder med kystgranskog ble opprettet i 2006 og 2007. I tillegg er det inngått avtale med grunneierne om vern av områdene Landfallvik og Tostenelva. Arbeidet med frivillig vern fortsetter.

For gjenværende ikke-vernede lokaliteter er det nødvendig at veileder for hogst følges, og at det kontrolleres om veiledningen følges. Undersøkelser av Holien og Prestø (2008) viser at selv hogst i og rundt små områder kan skade områdenes særegne kvaliteter.

Litteratur

Andersen, J.-E., Holien, H., Kinderås, K., Laugen, K., Nordvik, T. O. & Storaunet, K. O. (2000). Kystgranskog i Midt-Norge. En veileder i bærekraftig forvaltning. Trondheim, Skipnes.

Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H., Brandrud, T.E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. – NINA Fagrapport 54: 1-146.

Gaarder, G., Holien, H., Håpnes, A. & Tønsberg, T. (1998). Boreal regnskog i Midt-Norge. Registreringer. DN-rapport 1997-2: 1-328.

Holien, H. & Prestø, T. (2008). Kvalitetssikret forvaltning og overvåking av biologisk mangfold i kystgranskog - boreal regnskog. Høgskolen i Nord-Trøndelag, rapport nr 55: 1-146

Holien, H. & Tønsberg, T. (1996). Boreal regnskog i Norge - habitatet for trøndelagselementets lavararter. Blyttia 54: 157-177.

Stokland, J., Holien, H. & Gaarder, G. (2002). Arealtall for boreal regnskog i Norge. NIJOS-rapport, NIJOS: 1-20.



5 Naturindeks for dyrka mark – metodeutvikling og eksempler fra Nord-Trøndelag

v/ Wenche Dramstad og Frauke Hofmeister

Bakgrunn/utgangspunkt/ forutsetninger

Dyrka mark representerer spesielle utfordringer i forhold til arbeidet med å utvikle en naturindeks, ettersom det er mindre relevant å sammenligne dagens tilstand med en naturtilstand slik man har valgt å gjøre for de andre naturtypene. Samtidig er det vel etablert at også de arealene som brukes i jordbruksproduksjonen bidrar til utformingen av det biologiske mangfoldet i et område, men at det er store kvalitative forskjeller på jordbruksarealer som leveområder for andre arter enn de som brukes i produksjonen. Forskjellene er blant annet knyttet til driftsform og romlig struktur.

I tillegg til at en del arter bruker selve produksjonsarealene på ett eller annet vis og i ett eller annet stadium av sin livssyklus, er det spesielt kantsonene og de såkalte restarealene som tilbyr leveområder i et intensivt drevet jordbrukslandskap. Hvordan disse arealene er organisert, deres relative størrelse og romlige fordeling, samt hvordan dette har endret seg over tid, har vært gjenstand for mye oppmerksomhet i denne sammenheng både i Norge og andre land. Uten at det var vært rom for noen omfattende ny gjennomgang av litteraturen, har arbeidet med denne pilotstudien tatt utgangspunkt i denne type kunnskap.

En viktig føring for det arbeidet som rapporteres her var at fokus skulle være på produksjonsarealer og på kommunenivået. Med dette som utgangspunkt fant vi det hensiktsmessig å etablere et areal for vurdering i form av fulldyrka og overflatedyrka mark og innmarksbeite slik dette fremstår på digitalt markslagskart (DMK) inkludert en buffersone på 100m. Dette arealet vil da inneholde selve produksjonsarealet og de arealene som er i umiddelbar kontakt med disse arealene, blant annet kantsoner og restarealer. Mellom produksjonsarealene og buffersonen vil det være stor utveksling både av arter og annen påvirkning, f. eks. i form av lokalklimatiske effekter og næringsstoffer. Ettersom den nøyaktige avgrensingen av arealet som inngår i produksjon heller ikke er konstant, men tvert i mot har endret seg gjentatte ganger gjennom historien vil man dessuten i denne sonen også fange opp en del arealer som tidligere har vært dyrket, men som av ulike grunner ikke er det akkurat nå.

En annen føring for arbeidet var at det ikke var aktuelt å samle nye data. Det var understreket at dette arbeidet kun var å se på som et forsøk på å belyse muligheter; en pilotstudie. En del av arbeidet har derfor vært å se på hva som kan hentes av relevant informasjon fra allerede etablerte kart- og datakilder, samt å vurdere hvordan dette kan sammenstilles på en mest mulig hensiktsmessig måte. Å kun basere arbeidet på eksisterende informasjon kan utvilsomt oppleves som en sterk begrensning med tanke på utsagnskraften av en indeks, men vi mener likevel at arbeidet har gitt en nyttig test av hvorvidt prinsippene er gjennomførbare og synes å kunne gi meningsfulle resultater ved et bedre datatilfang.

Som hovedprinsipp i arbeidet har vi lagt vekt på å dokumentere tilstedeværelse og omfang av objekter og arealer som representerer *mulige* leveområder innenfor det som kan beskrives som et intensivt drevet jordbrukslandskap. Eksempler er frittstående trær, steingjerder og andre gjerder, dammer og rennende vann. Dette er elementer, naturlige og menneskeskapte, som er vanlig til stede innenfor eller i nærheten av arealene som brukes i produksjonen og som er vist å ha betydning for artsmangfoldet. I tillegg har vi inkludert enkelte parametere knyttet til jordbrukets forvaltning og drift, i form av for eksempel omfang av økologisk jordbruk og tilstedeværelse av husdyr som vi også mener er av betydning for det biologiske mangfoldet.

I denne sammenheng er det viktig å være oppmerksom på at både arealene som inngår i selve jordbruksproduksjonen, og tiliggende restarealer, ofte er svært ulike og derved representerer

svært ulike leveområder, av naturlige eller menneskeskapte årsaker. For eksempel vil næringsinnholdet i jorda ha betydning, det samme vil intensitet i skjøtsel, lokalklimatiske forskjeller og historisk utvikling. Dette er faktorer det kun i liten grad er tatt hensyn til, men der det er åpenbare muligheter for forbedring og videreutvikling. Hvorvidt arealene faktisk inneholder noen av de artene som potensielt burde kunne leve der er også uvisst. Her ligger det imidlertid svært interessante utviklingsoppgaver i form av for eksempel prediktiv modellering.

Ettersom det for det intensivt drevne produksjonslandskapet ikke er relevant å sammenligne dagens tilstand med en naturtilstand, er det vanskelig å etablere en operasjonell "skala" for hva som er bra og mindre bra. Tilnærmingen som er valgt her er å bruke den registrerte variasjon innen hver enkelt parameter som skala, og så relatere den enkelte kommune til dette. På denne måten får man sammenlignbare tall for kommunene og det blir tydeliggjort hva som gjør at en kommune scorer høyere eller lavere enn en annen. Med tanke på en videreutvikling i form av en overvåking vil det være mulig å se på hvordan de enkelte parametrene innen den enkelte kommune utvikler seg, og hvorvidt kommunene totalt vurdert beveger seg i ønsket retning eller ikke. Denne tilnærmingen er inspirert av arbeidet med programmet "Countryside Quality Counts" i Storbritannia, og det kunne være svært relevant å se nærmere på hvordan dette gjennomføres i regi av det programmet. Dette har det imidlertid ikke vært rom for innefor pilotstudien..

Det er viktig å være oppmerksom på at valget av kommune som skalanivå representerer visse metodiske føringer, ettersom kommunene naturligvis er svært variable i sine forutsetninger. Dette er imidlertid utfordringer som vil være de samme også for andre naturtyper, og vi ser det som en forutsetning at man i det videre arbeidet sammenholder hvordan dette best håndteres.

Metode

Valget av parametere som skal innarbeides i en naturindeks er avhengig av flere faktorer. Man ønsker selvfølgelig å ta med alt som er viktig, men dette er i praksis umulig selv i et relativt sett forenklet system som de intensive produksjonsarealene. I stedet må utvalget innsnevres til det man har data på, og for et begrenset studieområde som her også det som er regionalt til stede. Selv om dette er en vesentlig begrensning må det også sees på som en driver i arbeidet med å skaffe bedre datagrunnlag, og det bør innarbeides rutiner for revideringer etter hvert som slike data blir tilgjengelige. Arealet parametrene registreres for er etablert med utgangspunkt i jordbruksarealet slik det fremstår på digitalt markslagskart omgitt av en buffersone på 100 meter.

I denne pilotfasen har vi kun brukt en forenklet vurderingen av registreringene ved at vi helt generelt har vurdert en økning i parameterverdi til å være positiv for det biologiske mangfoldet. Dette er også noe som bør forbedres, men da basert på et mer solid grunnlag enn vi hadde tilgjengelig i dette arbeidet. For eksempel kan det for enkelte parametere være slik at en økning ikke får noen positiv effekt før man kommer over et visst minimum. På samme måte kan man forestille seg at en økning utover et visst nivå vil gi lite positiv effekt. Alle parametere bør gjennomgås med tanke på slike vurderinger, men dette lå utenfor rammen av dette pilotprosjektet.

DATASETT OG PARAMETERE brukt i pilotstudien

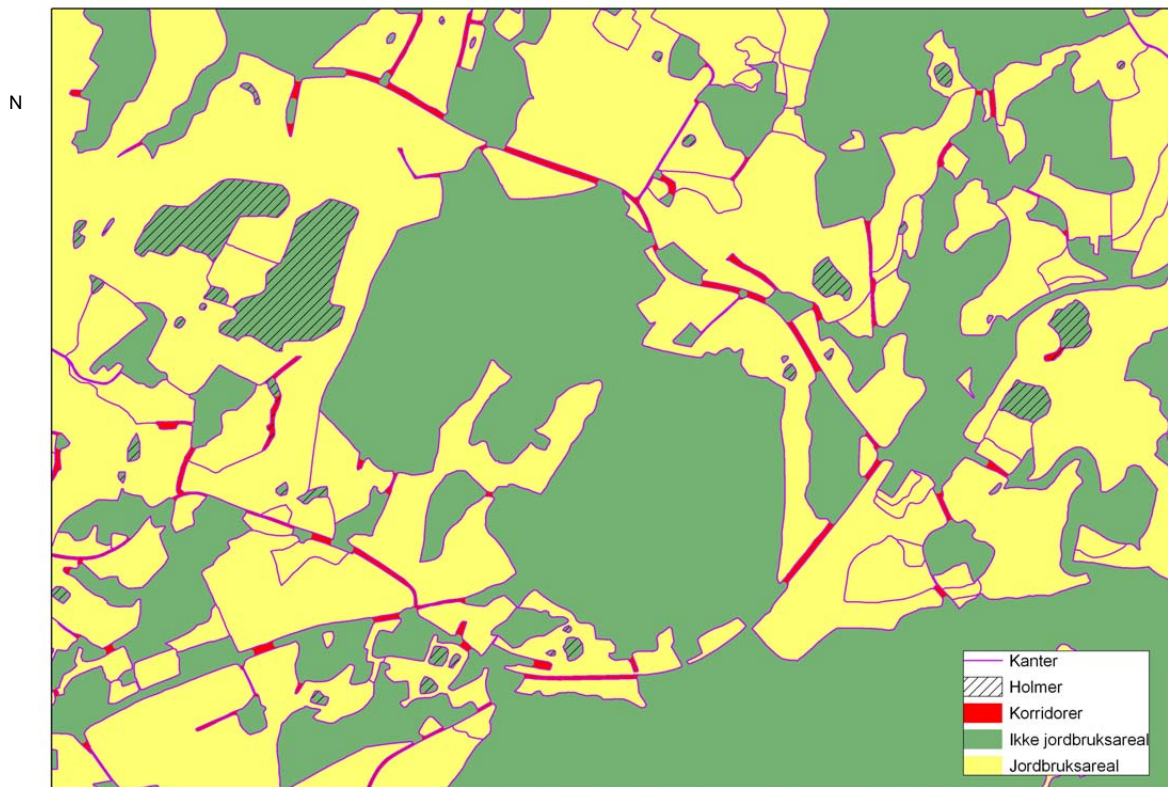
Det eksisterer en del ulike datasett som kan brukes til å avlede ulike parametere som vi mener er relevante som input i utviklingen av en naturindeks for dyrka mark. Datagrunnlaget i pilotstudien bestod av DMK (arealtilstand), Felles Kart Base (FKB) (Vann, Naturinfo), data om produksjonstilskudd og naturtypekartlegging.

Beregnete antall, arealtall og lengder er generelt relatert til jordbruksarealet i kommunen (% for areal, m/daa for lengder).

Tabell 1 viser hvilke parametere som ble brukt i pilotstudien, hvilke datasett de er basert på og hvilket mål som ble avledet.

Tabell 1: Oversikt over parametere brukt i pilotstudien

Parameter	Datasett	Mål
Åkerholmer	DMK	Areal i % av jordbruksarealet
Kanter	DMK	Lengde i forhold til jordbruksarealet
Korridorer	DMK	Lengde i forhold til jordbruksarealet
Vann	FKB-vann	Stillestående vann: Vannareal i 100m bufferen rundt jordbruksarealet som prosentandel av jordbruksarealet Rennende vann: Lengde vann i 100m bufferen rundt jordbruksarealet i forhold til jordbruksarealet
Økologisk drevet areal	Søknad om produksjonstilskudd fra Statens landbruksforvaltning (PT-900) pr. 31.7.2007	Andel økologisk drevet areal (Omleggingstilskudd (1., 2., 3. år) og arealtilskudd (korn, poteter, grønnsaker og bær, annet, innmarksbeite, grønngjødsling) på totalt jordbruksareal
Stein	FKB-Naturinfo.	Antall stein i 100m bufferen rundt jordbruksarealet i forhold til jordbruksarealet
Enkelttrær	FKB-Naturinfo	Antall enkelttrær i 100m bufferen rundt jordbruksarealet i forhold til jordbruksarealet
Hekker	FKB-Naturinfo	Lengde hekker i 100m bufferen rundt jordbruksarealet i forhold til jordbruksarealet
Alleer	FKB-Naturinfo	Lengde alleer i 100m bufferen rundt jordbruksarealet i forhold til jordbruksarealet
Grasareal	DMK	Permanent grasareal (innmarksbeite og overflatedyrka mark) i % av jordbruksareal
Naturtyper	Naturbase	Areal på kartlagte naturtyper i 100m bufferen rundt jordbruksarealet i forhold til jordbruksarealet
Husdyr	Søknad om produksjonstilskudd	Antall bruk med husdyr per km ² jordbruksareal



Figur 1: Kartutsnitt som illustrerer hvordan relevante objekter er identifisert i et eksempel-område. De aktuelle objektene i dette området inkluderer kanter, holmer og korridorer.

Alle objektene som ble hentet fra FKB (vann, stein, enkelttrær, hekker, alleer) og naturbase ble i hovedregel klippet ut i forhold til arealet som inngikk i undersøkelsen for hver kommune, og deretter ble det for de ulike objektene hhv. registrert antall og beregnet areal eller lengde. Parametrene åkerholmer, kanter, korridorer og grasareal ble avledet fra DMK for hele kommunen. Tallene fra produksjonstilskuddsdataene er også kommunevis tall.

Andre mulige PARAMETRE/ datakilder

I tillegg til de parametrene som ble brukt i pilotstudien vurderer vi at det også vil være relevant og interessant å ta prøve ut flere andre parametere og datasett, for eksempel i form av:

- > Veitetthet
- > Eksisterende gamle bygninger (SEFRAK-data)
- > Geologi
- > Topografi (høydeforskjell)
- > Jordsmonn
- > Driftsprofil
- > Gjerder/steingjerder (FKB-Bygningsmessige anlegg)

Vekting av PARAMETRENE

For å rangere kommunene i forhold til hverandre ble det testet to ulike vektingsmetoder. For hver parameter fikk kommunene et visst antall poeng. Den første metoden gav 3 poeng til den beste kommunen, 2 til den nest beste og 1 til den med lavest score. Med den andre metoden fikk bare den kommunen som scoret høyest 1 poeng, de andre fikk 0. Tallene for parametrene ble deretter summert til en total score for kommunen. Rekkefølgen av kommunene vi brukte i pilotstudiene ble den samme uavhengig av vektingsmetoden.

Pilotstudie

Område

En forutsetning i pilotprosjektet var at metoden skulle prøves ut på to kommuner i Trøndelag. For å få et inntrykk av den regionale variasjonen innen parametrene valgte vi imidlertid å teste ut metoden på tre kommuner med ulik landskapskarakteristikk. Selbu ligger i landskapsregionene "Dal- og fjellbygdene i Trøndelag" og "Skog- og innlandsbygdene i Nord-Trøndelag" og Inderøy ligger i landskapsregionen "Jordbruksbygdene ved Trondheimsfjorden". Steinkjer omfatter deler av alle tre nevnte landskapsregionene. Tabell 2 lister opp noen nøkkeltall for disse kommunene.

Tabell 2: Pilotkommuner

	Inderøy	Selbu	Steinkjer
Areal (km ²)	146	1235	1563
Andel jordbruksareal	35%	3%	10%
Andel fulldyrka mark	92%	85%	94%
Befolkning (1.1.2008)	5836	4006	20672

Resultat

Tabell 3 viser hvordan kommunene i pilotstudien kom ut etter den beskrevne metodikken. Uansett hvilken vektingsmetode man bruker får Inderøy høyest poengttall, Steinkjer lavest. Resultatet endrer seg ikke heller når man utelater en av parametrene.

Tabell 3: Resultat for pilotområdet

	Skala 1-0-0			Skala 3-2-1		
	Inderøy	Selbu	Steinkjer	Inderøy	Selbu	Steinkjer
Åkerholmer	1	0	0	3	2	1
Kanter	1	0	0	3	2	1
Korridorer	0	1	0	2	3	1
Stillestående vann	1	0	0	3	2	1
Rennende vann	0	1	0	2	3	1
Økologisk drevet areal	1	0	0	3	1	2
Stein	0	0	1	2	1	3
Trær	1	0	0	3	1	1
Hekker	0	1	0	2	3	1
Alleer	0	0	1	1	1	3
Permanent gras-areal	0	1	0	2	3	1
Naturtyper	1	0	0	3	1	2
Bruk med husdyr	0	0	1	2	1	3
SUM	6	4	3	31	24	21

Spørsmål og forbehold

Basert på arbeidet med pilotstudien vil vi si at resultatene er lovende. For det første er det en god del informasjon tilgjengelig som vi mener er relevant. For det andre synes det å være mulig å sammenstille denne informasjonen på en meningsfull måte. Hvorvidt resultatene virkelig gir mening og viser et sant bilde av situasjonen er imidlertid noe man først vil kunne vurdere etter en videreutvikling og testing. I dette bør det blant annet inngå å sammenholde resultatene med artsdata, samt å utvide testområdet.

En rekke spørsmål og problemstillinger er også blitt tydelige gjennom arbeidet med pilotstudien. Det følgende må ikke sees på som en fullstendig liste, og ei heller er det som trekkes frem her satt opp i noen form for prioritert rekkefølge. Dette er imidlertid spørsmål vi mener må diskuteres/vurderes nærmere i det videre arbeidet med utviklingen av en naturindeks for dyrka mark.

- > Skjer det noen form for (uønsket) vekting av spesielle elementer (for eksempel kanter) gitt den metodiske tilnærmingen som er brukt?
- > Er målinger/datasettene rette og fullstendige?
- > Hvilken kvalitet på inngangsdataene kan vi akseptere (for eksempel hvor gammel DMK)?
- > Hvordan kan man best utvikle hensiktsmessige graderingsmuligheter for hver enkelt parameter, og hva er de?
 - > Kan man for eksempel etablere terskelverdier:

- > For å kunne sette terskelverdier trengs det større datasett og utfyllende undersøkelser.
- > I hvilken grad er det nødvendig å angi forskjellige mål i ulike regioner?
- > Hvordan kan man best etterprøve metoden?
- > Hvordan håndterer man best regionsspesifikke elementer?
- > I hvilken grad kan man etablere forbindelser mellom tilgjengelige leveområder og faktiske artsforekomster?
- > Hvordan håndterer man best forhold som har svært ulik effekt på ulike artsgrupper?
- > Hvordan vurdere endring i forhold til arealbruk og arealfordeling? Er all endring like mye verd?

I tillegg er det spesielle utfordringer knyttet til å innarbeide en slik naturindeks for dyrka mark i en overvåking, blant annet fordi parametrene som inngår endres i ulikt omfang og med ulike hastighet. Dette er imidlertid tilsvarende i mange former for overvåking, og representerer dermed ikke noen ny problemstilling. En spesiell utfordring er likevel knyttet til datafangsten i den metoden vi har benyttet her. Ettersom dataene i hovedsak er eksisterende kartdata er muligheten for å overvåke begrenset av i hvilken grad disse dataene oppdateres og ajourføres regelmessig. For å sikre gode nok data kan det antagelig derfor være nødvendig med en spesiell datafangst. Andre forhold som bør tas med i en vurdering i et videre arbeid er blant annet i hvilken grad kommunene kan påvirke sin status og hvilke virkemidler som kan brukes.

Konklusjon

Vi mener arbeidet med pilotstudien viser at det vil være mulig å gi et "øyeblikksbilde" av potensialet for biologisk mangfold også innenfor den dyrka marka. Dette arbeidet er imidlertid bare å se som det første skritt i en lang utviklingsprosess. Det er en rekke spørsmål som må besvares, og det er også nødvendig å vurdere de valgte datasett i forhold til hvilke andre egnede datakilder som finnes. Det bør videre vurderes hvorvidt kommuner er den mest hensiktsmessige enheten, og i hvilken grad det er nødvendig å regionalisere valg av parametere. I tillegg må det gjøres en gjennomgang av hvordan resultatene skal presenteres og hvordan de kan brukes.

6 Insekter

Av Frode Ødegaard

For at en naturindeks skal avspeile det biologiske mangfoldet, må den også representere de største artsgruppene innen biologisk mangfold. Insektene utgjør ca. halvparten av jordas arter og med sine over 720 000 beskrevne arter er de den mest suksessfulle dyregruppen på jorda (May 2000). Insektene dominerer i alle areal typer unntatt i havet. I Norge kjenner vi ca. 16 000 arter, (Bakken et al. 2005), men trolig finnes mer enn 23 000 arter (Ottesen 1993).

Ved utprøvingen av naturindeksen ble det klart at kunnskapen om utbredelse og populasjoner av ulike landlevende insektarter i Midt-Norge var så mangelfull, at vi ikke engang kunne gjøre ekspertvurderinger knyttet til arter eller artsgrupper. Unntaket var skog, der død ved ble brukt som surrogat for vedlevende insekter. Nedenfor skisserer vi et alternativ til hvordan man kan samle inn nok data over tid til å kunne ekspertvurdere insekter i en framtidig naturindeks. Skissen må kun sees på som en mulig tilnærming.

Det europeiske miljøbyrået (EEA) bruker endringer i dagsommerfuglbestander som en av få indikatorer på endringer i biologisk mangfold. Overvåkingen fokuserer på bestandsendringer og gjennomføres av frivillige. Data fra 14 nasjonale overvåkingssett viser at sommerfuglbestander knyttet til kulturmark har gått tilbake med ca. 60 % fra 1990 til 2007 (Van Swaay & Van Strien 2008). Disse dramatiske talene forklares med intensivering av de landbruksarealene som er i drift og gjengroing av arealer som blir tatt ut av drift. De samme påvirkningstrendene ser vi også i Norge (Fjellstad et al. 2008), men hos oss mangler et overvåkingsopplegg for sommerfugler. Overvåking av bestander av dagsommerfugler og humler har imidlertid vært utprøvd gjennom et forskningsprosjekt tilknyttet overvåkingsprogrammet 3Q (Dramstad et al. 2001). Her påpekes at tilstedeværelsen av blomster og bredden på kantsoner kan være viktige parametre for bestandsstørrelsene.

Overvåking av bestandsstørrelser av insekter vil imidlertid kreve stor feltinnsats og beredskap pga store krav til datamengde og innsamlingsdesign og at aktiviteten til sommerfugler og humler/bier er svært avhengig sol- og temperaturforhold. Vi tror at overvåkingen av artssammensetningen av bestemte insektgrupper vil kreve langt mindre feltinnsats enn når man skal registrere bestandsendringer. Ulike insektarter vil respondere forskjellig på ulike påvirkninger og endringer i landskapet. Hvis området påvirkes av menneskelig aktivitet, så som miljøgifter, gjødsling, grøfting, husdyr på beite, vil artssammensetningen forandre seg. Noen arter vil begünstiges, mens andre vil gå tilbake avhengig av artenes miljøkrav. Artssammensetningen av insekter reflekterer således arealene tilstand.

Vi foreslår derfor at man lager "forventningssamfunn" for hvilke insektarter man forventer å finne i en naturtype. Deretter går man ut i felt og registrerer hvilke arter som opptrer. Artslisten sammenlignes så med forventningssamfunnet. Forskjellen mellom registrert samfunn og forventningssamfunn benyttes til å fastsette tilstandsklasse for området. Lignende tilnærming med "forventningssamfunn" er under utvikling for ferskvannsorgansimer (Bongaard og Aagaard 2006).. Dagsommerfugler og humler er to insektfamilier som vi har god kunnskap om, og der det kan være mulig å lage en artsliste basert på forventningssamfunn. I tillegg vurderer vi det som mulig å lære opp frivillige til å gjøre artsregistreringene, slik at man kan gjøre overvåkingen innenfor realistiske økonomiske rammer.

Det foreslås å gjøre arealrepresentative registreringer ved å samle inn data fra de samme 18 x 18 km rutene som benyttes for fugl. Utvelgelsen av ruter bør imidlertid stratifiseres slik at man sikrer å få data fra relevante ruter. Slik stratifisering kan gjøres ved kun å velge ruter som inneholder bestemte naturtyper, som ligger i bestemte geografiske områder eller bestemte høydelag osv. Det vil samtidig være viktig å samle inn data vha metodikk hvor man i tillegg kan utføre bestandsestimering for enkeltarter der datagrunnlaget er tilstede.

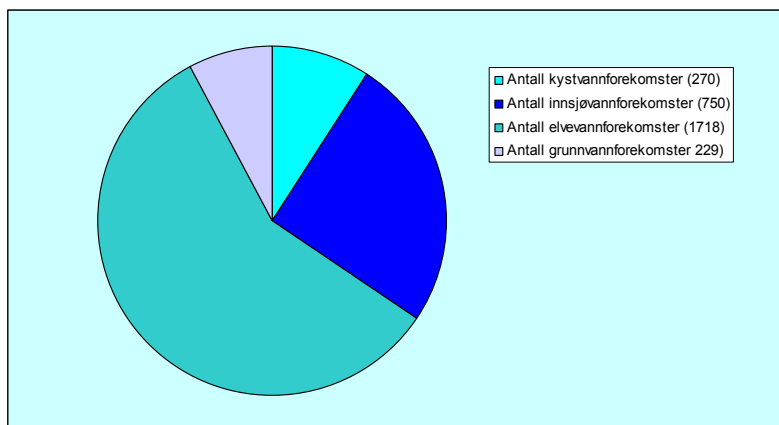
Litteratur

- Bakken, T., Såstad, S.M. & Aagaard, K. 2005. Opprettelse av norsk artstesaurus. Utredning for Artsdatabanken 1.
- Bongard, T. and K. Aagaard (2006). Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status, NINA Rapport.....
- Dramstad, W. E., G. Fry, et al. (2001). "Intergrating landscape-based values - Norwegian monitoring of agricultural landscapes." *Landsc. Urban Plann.* 57 257-268.
- Fjellstad, W., Norderhaug, A. og Ødegaard, F. 2008. Tidligere og nåverende jordbruksareal – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no)
- May, R.M. 2000. The dimensions of life on Earth. S. 30-45 i: *Nature and Human Society: The Quest for a Sustainable World*. Raven, P.H. (ed.). National Research Council. Washington D.C.
- Ottesen, P.S. 1993. Norske insektfamilier og deres artsantall. NINA Utredning 055.
- Van Swaay, C.A.M. & Van Strien, A.J. 2008. The European Butterfly Indicator for Grassland species 1990-2007. Report VS2008.022, De Vlinderstichting, Wageningen.

7 Vurdering av tilstand for krepsdyrdiversitet

v/ Bjørn Walseng

Vurdering av økologisk tilstand jf. Vanndirektivets kriterier (se www.vann-nett.nve.no), er blitt brukt som basis for å vurdere tilstanden for småkreps (vannlopper og hoppekreps) i ferskvann på kommunenivå i respektive Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, samt i kommunene Sunndal, Dovre og Lesja. Generell kunnskap om krepsdyrenes toleranse for ulike påvirkningstyper er basert på et nasjonalt datasett som omfatter ca 3000 vannforekomster.

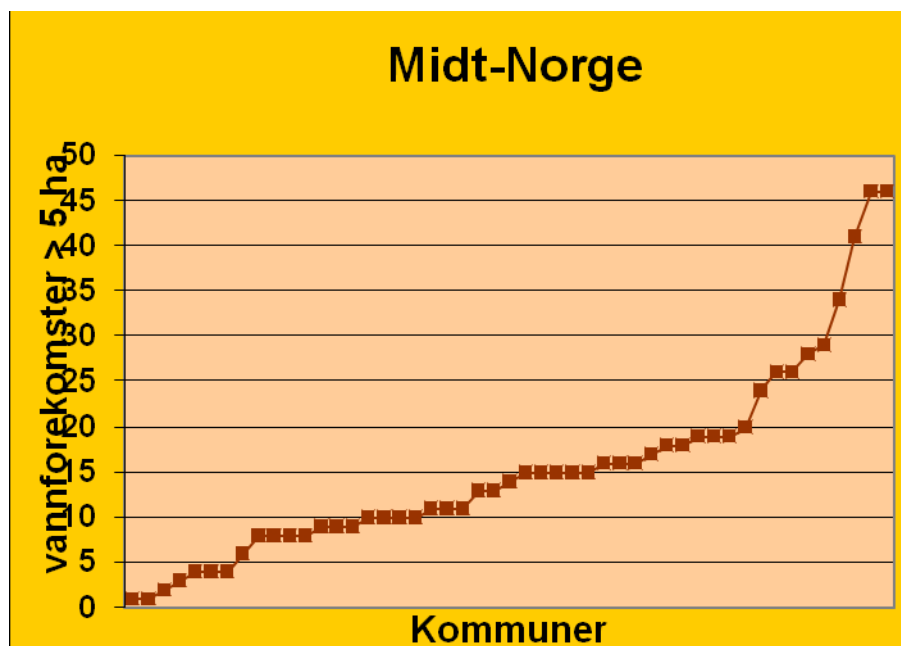


Figur. 1

Vannforekomster karakterisert i Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, samt i kommunene Sunndal, Dovre og Lesja.

I forbindelse med karakteriseringen er alle ferskvannsforekomster over 50 ha karakterisert. Mindre vannforekomster kan også ha blitt karakterisert dersom de er påvirket (hovedsakelig elvevannforekomster). Innsjøvannforekomstene utgjør ca en fjerdedel (**figur 1**) av alle karakteriserte vannforekomster i de utvalgte kommunene. Elvevannforekomster dominerer. Til sammen 16 av de vurderte kommunene er innlandskommuner da de ikke har kontakt med kystvann.

Antall vannforekomster innen kommunene i Midt-Norge som er karakterisert, varierer fra 1 (Ørland og Vikna) til 46 (Røros og Lierne) med et snitt på 15 vannforekomster pr kommune (**figur 2**)



Figur 2. Antall vannforekomster karakterisert innen hver kommune sortert etter stigende antall.

Antall lokaliteter over 50 ha reflekterer bare til en viss grad tettheten av ferskvannsføremøster innen kommunene. På Hitra er det for eksempel registrert 15 føremøster > 50 ha. Kart over øya viser at det her finns et meget stort antall lokaliteter < 50 ha. Det er viktig å ha dette i minne når naturindeks skal vurderes. En kommune med et fåtall større ferskvannsføremøster som i tillegg har en dårlig tilstand vil fort komme dårlig ut mht naturindeks til tross for at det kan finnes mange mindre vannføremøster med god tilstand.

En usikkerhet i forbindelse med karakteriseringa ligger i kategorien "udefinerte" som kan inkludere de fleste innsjøene i kommunen. I **tabell 1** har jeg sett på andelen (%) av vann klassifisert som dårlig/svært dårlig tilstand i relasjon til alle sjøene samt i forhold til de vurderte dvs de udefinerte er holdt utenfor.

I forbindelse med verdisetting er følgende formel brukt:

$$((\text{"udefinert/svært god"} \times 1,0 + \text{"god"} \times 0,9 + \text{"moderat"} \times 0,7 + \text{"dårlig"} \times 0,5 + \text{"svært dårlig"} \times 0,3) / \text{total}),$$

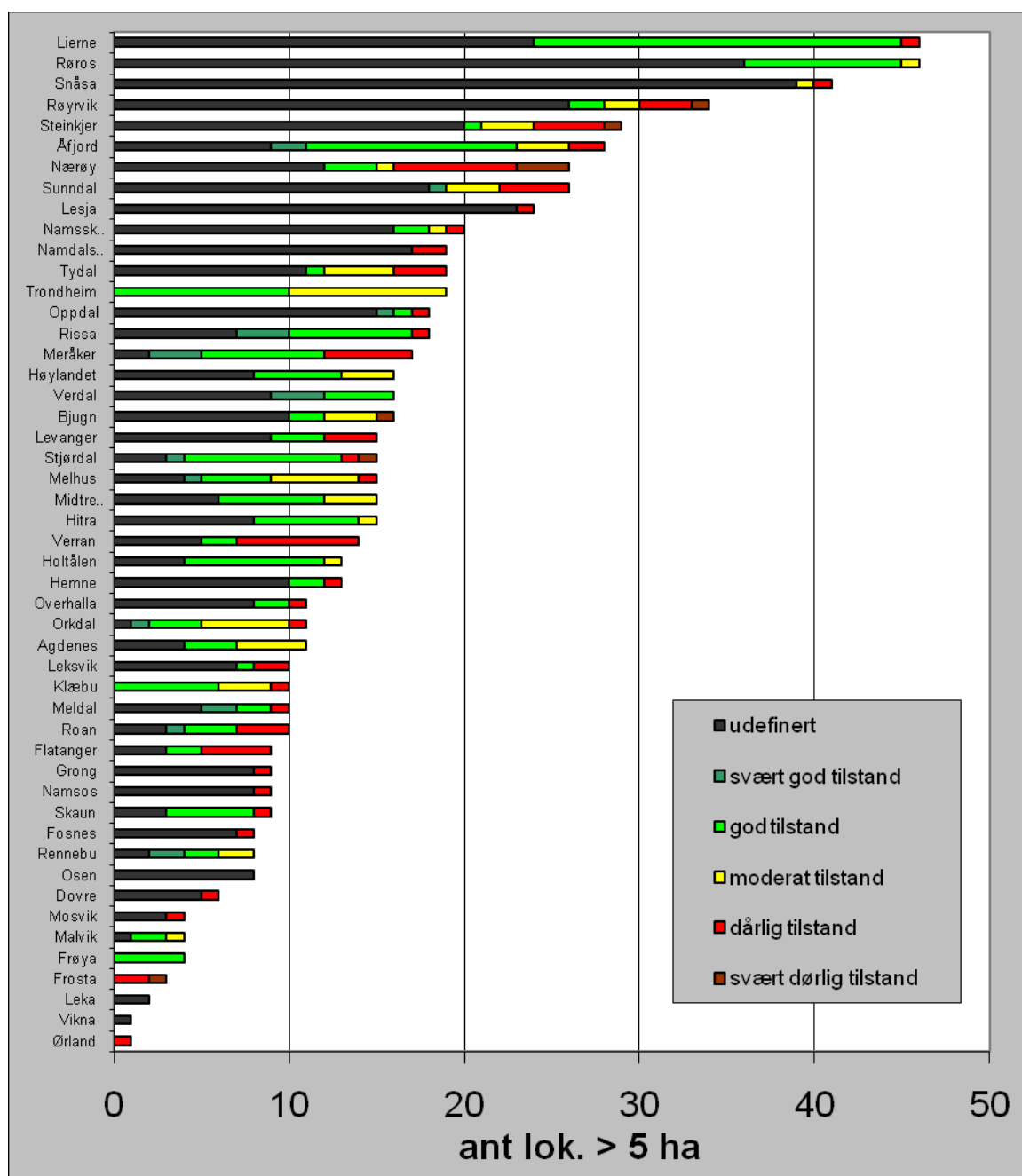
Resultatet for de enkelte kommuner varierte fra 1 (naturtilstand) til 0,43 som var tilfelle for Frosøta der alle vurderte vannføremøster ble betegnet som "dårlig" eller "svært dårlig" (**figur 3**). I forbindelse med vurderingen er "udefinerte" satt til 1. Dette skyldes at det ved karakterisering ble lagt vekt på å inkludere alle de påvirkete vannføremøstene. Dvs de udefinerte ble i liten grad antatt å være påvirket.

Tabell 1. Andelen (%) av vann klassifisert som dårlig/svært dårlig tilstand i relasjon til alle sjøene samt i forhold til de vurderte (dvs de udefinerte er holdt utenfor).

	dårlig/ svært dårlig (%) vurderte	dårlig/ svært dårlig inkl udefinerte		dårlig/ svært dårlig (%) vurderte	dårlig/ svært dårlig inkl udefinerte	dårlig/ svært dårlig mangler
Ørland	100,0	100,0	Namsos	100,0	11,1	Vikna
Frosta	100,0	100,0	Grong	100,0	11,1	Leka
Verran	77,8	50,0	Namdalseid	100,0	10,5	Frøya
Flatanger	66,7	44,4	Meldal	20,0	10,0	Malvik
Nærøy	71,4	38,5	Klæbu	10,0	10,0	Osen
Roan	42,9	30,0	Orkdal	10,0	9,1	Rennebu
Meråker	33,3	29,4	Overhalla	33,3	9,1	Agdenes
Mosvik	100,0	25,0	Hemne	33,3	7,7	Holtålen
Leksvik	66,7	20,0	Åfjord	10,5	7,1	Hitra
Levanger	50,0	20,0	Melhus	9,1	6,7	Midtre Gauldal
Steinkjer	55,6	17,2	Bjugn	16,7	6,3	Verdal
Dovre	100,0	16,7	Rissa	9,1	5,6	Høylandet
Tydal	37,5	15,8	Oppdal	33,3	5,6	Trondheim
Sunndal	50,0	15,4	Namsskogan	25,0	5,0	Røros
Stjørdal	16,7	13,3	Lesja	100,0	4,2	Snillfjord
Fosnes	100,0	12,5	Snåsa	50,0	2,4	
Røyrvik	50,0	11,8	Lierne	4,5	2,2	
Skaun	16,7	11,1				

Ved fastsettelse av tilstand i respektive 1990 og 2000 avhenger dette av hvilken påvirkningsfaktor en lokalitet har vært utsatt for. Er det snakk om vannstandsvariasjoner som følge av regulering av vannhøyde vil de største endringene i diversitet skje få år etter inngrepet for deretter å stabilisere seg. Forurensing fra jordbruk, diffuse kilder etc skjer mer gradvis.

Figur 3. Karakteriseringen av vannforekomstene i de enkelte kommuner.



Ved bedømming og usikkerhet av denne er det konsekvent brukt 1 ved naturtilstand (sikker) og 2 ellers, dvs at jeg er "middels" sikker.

I rubrikken antall observasjoner er det operert med antall vann >50 ha. Dette vil i noen tilfeller også inkludere påvirkede lokaliteter som har et areal < 50 ha.

Det er viktig å påpeke at diversiteten både kan øke eller minke i forhold til naturtilstand når en lokalitet er påvirket. Eksempelvis vil reguleringer i forbindelse med vannkraftregulering samt tilførsler av sur nedbør redusere diversiteten. Det samme vil ekstrem eutrofiering. En mindre tilførsel av næringssalter vil imidlertid kunne øke artsdiversiteten.

NINA Rapport 426

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1992-1



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no