



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

VOL.: 1, NR.: 66, 2015

MiS 15 år

Resymé av fagforedrag på Lysaker 10. november 2015



IVAR GJERDE (RED.)

TITTEL/TITLE

MIS 15 ÅR – RESYMÉ AV FAGFOREDRAG PÅ LYSAKER 10. NOVEMBER 2015

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

IVAR GJERDE (RED.)

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
19.02.2016	1/66/2015	Åpen	127001	15/1914
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01527-7		2464-1162	45	0

--	--

STIKKORD/KEYWORDS:

Miljøregistrering i skog, MiS, rødlistearter, indikatorer, artsmangfold, dynamikk, vern, forvaltning

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Biologisk mangfold i skog

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten inneholder resyméer av seks fagforedrag som ble holdt på jubileumsarrangementet MiS 15 år på Lysaker, Oslo, 10. november 2015. Foredragene tar for seg ulike temaer som har stått sentralt i forskningsdelen av prosjektet Miljøregistrering i Skog.

--

GODKJENT /APPROVED

Bjørn Håvard Evjen

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Ivar Gjerde

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

FORORD

I år er det 15 år siden prosjektet Miljøregistrering i Skog (MiS) la frem forskningsresultater og et opplegg for registrering av arealer med spesiell betydning for biologisk mangfold i skog. En periode på 15 år tilsvarer også omtrent tiden et nasjonalt omløp av skogbruksplanene tar. Registreringene er en del av skogbruksplanleggingen og en viktig del av miljøsertifiseringen i skogbruket. Siden år 2000 har det blitt registrert 119 000 livsmiljøer, og 87 000 av disse er satt av og forvaltes i form av ca 70 000 nøkkelbiotoper. I samme periode har det pågått en forskningsinnsats parallelt med de praktiske registreringene. Denne forskningen i MiS-prosjektet er først og fremst økologisk forskning i betydningen «studier av organismers fordeling og abundans i tid og rom». Kunnskap innen dette feltet er helt avgjørende for en kunnskapsbasert registrering, overvåking og forvaltning av naturmangfoldet. Mer spesifikt er målet å øke kunnskapen om naturmangfold i skog, slik at miljøregistreringene, og tiltak som bygger på disse, kan gjennomføres med best mulig relevant kunnskap tilgjengelig.

NIBIO arrangerte den 10. november 2015 et jubileumsarrangement for ca 150 deltagere i Forskningsrådets lokaler på Lysaker. Denne rapporten inneholder resyméer av de 6 fagforedragene som ble holdt av forskere fra NIBIO, og som gir et innblikk i forskningen som så langt er gjennomført i prosjektet Miljøregistrering i Skog. En oversikt over alle publikasjoner fra MiS finnes på <http://fakta.nibio.no/>, velg «MiS: Miljøregistrering i skog» som «Tema» i søkefeltet.

Fana, 19.02.16

Ivar Gjerde

INNHOOLD

1	NATURMANGFOLDET	5
1.1	Sjeldne, men ikke nødvendigvis truet	5
1.2	Verdisetting av arealer på liten skala: Arter eller miljøer?	16
1.3	Det ukjente artsmangfoldet: Om å lete på de riktige stedene	20
2	SKOGNATUR I ENDRING	25
2.1	Ting tar tid – Skoghistorie, dynamikk og påvirkning	25
2.2	Konservering av naturmangfold i reservater: Begrenset holdbarhet	35
2.3	Klarer artene å holde tritt med endringene i skogen?	40

1 NATURMANGFOLDEN

1.1 Sjeldne, men ikke nødvendigvis truet

Jørund Rolstad & Ken Olaf Storaunet, NIBIO

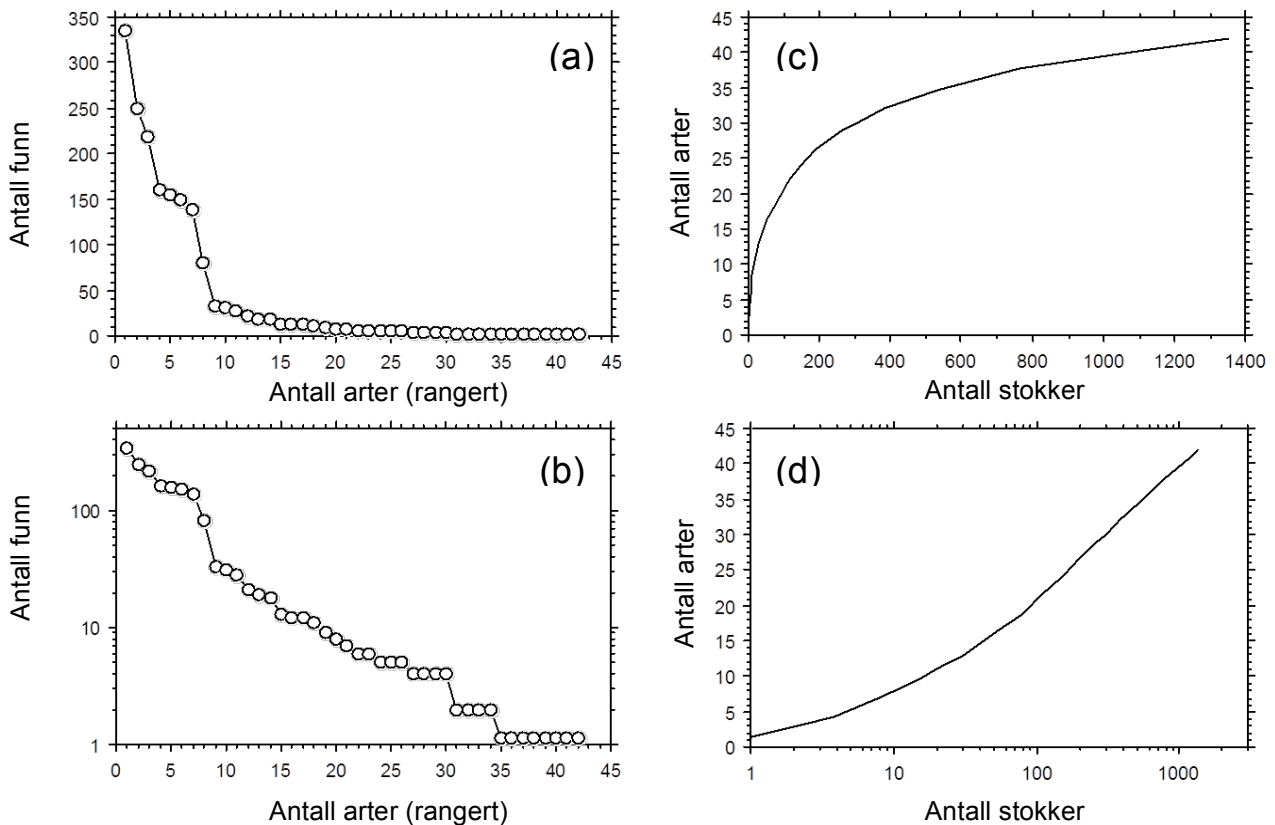
Norsk Rødliste gir hvert femte år en oppdatert oversikt over arters risiko for å dø ut. I dette arbeidet bruker faglige ekspertgrupper et internasjonalt sett av kriterier (IUCN) for å bedømme artenes grad av truethet basert på utbredelse, bestandsstørrelse, bestandsendringer og endringer i livsmiljø. For de fleste artene i norsk natur har vi imidlertid dårlig kunnskap om bestandsstørrelse og kun for et fåtall arter har vi dokumentasjon på eventuelle endringer i bestanden. Ekspertenes vurderinger må derfor i stor grad baseres på skjønn hva gjelder sjeldenhet og endringer i artenes livsmiljø. Da det synes å herske en viss uenighet om hvor mye sjeldenhet betyr for at arter havner på rødlisten, skal vi her se litt nærmere på fenomenet sjeldenhet i et forsøk på å komme nærmere en forståelse av hvor viktig dette er i norsk skog og miljøforvaltning.

Arts-abundans- og arts-akkumuleringskurver

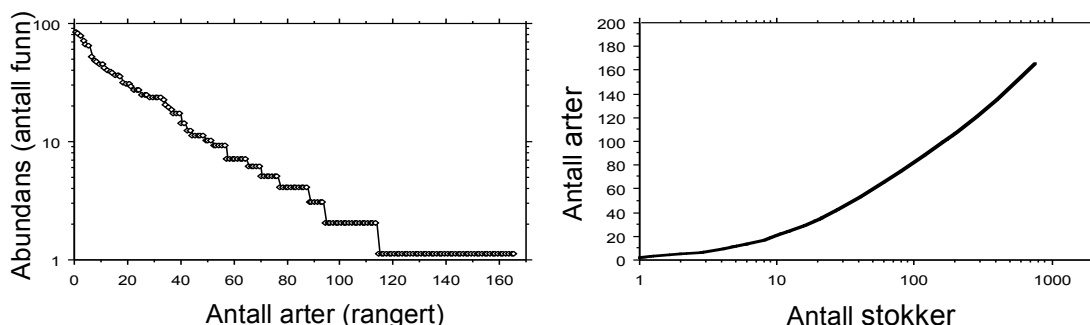
Når vi samler inn data på forekomst av arter i et område kan vi sortere resultatene i såkalte arts-abundans-fordelinger, dvs. at vi rangerer artene fra den vanligste til den mest sjeldne. Det interessante er at vi nesten alltid får en fordeling med noen få svært vanlige arter og en lang hale med sjeldne arter (Figur 1a). Dette mønsteret er så vanlig forekommende at det er blitt en lovmessighet innen økologi (f.eks. Hubbell 2001). Plotter vi denne fordelingen med logaritmisk y-akse for abundans får vi et kurveforløp som er tilnærmet lineært (Figur 1b). Det er gjort mange forsøk på å finne allmenngyldige forklaringer på slike fordelinger uten at økologene er helt enige (Hubbell 2001). Vi skal ikke diskutere detaljene her, men bare konstatere at de fleste arts-abundanskurver er tilnærmet lineære på en slik logaritmisk skala for abundans. I Figur 1, 2 og 3 er gjengitt noen eksempler på slike fordelinger, baser på funn av vedlevende sopper i død ved.

En annen måte å framstille slike artsfordelinger på er å plote antall nye arter vi finner etter hvert som vi samler inn data, f.eks. antall nye vedlevende sopper vi finner etter hvert som vi sjekker flere og flere stokker. Først stiger kurven bratt, fordi vi i begynnelsen finner mange nye arter. Etter hvert flater kurven ut fordi vi stadig finner flere av de samme artene vi allerede har funnet. Slike kurver kalles arts-akkumuleringskurver, og på lineær skala kan det se ut som om kurven etter hvert nærmer seg en maksimumsverdi (Figur 1c). Dette kan få oss til å tro at vi har funnet alle artene i undersøkelsesområdet. Viser vi derimot kurven med logaritmisk x-akse, dvs. at vi plotter antall nye arter mot hver dobling (eller 10-dobling) av antall stokker vi sjekker, får vi en tilnærmet lineært stigende kurve som ikke flater ut (Figur 1d). For vedlevende sopper i Fennoskandia, en artsgruppe det finnes relativt gode data for, viser det seg at artsantallet øker med 30-40 arter for hver dobling av antall stokker (Tabell 1).

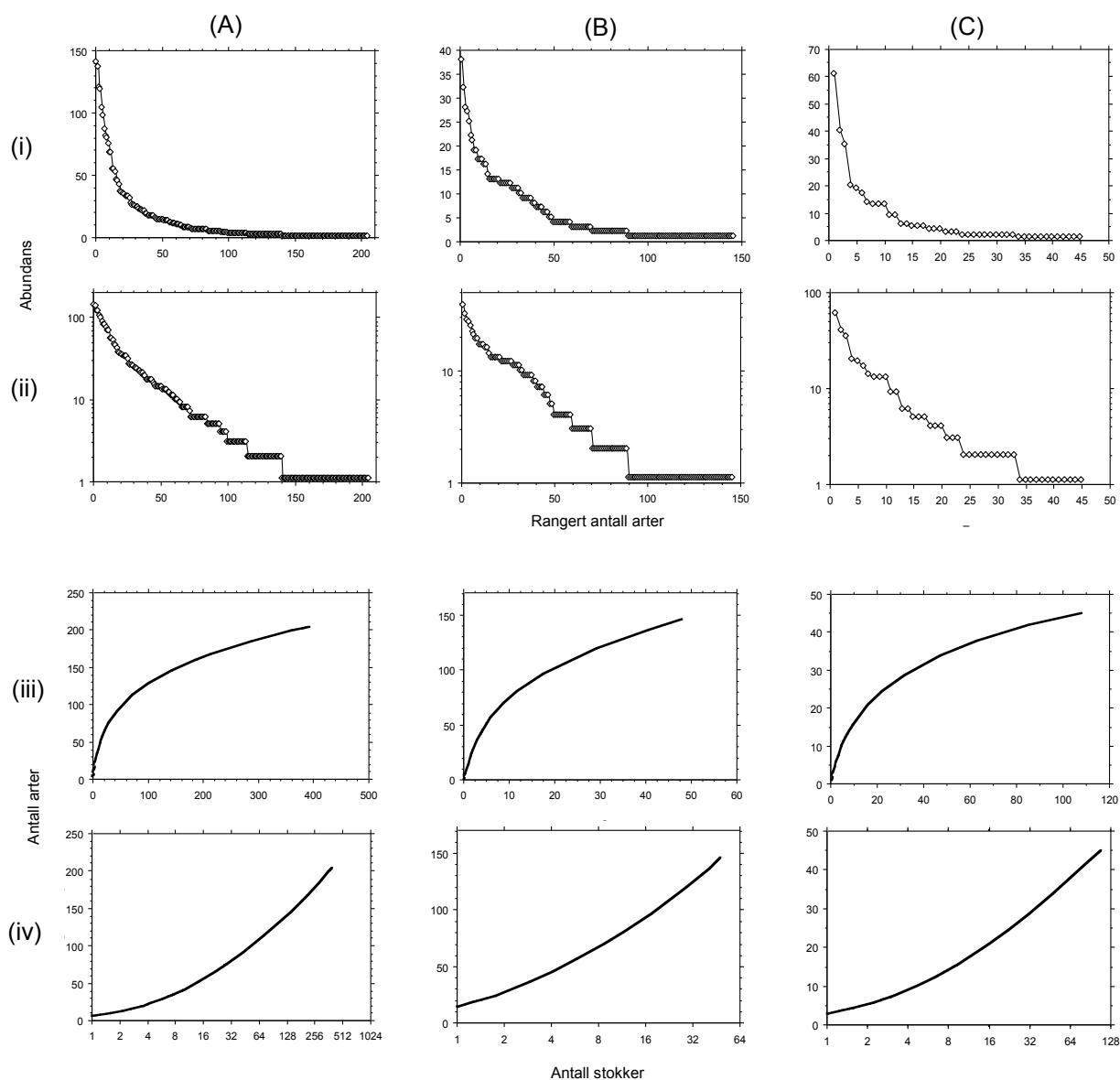
En sjelden art er en art som består av få individer eller som har et begrenset utbredelsesområde. I virkeligheten er det en gradvis overgang fra det å være sjelden til å være vanlig. Men om vi ønsker å definere sjeldenhet kvantitativt kan det gjøres på flere måter (Gaston 1994). Definerer vi sjeldne arter som de som har $\leq 5\%$ av individtallet til gjennomsnittet av de 5 % vanligste artene, ender vi opp med at omlag halvparten av artene er sjeldne (Tabell 1). Alternativt kan vi definere sjeldenhet som de artene som har færre individer enn 1 % av alle individene i et område. I våre eksempler fra vedlevende sopper får vi da at ca. 75 % av artene er sjeldne. Uansett hvordan vi snur og vender på det så er det mange sjeldne arter.



Figur 1. Arts-abundans (venstre) og arts-akkumuleringskurver (høyre) for 1768 funn av 42 vedlevende sopper (kjuker) funnet på 1350 granstokker i et 2 km² stort studieområde i Trillemarka, Sigdal (etter Rolstad m.fl. 2004). Øverst er kurvene vist på lineær skala, nederst på logaritmisk skala.



Figur 2. Arts-abundans og arts-akkumuleringskurver for 1906 funn av 166 vedlevende sopper (kjuker og barksopper) på 760 stokker av gran og furu i naturskog i nordøst Finland (etter Renvall 1995). Merk logaritmisk skala.



Figur 3. Arts-abundans-fordelinger og arts-akkumuleringskurver for utvalgte registreringer av vedlevende sopper i barskog i Norge og Finland. (A) Kjuker og barksopper på granstokker i naturskog i fire områder på sentrale deler Østlandet: 2746 funn av 207 arter på 390 stikker (Bendiksen m.fl. 2014). (B) Barksopper på granstokker i naturskog i 6 områder på sentrale Østlandet: 827 funn av 146 arter på 48 stikker (Svantesson 2012). (C) Kjuker på gran- og furustokker i naturskog i 30 forsøksplott i Finland: 343 funn av 45 arter på 108 stikker (Pasanen m.fl. 2014). (i) Arts-abundans fordeling rangert fra den vanligste til den sjeldneste arten på lineær skala. (ii) Samme som (i) men med logaritmisk y-akse. (iii) Arts-akkumuleringskurve der antall funn av arter er plottet kumulativt mot økende antall stikker på lineær skala. (iv) Samme som (iii) men logaritmisk x-akse for antall stikker.

Tabell 1. Økning i antall funn av nye arter for hver dobling av mengden død granved og andelen sjeldne arter av vedlevende sopp i naturskog i Fennoskandia.

Gruppe	Nye arter pr. dobling av død ved	Antall stokker	Totalt antall funn	Totalt antall arter	a) % sjeldne arter (5/5)	b) % sjeldne arter (1/100)	Referanse
Kjuker	8-9	108	343	45	56	56	Pasanen m.fl. 2014
Kjuker	7-8	462	466	35	51	66	Stokland & Larsson 2011
Kjuker	5-6	1450	1574	42	67	69	Rolstad m. fl. 2004
Barksopper	30-40	48	827	146	39	74	Svantesson 2012
Barksopper	30	462	1998	152	62	84	Stokland & Larsson 2011
Kjuker og barksopper	40-50	390	2746	207	59	87	Bendiksen m.fl. 2014
Kjuker og barksopper	30-35	760	1906	166	47	79	Renvall 1995 ^{c)}
Kjuker og barksopper	25-30	108	407	98	43	73	Olsson m.fl. 2011

^{a)} Andelen arter som har $\leq 5\%$ av individtallet til gjennomsnittet av de 5% vanligste artene.

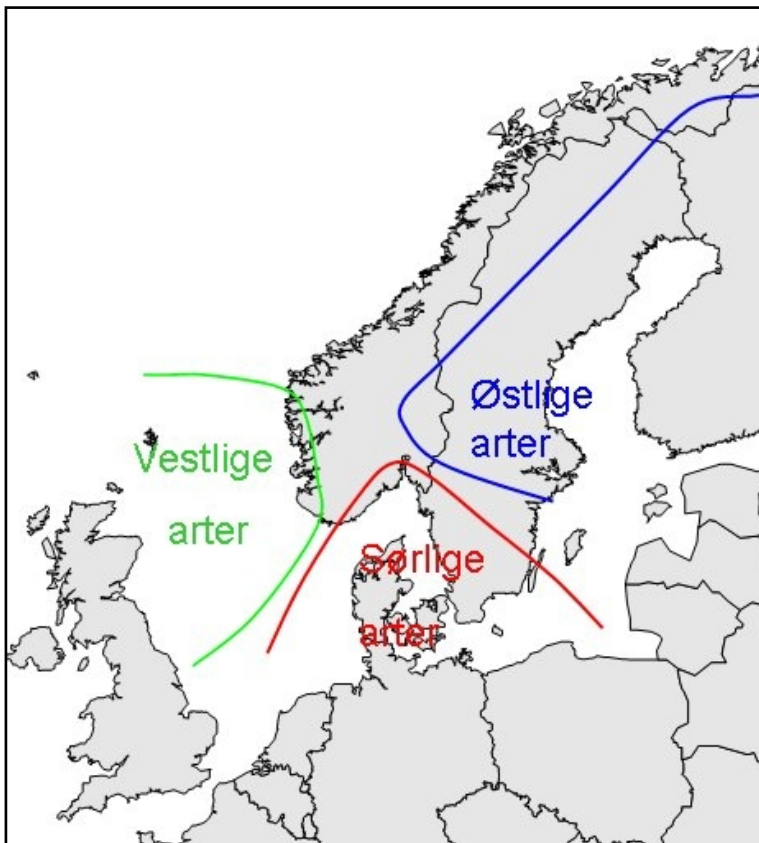
^{b)} Andelen arter som har $\leq 1\%$ av alle individene i et område.

^{c)} Både gran- og furustokker inngikk i denne undersøkelsen.

Hvorfor er det så mange sjeldne arter?

Sjeldenhet er viet stor oppmerksomhet innen økologi og bevaringsbiologi (f.eks. Rabinowitz 1981, Gaston 1994). Som vi har nevnt finnes det i prinsippet to hovedtyper av sjeldenhet, arter som er svært fåtallige over store geografiske områder og arter som forekommer i små avgrensede lokaliteter. Til den første gruppen hører gjerne større fugler og pattedyr som har store leveområder. Hønsehauken f.eks., har hekketerritorier på opptil 50 km², og kongeørn, jerv og gaupe kanskje enda større. I skog og fjellterreng i Norge vil slike arter alltid være sjeldne. Arter som lever i små avgrensede lokaliteter er gjerne spesialister i en eller annen form. Noen ville norske orkideer er f.eks. knyttet til spesielle kalkrike myrer med svært begrenset utbredelse. Mange arter kan på denne måten være «naturlig sjeldne» på grunn av store arealkrav eller spesielle habitatkrav, uten at de nødvendigvis er spesielt sårbare eller truet. Fram til 1998 var «sjelden» en egen kategori på Rødlista, men fra 2005 er den utelatt fra IUCN sine kategorier. En viktig årsak til at arter blir sjeldne er at leveområder og livsmiljøer reduseres eller forringes. Dersom en slik habitatreduksjon eller forringelse fortsetter vil artene etter hvert trues med å dø ut. Disse sjeldne artene vil være truet i ordets rette forstand, til forskjell fra mange naturlig sjeldne arter.

En viktig form for nasjonal sjeldenhet er arter i utkanten av utbredelsesområdet. Dette gjelder spesielt for arter med god spredningsevne, det være seg fugl eller insekter som flyr, eller lav, sopp, moser og mikroorganismer som spres passivt med sporer i vinden. Lav, sopp, moser og karsporeplanter kalles med en fellesbetegnelse kryptogamer. De fleste arter blant kryptogamene har god spredningsevne (Gjerde & Rolstad 2012), noe som viser seg gjennom at mange har en vid sirkumpolar utbredelse. Det er likevel slik at mange arter har en mer nordlig, sørlig, østlig, eller vestlig hovedutbredelse, som igjen henger sammen med krav til temperatur, fuktighet og næringsrikhet (Gjerde & Vanvik 2011, Figur 4). Arter med god spredningsevne har større tilbøyelighet til å dukke opp utenfor det sentrale utbredelsesområdet enn arter med dårlig spredningsevne. Dette medfører at lokale eller nasjonale arts-abundans kurver for artsgrupper med god spredningsevne (f.eks. kryptogamer) har en større andel sjeldne arter enn artsgrupper med dårlig spredningsevne (f.eks. høyere planter) (Hubbell 2001).

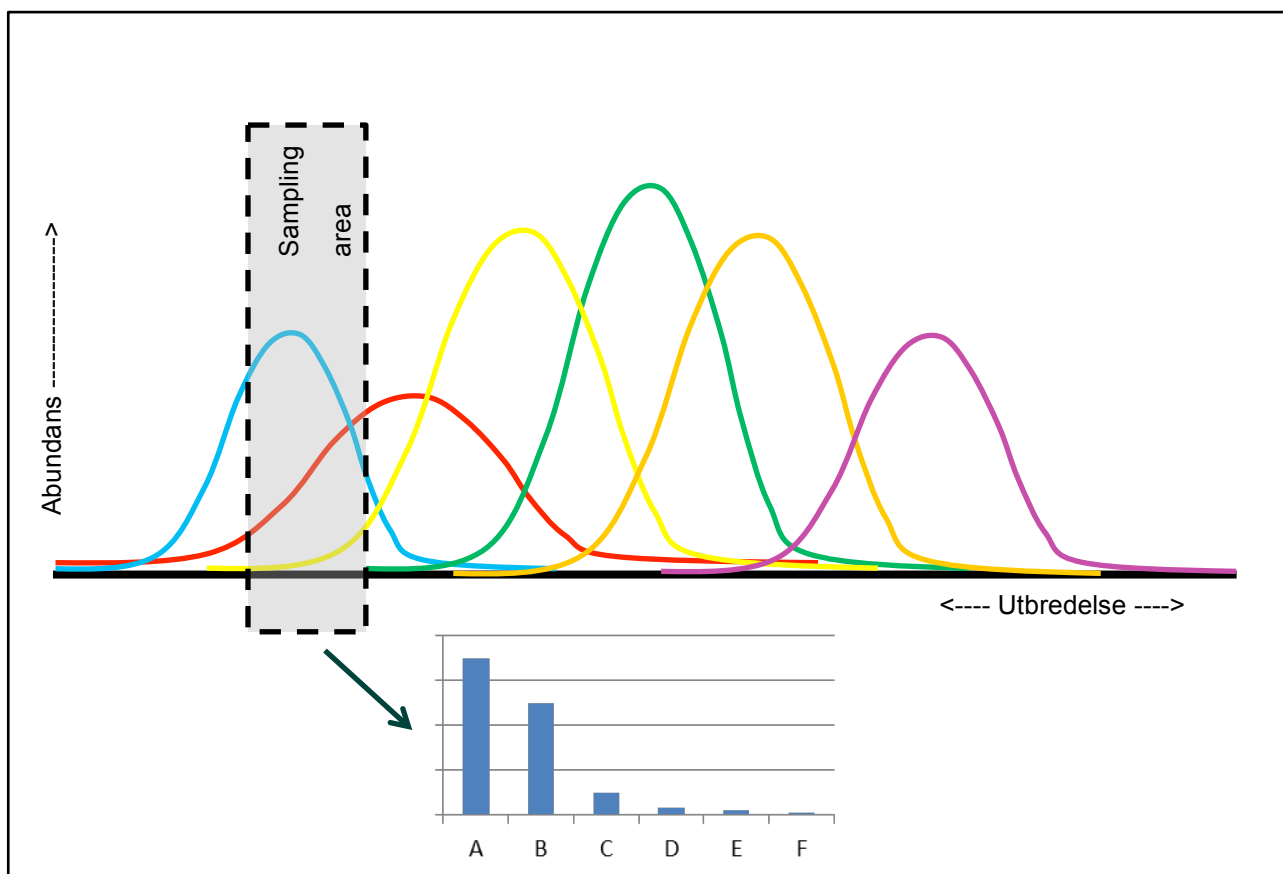


Figur 4. Mange arter er sjeldne i Norge fordi landet vårt befinner seg i ytterkanten av deres utbredelsesområde. Slike arter bør normalt ikke prioriteres i forvaltningen av det biologiske mangfoldet, hvis målet er å hindre at arter dør ut (etter Gjerde & Vandvik 2011).

For Norge som ligger helt i den nord-vestre ytterkanten av det eurasiatiske kontinentet, er det grunn til å tro at mange norske arter er i ytterkanten av deres utbredelsesområde. Kålås & Lindgaard (2010) anslår at 20 % av artene på rødlista er sørlige arter i utkanten av utbredelsesområdet. Tar vi med vestlige oseaniske arter, og østlige og nord-østlige kontinentale arter vil andelen øke. Dette innebærer at kanskje de fleste artene i Norge har sitt optimalområde et

annet sted i verden. Norge «samler» med andre ord en masse arter som er vanligere andre steder. Selv om mange av disse artene har små populasjoner nasjonalt behøver de ikke være truet i global sammenheng. Dette er forsøkt vist i Figur 5.

Motsatsen til arter som i Norge befinner seg i utkanten av utbredelsesområdet er arter hvor Norge utgjør en betydelig del av artens globale bestand. Fordi det meste av norsk flora og fauna vandret inn etter siste istid har vi svært få endemiske arter. Det nærmeste vi kommer er lemen (*Lemmus lemmus*) som bare finnes i Fennoskandia og vestre deler av Russland. Vi har likevel noen arter som på grunn av forurensning og urbanisering er blitt svært sjeldne sydover i Europa. Et godt eksempel er hengelaven huldrestry (*Usnea longissima*) der Norge har over 90 % av den europeiske bestanden. Begrepet «ansvarsarter» er definert i Forskrifter om prioriterte arter (2011) som arter hvor 25 prosent eller mer av den europeiske bestanden er i Norge. I dette ligger at norsk forvaltning av disse artenes leveområder vil ha stor betydning for den globale bestandsutviklingen.



Figur 5. Visualisering av 6 arters abundans innenfor hvert av deres hovedutbredelsesområder. Ved taksering av området merket grått vil vi få arts-abundans fordelingen under (omtegnet etter McGill & Collins 2003).

Har vi utdøing eller nykolonisering av arter?

Vel 60 % av alle «truete» skoglevende arter på Norsk Rødliste 2010 er funnet 10 eller færre ganger (Tabell 2). Det er blant kryptogamer, insekter og edderkoppdyr vi finner flest sjeldne arter. Det er knapt noen av disse artene som vi har pålitelige tidsserier for som kan dokumentere om populasjonene er på vei opp eller ned. De fleste artene er dessuten så dårlig kjent at vi har få holdepunkter for å si noe om Norge er i utkanten av utbredelsesområdet. Vi vet derfor ikke om artene er i ferd med å dø ut, om de er nykoloniserende migranter, eller om de er naturlig sjeldne.

Tabell 2. "Trua arter" i skog (totalt 1279 arter) fordelt på artsgrupper, angitt i forhold til påvirkning fra skogbruk, andre trusler og andel med 10 eller færre funn. (Basert på Rødliste for arter 2010).

Artsgruppe (trua arter: CR, EN, VU)	Antall trua arter i skog	Påvirkning fra skogbruk: systematisk ^{a)}		Påvirkning fra skogbruk: tilfeldig ^{a)}		Andre trusler		Andel ≤10 funn	
			%		%		%		%
Sopp	361	208	57.6	109	30.2	44	12.2	217	60.1
Lav	133	77	57.9	45	33.8	11	8.3	56	42.1
Moser	62	21	33.8	22	35.5	19	30.7	35	56.5
Karplanter	60	11	18.3	24	40.0	25	41.7	14	23.3
Insekter	605								
<i>Nebbmunnner</i>	21	3	14.3	18	85.7	0	0	20	92.9
<i>Biller</i>	237	122	51.4	85	35.9	30	12.7	174	73.5
<i>Sommerfugler</i>	164	22	13.4	118	72.2	24	14.4	103	62.9
<i>Tovinger</i>	128	29	22.4	83	65.1	16	12.5	122	95.2
<i>Veps</i>	52	4	7.8	39	74.5	9	17.7	45	87.5
<i>Andre grupper</i>	3	0	0	0	0	3	100.0	2	66.7
Edderkoppdyr	27	14	51.9	8	29.6	5	18.5	22	81.0
Andre leddyr	7	2	28.6	3	42.9	2	28.6	6	85.7
Bløtdyr	2	0	0	0	0	2	100.0	2	100.0
Fugl	12	0	0	0	0	12	100.0	0	0
Pattedyr	10	0	0	5	50.0	5	50.0	4	40.0
Totalt	1279	513	40.1	559	43.7	207	16.2	824	64.4

^{a)}For definisjoner av tilfeldig og systematisk påvirkning, se Gundersen & Rolstad (1998).

Den kritisk truete (CR) storporet flammekjuka (*Pycnoporellus alboluteus*) kan være et eksempel. For denne vednedbrytende soppen finnes det en gammel observasjon fra Stor-Elvdal i 1886, og man anså lenge arten for utdødd i Norge. I 2001 ble arten imidlertid gjenoppldaget i Styggdalen på Romeriksåsen, der den siden er observert på flere stokker fram til 2010 (Hofton 2010). I 2006 ble flammekjuka funnet på en stokk ved Skotjernsfjell, noen kilometer syd for Styggdalen, og i 2013 og 2014 ble den funnet på to steder i Nordmarka ved Spålen og Storflåtan. Nylig ble den også funnet nord for Notodden (E. Rolstad, pers. med.). Storporet flammekjuka har et ett-årig lett gjenkjennelig fruktlegeme. Arten koloniserer stokker i et tidlig nedbrytningsstadium og den ser ut til å klare seg dårlig i konkurranse med mer aggressive råtesopper. Dreier dette seg om restpopulasjoner fra en større populasjon tidligere? Mye av den gamle naturskogen som omgir disse lokalitetene er avvirket de siste årene. Eller kan det tenkes at dette er nykoloniseringer? Mengden død ved er for tiden sterkt økende i norske skoger (Storaunet & Rolstad 2015), både i den gamle naturskogen og i den oppvoksende kulturskogen.

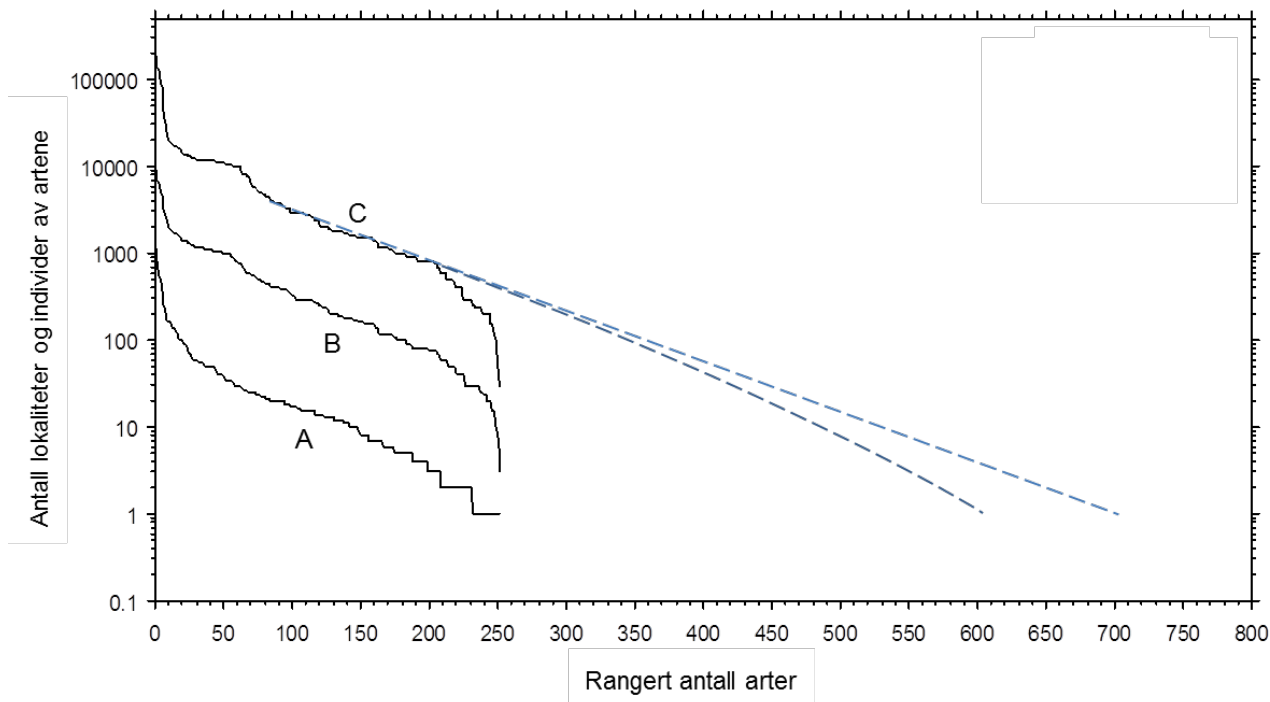
Jo bedre miljø, jo flere sjeldne arter

Jo mer vi leter, jo flere arter finner vi. Jo flere død-ved-stokker vi sjekker, jo flere arter finner vi. Jo flere død-ved-stokker som ligger innenfor et gitt areal, jo flere arter finner vi. Alt dette er relativt opplagt. Det som kanskje ikke er like opplagt er at når det totale artsantallet øker, så øker det absolutte antallet sjeldne arter vesentlig mer enn antall vanlige arter, selv om det relative forholdet mellom vanlige og sjeldne arter forblir uendret (andelen rødlistearter har vært konstant i overkant av 20 % siden 1992, men antall rødlistearter har økt fra 1839 til 4438). Ut fra dette kan vi slutte at jo bedre eller flere livsmiljøer vi legger til rette for, jo flere sjeldne arter får vi. Og fordi vi antar at mange av disse nye sjeldne artene er truet, vil rødlista bli lengre jo bedre miljø vi skaper.

Rødlista: ingen god indikator på hvordan det går med artsmangfoldet

Vi kan altså konkludere med at jo mer vi leter, og jo bedre livsmiljøene blir, jo flere sjeldne arter får vi. Dette kommer tydelig fram dersom vi ser på arts-abundans-fordelingen av arter på rødlista. I Figur 6 er gjengitt en slik fordeling av 252 truete og nær-truete vedlevende sopper i Rødliste 2010. For denne gruppen er det oppgitt tall for antall funn (A=antall lokaliteter der arten er funnet), og i tillegg er det angitt korrigererte tall (B) for «antatte lokaliteter» (såkalte mørketall) og (C) «antatt antall reproduserende individer» per lokalitet. Kurven for antall funn følger forventningsmessig en tilnærmet lineær funksjon som ender opp med 23 arter funnet to ganger og 21 arter funnet bare en gang. De mørketalls-korrigererte verdiene stopper imidlertid opp med kun tre arter med færre enn 100 antatte forekomster. Dersom vi øker letevirkomheten, eller øker mengden død ved, vil vi finne stadig flere av de sjeldne artene, arter som ligger langs den stiplede kurven til høyre i Figur 6 og som ennå ikke er oppdaget. Dette innebærer at det virkelige antallet av truete og nær-truete vedboende arter trolig ligger et sted mellom 600 og 750 arter, 2-3 ganger høyere enn i rødlista for 2010. Av de 650 vurderte vedlevende soppene i 2010 ble 252 arter listet som truet eller nær-truet, dvs. ca. 40 %. Dersom forutsetningene over hva gjelder mørketall og logserie-fordeling er riktige innebærer det at det virkelige antallet vedlevende sopper i norske skoger ligger et sted mellom 1500 og 2000 arter (600-750/0,40). I dag kjenner vi til ca. 1050 arter (Rolstad & Storaunet 2015). Tilsvarende resultater er framkommet ved analyse av et stort innsamlet materiale av biller i hule

eiker i Sør-Norge. Der ble det virkelige antallet av biller estimert til litt over det dobbelte av det antallet som ble fanget inn (Engen m.fl. 2008).



Figur 6. Arts-abundans-kurver for (A) kjente lokaliteter, (B) korrigerede tall for «antatte lokaliteter» (mørketall) og (C) korrigerede tall for «antall reproduserende individer» for alle 252 truete og nær-truete vedlevende sopper i rødlista for 2010, rangert fra de vanligste til de sjeldneste artene. Stiplede linjer angir forventet antall individer og abundans ved økt registreringsinnsats, arter som i dag ennå ikke er oppdaget. Merk logaritmisk y-akse. (Etter Rolstad & Storaunet 2015).

Basert på sammenhengene beskrevet ovenfor må konklusjonen bli at antall arter på rødlista er uegnet til å si noe om hvordan det går med artsmangfoldet. Det er derfor grunn til å spørre om vi virkelig har et netto tap av arter i norske skoger eller om det tvert i mot er slik at artsmangfoldet øker. En vei mot en avklaring på dette spørsmålet skisseres i den generelle diskusjonen i rødlista fra 2010 (Kålås m.fl. 2010, s. 48): *Endringer i plassering i rødlistekategori fra en vurdering til neste vil for slike arter (=sjeldne arter) i stor grad være begrunnet i at en får ny kunnskap, og en rødlisteindeks vil dermed ikke nødvendigvis belyse reelle endringer for rødlisteartene. Om målet er å bruke Rødlista for å følge med i endringer i det biologiske mangfoldet, er det særlig viktig med god kunnskap om bestandsendringer for de aktuelle artene og/eller om endringer i artenes livsmiljø. For at dette skal være mulig er et alternativ å basere slike indekser på det utvalg av artsgrupper der kunnskapen er best og øke kunnskapsgrunnlaget for disse artsgruppene.*

Fra rødlister til skogforvaltning

Det siste 10-året har vi sett en betydelig økning i vern av skog, og skognæringen har gjennomført en omfattende registrering og avsetning av biologisk viktige områder (MiS-livsmiljøer og nøkkelbiotoper). For næringen er det lite inspirerende hvis denne satsingen bare medfører at

rødlista blir lengre og lengre. Hvordan ville rødlista sett ut hvis vi ikke drev skogbruk? Et hypotetisk, men likevel viktig spørsmål. Et hypotetisk, men kanskje ikke usannsynlig svar er at *andelen* sjeldne arter ville være omlag den samme som i dag. I absolutte tall derimot, ville det trolig vært langt flere sjeldne arter i en tenkt urskog. Når det gjelder forvaltning av skog er det derfor behov for å synliggjøre bedre hvorfor artene er sjeldne, for på den måten å tydeliggjøre hvorvidt skogbruket er en systematisk (deterministisk) eller tilfeldig (stokastisk) trussel (Tabell 2, se også Gundersen & Rolstad 1998). Langt på vei vil de systematisk truede artene falle inn under IUCN's A, B og C kriterier, mens de tilfeldig truede artene sammenfaller med D-kriteriet. Videre er det viktig å tydeliggjøre hvor stor andel av en arts globale bestand som finnes i Norge og framheve viktigheten av de såkalte ansvarsartene (mer enn 25 % av europeisk bestand). Sist men ikke minst bør det legges opp til systematisk overvåking av et utvalg rødlistearter for å dokumentere bestandsendringer over tid og hvorvidt disse artene koloniserer den nye skogen som vokser opp.

Takksigelser

En stor takk til Artsdatabanken og Snorre Henriksen for tilgang og tilrettelegging av materiale fra de norske rødlistene. Siden MiS-prosjektets oppstart har Ivar Gjerde og Magne Sætersdal vært viktige bidragsyttere i diskusjonen omkring arts-abundans-fordelinger og sjeldenhet. Takk også til Erlend Rolstad, som med sin lange felterfaring har førstehånds kunnskap om hva som foregår ute i skogen.

Referanser

- Bendiksen, E., Sverdrup-Thygeson, A., Bergsaker, E., Larsson, K.-H. & Birkemoe, T. 2014. Miljøhensyn i skog. Relativ betydning av naturreservater, nøkkelbiotoper, livsløpstrær og kantsoner. NINA Rapport 863. Oslo. 115 s.
- Engen, S., Sæther, B.-E., Sverdrup-Thygeson, A., Grøtan, V. & Ødegaard, F. 2008. Assessment of species diversity from species abundance distributions at different localities. *Oikos* 117: 738-748.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London, UK.
- Gjerde, I. & Rolstad, J. 2012. Ny kunnskap om spredning hos kryptogamer og betydningen for forvaltning av biologisk mangfold i skog. - I: Rolstad, J., Gjerde, I. & Schei, F. H. (red.), *Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer*. Norsk Institutt for Skog og Landskap, Ås. s. 70-75.
- Gjerde, I. & Vandvik, V. 2011. Prioriterer feil for biologisk mangfold. *Kronikk. Forskning.no*.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Truede arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. Oppdragsrapport 6/98. Skogforsk, Ås.
- Hofton, T. H. 2010. Storporet flammekjuke *Pycnoporellus alboluteus*. Faktaark. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hubbell, S. P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.

- Kålås, J. A. & Lindgaard, A. 2010. Red Lists – biodiversity status, trends and tools for monitoring. - I: TemaNord 2010:526. Nordic Biodiversity Beyond 2010. Challenges and experiences in global perspective. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. s. 24-25.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken. Trondheim.
- McGill, B. & Collins, C. 2003. A unified theory for macroecology based on spatial patterns of abundance. *Evolutionary Ecology Research* 5: 469-492.
- Olsson, J., Jonsson, B. G., Hjältén, J. & Ericson, L. 2011. Addition of coarse woody debris - The early fungal succession on *Picea abies* logs in managed forests and reserves. *Biological Conservation* 144: 1100-1110.
- Pasanen, H., Junninen, K. & Kouki, J. 2014. Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management* 312: 92-100.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. - I: Synge, H. (red.) *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley, London, UK. s. 205-217.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1-51.
- Rolstad, J., Sætersdal, M., Gjerde, I. & Storaunet, K. O. 2004. Wood-decaying fungi in boreal forest: are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biological Conservation* 117: 539-555.
- Rolstad, J. & Storaunet, K. O. 2015. Vedlevende rødliste-sopper og norsk skogbruk. En kritisk gjennomgang av Norsk Rødliste for Arter 2010. Oppdragsrapport 05/2015. Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 38 s.
- Stokland, J. N. & Larsson, K. H. 2011. Legacies from natural forest dynamics: Different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1707-1721.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport 06/2015. Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 43 s.
- Svantesson, S. 2012. Ecological requirements of corticioid fungi - a study on richness and community composition in south-eastern Norway. M.Sc. Thesis. Göteborgs Universitet, Göteborg, Sverige.

1.2 Verdisetting av arealer på liten skala: Arter eller miljøer?

Magne Sætersdal, Ivar Gjerde & Einar Heegaard, NIBIO

Målet med MiS-registreringene er å fange opp arealer som er spesielt viktige for arts mangfoldet i skog der det drives skogbruk. For effektivt å kunne oppnå dette er det lagt opp til å lokalisere arealer som er spesielt viktige for rødlistearter, da dette i utgangspunktet er arter der skogbruket er vurdert å være den viktigste trusselfaktoren. Selv om fokus på rødlistearter innebærer en spissing av innsatsen (utgjør 20-30 % av alle artene), så vil man ikke være i nærheten av å kunne registrere alle forekomstene av rødlistearter på bestandsnivå. Det vil derfor være bruk for indikatorer eller såkalte surrogatdata. I MiS benyttes en kombinasjon av strukturer og hvilke omgivelser disse befinner seg i (skogtyper, vegetasjonstyper og topografi), men i utvelgelsen av nøkkelbiotoper basert på MiS har prioriteringene noen ganger vært gjort på grunnlag av kjente funn av rødlistearter, på samme måte som i den kommunale naturtypekartleggingen. Argumentet for å benytte disse få kjente forekomstene har vært at det må være bedre enn ingenting, men er det virkelig det?

Hvis rødlisteartene bare forekommer konsentrert på en liten del av arealet vil et funn av en rødlistearter kunne være en god indikasjon på at man har identifisert en verdifull lokalitet i skogen som bør prioriteres med tanke på biomangfold. I MiS-prosjektet har vi undersøkt i hvilken grad rødlistearter er klumpet sammen på bestemte arealer i eldre skog (hogstklassene 4 og 5). Hovedresultatene viser at det innen samme skogtype er liten grad av klumping (Gjerde m.fl. 2004). Samtidig finner vi at det er til dels stor forskjell mellom skogtyper. For eksempel vil en eldre edelløvskog ha betydelig høyere tetthet av rødlistearter enn en eldre furuskog. Men vi trenger ikke rødlistearter for å identifisere hovedskogtyper. Utfordringen er å identifisere de best egnede arealene innen samme hovedskogtype. Og her er det altså dessverre slik at rødlisteartene i stor grad finnes spredt jevnt utover arealene innen skogbestandene.

Nå er ikke dette et avgjørende argument for å avskrive enkeltarter som indikatorer for biologisk mangfold innen samme hovedskogtype. Det kan for eksempel tenkes at det finnes noen sjeldne arter som alltid bare forekommer der det er flest arter. Dette har vi også undersøkt i MiS-prosjektet (Sætersdal m.fl. 2005, Heegaard m.fl. 2013). Vi tok utgangspunkt i de artene som bare forekom i de mest artsrike prøveflatene i ett grandominert studieområde og stilte spørsmålet om de samme artene bare forekom i de mest artsrike prøveflatene i to andre grandominerte studieområder også. Svaret var nedslående. De artene som var best egnet som indikatorarter i et studieområde er ikke egnet som indikatorarter i de andre områdene. Det betyr at sjeldne arter i stor grad er upålitelige som indikatorer for områder med mange arter innen samme skogtype.

Hva med rødlisteartene da? I hvilken grad kan vi bruke de funnene vi allerede har av rødlistearter i Artsdatabankens database som grunnlag for å velge ut nøkkelbiotoper med høyest antall rødlistearter? For å belyse dette spørsmålet må vi for det første ha et estimat på hvor mye rødlisteforekomster som faktisk finnes ute i skogen. For det andre må vi ha et estimat på hvor mange av disse forekomstene vi faktisk kjenner til. Tidligere undersøkelser i MiS-prosjektet har vist at i tilfeldige prøveflater (0,25 hektar) i hogstklasse 4 og 5, fordelt utover i 9 kommuner, finner vi en eller flere rødlisteforekomster i 18 % av prøveflatene (Gjerde m.fl. 2004, 2007). Hvis vi skalerer opp til en rutestørrelse på 1 ha (som er gjennomsnittsstørrelsen på nøkkelbiotoper) så vil 55 % av alle prøveflater ha en eller flere rødlistearter. Det er viktig å presisere at denne

undersøkelsen bare lette etter rødlistearter innen gruppene karplanter, moser, makrolav og vedlevende poresopp. Disse gruppene utgjør bare 15 % av alle skoglevende rødlistearter. Hvis vi hadde søkt etter de resterende 85 % av alle rødlistearter (også sopp og virvelløse dyr) så ville sannsynligvis tilnærmet alle prøveflater på 1 hektar huse en eller flere rødlistearter. Nye upubliserte studier i MiS-prosjektet viser at gjennomsnittlig antall ruter på 1 hektar med kjente relevante rødlisteforekomster er i størrelsesorden 1 per km². Noe som tilsvarer 1-2 % av faktiske forekomster. Modellberegninger av hvor mange av de rikeste rutene på rødlistearter som blir fanget opp av de kjente forekomstene av rødlistearter indikerer at bare i underkant av 10 % av de rikeste rutene blir fanget opp. Med andre ord blir 90 % ikke fanget opp.

For å forklare hvorfor det ikke er mulig å finne noen arter som er godt egnet til å indikere de mest artsrike lokalitetene må vi gå til økologisk teori. I økologien har vi to typer økologisk teori for å forklare hvordan arter fordeler seg i artssamfunn på mindre skala. Den ene typen er de nisjebaserte modellene (Hutchinson 1957). Disse modellene sier at artene har *ulike* egenskaper og fordeler seg i ulike nisjer. Som resultat er artssammensetningen et resultat av miljøvariasjon. Den andre typen modeller er de såkalte nøytrale modellene (Hubbell 2001). Disse modellene tilsier at ulike arter oppfører seg som om de har like egenskaper og at artssammensetningen er et resultat av tilfeldig variasjon i tid og rom. Til tross for at forutsetningene i modellene er forskjellige gir de samme resultat, nemlig at de ulike artene vil fordele seg utover arealene. Nisjemodellene tilsier at artene vil ha ulike nisjer og derfor ha tyngdepunkt i ulike gradientposisjoner i skogen, og de nøytrale modellene tilsier at artene fordeler seg tilfeldig i skogen. Derfor er det slik at hverken nisjemodellene eller de nøytrale modellene gir støtte at indikatorarter for artsrike lokaliteter skal fungere (Sætersdal & Gjerde 2011). Enten fordi ulike arter har ulike nisjer, og derfor finnes på ulike steder, eller fordi ulike arter varierer tilfeldig i tid og rom.

Som om dette ikke var nok er det også flere problemer knyttet til utvelgelse av arealer basert på enkeltfunn av rødlistearter som er særlig relevante på nøkkelbiotopskala (1 hektar). Det viktigste er knyttet til dynamikk i forekomst av rødlistearter. Nye upubliserte resultater i MiS-prosjektet indikerer at det er stor grad av utskifting av rødlistearter på liten skala over en periode på 15-20 år. Vi har retaksert karplanter, moser, makrolav og vedlevende poresopp i 40 tilfeldig valgte prøveflater i MiS-forsøksfeltet i Kvam i Hordaland i 2014. Når vi sammenligner forekomst av rødlistearter i 1997 med 2014 finner vi at det er en gjennomsnittlig utskifting på rutenivå (50x50 meter) på ca. 50 %. Det betyr at lokaliteter som er valgt ut på grunnlag av forekomst av rødlistearter med tiden vil miste disse mens andre arealer blir kolonisert. Hvis vi legger til effekten av at selve rødlistene har endret seg siden 1997 vil endring i gjennomsnitt antall rødlistearter på rutenivå ligge på ca to tredeler. Det er således lite hensiktsmessig å prioritere et areal som nøkkelbiotop fordi det er gjort funn av rødlistearter der, ikke bare fordi det er tvilsomt om arealet er spesielt rikt på rødlistearter totalt sett, men også fordi det er stor sjanse for at artene som ble vektlagt ikke vil finnes der på et senere tidspunkt.

For at et forvaltningsprinsipp skal kunne kalles forskningsbasert er det minst to forhold som må være tilfredsstillende. For det første må mønstrene som ligger bak være reproducerbare. Det vil si at man finner det samme resultat når man gjentar studiene andre steder eller til andre tider. For det andre må der være en biologisk eller økologisk forklaring som er plausibel. Prinsippet om å bruke et begrenset utvalg av funn av rødlistearter som indikator for arealer med mange rødlistearter synes å svikte på begge disse punktene. Talløse forsøk i faglitteraturen på å identifisere indikatorarter for artsrikhet har stort sett bare produsert skuffende resultater (Hess m.fl. 2006). I tillegg finnes det ingen plausibel økologisk teori som skulle forklare hvorfor det skulle fungere (Sætersdal & Gjerde 2011). Det er derfor på tide at vi legger vekk tanken om å bruke funn av

rødlistearter for å finne arealer med mange rødlistearter for nøkkelbiotoper og andre tiltak på relativt liten arealskala. Vår anbefaling fra MiS-prosjektet er fremdeles at det er bedre å basere valg av arealer på gode registreringer av komplementære habitater som vi vet er viktige for rødlistearter i skog generelt (Gjerde m.fl. 2007). Vi slipper ikke unna arters og rødlisters dynamikk ved å fokusere på viktige habitater, men vi unngår å vektlegge artenes tilstedeværelse på et gitt tidspunkt. Hvilke rødlistearter som til enhver tid opptrer hvor er av underordnet betydning, og bør ikke bestemme valg av arealer.

Artsregistreringer vil likevel komme til nytte på to viktige områder. Når miljøene skal identifiseres i felt benyttes indikatorarter for spesifikke gradientposisjoner (Sætersdal m.fl. 2004). Dette er ikke sjeldne arter eller rødlistearter, men arter som har tyngdepunkt i den aktuelle gradientposisjonen. Det kan være arter som bare finnes i bestemte vegetasjonstyper, fuktige miljøer eller arter som bare finnes der berggrunnen er fattig. Den andre viktige nytteverdien av artsregistreringer er å øke kunnskapen om hvor sjeldne eller truede arter befinner seg i skogen, og hvilke levesteder de er avhengige av. En slik kunnskapsoppbygging må støtte seg til et standardisert opplegg for typifisering av levesteder, slik NiN tar mål av seg å være i fremtiden. Slik kunnskap legger grunnlaget for å velge hvilke habitater og egenskaper ved skogen som er de viktigste å ta vare på, og vil bidra til å forbedre MiS og andre habitatbaserte registrerings- og overvåkingsopplegg i fremtiden. Vi ønsker derfor en økt satsing på artsfunn velkommen, og særlig hvis artsfunnene blir typifisert etter et standardisert system. Akkumulert kunnskap om artenes krav til livsmiljø vil bidra til forbedringer av MiS, og gjøre det lettere å foreta valg om hvilke livsmiljøer som skal prioriteres i MiS-registreringer.



Er rødlistearter egnet til å indikere områder med mange andre rødlistearter? Her, svartsoneskjuka.
Foto: Jørund Rolstad

Referanser

- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2007. Complementary Hotspot Inventory – A method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. *Biological Conservation*: 137: 549-557.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H. & Storaunet, K. O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18: 1032-1042.
- Heegaard, E, Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2013. Contribution of rare and common species to richness patterns at local scales. *Ecography* 36: 937-946.
- Hess, G.R., Bartel, R.A., Leidner, A.K., Rosenfeld, K.M., Rubino, M.J., Snider, S.B. & Ricketts, T.H. 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* 132: 448-457.
- Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- Sætersdal, M. & Gjerde, I. 2011. Prioritising conservation areas using surrogate measures: consistent with ecological theory? *Journal of Applied Ecology* 48: 1236-1240.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122: 305-316.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H.H., Ihlen, P.G., Myrseth, E.W., Pommeresche, R., Skartveit, J., Solhøy, T. & Aas, O. 2004. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation* 115: 21-31.

1.3 Det ukjente arts mangfoldet: Om å lete på de riktige stedene

Karl H. Thunes, NIBIO

Skogen er antatt å være det økosystemet i Norge som er best kartlagt i forhold til biologisk mangfold, den er uten sammenligning det mest artsrike og stedet hvor ca halvparten av alle rødlistete arter i Norge finnes. At skog er et populært økosystem å arbeide med biologisk mangfold i er naturlig da vi har mye av det i Norge. Likevel, det finnes deler av skogen som nesten ikke er undersøkt, og vi skal her ta for oss en slik del, nemlig trekronene.

Å fange dyr i trekronene innebærer mange utfordringer, men takket være erfaringer fra tropiske strøk er det utviklet metoder som gjør at vi i dag også kan få et innblikk i denne delen av skogens mangfold. Målet med våre undersøkelser var enkelt: Finn det ukjente arts mangfoldet. Så takket være MiS-prosjektet og senere Artsdatabankens Artsprosjekt vet vi nå at i trekronene finnes det mange ukjente arter for vitenskapen, og mange arter man sjelden finner ellers. Dette er en tendens veldig lik den man finner i tropisk regnskog og er viktig å være klar over i forhold til våre nasjonale og internasjonale forvaltningsforpliktelser.



Fogging © K. H. Thunes

Figur 1. Gassing av trærne ble gjennomført om natten fordi direkte sollys bryter ned insektmiddelet.

I våre undersøkelser av eike- og furukroner, gjennomførte vi innsamlingene med den samme metodikken, gassing med insekticid, og på en slik måte at vi kan sammenligne resultatene direkte. Vi gasset 24 trær av hvert treslag fordelt på lokaliteter i Drangedal, Kvam, Larvik, Porsgrunn og Sigdal. Insektmiddelet har en *knock-down*-virkning på dyrene oppe i trærne, og innsamlingen foregår på vindstille netter, bl.a. fordi direkte sollys bryter ned insektmiddelet til harmløse restkomponenter (Figur 1).

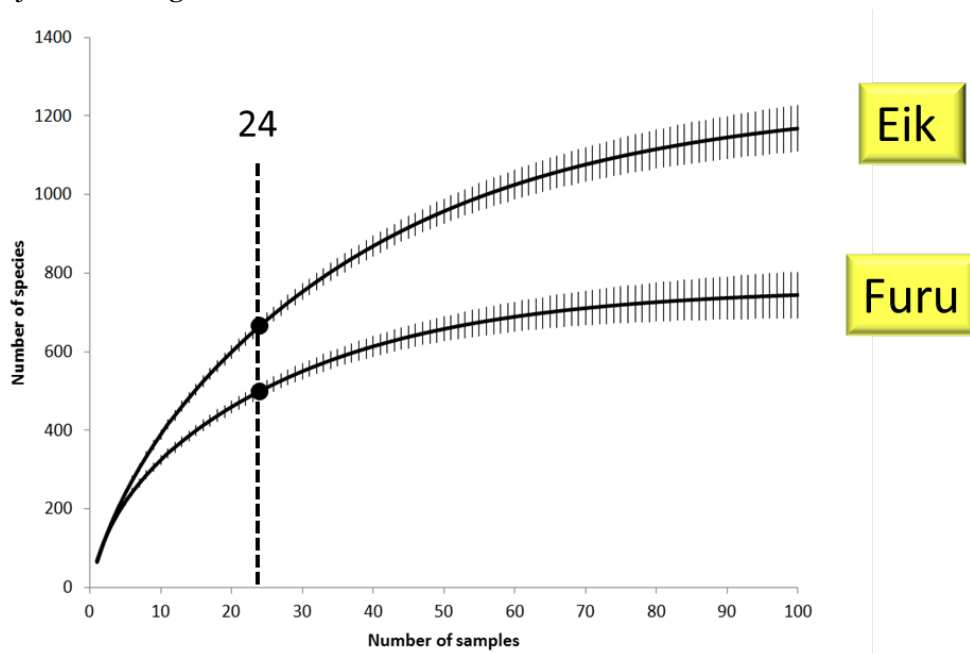
Takket være et samarbeid med over 30 taksonomiske eksperter fra mer enn 15 land har vi identifisert over 1100 arter virvelløse dyr fra materialet som ble samlet inn. Av disse var 28 nye arter for vitenskapen, og i tillegg var 178 nye arter for Norge, noe som utgjør hele 16 % av alle artene i materialet (Figur 2). Resultatene viste videre at vi fant tre nye arter for vitenskapen per 1000 innsamlete individer i eik, mens tilsvarende tall for furu var 3 nye arter per 10 000 individer. Sannsynligheten for å finne nye arter for vitenskapen var altså 10 ganger så høy fra eikekroner som fra furukroner. Dette stemmer

godt overens med forståelsen av at eik er et spesielt rikt treslag.

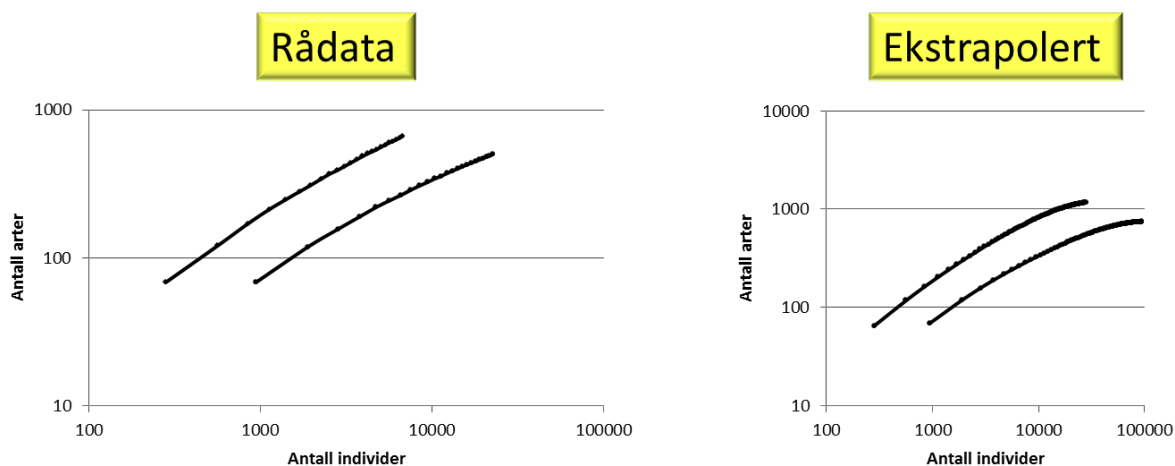


Figur 2. I gruppene pukkemygg (venstre) og sørgemygg (høyre) ble det funnet nye arter for vitenskapen. Foto: Venstre, Geir Søli, NHM. Høyre, Karsten Sund, NHM

Fordi 24 behandlede trær utgjør en forsvinnende liten del av antall trær tilgjengelig, vil det være interessant å spekulere litt i hvor mange arter det potensielt kan være i trekronene av eik og furu. Vi ekstrapolerte eller simulerte funnene fra våre innsamlinger til å representere 72 innsamlede trær (Figur 3 og 4). Ekstrapolering utover 72 trær gjør modellen veldig usikker på grunn av stor varians i beregningene. Figur 3 viser at en tidobling av antall undersøkte eiketrær gir nærmere en tredobling av antall arter, mens en tidobling av antall undersøkte furutrær gir litt mer enn en dobling av antall arter. Da nye arter for Norge viste en tilsvarende økning med økende leteinnsats som andre arter (Figur 5), så antyder dette at det kan være tusenvis av arter i trekronene som ikke er kjent fra Norge fra før.

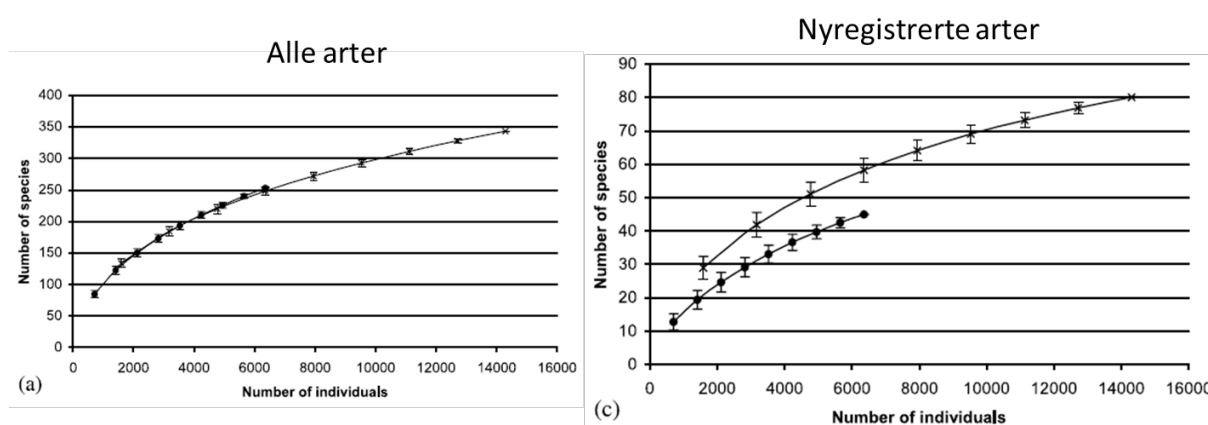


Figur 3. Ekstrapolerte arts-akkumuleringskurver til å gjelde 100 trær. Reelt antall trær behandlet vist (24).



Figur 4. Reelle data (venstre) og ekstrapolerte data (høyre) til å gjelde 72 trær av antall arter mot antall individer (logaritmiske akser). Eik øverst og furu nederst. Fra Thunes et al. upublisert.

Et annet interessant mønster kommer frem hvis vi ser på faunaen i gamle versus hogstmodne trær. De viser at når vi analyserer delsettet av nye arter for Norge, var det signifikant flere nyregistrerte arter i de gamle trærne enn i de hogstmodne (Figur 5).



Figur 5. Arts-akkumulerings-kurver mot antall individer fra gamle (kryss) og hogstmodne furutrær (punkt). Alle arter (venstre) og arter nye for Norge og vitenskapen (høyre). Fra Thunes m.fl. (2003).

Våre resultater forteller oss at vi har trekronespesialister i Norge. De forteller oss også at vi fortsatt har en lang vei å gå for å påvise alle våre skoglevende arter og hvilke krav de stiller til sine levesteder. Vi undersøkte et stratum i skogen som praktisk talt har vært utilgjengelig og dermed lite undersøkt. Det er sannsynligvis andre steder i skogen som også er dårlig undersøkt og hvor det finnes ukjente arter. Videre ønsket vi å artsbestemme vanskelige grupper, også artsgrupper som vanligvis blir utelatt fordi de er arbeidskrevende å bestemme, systematisk uoversiktlige eller vanskelig å finne taksonomer som kan bestemme artene. Dette øker også sannsynligheten for å finne nye arter når noen først tar for seg disse artsgruppene. For å oppsummere, så er ikke arter som er registrerte som nye arter nødvendigvis sjeldne, men de kan leve på steder som er dårlig undersøkte eller tilhøre taksonomiske grupper som er dårlig undersøkte. Resultatene viser at

andelen «ukjent liv» i skog fremdeles er høyt, og at man må vite hvor man skal lete for effektivt å redusere denne andelen.

Et prosjekt som dette er lett å «selge», både til fagfolk og publikum ellers, da det representerer oppdagelser som er enkle å forholde seg til for alle. Per i dag er det publisert over 20 vitenskapelige artikler fra disse to prosjektene og prosjektet på eik hadde over 15 oppslag i riks- og lokalmedia. En faunistisk oversikt med fullstendige artslistene fra furukronene kan man lese i Thunes m.fl. (2004), mens Thunes m.fl. (2003) tar for seg forskjeller og likheter i faunasammensetning i gamle og hogstmodne furutrær. Systematiske og taksonomiske arbeider i form av artsbeskrivelser og utviklingsstadier finnes i Szadziewski & Hagan (2000), Kobro (2002), Köhler m.fl. (2014), Stur & Ekrem (2015), Japoshvili m.fl. (2015) og Disney (2015), mens mer økologiske og metoderelaterte artikler som omhandler trekronefauna kan man bl.a. finne i Hagan m.fl. (2000) og Thunes & Gjerde (2008).

Referanser

- Disney, R. H. L. 2015. Scuttle flies (Diptera, Phoridae) from the canopies of oak trees (Fagaceae) in Norway, including 13 new species. *Norwegian Journal of Entomology* 62: 20-52.
- Hagan, D. V., Hassold, E., Kynde, B., Szadziewski, R., Thunes, K. H., Skartveit, J. & Grogan Jr., W. L. 2000. Biting midges (Diptera: Ceratopogonidae) from forest habitats in Norway. *Polskie Pismo Entomologiczne* 69: 469-475.
- Japoshvili, G., Hansen, L. O. & Sørlibråten, O. 2015. New records of Aphelinidae (Hymenoptera, Chalcidoidea) from Norway, with additional information on host associations and description of a new species. *Norwegian Journal of Entomology* 62: 110-116.
- Kobro, S. 2002. Distinguishing the second-stage larvae of two *Oxythrips* species (Thysanoptera). *Norwegian Journal of Entomology* 49: 19-22.
- Köhler, A., Menzel, F., Thunes, K. H. & Søli, G. E. E. 2014. Black fungus gnats (Diptera: Sciaridae) in oak canopies: description of *Bradysia quercina* Menzel & Köhler spec. nov. and new records for Norway. *Studia Dipterologica* 20: 325-331.
- Stur, E. & Ekrem, T. 2015. A review of Norwegian *Gymnometriocnemus* (Diptera, Chironomidae) including the description of two new species and a new name for *Gymnometriocnemus volitans* (Goetghebuer) sensu Brundin. *ZooKeys* 508: 127-142.
- Szadziewski, R. & Hagan, D. V. 2000. Two new species of biting midges from Norway (Diptera: Ceratopogonidae). *Polskie Pismo Entomologiczne* 69: 459-464.
- Thunes, K. H. & Gjerde, I. 2008. Search the canopies and you will find new species records of insects. In A. Florén & J. Schmidl: *Canopy Arthropod Research in Europe*. Bioform, Germany.

- Thunes, K. H., Skartveit, J. & Gjerde, I. 2003. The canopy arthropods of old and mature pine *Pinus sylvestris* in Norway. *Ecography* 26: 490-502.
- Thunes, K. H., Skartveit, J., Gjerde, I., Stary, J., Solhøy, T., Fjellberg, A., Kobro, S., Nakahara, S., Zur Strassen, R., Vierbergen, G., Szadziwski, R., Hagan, D. V., Grogan Jr., Jonassen, T., Aakra, K., Anonby, J., Jensen, L. G., Aukema, B., Heller, K., Michelsen, V., Haenni, J.-P., Emeljanov, A. F., Douwes, P., Berggren, K., Franzen, J., Disney, R. H. L., Prescher, S., Johanson, K. A., Mamaev, B., Podenas, S., Andersen, S., Gaimari, S. D., Narchuk, E., Søli, G. E. E., Papp, L., Midtgaard, F., Andersen, A., von Tschirnhaus, M., Bächli, G., Olsen, K. M., Olsvik, H., Földvári, M., Raastad, J. E., Hansen, L. O. & Djursvoll, P. 2004. The arthropod community of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) canopies in Norway. *Entomologica Fennica* 15: 65-90.

2 SKOGNATUR I ENDRING

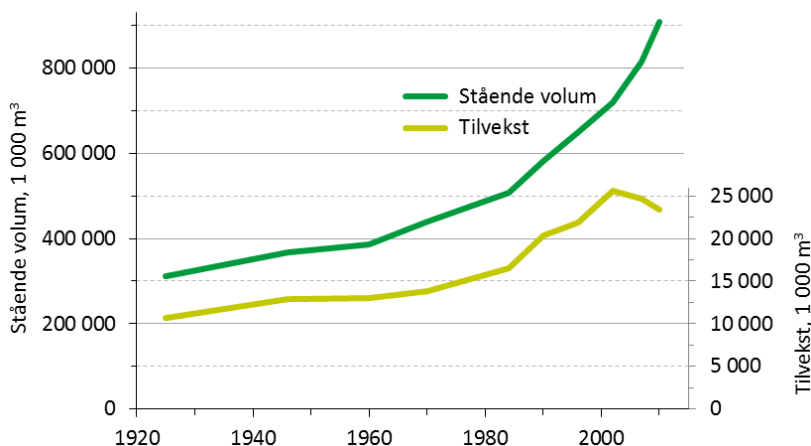
2.1 Ting tar tid – Skogshistorie, dynamikk og påvirkning

Ken Olaf Storaunet & Jørund Rolstad, NIBIO

«Ting tar tid» er et grukk fra Piet Hein som er blitt et vanlig brukt uttrykk. Uttrykket reflekterer situasjonen for skogene våre på en god måte, men også en måte å tenke på som alle som driver skogbruk og skogforvaltning har i blodet. Det tar gjerne hundre år fra et tre spirer eller plantes til det er aktuelt for å hogges, og selv da er treet fremdeles bare i ungdomsfasen i forhold til maksimal levealder for gran- og furutrær i Norge. I tillegg er det slik at dersom en ønsker å gjøre betraktninger omkring skogsituasjonen for store områder, for eksempel hele landskap eller regioner, vil endringen eller påvirkningen fra et år til et annet som oftest bare omfatte en liten del av det store arealet. Dette fører til at «ting tar tid» når det gjelder endringer i skogen.

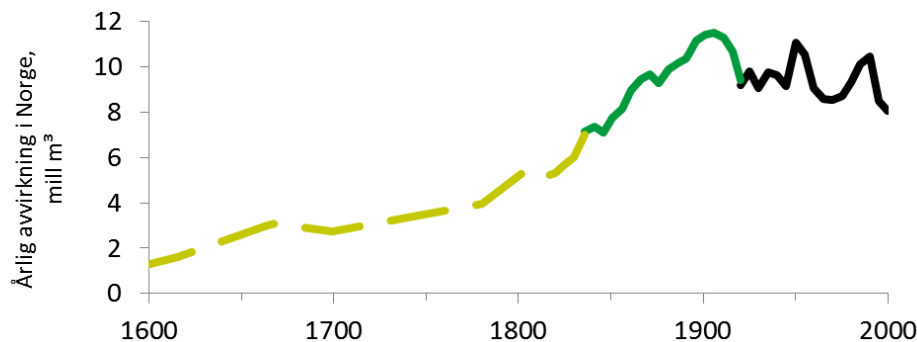
Generelle utviklingstrekk

Fra Landsskogtakseringens resultater er det godt kjent at tilvekst og stående volum i Norge har vært sterkt økende de siste 90 år. Siden 1925 er volumet omtrent tredoblet, fra vel 300 til ca. 900 mill. m³, mens tilveksten er økt fra om lag 10 til 25 mill. m³ (Figur 1). Dette har hovedsakelig sin årsak i omleggingen fra tidligere tiders dimensjons- og plukkhogster, til det moderne bestandsskogbruket, med åpne hogstformer og aktiv skogkultur der målsettingen er å etablere tette, virkesrike bestand som utnytter markas produksjonsevne best mulig. I tillegg har skogreisningen langs kysten og på grøftet torvmark bidratt. I samme periode er mengden dødt virke i norske skoger omtrent firedoblet, fra anslagsvis 20 mill. m³ i 1925 til over 80 mill. m³ i dag (Storaunet m. fl. 2011, Storaunet & Rolstad 2015).



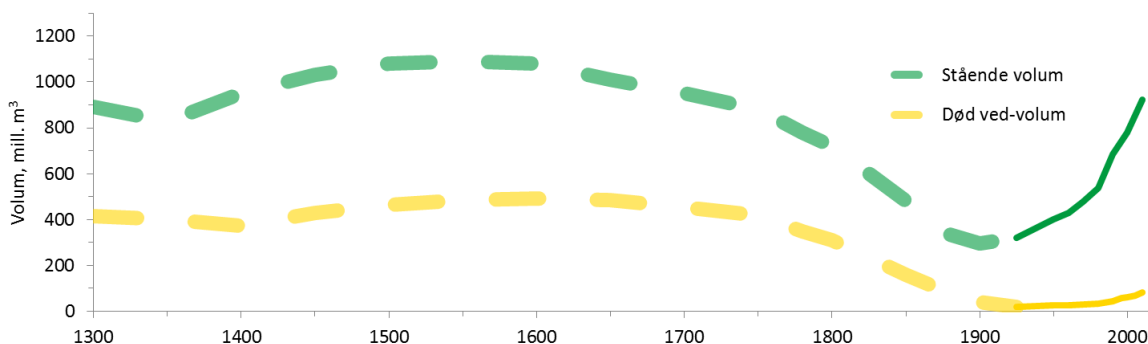
Figur 1. Totalt stående volum og tilvekst (uten bark) i hele landet, på alle markslag under barskoggrensen. Data fra Landsskogtakseringen, NIBIO.

Trolig har skogene i Norge historisk hatt et totalt stående volum på i størrelsesorden 1000 mill. m³ (Rolstad m. fl. 2002) i tida før skogbruk og trelasteksport ble en viktig næring for landet (Tveite 1964, Fryjordet 1992). Med et sterkt økende folketall og framveksten av trelast som en viktig eksportnæring fra 1500-1600-tallet var avvirkningen i Norge sterkt økende (Figur 2), som et høstingsskogbruk med dimensjons- og plukkhogster der en overløt til naturen å sørge for foryngelsen (Storaunet m. fl. 2000, Lie m. fl. 2012). Sammen med en voksende bergverksindustri og omfattende utmarksutnyttelse i form av utmarksbeite, beitesbrenning og setring førte dette gjennom århundrene til en kraftig reduksjon av totalt stående volum (Figur 3).



Figur 2. Årlig avvirkning i hele landet. Data fra ulike kilder, se Rolstad m. fl. (2002) for detaljer.

I studier av urskogs- og naturskogområder i boreal skog i Skandinavia finner man at andelen død ved i forhold til levende trær er i størrelsesorden 30-60 % (Linder m. fl. 1997, Kuuluvainen m. fl. 1998, Linder 1998, Sippola m. fl. 1998, Siitonen m. fl. 2000, Rouvinen & Kouki 2002, Groven m. fl. 2006, Fraver m. fl. 2008). Variasjonen avhenger av produktivitet, dominerende treslag og tid siden ulike forstyrrelser i form av vindfelling, brann eller insektangrep (Ylisirniö m. fl. 2012, Kuuluvainen m. fl. 2014). Dette innebærer at skogen i Norge historisk trolig har hatt i størrelsesorden 400-500 mill. m³ med dødt virke, et volum som også gradvis avtok fram mot 1900 (Figur 3).



Figur 3. Estimert utvikling i totalt stående volum og mengde død ved i hele landet. Se Rolstad m. fl. (2002) og Storaunet & Rolstad (2015) for detaljer.

Det er dermed mye som tyder på at tiden omkring 1900 utgjorde en flaskehals. For skogbruket fordi skogene ble vurdert som såpass glisne og uthogde at det skapte en bekymring for framtiden (Barth 1916) (Figur 4, Figur 5) og som etter hvert førte til etableringen av Landsskogtakseringen i 1919. Men også for artsmangfoldet som er knyttet til døde trær, der særlig gruppene sopp, insekter, moser og lav er tallrike.



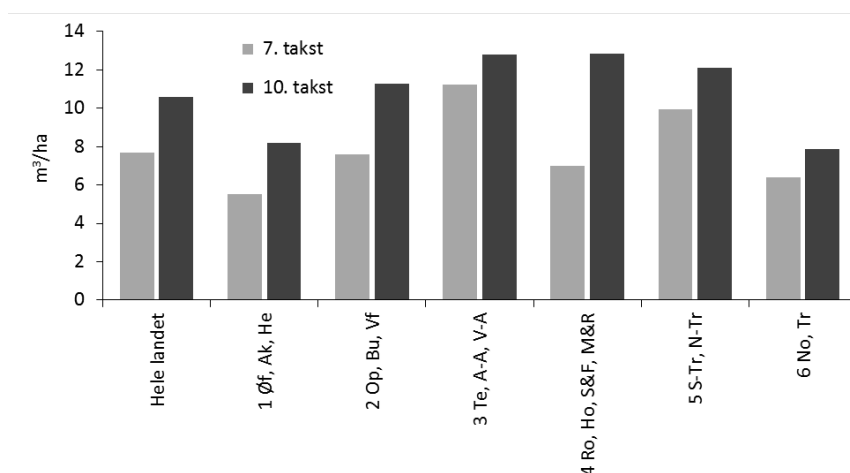
Figur 4. «Fra Beitstad herred. Tidligere tett skogli, efter hugst til vedtektsmålet, 5 meter 17 ctm.» Foto: Agnar J. Barth, 1912 (Norsk Skogmuseum: DSS.1663)



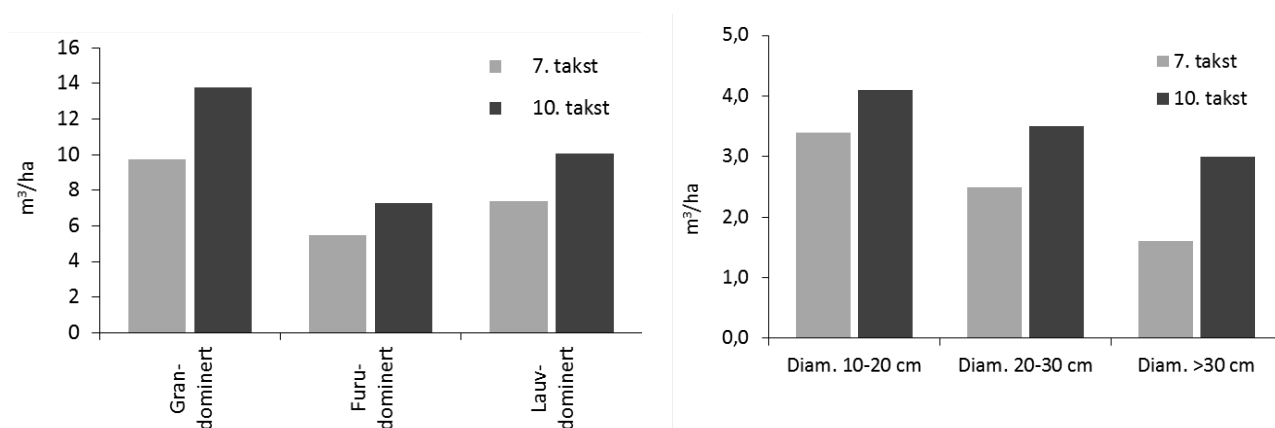
Figur 5. «Fra Inderøen herred. Tidligere tæt vakker skog efter hugst til vedtægtsmaalet, 20 cm, 1,5 m. fra rot.» Foto: Agnar J. Barth, 1915 (Norsk Skogmuseum: DSS.1709)

Død ved i naturskog

Basert på Landsskogtakseringens registreringer har mengden død ved i den produktive skogen i Norge økt fra 56 til 82 mill. m³ fra 1990-tallet til i dag. I grove trekk er mengden økende for alle regioner, treslag og diameterklasser (Figur 6, Figur 7). Denne økningen i mengde død ved vil fortsette en del år framover, før den etter hvert vil flate ut. Den framtidige hogstaktiviteten vil naturlig nok påvirke dette (Storaunet & Rolstad 2015).



Figur 6. Mengde død ved pr arealenhet (m³/ha) i 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013) i produktiv skog, i hele landet og fordelt på regioner. Fra Storaunet & Rolstad (2015).

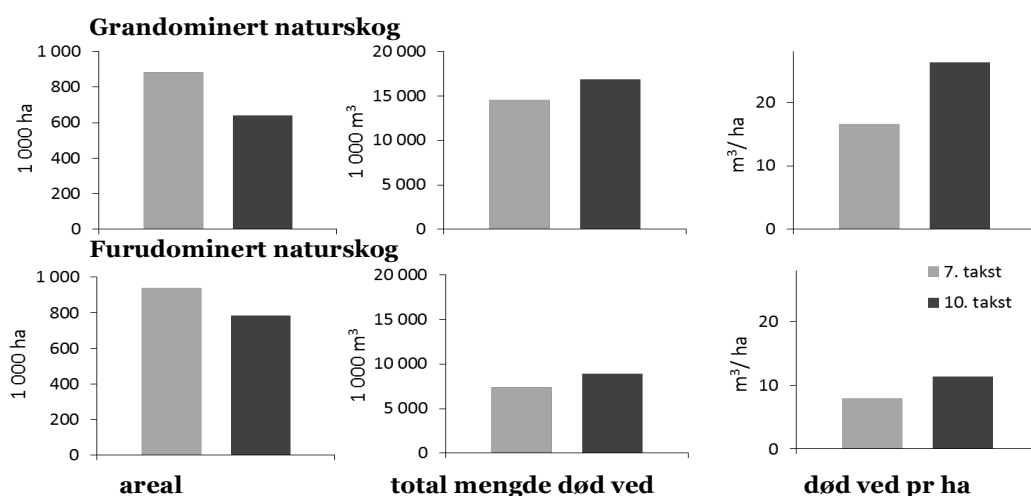


Figur 7. Venstre: Mengde død ved pr arealenhet (m³/ha) i 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013) i produktiv skog, fordelt på skogtyper. Høyre: Mengde død ved pr arealenhet (m³/ha) i 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013) i produktiv skog, fordelt på diameterklasser. Fra Storaunet & Rolstad (2015).

Storaunet & Rolstad (2015) definerte «naturskog» som alt areal som var hogstklasse 5 på 1990-tallet (7. takst), fordi det alt vesentlige av dette arealet har en alder som er fra før bestandsskogbruket skjøt fart og dermed skriver seg fra det gamle plukk- og dimensjonshogstregimet. Deler av dette arealet, som utgjorde 33 % av den produktive skogen på 1990-tallet, er senere avvirket slik at det i dag utgjør 25 % (hkl 5+). Når vi definerer «naturskog» på denne måten,

er det ikke slik at de øvrige 75 % er arealer som nødvendigvis er avvirket ved åpne hogstformer etter at bestandsskogbruket ble innført. Statistikken over årlig avvirket areal har de siste 50-60 årene ligget mellom 400 000 og 600 000 daa, mens statistikken over arealet med rydding av foryngelsesflater har ligget mellom 500 000 og 800 000 daa i en 40-årsperiode fram til midten av 1990-tallet (NOS 1961-1989, SSB). Summert over tid, utgjør ikke dette arealet 75 %, noe som trolig kan forklares med at også deler av hogstklasse 4 på 1990-tallet skrev seg fra det gamle avvirkningsregimet.

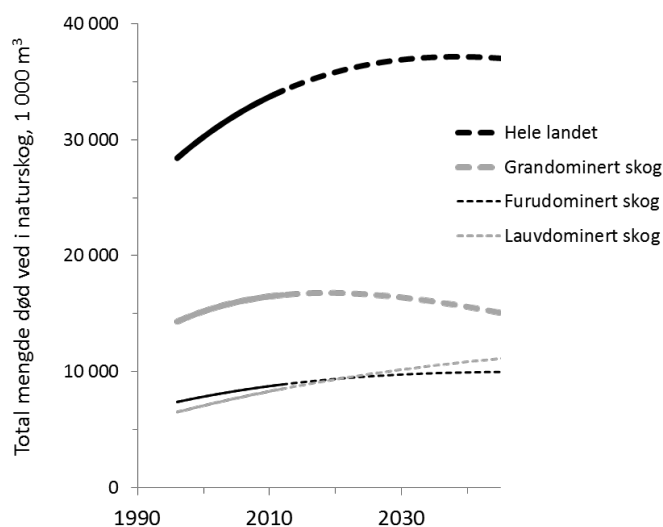
Arealet med naturskog, slik vi har definert det, er fra 1990-tallet og fram til i dag blitt redusert med 19 %, men samtidig er total mengde død ved i naturskog økt med 21 %, fra 28 til 34 mill. m³, fordi det i samme periode har vært en sterk økning i død ved-mengde pr arealenhet (+49 %) (Storaunet & Rolstad 2015). Denne utviklingen har vært mest markant i den grandominerte skogen og mindre tydelig i furudominert skog (Figur 8). Dersom vi forutsetter at økningen i død ved pr arealenhet fortsetter på samme måte i tiden framover, og at arealet med naturskog avtar prosentvis med samme rate som den har gjort siden 1990-tallet, vil det gå omtrent 30 år før den totale mengden død ved i naturskog når en topp på omtrent 38 mill. m³. I den grandominerte skogen vil denne toppen nå allerede om 5-10 år, mens det vil ta vesentlig lengre tid i furu- og lauvdominert skog (Figur 9). Deretter vil mengden død ved i «naturskogen» avta, dersom ikke avvirkningshastigheten av denne typen skog (hkl 5+) reduseres.



Figur 8. Endring fra 7. til 10. takst i areal og mengde død ved i gran- og furudominert naturskog (hkl 5+). Fra Storaunet & Rolstad (2015).

Mengde død ved i eldre kulturskog (hogstklasse 4 og yngre hkl 5) har økt med hele 160 % siden 1990-tallet, både fordi arealet med slik skog har økt, men også fordi mengden pr arealenhet har økt. Det er likevel bare noe over halvparten så mye død ved pr arealenhet i den eldre kulturskogen sammenlignet med naturskogen, og det er særlig for de store dimensjonene at forskjellene er store (Storaunet & Rolstad 2015). Fordi det har vært få systematiske registreringer av vedlevende sopper

i eldre kulturskog vet vi ikke i hvilken grad den døde veden der kan erstatte død ved i naturskog (Rolstad m. fl. 2012).



Figur 9. Estimert total mengde død ved i naturskog fram til år 2045. Forutsetningene er at arealet reduseres prosentvis og at død ved-konsentrasjonen (m^3/ha) øker lineært på samme måte som det har gjort i perioden 1996-2012. Fra Storaunet & Rolstad (2015).

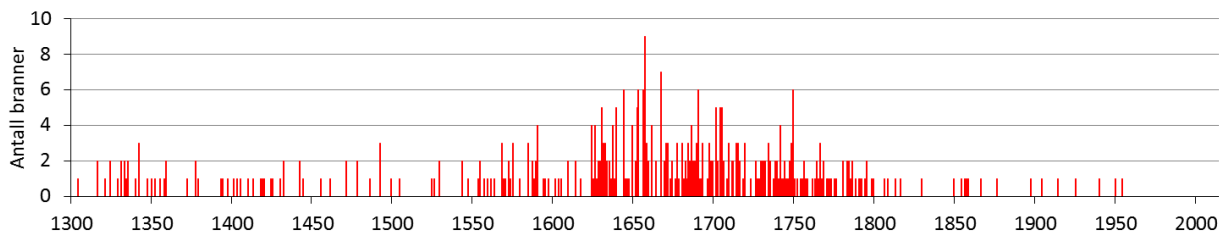
Skogbrann

Skogbrann er sammen med vindfellingene den viktigste naturlige forstyrrelsesfaktoren i boreale skoger (Figur 10). Skandinaviske studier viser at det har vært stor variasjon i brannhyppighet og omfang over tid (Niklasson & Granström 2000, Tryterud 2003, Groven & Niklasson 2005, Ohlson m. fl. 2006). I Trillemarka i Buskerud har vi ved hjelp av dendrokronologiske metoder kartlagt historiske skogbranner i et 74 km² stort område tilbake til 1300-tallet. Resultatene viser at skogbrannomfanget har variert svært mye. Mellom 1350 og 1550, en periode som trolig var mindre påvirket av mennesker etter den sterke befolkningsreduksjonen etter Svartedauden, har det vært 24 antenner pr århundre, mens det på 1600- og 1700-tallet var nesten 150 antenner pr hundreår (Figur 11, Figur 12). Siden 1800 falt antallet dramatisk til kun 10 antenner, i tillegg til at disse brannene var vesentlig mindre i størrelse enn tidligere (Blanck m. fl. 2015). Dette tilsvarer et årlig brent areal i undersøkelsesområdet på ca. 0,45 % før år 1600, 0,79 % på 1600-tallet, og bare 0,009 % etter år 1800. Perioden med det høye antallet skogbranner var i stor

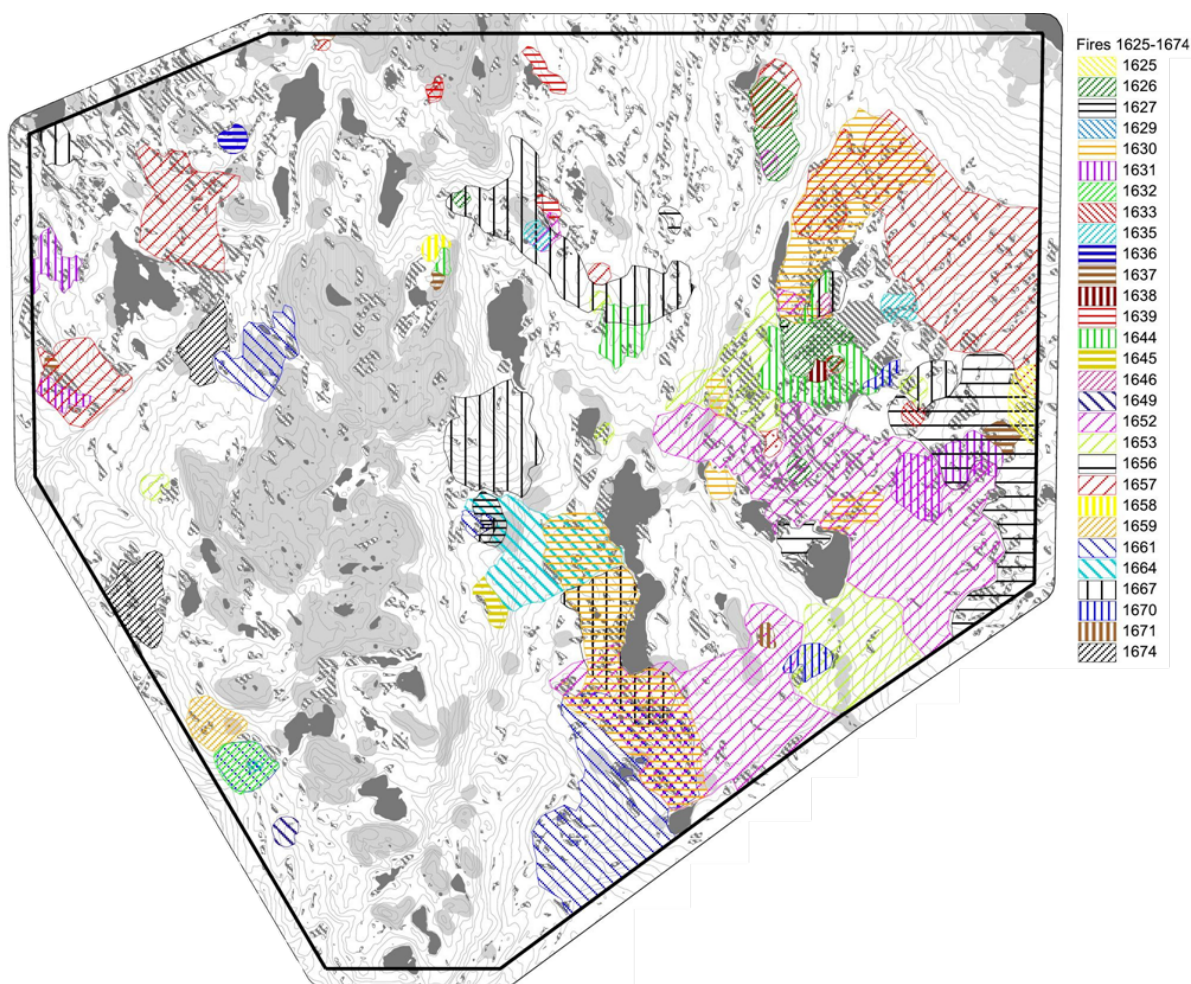


Figur 10. Skogbrann i Gravberget, Hedmark. Foto: K.O. Storaunet, NIBIO

grad forårsaket av menneskelig bruk av skogen og utmarka, med bråtebrenning og brenning for å bedre beiteforholdene for husdyra, samtidig som tømmeret i skogen mange steder ennå ikke hadde fått så stor verdi (Storaunet m. fl. 2013, Blanck m. fl. 2015).



Figur 11. Antall branner pr år i et 74 km² studieområde i Trillemarka, Buskerud. Fra Blanck m. fl. (2015).



Figur 12. Alle kartlagte branner i 50-års-perioden 1625-1674, i et 74 km² studieområde i Trillemarka, Buskerud. Fra Blanck m. fl. (2015).

Antall naturlig antente branner (lynneslag) er av klimatiske årsaker vesentlig større på Sørlandet og Østlandet sammenlignet med andre regioner i Norge (Øyen 1998). Dette innebærer at skogbrann som naturlig forstyrrelsesfaktor har hatt en mye større betydning i disse regionene. I dag er skogbrann svært sjeldent. Til sammenligning med tallene ovenfor, med basis i skogbrannstatistikken fra Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap i perioden 2001-2014 (stat.dsb.no), er årlig brent areal i produktiv skog i Buskerud fylke ca. 0,0005 %, mens tilsvarende for alt skogareal er om lag 0,0038 %. Forskjellen mellom de to siste estimatene kommer av at det i dag brenner nesten 10 ganger så mye i den uproductive skogen.

Gjennomgangen viser at situasjonen i skogene i Norge har endret seg kraftig gjennom århundrene, men at «ting tar tid» og må vurderes over lange tidsperioder for at dette skal tre klart fram. I dag er det forhold knyttet til brannregime, død ved, og gamle og grove trær som kanskje i størst grad er forskjellig fra hvordan skogsituasjonen de siste hundreårene har vært (Storaunet & Framstad 2015) (Figur 13).



Figur 13. Venstre: «Tre menn ved tre grove furustammer i Mork skog i Lisleherad i Telemark». Foto: Jørund Midttun, 1928 (Norsk Skogmuseum: SJF-F.008019). Høyre: «Gammel Furuskog i Borkesaasen i Engerdal». Foto: Anders Beer Wilse, 1905 (Norsk Skogmuseum: DSS.3492)

Referanser

- Barth, A. 1916. Norges skoger med stormskridt mot undergangen. Tidsskrift for skogbruk 24: 123-154.
- Blanck, Y., Rolstad, J. & Storaunet, K.O. 2015. Historic range of variability in the fire regime of a Fennoscandian boreal forest – a 700-year dendroecological reconstruction from the Trillemarka-Rollagsfjell Nature Reserve in south-central Norway. I: Blanck, Y. 2015. Historisk variasjon i brannregimet i en Fennoskandinavisk boreal barskog – Trillemarka-Rollagsfjell naturreservat. PhD Thesis 2015:3. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås. Paper I.
- Fraver, S., Jonsson, B.G., Jönsson, M. & Esseen, P.-A. 2008. Demographics and disturbance history of a boreal old-growth *Picea abies* forest. Journal of Vegetation Science 19: 789-798.

- Fryjordet, T. 1992. Skogadministrasjon i Norge gjennom tidene. Bind I. Skogforhold, skogbruk og skogadministrasjon fram til 1850. Landbruksdepartementet og Direktoratet for Statens Skoger, Oslo. 645 s.
- Groven, R. & Niklasson, M. 2005. Anthropogenic impact on past and present fire regimes in a boreal forest landscape of southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2719-2726
- Groven, R, Rolstad, J. & Storaunet, K.O. 2006. Stand structures and dynamics of old-growth *Picea abies* forest in southeastern Norway. I: Groven, R. 2006. Historical variability in boreal forest. Dendroecological and structural studies of fire, logging, and stand history from southeastern and central Norway. Doctor scientiarum thesis 2006:1. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås. Paper II
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science* 9: 563-574.
- Kuuluvainen, T., Wallenius, T.H., Kauhanen, H., Aakala, T., Mikkola, K., Demidova, N. & Ogibin, B. 2014. Episodic, patchy disturbances characterize an old-growth *Picea abies* dominated forest landscape in northeastern Europe. *Forest Ecology and Management* 320: 96-103.
- Lie, M.H., Josefsson, T., Storaunet, K.O. & Ohlson, M. 2012. A refined view on the “Green lie”: Forest structure and composition succeeding early twentieth century selective logging in SE Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 270-284.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 451-461.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484-1499.
- NOS 1961-1989. Norges offisielle statistikk. Skogstatistikk [Årlige hefter]. Statistisk Sentralbyrå. Oslo-Kongsvinger.
- Ohlson, M., Korbøl, A. & Økland, R.H. 2006. The macroscopic charcoal record in forested boreal peatlands in southeast Norway. *Holocene* 16: 731-741.
- Rolstad, J., Alfredsen, G., Solheim, H., Rolstad, E. & Storaunet, K.O. 2012. Spredning av vedboende sopp (Basidiomyceter) til eldre granplantefelt på Østlandet. I: Rolstad, J., Gjerde, I. & Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Norsk institutt for skog og landskap. s. 46-59.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi, og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. *Aktuelt fra skogforskningen* 1/02. 53 s.
- Rouvinen, S. & Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: a case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 317-329.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. & Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 204-214.

- Storaunet, K.O., Eriksen, R. & Rolstad, J. 2011. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge – Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7., 8. og 9. takst. Oppdragsrapport 15/2011, Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 44 s.
- Storaunet, K.O. & Framstad, E. 2015. Skog. I: Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Rapport M-441, Miljødirektoratet, Trondheim. s. 76-84.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge – Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport 06/2015, Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 43 s.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J. & Groven, R. 2000. Reconstructing 100-150 years of logging history in coastal spruce forest (*Picea abies*) with special conservation values in Central Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 591-604.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Toeneiet, M. & Blanck, Y. 2013. Strong anthropogenic signal in historic forest fire regime: A detailed spatio-temporal case study from south-central Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 836-845.
- Tryterud, E. 2003. Forest fire history in Norway: from fire-disturbed pine forests to fire-free spruce forests. *Ecography* 26: 161–170.
- Tveite, S. 1964. Skogbrukshistorie. I: Seip, H. K. (red). Skogbruksboka. Bind 3 : Skogøkonomi. Skogforlaget, Oslo. s. 17-75.
- Ylisirniö, A.-L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isäeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands. Lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 286: 16-27.
- Øyen, B.H. 1998. Skogbrann i Norge de siste 200 år. Oppdragsrapport 8/98, Norsk institutt for skogforskning. 30 s.

2.2 Konservering av naturmangfold i reservater: Begrenset holdbarhet?

Fride H. Schei¹, Magne Sætersdal¹, Einar Heegaard¹ & John-Arvid Grytnes².

¹NIBIO, ²Universitetet i Bergen.

Selv om en verner natur vil vegetasjonen være i utvikling. Naturen er dynamisk og endres over tid, men årsakene og grad av endring varierer både i tid og rom. For å kunne lære mer om hvordan vegetasjonen i en nøkkelbiotop endres over tid har vi gjort et tidsstudium av vegetasjonen i 25 edelløvsogger. Edelløvsog er del av livsmiljøet «Rik bakkevegetasjon» i MiS. Studieområdet vårt ligger i Hordaland fylke med flest lokaliteter langs Hardangerfjorden. De norske edelløvsogene er en nordvestlig utpost til den europeiske nemorale løvsoggen og finnes hovedsakelig i bratte, sørvendte lier, med et lokalt gunstig klima (Figur 1). Edelløvsogene i Norge har en høy diversitet av trær, karplanter, kryptogamer (lav, mose og sopp) og insekter.



Figur 1. Venstre: En bratt sørvendt edelløvsog som ligger ved Hardangerfjorden. Høyre: Vårmariahånd (*Orchis mascula*) en av mange vakre planter som hører til våraspektet. Foto: Fride Høistad Schei

Edelløvsogenes struktur og artssammensetning er sterkt påvirket av tidligere skjøtsel. Edelløvsog og edelløvtrær har vært viktige ressurser for mennesket gjennom lang tid. Skogene har blitt brukt som beiteområder og trærne har blitt hugget og styvet for å skaffe tømmer, brensel og vinterfôr til husdyr. På starten av forrige århundre ga de fleste opp å drifte edelløvsog, noe tømmer og brensel har blitt tatt ut, men i all hovedsak har skogene fått stå urørt.

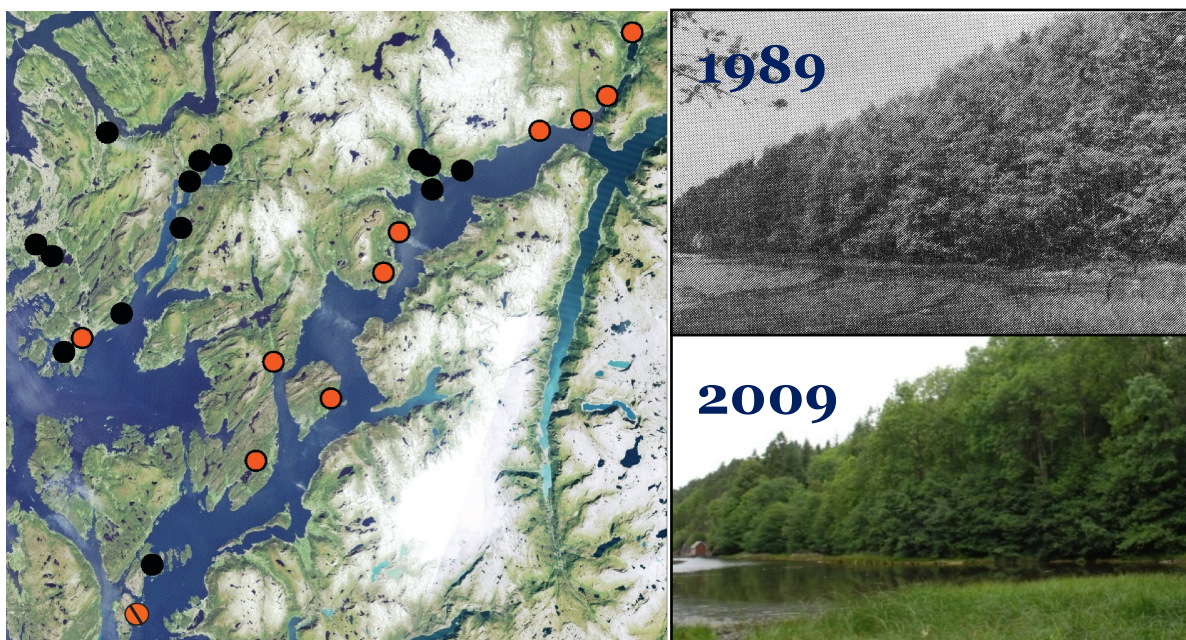
Edelløvsogsreservater

På 1970- og 1980-tallet ble det stor interesse for edelløvsog i Norge, og som et resultat av dette ble det etablert mange norske edelløvsogsreservater. I Hordaland ble det den 23. november i 1984 vernet 19 områder med edelløvsog (16 naturreservater og 3 landskapsvernområder). Vangdalsberget er et av disse naturreservatene, og verneformålet til Vangdalsberget er: «...å ta vare

på ein uvanleg variert og artsrik edellauvskog av stor floristisk interesse, og som er representativ for midtre strøk av Hardanger». Dette verneformålet vitner om et statisk syn på naturen, hvor det ytres et ønske om å ta vare på de plantene som ble funnet akkurat der og da. Vern av natur er viktig for å sikre at vi tar vare på naturtyper, biologisk mangfold og i noen tilfeller enkeltarter, men som kritisert av riksrevisjonen, er det lite kunnskap om hva som har skjedd med de ulike verneområdene etter vernetidspunktet (Riksrevisjonen 2006).

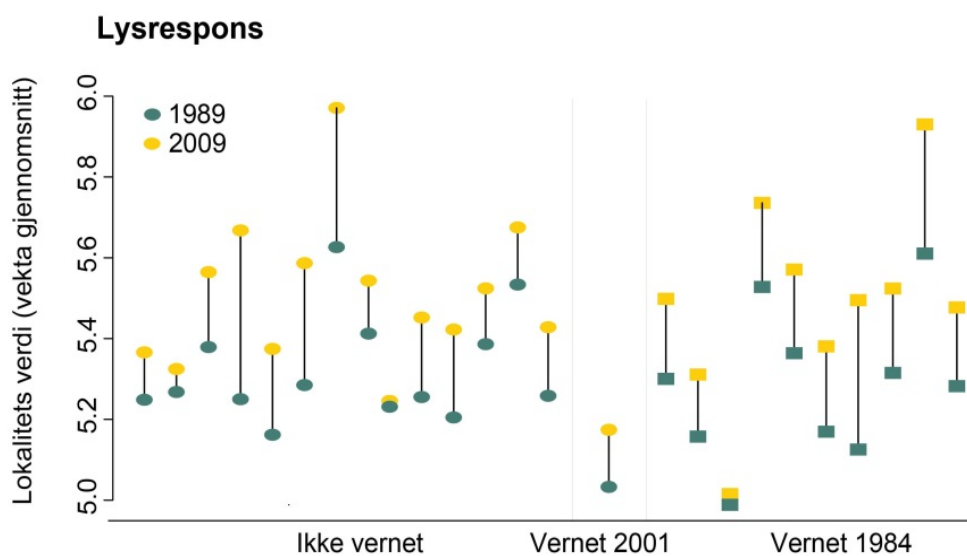
Hva har skjedd med edelløvs-skogene etter vernetidspunktet?

Vi startet et prosjekt for å gi svar på hva som har skjedd med edelløvs-skogsreservater etter vernetidspunktet. Noen år etter at edelløvs-skogsreservatene ble opprettet i Hordaland lagde Magne Sætersdal artslister for karplanter i 60 edelløvs-skoger i Hordaland (Sætersdal & Birks 1993). Vi valgte ut 25 av disse skogene og retakserte dem i 2009 (Figur 2).



Figur 2. De 25 retakserte edelløvs-skogene. Orange sirkler representerer skoger vernet i 1984, oransje sirkel med svart strek representerer et område vernet i 2001, og svarte sirkler representerer områder som ikke er vernet. Gjennomsnittsstørrelse på lokalitetene er 0,2 km², med variasjon fra 0,02-0,7 km². Kart fra Norge i Bilder. Foto: Hans H. Blom (øverst til høyre) og Fride Høistad Schei

Sammenligning av artslistene fra de to periodene viser lite endringer hos de typiske edelløvs-skogsartene. Vi ser en økning av registrerte arter for tre hovedgrupper; boreale arter (som tyttebær, røsslyng og furu), engarter (som knegras, engfrytle og ryllik) og svartelistede arter (som høstberberis, mongolspringfrø og ulike mispelarter). De endringene vi finner kan ikke relateres til klimaendringer, men til endringer i blant annet lysforhold (Figur 3). Det er registrert flere lyskrevende arter i 2009 enn i 1989. Vi tror ikke at skogen i sin helhet har blitt mer lysåpen, men at enkeltrær kan ha falt og dermed skapt åpninger inne i skogen, disse gir lyskrevende arter mulighet til å spire inne i en ellers relativt tett og mørk skog.



Figur 3. Lysresponsen er regnet ut med vektet gjennomsnitt for alle arters Ellenberg indikatorverdi for lys. Alle lokalitetene viser at det har skjedd en endring i artssammensetningen som kan relateres til endringer i lysforhold. Gule representerer lokalitetsgjennomsnitt fra 2009 (sirkel = vernete skog, firkant = ikke vernet), Blå representerer lokalitetsgjennomsnitt fra 1989.

Vernet eller ikke, skogene har samme utvikling

Våre resultater viser de samme endringene for reservater og ikke-reservater, og en kan da spørre seg om det er noen vits i å bruke penger på denne typen vern? De fleste vil nok svare ja, for vi vet at vern bidrar til å sikre at viktige naturtyper ikke blir gjort om til veier, boligfelt eller lignende (Figur 4). Vi har ikke fanget opp noen dramatiske endringer i disse edelløvskogene, men vegetasjonen som ble vernet er i endring. Mye av endringene vi finner kan knyttes til suksesjonen som følger etter opphør av bruk. De undersøkte reservatene er ikke skjøttet, og i dag driver vi med «statisk vern» av dynamisk skog.



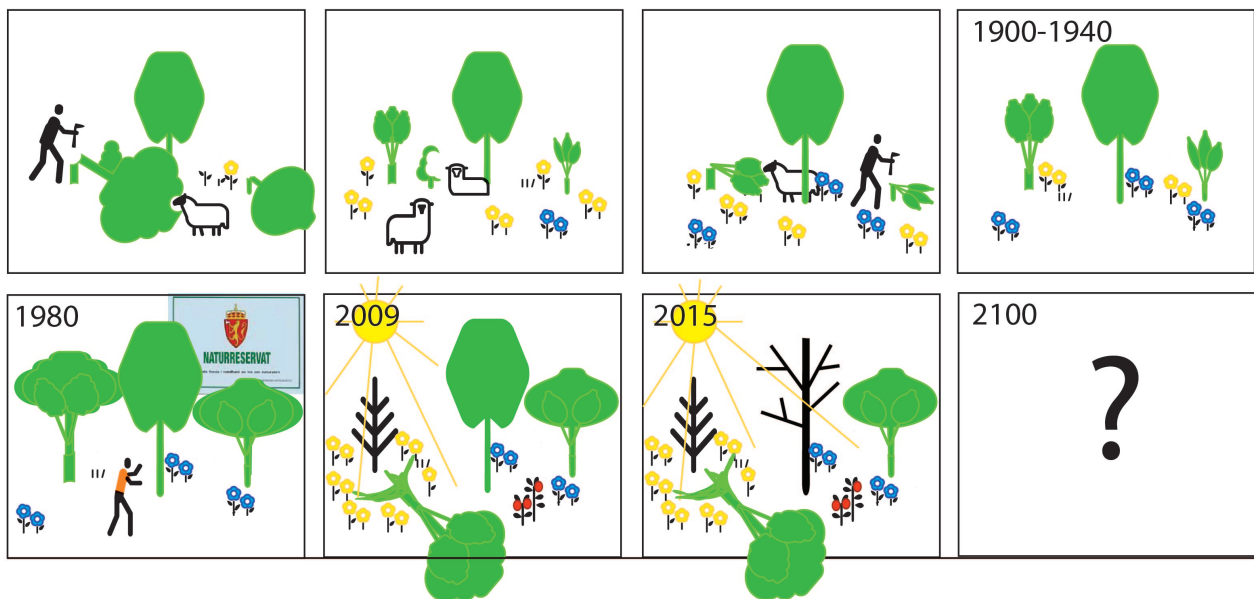
Figur 4. Tømmer fra en ikke vernet edelløvskog, her skal det bygges ny vei. Foto: Fride Høistad Schei

Burde reservatene bli skjøttet eller er det ønskelig med fri utvikling selv om dette ikke er en del av verneformålet? Fylkesmannen i Hordaland fikk i 1995 utarbeidet en tilstandsrapport for edelløvskogene i Hordaland (Moe 1995), i denne ble det anbefalt at naturreservatene skulle skjøttes, det ble lagt vekt på tre punkter; fjerning av fremmede treslag (gran og platanlønn), styving av enkelte trær og tynning av skog (spesielt ask). Dette er økonomisk utfordrende tiltak, og anbefalingene ble ikke fulgt opp. I løpet av de siste årene har askeskuddsyken, forårsaket av soppen *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, angrepet en stor andel av asketrærne, og det forventes en kraftig tynning av skogene som følge av dette. Askepopulasjonen er så hardt angrepet at en må forvente at det vil skje store endringer i edelløvskogene fremover, men hva disse endringene vil gå ut på er ennå uklart. En kan spekulere i om dette kan være den muligheten platanlønnen har ventet på (Figur 5).



Figur 5. Et asketre i et av studieområdene som er angrepet av askeskuddsyken. Innfelt: Unge spirer av ask og platanlønn som vokser under den angrepne asken. Vil en av disse vinne kampen om å bli et stort tre?
Foto: Fride Høistad Schei

Oppsummering av utvikling i edelløvskog i Hordaland



Figur 6. Illustrasjon av endringene i edelløvskog i Hordaland. Bilde 1-3 viser hvordan skjøtselen fra mennesker åpnet opp skogen og gjorde den til et egnet habitat både for arter som krever mye lys (gule blomster) og arter som krever forstyrrelse (blå blomster). 1900-1940: De sluttet å skjømte liene. 1980: Tettere skoger, men klart påvirket av tidligere drift, skogene hadde høy artsdiversitet noe som gjorde botanikerne engasjert, og som følge av dette engasjementet ble det opprettet flere naturreservater. 2009: I Hordaland ser vi at det er registrert flere fremmede arter (illustrert med et bartre), engarter og boreale arter (illustrert med tyttebær) i 2009 enn i 1989. Flere av de artene som er vanligere i 2009 enn i 1989 krever mye lys og trives ikke i tett skog. Vi tror økningen av lyselskende arter skyldes at gamle trær (både styvede og ustyvede) har falt og skapt lysåpninger i den ellers tette skogen. 2015: Asketrærne er hardt angrepet av askeskuddsyken, og vi forventer en høy dødelighet hos askepopulasjonen. Askeskuddsyken er nå med på å åpne opp skogen langt utover det vi observerte i 2009. 2100: Hva som vil skje i fremtiden er usikkert, men viktige påvirkningsfaktorer, som sykdom og klima, kan ha stor påvirkning på edelløvs-skogene i tiden som kommer.

Referanser

- Moe, B. 1995. Vernet edelløvskog i Hordaland: tilstand, fastruteanalyser, floraoversikt og skjøtselbehov 20 år etter registreringene. Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernadv. Rapp. 5/95. Bergen.
- Riksrevisjonen 2006. Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder. Dokument 3:12 (2005-2006). Oslo.
- Sætersdal, M. & Birks, H.J.B. 1993. Assessing the representativeness of nature-reserves using multivariate-analysis - vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. *Biological Conservation* 65: 121-132.

2.3 Klarer artene å holde tritt med endringene i skogen?

Ivar Gjerde, NIBIO

Skoglevende arter opplever endringer i skogens sammensetning over tid, på ulike arealskalaer. Dette omfatter både endringer i mengden egnede levesteder (habitater) og i den romlige fordelingen av disse. Artenes respons på endringene kan være raske eller langsomme, men vil alltid være mer eller mindre forsinket i forhold til habitatendringene. Hvis mengden egnet habitat minker vil det normalt oppstå en utdøingsgjeld (*extinction debt*), som betyr at det innen et gitt areal vil forekomme flere arter enn habitatet kan holde på over tid. Dersom mengden habitat stabiliserer seg på et lavere nivå vil antall arter etter hvert også stabilisere seg på et gjennomsnittlig lavere nivå, i tråd med generelle art-areal-sammenhenger. På samme måte vil det oppstå en koloniseringskreditt (*colonization credit*) og et potensial for økt antall arter når mengden egnet habitat øker. Forutsetningen for at den økte mengden egnet habitat tas i bruk er imidlertid at artene har kapasitet til å spre seg til det nye habitatet.

Her skal jeg ta for meg arters respons på to typer endringer i sammensetningen av skog, (1) dynamikk i landskap der gamle skogbestand forsvinner og nye oppstår og (2) dynamikk internt i skogbestand der skogens sammensetning og struktur endres over tid, og belyse disse problemstillingene med forskningsresultater fra MiS-prosjektet.

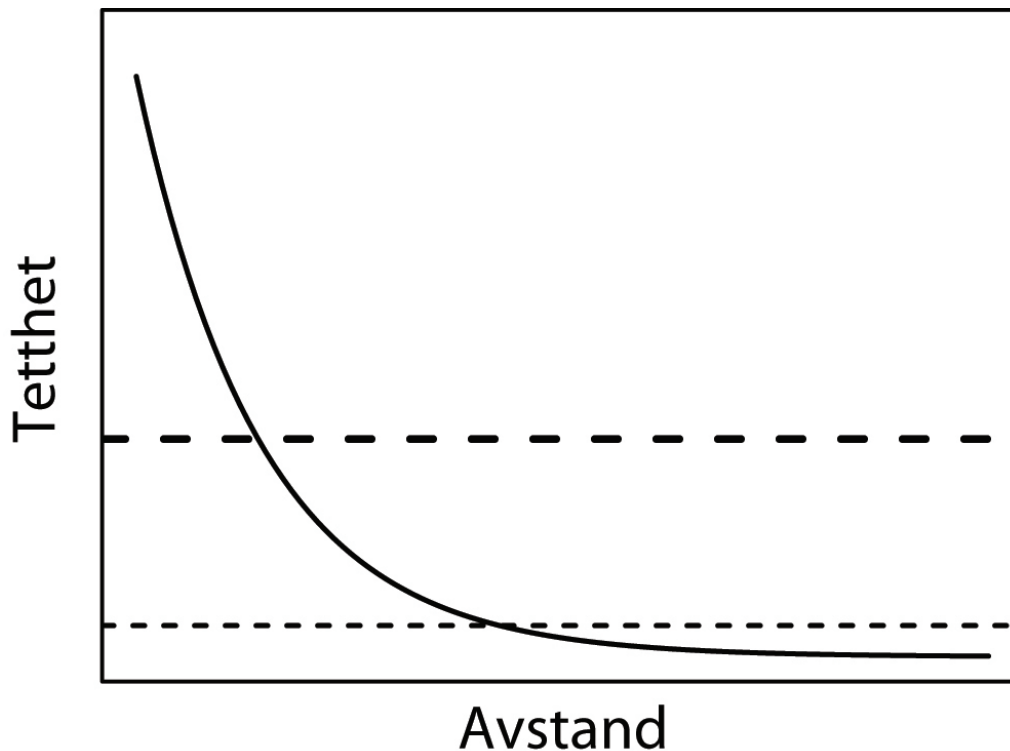
Dynamikk i skoglandskap.

Skogbestand hogges, og nye bestand plantes og vokser opp i skogbrukslandskapet. Sentrale spørsmål i forvaltningen av artsmangfoldet i skog er om artene klarer å kolonisere ny skog før den blir avvirket på nytt, og om isolerte nøkkelbiotoper og reservater kan koloniseres på nytt hvis de mister arter. I flere delprosjekter knyttet til MiS har vi undersøkt betydningen av spredning og etablering for kryptogamers (sopp, lav og moser) kolonisering av ny skog på landskapsskala.

Det er tidligere godt dokumentert for mange arter at tettheten av spredningsenheter avtar raskt i umiddelbar nærhet av en spredningskilde. I våre studier av lavenes kolonisering av ny skog finner vi også aggregerte forekomster av arter internt i skogbestand som kan tilskrives økt sannsynlighet for etablering i nærheten av spredningskilde (Schei m.fl. 2012). Denne avstandsavhengigheten på liten skala har ofte blitt tolket som at artene har dårlig spredningsevne, men hvis individer ved noen anledninger blir transportert med vind, vann eller dyr (eller beveger seg langt for egen maskin), så vil muligheten for kolonisering av nye levesteder endres fullstendig.

Kryptogamene har vanligvis små spredningsenheter (sporer, soredier, isidier) som kan transporteres langt. Vi undersøkte trelevende lav og mosers kolonisering av gjengroingsskog i lynghei på Vestlandet (Gjerde m.fl. 2012a og b, Gjerde m.fl. 2015), vedboende soppers kolonisering av eldre granplantefelt på Oppkuven i Nordmarka (Rolstad m.fl. 2012a, Alfredsen m.fl. 2014), og mykorrhiza-soppers kolonisering av granplantefelt i indre Hardanger (Gjerde m.fl. 2012c). Alle disse undersøkelsene viste samme resultatet: Det ble ikke funnet noen effekter av avstand fra potensielle spredningskilder (0,2-18 km unna) på kolonisering og artsmangfold for disse artsgruppene. Avstander på landskapsskala synes altså ikke å være til hinder for spredning og

etablering av de aller fleste moser, lav og sopp. Denne mangelen på effekt av avstand er som forventet når isolerte habitater koloniseres gjennom langdistansespredning (Gjerde m.fl. 2015). Når spredningsenheter løftes opp i luftlagene over skogen vil de kunne transporteres over lange avstander, og da vil artens samlede populasjonsstørrelse i regionen (tilførsel av spredningsenheter) ha større betydning for koloniseringen av egnet habitat enn avstanden til nærmeste spredningskilde (Figur 1).



Figur 1. Tettheten av spredningsenheter faller raskt med økende avstand fra mindre spredningskilder. På lengre avstander vil langdistansespredning (stiplede linjer angir to ulike nivåer) i større grad bestemme koloniseringsmønstrene. Etter Gjerde m.fl. (2015).

Tiden det tok å bygge opp artssamfunnene gjennom kolonisering varierte imidlertid i de ulike studiene. Samfunn av mykorrhiza-sopp og epifyttiske moser viste den raskeste oppbygningen (30-60 år), mens lungeneversamfunnets kolonisering av isolerte habitatøyer tok lengst tid (100-150 år). For de fleste artsgruppene fantes det likevel et fåtall arter som var relativt vanlige i referanseområdene, men som ikke hadde kolonisert den nye skogen. I disse tilfellene kan forklaringen være dårlig spredningsevne eller dårlig etableringsevne på grunn av at habitatkravene ikke er tilfredsstilt i yngre skog.

Kunnskap om hva som begrenser artenes kolonisering av ny skog er viktig for valg av bevaringstiltak (Gjerde & Rolstad 2012). For arter med dårlig spredningsevne (for eksempel huldrestry i Norge, Rolstad m.fl. 2012b) vil det være spesielt aktuelt med tiltak for å unngå at

avstander til andre egnede levesteder blir for lang. For arter med svak etableringsevne (for eksempel flere arter i lungeneversamfunnet, Gjerde m.fl. 2012b) vil det være særlig aktuelt å øke tidsrommet for kolonisering, og gjennomføre skjøtselstiltak som øker sannsynligheten for etablering. For arter som har lav produksjon av diasporer vil det i tillegg kunne være nødvendig å kompensere gjennom å øke mengden egnet habitat i regionen, for å sikre tilstrekkelig store populasjoner.

Resultatene fra studiene på kryptogamers kolonisering av ny skog viser at de aller fleste artene hos sopp, lav og moser har god spredningsevne i skoglandskapene. Det gjør at disse artene skulle ha gode muligheter for å kolonisere nytt egnet habitat, og ikke minst nøkkelbiotoper og andre arealer som får stå utover hogstmodenhetsalder. Noen arter har imidlertid dårlig spredningsevne og/eller for lav produksjon av diasporer, og kan derfor ha behov for tiltak som sikrer egnet habitat i nærheten av der de finnes i dag.

Dynamikk i skogbestand

Sammensetningen av skogbestand forandrer seg over tid, og dette gjelder også skogen i reservater og nøkkelbiotoper. Forandringene skyldes både naturlige og menneskelige påvirkninger opp gjennom historien. All skog i Norge er derfor underveis fra en tilstand til en annen, på grunn av skogbrann, stormfelling, skogbruk, husdyrbeiting, hjortedyr, barkbilleangrep, målerangrep, soppangrep, og ikke minst på grunn av endringer i disse påvirkningsfaktorene. Slike endringer kan være av mer permanent karakter, eller av mer forbigående karakter. Her skal jeg ta for meg ett eksempel av hver av disse typene.

Tap av løvinnslag i barskogen. Barskog inneholder et innslag av nordlige løvtrær som er viktige for mange arter. Skogbrann, hogst, stormfelling og tråkk av husdyr er viktige påvirkninger for foryngelse av løvtrær i barskogen, mens kvistbeiting fra elg og tette plantefelt kan påvirke løvinnslaget negativt. Mens økningen i arealet av nordlig løvskog (bjørk, osp og selje m.m.) og årsakene til dette er godt dokumentert, så er det behov for mer kunnskap om utviklingen av løvinnslag i ulike typer barskog.

I en ny studie i Geitaknottane naturreservat i Kvam, Hordaland, ser vi på historikken og utviklingen av løvtrær i furuskogen. Foreløpige resultater tyder på at en generasjon med eldre bjørketrær er på vei ut. Dette er trær som sannsynligvis ble rekruttert inn tidlig i forrige århundre, da intensiv husdyrbeiting i området opphørte. Slik påvirkning fra beitedyr i reservatet kommer neppe tilbake, og endringen har dermed en mer permanent karakter. De gamle bjørketrærne i området er levesteder for flere mosearter, som alle viser tilbakegang i perioden 1997 til 2014. I tillegg er de eldste, og mest svekkede bjørkene eneste levested for rødlistearten skoddelav (*Menegazzia terebrata*) innen vårt sett med prøveflater i området. Denne arten synes altså å ha et meget kort tidsvindu for kolonisering av egnet habitat i området (fra bjørkene er døende til de går

over ende), men den har frem til nå likevel klart å øke antall forekomster. Vi forventer imidlertid at arten vil gå ut etter hvert som flere av de gamle bjørketrærne faller.



Figur 2. Venstre: Skoddelav (Foto: Ivar Gjerde) på barken av sterkt svekket, eldre bjørketre. Arten har trolig et meget kort tidsvindu for kolonisering og reproduksjon på dette habitatet. Høyre: Huldrestry (Foto: Jørund Rolstad) er et eksempel på en art som ut fra dagens kunnskap må plasseres blant arter med dårlig spredningsevne i Norge.

Fortetting av skog. Med overgang fra selektiv dimensjonshogst til bestandsskogbruk, med gran som viktigste treslag, har vi fått en tettere skog. Kraftig reduksjon av skogbrann med økende graninnslag i som følge, eller reduksjon i skogsbeite, er andre årsaker. Denne fortettingen av skog kan betraktes som en forbigående endring, fordi skogbestandene til slutt blir hogd eller naturlig utvikler seg til åpnere bestand. Men fordi mange skogbestand nå gjennomgår den samme fortettingen samtidig, så kan vi få en historisk betinget «flaskehals» for lyskrevende skogsarter.

Mange lavarter trives best i bestand som holder godt på luftfuktigheten, og som samtidig har god lysinnstråling. I en undersøkelse av skoghistorie og forekomst av utvalgte makrolav i ravinegranskog i Trøndelag (Rolstad m.fl. 2001), ble det funnet at det hadde skjedd en fortetting av skogen i de aller fleste av de 31 undersøkte lokalitetene. Det ble imidlertid ikke funnet noen sammenheng mellom tidligere hogstuttak (fra lett plukkhogst til småflatehogst gjennom 100 år) og dagens forekomst av lav, men de partiene som hadde tettest skog på undersøkelsestidspunktet

hadde lite lav. Undersøkelsen viser at 30 år etter siste hogstuttak var det ikke mulig å dokumentere verken positive eller negative effekter av tidligere hogst.

Huldrestry er en lavart som også er avhengig av kombinasjonen fuktighet og lysåpenhet. I Lillehammer-området ble det foretatt eksperimentell tynningshogst i 7 eldre granbestand (Storaunet m.fl. 2014), der trær med huldrestry ble merket og satt igjen. Fem år etter tynning hadde antall thalli (lavtråder) økt med 34 %. Økningen i mengde huldrestry var hovedsakelig knyttet til lysåpne bestand, uansett om de var tynnet eller ikke. Undersøkelsen viser at tilpassete tynningshogster vil kunne bidra til å bevare den truede arten huldrestry der skogen er i ferd med å bli for tett. Da arten også regnes som en ansvarsart for Norge, så blir det ekstra viktig å ta stilling til forvaltningstiltak.

Konklusjon

Det skjer betydelige endringer i norsk skog over tid, og kanskje aller mest i sammensetningen av bestand, vernet eller ikke. Blant skogsartene er kryptogamene relativt godt rustet til å holde tritt med de endringene som skjer i skogen. For karplanter og noen insektgrupper kan avstandene i skoglandskapet mellom egnede habitater ha betydning for en større andel av artene enn hos sopp, lav og moser. Men avvirkingen i norsk skog har vært betydelig lavere enn tilveksten i mange tiår, og dette har gitt en positiv utvikling for mengden av flere typer livsmiljøer i skog, blant annet mengden av døde trær. Hvis vi i fremtiden får en betydelig økt utnyttelse av skogressursene som følge av et «grønt skifte», så vil det også øke behovet for bevaring av artsmangfoldet i skog. Da vil kunnskap om artsmangfoldet i skog stå helt sentralt for å gjøre gode valg mellom vern og bruk, og for å kunne gjennomføre effektive tiltak rettet mot arealer der behovet er størst.

Takksigelser

Takk til mine nærmeste kollegaer Hans H. Blom, Einar Heegaard, Jørund Rolstad, Frida H. Schei, Ken Olaf Storaunet og Magne Sætersdal, som alle har vært sentrale i arbeidet foredraget bygger på. Takk også til Gry Alfredsen, Heidi Lie Andersen, Tor Erik Brandrud, Stefan Ekman, John-Arvid Grytnes, Louise Lindblom, Halvor Solheim, Erlend Rolstad, som alle har hatt betydelige bidrag til de omtalte studiene.

REFERANSER

- Alfredsen, G., Rolstad, J., Solheim, H., Rolstad, E. & Storaunet, K.O. 2014. Is fungal species richness and composition related to the occurrence of the old-growth associated wood-decaying *Amylocystis lapponica*? *Nordic Journal of Botany* 32: 330-336.
- Gjerde, I., Blom, H.H., Heegaard, E., Schei, F.H. & Sætersdal, M. 2012b. Spredning av epifyttiske lav og moser til tidligere skogløse lyngheiområder på kysten av Vestlandet. Side 28-

45 i: Rolstad, J., Gjerde, I. & Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Skog og landskap, Ås.

- Gjerde, I., Blom, H.H., Heegaard, E. & Sætersdal, M. 2015. Lichen colonization patterns show minor effects of dispersal distance at landscape scale. *Ecography* 38: 939-948.
- Gjerde, I., Blom, H.H., Lindblom, L., Sætersdal, M. & Schei, F.H. 2012a. Community assembly in epiphytic lichens in early stages of colonization. *Ecology* 93: 749-759.
- Gjerde, I., Brandrud, T.E., & Sætersdal, M. 2012c. Spredning av mykrorrhizasopp til granplantefelt på Vestlandet. Side 60-69 i: Rolstad, J., Gjerde, I. og Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Skog og landskap, Ås.
- Gjerde, I. & Rolstad, J. 2012. Ny kunnskap om spredning hos kryptogamer og betydningen for forvaltningen av biologisk mangfold i skog. Side 70-75 i: Rolstad, J., Gjerde, I. og Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Skog og landskap, Ås.
- Rolstad, J., Alfredsen, G., Solheim, H., Rolstad, E. & Storaunet, K.O. 2012a. Spredning av vedboende sopp (Basidiomyceter) til eldre granplantefelt på Østlandet. Side 46-59 i: Rolstad, J., Gjerde, I. og Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Skog og landskap, Ås.
- Rolstad, J., Ekman, S., Andersen, H.L., Heegaard, E. & Rolstad, E. 2012b. Spredningsøkologi hos hengelavene huldrestry (*Usnea longissima*) og mjuktjafs (*Evernia divaricata*). Side 8-27 i: Rolstad, J., Gjerde, I. og Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Skog og landskap, Ås.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet, K.O. & Rolstad, E. 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forest: historic logging and present forest structure. *Ecological Applications* 11: 421-423.
- Schei, F.H., Blom, H.H., Gjerde, I., Grytnes, J.-A., Heegaard, E. & Sætersdal, M. 2012. Fine-scale distribution and abundance of epiphytic lichens: environmental filtering or local dispersal dynamics. *Journal of Vegetation Science* 23: 459-470.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J. & Rolstad, E. 2014. Effects of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: an experimental approach. *Silva Fennica* 48: 685-703.

NOTATER

NOTATER

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.

