

Fattig boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat

Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III

Hans H. Blom, Geir Gaarder, Per Gerhard Ihlen, John Bjarne Jordal og Marianne Evju



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Fattig boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat

Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III

Hans H. Blom
Geir Gaarder
Per Gerhard Ihlen
John Bjarne Jordal
Marianne Evju



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Norsk institutt for naturforskning

Blom, H. H., Gaarder, G., Ihlen, P. G., Jordal, J. B. & Evju, M.
2015. Fattig boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrap-
port under ARKO-prosjektets periode III. - NINA Rapport 1169. 97
s.

Bergen, desember 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2794-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Hans H. Blom

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-401|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Per Johan Salberg

FORSIDEBILDE

Fattig boreonemoral regnskog dominert av furu i steil nordskråning,
Korsnes i Bergen kommune. Foto: Ivar Grydeland.

NØKKEWORD

Fattig boreonemoral regnskog, hotspot-habitat, norsk rødliste, true-
te arter, kartlegging, overvåking, metodeutvikling, lav, moser, Sør-
Norge

KEY WORDS

Poor boreonemoral rainforest, hotspot habitat, Norwegian redlist,
threatened species, survey, monitoring, lichens, bryophytes, South-
Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Blom, H. H., Gaarder, G., Ihlen, P. G., Jordal, J. B. & Evju, M. 2015. Fattig boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1169. 97 s.

Formålet med denne rapporten er å presentere arbeidet med delprosjekt Fattig boreonemoral regnskog i ARKO-prosjektet (Arealer for Rødlistearter – Kartlegging og Overvåking) fra 2012 til 2015. Rapporten omfatter karakterisering av habitatet, beskrivelse av utbredelse, artsmangfold, artsfakta for diagnostiske arter, geografisk variasjon, samt et forslag til overvåkingsprogram.

Fattig boreonemoral regnskog defineres som et livsmiljø for oseaniske berg- og treboende arter, særlig moser og lav, knyttet til skog med høy, relativt stabil luftfuktighet i vintermilde områder. Hotspotet er klimatisk betinget, og definisjonsområdet er begrenset av 0 grader januar-middeltemperaturen i normalperioden i områder under 250 moh. fra Lindesnes til grensen mellom Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag.

Lokaliteter for kartlegging i ARKO-prosjektet ble valgt ut i kommuner der en har mangelfull kunnskap om forekomst av hotspotet og dets habitatspesifikke arter, ved hjelp av topografiske indikatorer på høy stabil luftfuktighet. Feltarbeidet ble koordinert med samtidige naturtypekartlegginger av regnskog på oppdrag av Miljødirektoratet/Fylkesmannen i Hordaland. I alt 59 lokaliteter ble feltundersøkt i ARKO-prosjektet, hvorav 56 kunne typifiseres som fattig boreonemoral regnskog basert på forekomst av habitatspesifikke arter.

Gjennomsnittsstørrelsen på lokalitetene var 26,4 dekar, og de aller fleste områdene var mindre enn 50 dekar. Antallet habitatspesifikke arter varierte sterkt mellom lokalitetene med et gjennomsnitt på 2,14 rødlistearter og 2,64 andre kjennetegnende arter og tyngdepunktarter. Større lokaliteter var artsrikere enn små, og lokaliteter med forekomst av hassel var signifikant artsrikere enn lokaliteter uten dette treslaget. Vi tolker dette som en kombinert effekt av forekomst av treslaget som substrat og som en indikator på rikere skogsmark.

En oversikt over rødlistearter og andre arter som er knyttet til hotspotet, ble satt opp etter gjennomgang av rødliste 2010, norsk og britisk litteratur og egen felterfaring. Disse artene ble systematisk kartlagt under feltarbeidet i prosjektet. En revidert liste over diagnostiske arter (kap. 4.6 Artsfakta) for hotspotet presenteres i rapporten. Mange av de habitatspesifikke artene for fattig boreonemoral regnskog er norske ansvarsarter.

I alt 23 rødlistede mose- og lavarter, hvorav 14 er habitatspesifikke for hotspot-habitatet, ble registrert. I tillegg ble 21 andre kjennetegnende arter og tyngdepunktarter påvist. Seks lavarter og to mosearter ble funnet for første gang i Norge, hvorav sju også var nye for Norden. De fleste av disse antas å være habitatspesifikke for fattig boreonemoral regnskog.

De viktigste livsmediene i fattig boreonemoral regnskog er berg og treslagene rogn, hassel og bjørk. Furu har mange forekomster av et fåtall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter. De fleste habitatspesifikke artene er registrert på rogn og hassel, som er særlig viktige sett i forhold til det oftest beskjedne habitatarealet de utgjør på lokalitetene. Fordelingen av de ulike artene på treslag viser en gradient i sekvensen hassel-rogn-bjørk-furu, som gjenspeiler en gradient fra glatt næringsrik bark til ru næringsfattig bark. Mange av artene med mange funn på bjørk eller furu er også hyppig registrert på næringsfattige silikatberg.

Kjerneområdene for fattig boreonemoral regnskog ligger på Sørvestlandet. Data fra Artskart viser at Hordaland fylke har desidert flest funn av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter, og 96,2 % av disse er registrert i fylket. De treboende artene, som domineres av lav, har størst artsrikhet i kommuner i vintermilde områder nær kysten, mens for de steinboende artene, dom-

inert av moser, er tyngdepunktet for artsrikhet forskjøvet mot nedbørsrikere kommuner øst og nord i definisjonsområdet.

Den største trusselen mot artene i livsmiljøet fattig boreonemoral regnskog er algevekst på trær, i alle fall på kort sikt. Vår felterfaring tilsier en klart negativ sammenheng mellom forekomst av algevekst på trær og forekomst av habitatspesifikke arter. Arealutbygginger som større veganlegg og boligfelt, er andre viktige trusselfaktorer. Hogster av plantefelt i nærheten av arealer med hotspotet vil kunne endre lokalklimaet negativt for de habitatspesifikke artene.

Det overordnede formålet med overvåking av hotspot fattig boreonemoral regnskog er å få oversikt over status og tidsutvikling av det realiserte habitatarealet og den økologiske tilstanden til forekomstene av fattig boreonemoral regnskog. I tillegg er det et sentralt formål å få oversikt over status og tidsutvikling for rødlistearter og andre arter knyttet til hotspot-habitatet. Vi har brukt data innsamlet i arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet og artene der som grunnlag for å vurdere utvalgsmetode, relevante overvåkingsindikatorer og registrering av disse indikatorene. Avgrensing av definisjonsområde, utvalgsmetoder for overvåkingslokaliteter, valg av indikatorvariabler og metoder for registrering av disse drøftes i kapittel 6 og oppsummeres i kapittel 7.

Hans H. Blom (Hans.Blom@nibio.no), NIBIO, Fanaflaten 4, 5244 Fana

Geir Gaarder: Miljøfaglig Utredning, Gunnars veg 10, 6630 Tingvoll

Per Gerhard Ihlen: Asplan Viak AS, Fabrikkgangen 3, Postboks 2304 Solheimsviken, 5824 Bergen

John Bjarne Jordal: Auragata 3, 6600 Sunndalsøra

Marianne Evju: NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Blom, H. H., Gaarder, G., Ihlen, P. G., Jordal, J. B. & Evju, M. 2015. Poor boreonemoral rainforest – a hotspot-habitat. Final report from the third period of the ARKO project. – NINA Report 1169. 97 pp.

Poor boreonemoral rainforests are defined as a habitat for oceanic rock- and tree-living lichens and bryophytes restricted to strongly humid forests in winter-mild areas. The hotspot distribution area in Norway is climatically limited to areas with mean January temperatures above 0°C situated below 250 m a.s.l. from Lindesnes in Vest-Agder county in the south to the border between Møre and Romsdal and Sør-Trøndelag counties in the north. This report documents the work on poor boreonemoral rainforests carried out in the ARKO-project in the period 2012 to 2015.

Localities for investigation were selected in municipalities where we have restricted knowledge of the habitat and the habitat specific species, by means of topographic indicators of high air humidity. The field work was coordinated with nature type mapping projects focusing on rainforest habitats on assignment by the Norwegian Environment Agency. A total of 59 localities were investigated in the field of which 56 were classified as poor boreonemoral rainforests based on occurrence of habitat specialists.

Most localities were smaller than 50 daa (mean 26.4 daa). The number of habitat specialists varied greatly between localities with mean number of 2.14 red-listed species and 2.64 of other habitat specific species. Larger localities were significantly richer in species than small ones and localities including hazel were significantly richer than localities without this tree species, probably both because hazel is an indicator of fertile soils and because it is a favorable habitat for many habitat specialists.

A list of red-listed species and other lichens and bryophytes specific to poor boreonemoral rainforests was prepared from analysis of the Norwegian Red list 2010, Norwegian and British literature and field experience of the ARKO co-workers. These species were systematically surveyed during field work. A revised list of diagnostic species of the hotspot is presented in Chapter 4.6. Many of the habitat specialists have been estimated to have more than 25% of their European population in Norway, thus emphasizing the international importance of these forests in Norway.

A total of 23 red-listed bryophytes and lichens, including 14 habitat specialists, were registered during field work. In addition 21 other habitat specialists were found. Six lichens and two mosses were registered for the first time in Norway, all except one were also new to the Nordic countries. Most of these novelties are probably habitat specialists to poor boreonemoral rainforests in Norway.

The most important substrates for species of poor boreonemoral rainforests are rock walls and the tree species downy birch, hazel and rowan. Pine has few but quite frequent habitat specialists. Rowan and hazel are especially important in relation to the often small habitat area they comprise in the forest stands. The distribution of habitat specialists on different tree species shows a gradient in the sequence hazel-rowan-birch-pine which is interpreted as a gradient from smooth rather nutrient-rich bark (hazel) via smooth intermediate bark (rowan, birch) to rough nutrient-poor bark (pine). Notably several of the species common on birch and pine also occur frequently on rock.

The areas richest in habitat specialists are found in coastal and westernmost fjord areas in SW Norway. Data from Artskart, The Species Map Service at the Norwegian Biodiversity Information Centre, show that Hordaland is the richest county where 96.2% of the habitat specialists have been registered. The epiphytic species, dominated by lichen species, tend to have

their center of species richness in winter-mild areas near the coast, whereas the epilithic species, dominated by bryophytes, tend to have species richness peaking in fjord areas with higher precipitation.

Development of housing and infrastructure are the most likely factors to reduce habitat area in the future. Algae growth on trees inhibiting establishment and growth of lichens are the most serious threat to the habitat specialists of the hotspot and changes in microclimate conditions by felling of nearby planted stands of conifers may influence their populations negatively.

The overall objective of the monitoring of the hotspot-habitat is to get an overview of the status and development of the number and the area of realized hotspot-habitat and the ecological condition of the occurrences of poor boreonemoral rainforest. Additionally, a central objective is to get an overview of the status and development of red-listed species and other habitat specific species. We have used data collected throughout the study period as a basis for assessing the sampling method, relevant monitoring indicators and recording of these indicators. Delineation of the definition area, methods for sampling of monitoring sites, selection of indicator variables and methods for recording these are discussed in Chapter 6 and summarized in Chapter 7.

Hans H. Blom (Hans.Blom@nibio.no), NIBIO, Fanaflaten 4, NO-5244 Fana
Geir Gaarder: Miljøfaglig Utredning, Gunnars veg 10, NO-6630 Tingvoll
Per Gerhard Ihlen: Asplan Viak AS, Fabrikkgaten 3, Postboks 2304 Solheimsviken, NO-5824 Bergen
John Bjarne Jordal: Auragata 3, NO-6600 Sunndalsøra
Marianne Evju: NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
1 Innledning	11
1.1 Hotspot-habitater i ARKO	11
1.2 Bakgrunn for å inkludere fattig boreonemoral regnskog i ARKO	12
2 Hva kjennetegner hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog?	14
2.1 Definisjon av fattig boreonemoral regnskog	14
2.2 Fattig boreonemoral regnskog i NiN-systemet	16
2.3 Skogtilstand	17
3 Hvor finnes hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog?	18
3.1 Eksisterende datakilder	18
3.1.1 Naturbase	18
3.1.2 Miljøregistreringer i skog (MiS)	18
3.1.3 Kartlegging av boreonemoral regnskog i utvalgte prøvefelt i 2012	19
3.1.4 Fattig boreonemoral regnskog i verneområder	19
3.2 Kartlegging i ARKO	20
3.2.1 Metoder	20
3.2.2 Resultater	21
3.3 Status for registrerte lokaliteter av fattig boreonemoral regnskog i Naturbase november 2015	21
4 Arter tilknyttet hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog	24
4.1 Eksisterende kunnskap	24
4.2 Økologiske grupper av arter i fattig boreonemoral regnskog	25
4.3 Kartlegging i ARKO	27
4.3.1 Artsfunn	27
4.3.2 Mangfold av arter – arter og areal	29
Treslagssammensetning – betydningen av hassel	30
4.4 Fordeling av arter på livsmedier	32
4.5 Geografisk fordeling av kjennetegnende arter og tyngdepunkter	36
4.6 Artsfakta for diagnostiske arter	41
4.6.1 Diagnostiske arter – moser	42
4.6.2 Diagnostiske arter – karplanter	55
4.6.3 Diagnostiske arter – lav	56
5 Status for hotspot-habitatet og artene der, vurdering av trusler og påvirkningsfaktorer	72
5.1 Historisk utvikling	72
5.2 Påvirkning og inngrep	73
5.2.1 Skogbruk	73
5.2.2 Utbygging	74
5.2.3 Algevekst	74
5.2.4 Hjortegneg	74
5.2.5 Fremmede arter	75
5.2.6 Klimaendringer	76
5.3 Mulige tiltak og behov for forskning	76
5.4 Internasjonal betydning	76

6 Forslag til overvåking av hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog.....	77
6.1 Formålet med overvåking av fattig boreonemoral regnskog.....	77
6.2 Avgrensing av definisjonsområdet	78
6.2.1 Topografisk avgrensing av hotspot-habitatet innenfor definisjonsområdet.....	80
6.3 Utvalg av overvåkingslokaliteter	80
6.3.1 Forekomstfrekvens av hotspot-habitatet innenfor definisjonsområdet	80
6.3.2 Variasjon i forekomstfrekvens langs geografiske gradienter	81
6.3.3 Variasjon i forekomst av habitatspesifikke arter	82
6.3.4 Klimaendringer og mulige innvirkninger på definisjonsområdet.....	83
6.3.5 Konklusjon	83
6.4 Valg av indikatorvariabler	83
6.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet	84
6.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene.....	85
6.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter	85
6.8 Datalagring, analyse og rapportering	88
6.9 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse	89
7 Konklusjon om forslag til overvåkingsopplegg.....	90
8 Referanser	92
Vedlegg 1 Lokalteter undersøkt i ARKO-prosjektet	96

Forord

Dette er nr. 2 av 4 rapporter som oppsummerer arbeidet med nye hotspot-habitater under ARKO-prosjektets periode III.

En sentral del av Stortingsmelding nr 42 (2000-01) "Biologisk mangfold. Sektoransvar og sam-ordning" er innføringen av et nytt kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold. Dette systemet bygger på at all areal- og ressursforvaltning skal utføres på bakgrunn av kunnskap om hvor de viktigste områdene for biologisk mangfold er, hvilken verdi områdene har og hvordan ulike aktiviteter påvirker mangfoldet. Prinsippene for sektoransvar er sterkt og tydelig fokusert.

I denne sammenhengen ble "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" etablert i 2003. Målet er å gi informasjon om stedfesting og verdiklassifisering av viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene, og komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skal både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle pågående kartleggings- og overvåkingsaktiviteter. Data skal gjøres allment tilgjengelig. Dette inkluderer utvikling og iverksettelse av opplegg for nye systematiske registreringer av rødlistearter i prioriterte områder, samt videreutvikling av eksisterende kartleggingsprogrammer slik at nye funn av rødlistearter fanges opp i større grad. Programmet finansieres av Miljødirektoratet, Forsvarsbygg, Jernbaneverket, Vegdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat, Landbruksdirektoratet og Landbruks- og matdepartementet. Miljødirektoratet er sekretariat.

Denne rapporten omhandler en del av prosjektet "*Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking*" (ARKO), som er en del av Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Formålet med ARKO-delprosjektet er tredelt: øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. Prosjektet er et samarbeid mellom Norsk institutt for naturforskning, Institutt for naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (INA-NMBU), Naturhistorisk museum ved Universitetet i Oslo (NHM-UiO) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO, tidligere Norsk institutt for skog og landskap).

ARKO-prosjektet har fokusert på sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter/truede arter, gjerne også med mange habitatspesifikke arter, såkalte **hotspot-habitater**. Første programperiode i ARKO/Nasjonalt program gikk fra 2003 til 2006, andre programperiode fra 2007 til 2010, og tredje periode går fra 2011 til 2015. Alle tidligere rapporter finnes på ARKOs hjemmeside (www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx). Arbeidet med nye hotspot-habitater i ARKOs periode III beskrives i fire rapporter, som fokuserer på hvert sitt hotspot-habitat:

1. Nordén, B., Jordal, J. B. & Evju, M. 2015. Gamle edelløvtrær – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1168. 91. s.
2. Blom, H. H., Gaarder, G., Ihlen, P. G., Jordal, J. B. & Evju, M. 2015. Boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA-rapport 1169. 97 s.
3. Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170. 116 s.
4. Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O. E. 2015. Kalkberg – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1171. 49 s.

Mandatet for arbeidet med hotspot-habitater i ARKO er beskrevet i "Interdep's Arbeidsplan 2009-2010 for Nasjonalt program – Trua arter":

"Arbeidet videre vil da bestå i å kartfeste forekomster av slike habitater på nasjonalt nivå, dokumentere artsinventar (inkludert regionale variasjoner), og fastsette disse arealenes relative betydning for aktuelle rødlistearter. Det vil også være aktuelt å se på arealmessig utvikling av habitatet (både tilbake i tid og prognoser framover) og identifisere viktige trusselfaktorer. Det bør også utvikles overvåkingsopplegg som kan dokumentere arealmessig endring for selve habitatet, og som også kan dokumentere endringer for forekomster av arter i habitatet."

Manuskriptet til denne rapporten var så godt som ferdigstilt da rødliste 2015 ble publisert (Henriksen & Hilmo 2015). Alle opplysninger om rødlistearter og deres rødlistekategorier i rapporten refererer til rødliste for arter 2010 (Kålås m. fl. 2010), bortsett fra i Artsfaktadelen (Kap. 4.6) der artenes rødlistekategori både på rødliste 2010 og 2015 er oppført.

Denne rapporten gjelder hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog og oppsummerer kunnskapsstatus, resultater av kartlegging gjennomført i ARKO og forslag til overvåkingsopplegg. Vi takker Einar Heegaard for kjøring av statistiske analyser, Rune Eriksen for opplysninger fra Landsskogtakseringen og alle fotografer som har tillatt bruk av sine bilder i denne rapporten.

Bergen, desember 2015

Hans H. Blom
Hotspot-ansvarlig

Marianne Evju
Prosjektleder ARKO

1 Innledning

1.1 Hotspot-habitater i ARKO

Selv om det kan sies at det er "vanlig å være sjelden" (Preston 1948), altså at artssammensetningen i de fleste typer natur preges av noen få vanlige arter samt en mengde mindre vanlige arter, er det ingen tvil om at menneskelig aktivitet har ført til en nedgang for mange arter. Dette gjenspeiles i både globale og nasjonale rødlister. De fem største truslene mot det biologiske mangfoldet på jorda er arealendringer, forurensning, klimaendringer, fremmede arter og jakt/utnyttning. Av disse er arealendringer den klart viktigste når det gjelder risiko for at norske arter dør ut (Kålås m. fl. 2010). Så mye som 85 % av rødlisteartene trues av ulike typer av endret arealbruk, som resulterer i habitattap og fragmentering av gjenværende leveområder. Kunnskap om hvor de sjeldne og truede artene holder til, er derfor viktig i arbeidet med å ivareta det biologiske mangfoldet i Norge.

Rødlistede arter er ikke jevnt fordelt mellom ulike geografiske områder i Norge. Aller flest truede og nær truede arter finner vi i de sørøstligste delene av landet (Kålås m. fl. 2010). Dersom vi ser på geografiske mønstre innen ulike artsgrupper, finner vi at rødlistearter fra ulike artsgrupper klumper seg i til dels ulike regioner (Gjerde & Baumann 2002, Ødegaard m. fl. 2006). Dette har vi kalt hotspot-regioner i ARKO-prosjektet (Sverdrup-Thygeson m. fl. 2009, Ødegaard m. fl. 2006).

De rødlistede artene er ikke bare knyttet til bestemte regioner, men også til bestemte habitater eller naturtyper. Noen slike habitater har en opphopning av rødlistearter, fordi mange rødlistede arter er avhengig av akkurat dette habitatet for å klare seg, og fordi habitatet i seg selv er sjeldent i naturen vår. Slike sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter – gjerne også mange habitat-spesifikke rødlistearter – har vi kalt hotspot-habitater i ARKO (Næss & Sverdrup-Thygeson 2010, Ødegaard m. fl. 2006).

Hotspot-habitater kan inneholde konsentrasjoner av arter fra samme eller fra forskjellige artsgrupper, og både forekomst og avgrensing er avhengig av skala. Konseptet hotspots i økologien stammer fra arbeid på 1980- og 1990-tallet (Dobson m. fl. 1997, Myers 1988, Prendergast m. fl. 1993, Reid 1998), hvor fokuset var på globale og regionale hotspots for biologisk mangfold, i betydningen høy artsrikdom eller mange endemiske arter. Senere arbeider i Nord-Europa har fokusert på hotspots i mindre skala (Gjerde m. fl. 2004, Skarpaas m. fl. 2011), og på behovet for å prioritere ulike typer av hotspots f.eks. i et reservatnettverk (Cabeza & Moilanen 2001, Gjerde m. fl. 2007).

Når det gjelder den store utfordringen det er å stanse tapet av biologisk mangfold, kombinert med begrensede økonomiske ressurser, virker det hensiktsmessig å fokusere på å ivareta små, avgrensede arealer som er levested for mange truede arter – som er nettopp de artene med størst behov for vår beskyttelse. Derfor har vi i ARKO arbeidet med å kartlegge og avgrense lokaliteter av seks ulike hotspots i programperiode II og fire nye hotspots i programperiode III, og kartlegge hvilke rødlistede arter som holder til i disse. Alle artsregistreringer er eller vil bli tilgjengelig i Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no/default.aspx>). ARKO-prosjektet har også framskaffet en betydelig mengde ny kunnskap om habitattilknytning og økologi for truede og nær truede arter, som er viktig i det videre arbeidet med å utarbeide en effektiv overvåking av disse hotspot-habitatene og deres tilhørende arter.

ARKO-prosjektet har gått gjennom den norske Rødlista for arter i 2008 (basert på Kålås m. fl. 2006) og i 2011 (basert på Kålås m. fl. 2010). Vi har søkt etter overlappende habitatkrav hos artene, sortert ut hvilke naturtyper som har en høy forekomst av rødlistearter (hotspot-habitater) og diskutert andre kriterier som internasjonalt ansvar og operasjonelle kriterier (Sverdrup-Thygeson m. fl. 2008, Sverdrup-Thygeson m. fl. 2011a). Hotspot-habitatene representerer de mest forvaltningsrelevante naturtypene våre i forhold til bevaring av rødlistearter.

Seks av disse hotspot-habitatene var prioritert og kartlagt i ARKO periode I (2001–2007) og II (2008–2010) (Brandrud m. fl. 2011, Bratli m. fl. 2011, Sverdrup-Thygeson m. fl. 2011b, Wollan m. fl. 2011, Ødegaard m. fl. 2011a, b). Fire nye hotspot-habitater har vært prioritert og kartlagt i ARKO periode III (2011–2015) og sluttrapporteres i 2015.

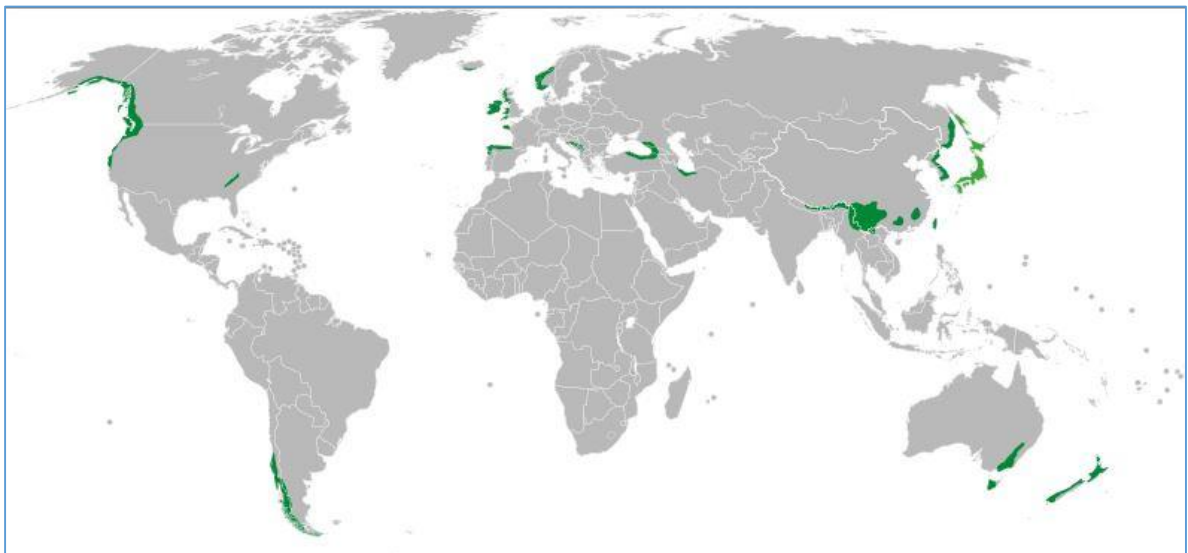
Arbeidet med hotspot-habitatene har vært rettet mot følgende seks punkter:

1. beskrivelse og avgrensing av hotspot-habitatet
2. dokumentasjon av hotspot-habitatets utbredelse/kartfesting av nasjonale forekomster av hotspot-habitatet
3. dokumentasjon av artsinventar, inkl. regionale variasjoner
4. vurdering av arealenes relative betydning for de tilstedeværende rødlisteartene
5. vurdering av arealmessig utvikling (framover/bakover) inkludert trusselfaktorer
6. utvikling av overvåkingsopplegg for habitatet og artene der

Når det gjelder overvåking, er det mange utfordringer knyttet til utformingen av et overvåkingsopplegg for biologisk mangfold generelt og for sjeldent forekommende arter spesielt. Dette er grundig diskutert i andre rapporter (Framstad 2013, Framstad & Kålås 2001, Halvorsen 2011, Lindenmayer & Likens 2010, Yoccoz m. fl. 2001). I sluttrapportene for ARKO periode III presenterer vi forslag til overvåking av hotspot-habitatene og de tilhørende rødlisteartene, på tilsvarende vis som for hotspot-habitatene fra periode II (Bakkestuen m. fl. 2014, Brandrud m. fl. 2014, Bratli m. fl. 2014, Sverdrup-Thygeson m. fl. 2013).

1.2 Bakgrunn for å inkludere fattig boreonemoral regnskog i ARKO

Studerer en et utbredelseskart over boreale og tempererte regnskoger i verden, blir en umiddelbart slått av 1) hvor ubetydelig del av landarealet de utgjør og 2) hvor sterkt isolert de ulike områdene med slik regnskog er (DellaSala 2011 Figur 1-1, se **Figur 1**). Samlet utgjør disse skogsarealene, beregnet etter en global klimamodell, bare 2,42 % av skogarealet (FAO > 10 % dekning av trær) (DellaSala 2011, Tabell 1-2).



Figur 1. Utbredelse av temperert regnskog i verden, fra Averis m. fl. (2012), https://en.wikipedia.org/wiki/Temperate_rainforest).

Områdene med temperert regnskog har dokumentert en betydelig andel unike arter tilhørende hyperoseaniske biogeografiske elementer. Endringer som fører til arealminskning eller forringelse av livsvilkårene for artene her, vil åpenbart raskt kunne føre til utdøing av de særegne artene i disse skogene med så begrensede og isolerte forekomster. Mange av de særegne artene for disse regnskogene vil på samme måte logisk være *ansvarsarter* for landene som har slik skog, deriblant Norge.

Tempererte regnskoger har en begrenset utbredelse hos oss, særlig knyttet til Vestlandets kyst og ytre fjordstrøk (se **Figur 1**). Historisk har disse skogene vært gjennom en markert reduksjon i areal da de vestligste skogene ble hogd ut og gjennom menneskets hevd ved brenning og helårsbeite omgjort til kystlynghei (se Prøsch-Danielsen & Simonsen 2000). De treboende (epifyttiske) habitatspesifikke artene for slik regnskog har vært trengt sammen i de kystnære skogsområdene på Vestlandet der voksestedene fantes og kravene til høye vintertemperaturer var oppfylt.

I skarp kontrast til de boreale regnskogene i Midt-Norge, kystgranskogene, har det hittil vært lite forvaltningsfokus på de tempererte, boreonemorale regnskogsmiljøene på Vestlandet (Bendiksen m. fl. 2008). Bendiksen m. fl. (*op. cit.*) gjorde en brei gjennomgang av antatt habitatsspesifikke arter knyttet til regnskogsmiljøer på Vestlandet, særlig rødlistede mose- og lavarter, og påpekte at en svær liten andel av kjente forekomster av disse artene er fanget opp i verneområder. De understreket sterkt behovet for mer presis kunnskap om hvilke utforminger av regnskog som finnes, samt økt kunnskap om skogshistorikk og trusselbilde som underlag for forvaltningen av disse. I en gjennomgang av rødliste 2006 med tanke på nye livsmiljøer som burde inkorporeres i skogbrukets MiS-kartlegging, trakk Blom (2008) fram *fuktige kystfuruskoger*, og påpekte forekomsten av flere mose- og lavarter i høye rødlistekategorier som argument for å vurdere disse regnskogsmiljøene i framtidig kartlegging. Han (*op.cit.*) konkluderte imidlertid med at det trengs større kunnskap før denne boreonemorale utformingen av regnskog eventuelt kan kartlegges i MiS med følgende argumentasjon og forslag til kunnskapsøkning: «*For å få en riktigere rødliste og for å kunne avgjøre om kystfuruskogen bør registreres gjennom MiS er det behov for å gjennomføre arealfestede registreringer for å kunne anslå hyppighet og lokal populasjonsstørrelse for artene, noe som igjen vil kunne gi bedre estimater av den nasjonale populasjonsstørrelsen. Kartlegging av fuktig kystfuruskog ved hjelp av enkle topografiske indikatorer vil i dag kunne føre til at mye areal uten forekomster blir registrert. Det foreslås derfor at en gjennomfører en feltundersøkelse basert på kartstudier av potensielle forekomster før en eventuelt igangsetter registreringer gjennom MiS. En slik studie må teste ut hvilke topografiske og geografiske indikatorer (eller kombinasjoner av slike) som gir størst treffsikkerhet på forekomst av artene.*» Tilsvarende konkluderer Sverdrup-Thygeson m. fl. (2011a) generelt for regnskogsmiljøene i Norge: «*Det er ønskelig med større kunnskap om hotspot-habitatene [i regnskog] i forhold til å finne treffsikre indikatorer i praktisk kartlegging, og i forhold til grad av overlapp i inventar av arter mellom lokaliteter.*» I denne rapporten påpekes også betydningen av boreonemorale regnskogsmiljøer [som *vintermild kystfuruskog*] for forvaltningen med hensyn til forekomsten av rødlistede ansvarsarter, og at videre kartlegging med stor sannsynlighet vil påvise nye arter for Norge (se også Bendiksen m. fl. 2008).

Begrepet *fattig boreonemoral regnskog*, definert og avgrenset omtrent slik hotspotet er definert i ARKO, finner vi først hos Gaarder m. fl. (2013). De gjorde en vurdering om ulike utforminger av kystfuruskog var aktuelle som utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven, og konkluderte med å tilrå vurdering som utvalgt naturtype for fattig boreonemoral regnskog. «*Vi trur det skal vere mogleg å utarbeidde eit system for avgrensing, verdisetting og registrering av typen som er ganske praktisk operasjonelt, samtidig som det skal vere mogleg å etterprøve data. Typen bør truleg vere raudlista både i Noreg og fleire andre land og det fins ein rad raudlista og dels også trua arter sterkt knytt til typen.*»

2 Hva kjennetegner hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog?

2.1 Definisjon av fattig boreonemoral regnskog

Fattig boreonemoral regnskog er et livsmiljø for en gruppe av oseaniske berg- og treboende arter, særlig moser og lav, knyttet til skog med høy, relativt stabil luftfuktighet i vintermilde områder.

Hotspot-habitatet er klimatisk betinget, og utbredelsesområdene for de habitatspesifikke artene for dette livsmiljøet er brukt for å avgrense et *definisjonsområde* for hotspot-habitatet:

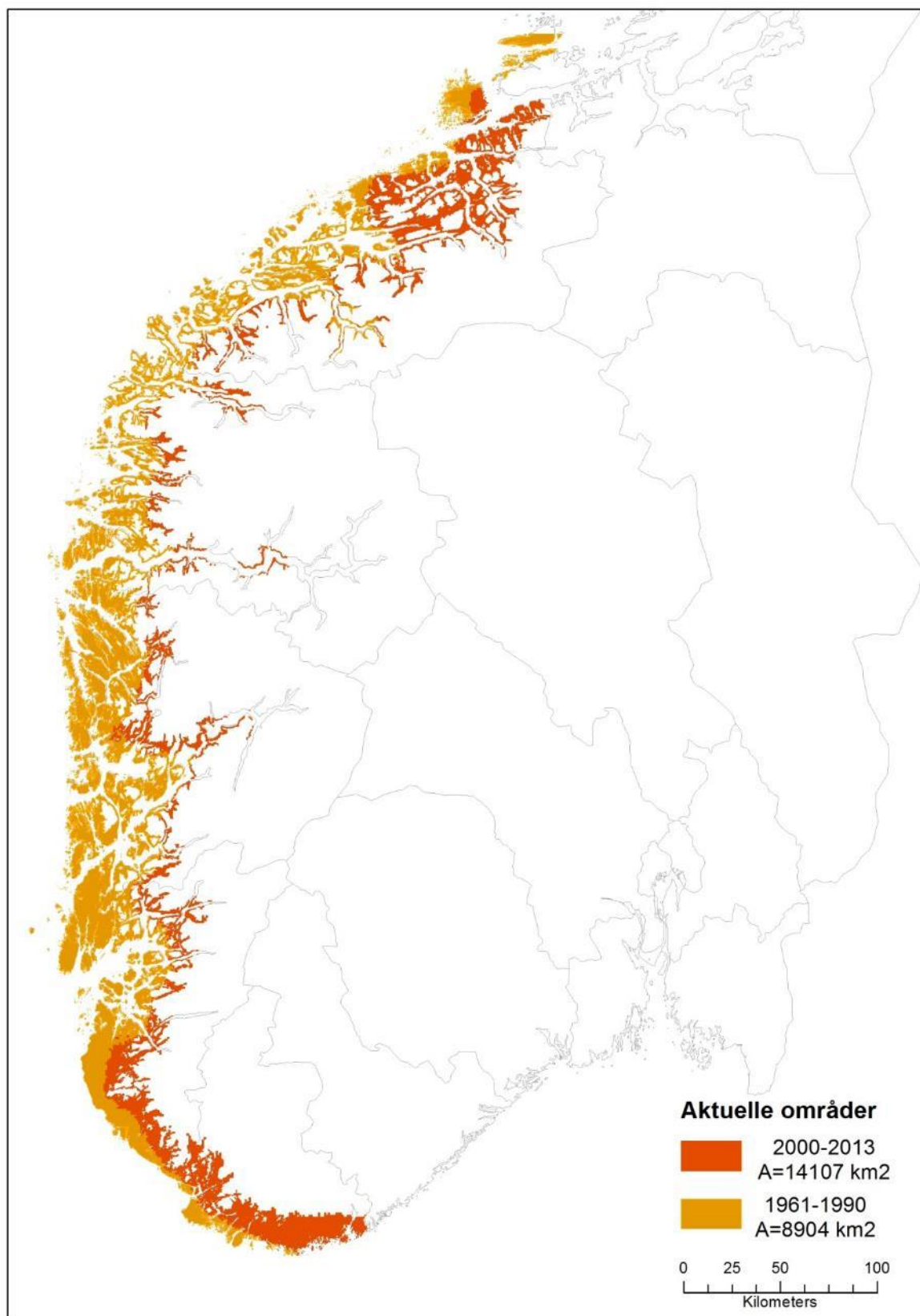
Områder under 250 m oh. fra Lindesnes i syd til grensen mellom Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal i nord, avgrenset av havet i vest og isotermer for 0°C januar middeltemperatur i siste normalperiode (1961-90) mot øst (**Figur 2**).

Alle habitatspesifikke arter og mer enn 90 % av de kjente forekomstene av disse artene vil omfattes av definisjonsområdet (se kap. 4.4). Definisjonsområdet danner grunnlaget for utviklingen av en overvåkingsstrategi for hotspotet og er videre diskutert i kapittel 6.

Høy stabil luftfuktighet finnes ikke overalt i skoglandskapet. Forekomst av fattig boreonemoral regnskog er på mindre arealskala begrenset av terrengforhold til steder hvor lokalklimaet oppfyller artenes krav til høy luftfuktighet: bratte nordvendte lisider, ofte under skrenter og høye bergvegger (se kap. 6.2.1). Hotspotet kan karakteriseres som et *ekstrahumid*, topografisk bestemt livsmiljø. De topografiske posisjonene hvor hotspotet forekommer er skyggefulle og karakterisert av diffust lys og lave lysintensiteter.

Navnet *fattig boreonemoral regnskog* er ikke helt dekkende og kan gi gale assosiasjoner. Livsmiljøet opptrer også i sørboreal sone på Vestlandet, men hovedutbredelsen er i boreonemoral sone. *Fattig* viser ikke entydig til markforholdene som uttrykt ved kalkinnhold (KA i NiN) eller bonitet, som begge kan variere sterkt innen hotspotet. *Fattig* henviser heller ikke entydig til artsrikhet som også varierer mye, men generelt er lavere enn i *rik boreonemoral regnskog* (se Flynn & Gaarder 2012, Gaarder m. fl. 2013). Navnet må sees i relasjon til rik boreonemoral regnskog hvor de viktigste artene er knyttet til *rikbarkssamfunn*, særlig lungeneversamfunnet, Lobarion. Rik boreonemoral regnskog er i motsetning til fattig boreonemoral regnskog ikke begrenset topografisk til nord- og nordøstvendte lokaliteter og forekommer ofte i vest- og sydskråninger.

Fattig boreonemoral regnskog har vært omtalt under mange navn som helt eller delvis dekker hotspotet slik det blir definert i ARKO: *fuktig kystfuruskog* (Blom 2008), *boreonemoral lauvrik regnskog* (Bendiksen m. fl. 2008), *temperert regnskog* (Gaarder m. fl. 2010), *vintermild kystfuruskog* (Evju m. fl. 2012), *kjøleg boreonemoral regnskog* (Flynn & Gaarder 2012) og *boreonemoral futuregnskog* (Gaarder m. fl. 2013). Dette indikerer at det har vært vanskelig å finne et godt dekkende navn, og at en har villet skille mellom lauv- og furudominerte utforminger.



Figur 2. Definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog (oransje) og økningen i areal (rødt) hvis meteorologiske data for 10-årsperioden 2000-2013 blir lagt til grunn.

2.2 Fattig boreonemoral regnskog i NiN-systemet

Fattig boreonemoral regnskog faller inn under hovedtypen T4 skogsmark i NiN 2.0 (Halvorsen m. fl. 2015) men utgjør ingen egen grunntype i denne naturtypifiseringen. Skogsmark inndeles ved hjelp av variasjonen i markegenskaper, men den lokalt definerende egenskapen ved dette hotspotet er høy, relativt stabil luftfuktighet, som på natursystemnivået i NiN 2.0 best beskrives ved hjelp av den lokale miljøgradienten Uttørkingseksponering (UE). Uttørkingseksponering er i NiN 2.0 spesifikt brukt for å dele inn grunntyper av hovedtypen T1 nakent berg, og er en særlig viktig gradient for vekselfuktige organismegrupper som moser og lav som ikke effektivt kan regulere vannutvekslingen med omgivelsene. Uttørkingseksponering uttrykker variasjonen av luftens fuktighet nær slutten av mer langvarige tørkeperioder nær ikke jorddekt mark, som like gjerne kan gjelde barkoverflater som bergoverflater. Miljøgradienten er analog med uttørkingsfare (UF) for skogsmark.

Hotspotet kan forekomme i en rekke grunntyper av skogsmark (se f.eks. **Figur 3**). De spenner over nesten hele variasjonsbredden i kalkinnhold (KA), men begrenses til typer på mark med liten til moderat uttørkingsfare (UF). De fleste arealene med fattig boreonemoral regnskog forekommer i kalkfattig til svakt kalkrik skog med liten uttørkingsfare og hotspotet opptrer sjeldent i svært kalkrik eller uttørkingsutsatt skog. Selv om fattig boreonemoral regnskog ikke er en enhet i NiN 2.0, kan hotspotet greit beskrives i NiN 2.0 (**Boks 1**).

Boks 1. Fattig boreonemoral regnskog i NiN 2.0

Forekomst:

Boreonemoral og sørboreal region (6SO BN-SB)

Sterkt oseanisk til klart oseanisk seksjon (6SE O3 – O2; i O2 bare vest for østgrensen for O3 på Vestlandet)

Natursystem:

Skogsmark (T4):

Definerende gradientposisjon: Uttørkingseksponering (UE) lav

Kalkinnhold (KA): svært kalkfattig – middels (-svært) kalkrik mark (KA a-g(h))

Uttørkingsfare (UF): frisk – intermediær mark (UF a-c)

Dominans av viktigste arter i treskikt: Furu, dunbjørk, rogn, hassel

Livsmedier:

På bark (T7)

Kalkfattig fuktig ruglete bark (furu)

Intermediær fuktig glatt bark (bjørk, rogn, kristtorn)

Kalkrik fuktig glatt bark (hassel)

Grovere uorganiske substrater på land (T1)

Kalkfattig til intermediært (- kalkrikt) bergsubstrat med lav innstråling (IS-A 1)

2.3 Skogtilstand

De fleste områder med fattig boreonemoral regnskog kartlagt i ARKO er tidligere plukkhogd skog av ulike aldre og treslagssammensetning. Det er særlig vanskelig å finne gode indikatorer for å skille mellom naturskog og normalskog (sensu NiN 2.0) på de markslag hvor hotspotet opptrer i furuskogslandskapet på Vestlandet. De fleste områdene kan i NiN 2.0 best beskrives som normalskog, stadiene eldre produksjonsskog og gammel normalskog. Flere lauvtrede domerte arealer med hotspotet representerer helt klart ettersuksjonstilstander på gjengrodd beitemark (semi-naturlig eng T32), mens andre arealer dominert av lauvtrær kan være resultat av gjentatte småskala forstyrrelser (rasaktivitet) på gammel skogsmark. Det er behov for skogshistorisk forskning for fullt ut kunne forstå de ulike skogsbildene vi finner i fattig boreonemoral regnskog i dag. Flere av de karakteristiske artene for hotspotet koloniserer helt unge lauvtrær og kan potensielt forekomme i gjengroende kystlynghei (T34) og semi-naturlig eng (T32), også før ettersuksjonsstadiet er nådd. Disse arealene representerer potensielt en betydelig økning av habitatarealet for hotspotet og er viktige å fange opp i en overvåking.



Figur 3. Fattig boreonemoral regnskog på skogsmark med høy bonitet. Bjørnakletten, Reksterran i Tysnes kommune, Hordaland. Foto Per Gerhard Ihlen.

3 Hvor finnes hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog?

3.1 Eksisterende datakilder

3.1.1 Naturbase

I 2012 ble det gjort en gjennomgang av Naturbase som et eventuelt grunnlag og motivasjon for kartlegging av fattig boreonemoral regnskog i ARKO (Evju m. fl. 2012). Boreonemoral regnskog er ingen kartleggingsenhet i DN-håndbok 13 (DN 2007), og vi fant at den eneste naturtypen i håndboken med reelt potensial for forekomst av boreonemoral regnskog var kystfuruskog (kartleggingsenhet F12). Beskrivelsen av samtlige innlagte områder av naturtypen i Naturbase for Vestlandsfylkene og Vest-Agder ble gjennomgått for å identifisere mulige lokaliteter av fattig boreonemoral regnskog, hovedsakelig basert på angitte indikatorarter for hotspotet (**Tabell 1**). En varierende andel av lokalitetene kunne sikkert føres til boreonemoral regnskog, og mange lokaliteter tilhørte åpenbart andre utforminger av kystfuruskog. Det var svært stor variasjon i størrelsen på lokalitetene, og for de fleste større områdene ville bare mindre delarealer tilhøre denne utformingen. Det var påfallende at de aller fleste lokalitetene hvor arter karakteristisk for fattig boreonemoral regnskog var vektlagt i verdibedømmelsen, var basert på feltarbeid i løpet av de to siste årene. Konklusjonen på denne gjennomgangen var at kunnskapen om fattig boreonemoral regnskog som reflektert i Naturbase var ny og fragmentarisk, og at kun en liten andel av eksisterende lokaliteter var kartlagt. Naturbase egnet seg derfor dårlig som grunnlag for utvalgelse av lokaliteter for videre kartlegging av rødlistearter i naturtypen, men dette resultatet motiverte sterkt for kartlegging gjennom ARKO.

Tabell 1. Antall områder og variasjon i størrelse av boreonemoral fururegnskog og antall områder kystfuruskog totalt i Miljødirektoratets Naturbase (fra Evju m. fl. 2012, Tabell 5).

Fylke	Ant. områder boreonemoral fururegnskog	Størrelse (daa) av boreonemoral fururegnskog	Ant. områder kystfuruskog totalt
Vest-Agder	0	-	13
Rogaland	23	2,3–4352,0	45
Hordaland	12	3,0–3650,0	78
Sogn og Fjordane	13	330,0–3999,0	16
Møre og Romsdal	12	3,0–886,0	73

3.1.2 Miljøregistreringer i skog (MiS)

Ifølge Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog (Baumann m. fl. 2001) skal bergvegger som ligger i nederste del av bratte nordvendte lier eller i markerte dalsøkk punktfestes på ytre Vestlandet (MiS region 3). Slike bergvegger er en meget god indikator på forekomst av fattig boreonemoral regnskog, og hensikten med denne spesialbehandlingen av bergvegger på ytre Vestlandet i MiS var nettopp å fange opp steinboende rødlistede moser og lav knyttet til det livsmiljøet vi kaller fattig boreonemoral regnskog i ARKO. Instruksene for registreringer av bergvegger i MiS har vært justert og tillempet underveis, med resultat at svært få kartfestede figurer for dette miljøet på ytre Vestlandet var tilgjengelig i 2012, og dermed uaktuell som utgangspunkt for registreringer i ARKO.

3.1.3 Kartlegging av boreonemoral regnskog i utvalgte prøvefelt i 2012

Denne prøvekartleggingen ble utført i tre utvalgte furuskogdominerte områder i Bømlo og Tysnes kommuner som del av prosjektet 'Faggrunnlag for handlingsplan kystfuruskog' (se Gaarder m. fl. 2013). Metoden var arealdekkende kartlegging av sammenhengende skogsområder hvor områder med viktige utforminger ble utfigurert. Arealer med fattig boreonemoral regnskog ble uttegnet basert på forekomst av habitatspesifikke arter, særlig rødlistede moser og lav (Flynn & Gaarder 2012, Ihlen & Blom 2013). Viktige formål med kartleggingen var å teste ut hvor lett de ulike definerte utformingene lar seg identifisere i felt og hvilke indikatorer (inkludert arter) som er de beste under praktisk kartlegging.

Resultatene viste en klar sammenheng mellom forekomst av de habitatspesifikke artene for fattig boreonemoral regnskog og terrengposisjoner som gir høy, relativt stabil luftfuktighet (søkk og bratte nord- og nordøstvendte skråninger). Undersøkelsen bekrefter dermed Bloms (2008) beskrivelse av slik regnskog som overveiende lokaltopografisk bestemt naturtype. Arealer med fattig boreonemoral regnskog var relativt lett å identifisere ved hjelp av topografi og artsindikatorer, der to av de hyppigste rødlistede artene, gul pærelav (*Pyrenula occidentalis* NT) og kystskriftlav (*Graphis elegans* VU) var de sikreste. På bakgrunn av resultatene fra prøvekartleggingen i 2012 ble det besluttet å velge ut arealer for kartlegging i ARKO ved hjelp av topografiske indikatorer for høy luftfuktighet basert på kartstudier. Resultatene fra prøvekartleggingen er særlig viktige fordi den var en arealdekkende undersøkelse, og noen av resultatene er vist her (se s. kap. 6.3.1).

3.1.4 Fattig boreonemoral regnskog i verneområder

Det har vært lite fokus på regnskogsmiljøene på Vestlandet i vernesammenheng, og få områder er i dag vernet som naturreservater, landskapsvernområder eller nasjonalparker. En gjennomgang av områder i Naturbase gir imidlertid noen områder hvor forekomst av habitatet innenfor verneområdet er dokumentert ved artsfunn, eller hvor topografiske og klimatiske forhold skulle gi stor sannsynlighet for forekomst av hotspotet (**Tabell 2**). Fattig boreonemoral regnskog vil imidlertid for alle verneområdene kun dekke mindre arealer. Resultatene fra ARKO (**Tabell 3**) og de parallelle kartleggingsprosjektene viser at de aller fleste forekomstene av hotspotet er små (2–50 daa); en arealstørrelse som normalt ansees som for små for vern som naturreservat. Ønsker en å sikre områder med fattig boreonemoral regnskog, vil et mulig tillegg til de få store, viktige områdene være å søke sammenhengende skogsområder med flere forekomster av hotspotet hvor det samlede arealet er av en størrelsesorden egnet for vern etter naturvernloven.

Tabell 2. Verneområder som sikkert eller sannsynlig inneholder delområder med fattig boreo-nemoral regnskog.

Fylke	Kommune	Verneform	Områdenavn	Areal (daa)
Rogaland	Suldal	naturreservat	Kjølvikskorpa	489
Rogaland	Hjelmeland	naturreservat	Nordstølhei	4063
Rogaland	Forsand	naturreservat	Gitlandsåsen	7147
Rogaland	Lund	naturreservat	Tverrådalen	2500
Rogaland	Sandnes, Gjesdal	naturreservat	Foreknuten	1933
Rogaland	Gjesdal, Forsand	landskapsvernområde	Frafjordheiane	418600
Hordaland	Bømlo	naturreservat	Sagvatnet	6616
Hordaland	Bømlo	naturreservat	Skogafjellet	635
Hordaland	Fusa, Kvam	naturreservat	Yddal	20001
Hordaland	Bergen	naturreservat	Hisdalen	2756
Hordaland	Lindås	naturreservat	Heltveit-Bjørge	723
Sogn og Fjordane	Flora	naturreservat	Sandvikbotn	1900
Sogn og Fjordane	Flora	naturreservat	Brandatjørna	449
Sogn og Fjordane	Bremanger	landskapsvernområde	Vingen	5000
Møre og Romsdal	Skodje	naturreservat	Ørnakken	4221
Møre og Romsdal	Skodje	naturreservat	Skinstadreset	348
Møre og Romsdal	Skodje	naturreservat	Straumsdalen	149
Møre og Romsdal	Ørskog/Skodje	naturreservat	Liafjellet	1353
Møre og Romsdal	Aure	naturreservat	Hisåsen	2933

3.2 Kartlegging i ARKO

3.2.1 Metoder

Områder for kartlegging i ARKO ble valgt ut fra samlet kunnskap om tidligere kartlagte arealer av potensiell regnskog, men først og fremst ut fra utbredelseskart over habitatspesifikke arter for hotspotet (Artskart). Listen over habitatspesifikke arter bygger på prosjektdeltakernes tidligere felterfaring, særlig fra prøvekartleggingene i 2012 (Flynn & Gaarder 2012, Ihlen & Blom 2013). Innenfor definisjonsområdet for hotspotet (**Figur 2**) ble kommuner og områder med mangelfull kunnskap, men med stort potensial for forekomst av hotspotet identifisert.

Topografiske indikatorer på høy, relativt stabil luftfuktighet ble identifisert, knyttet til eksposisjon og helning (se **Boks 4** i kap. 6.2.1 for detaljer). For hver kommune/område ble arealer som tilfredsstiller de topografiske indikatorene tegnet inn på kart manuelt og så undersøkt i felt. Målsettingen med kartleggingen i ARKO er primært å fange opp de viktigste arealene for rødlistearter for de ulike hotspotene, og en slik målsetting ble også lagt til grunn for det endelige utvalget av områder og kartfestede arealer som ble feltundersøkt. Områdene som ble undersøkt i felt, ligger spredt med konsentrasjon i kjerneområdene i Hordaland i den vestlige delen av definisjonsområdet for hotspotet. Ingen sammenhengende områder er totalkartlagt, men i de vestlig og sydvestlige delene av Stordøya ble nesten alle områder som tilfredsstiller de topografiske indikatorene kartlagt. Kartleggingen i ARKO ble koordinert med flere samtidige kartleggingsprosjekter på oppdrag av Miljødirektoratet/Fylkesmannen i Hordaland hvor boreone-moral regnskog var blant hovedmålene, slik at en unngikk dobbeltkartlegging av samme områder. Utvelgelsen av arealer for kartlegging i disse prosjektene ble også gjort i samråd med ARKO. Resultatene av kartleggingen i ARKO og disse naturtypekartleggingene (Flynn m. fl.

2014, Gaarder m. fl. 2015, Ihlen 2014, 2015, Ihlen & Eilertsen 2014) har vært et felles kunnskapsløft hvor resultatene er sammenlignbare.

3.2.2 Resultater

I alt 59 lokaliteter ble feltundersøkt i ARKO, hvorav 56 ble utfigurert som fattig boreonemoral regnskog basert på forekomst av minst to diagnostiske arter for hotspotet (**Tabell 3**, se kap. 4.6 Artsfakta). Samlet undersøkt areal utgjorde ca. 1450 dekar, med en gjennomsnittsstørrelse på 26,4 dekar pr. lokalitet.

De aller fleste feltundersøkte områdene (potensielle hotspot-arealer) kunne helt eller delvis typifiseres som fattig boreonemoral regnskog basert på forekomst av habitatspesifikke arter. Dette bekrefter at de topografiske indikatorene på høy, stabil luftfuktighet er gode indikatorer på forekomst av hotspotet. De fleste utfigurerte områdene er små (< 50 daa), men med stor variasjon. Også antallet habitatspesifikke rødlistearter og totalt antall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter (se kap. 4.5) varierer betydelig mellom områder (**Tabell 3**, se også **Figur 11** i kap. 4.3.2 og **Vedlegg 1**).

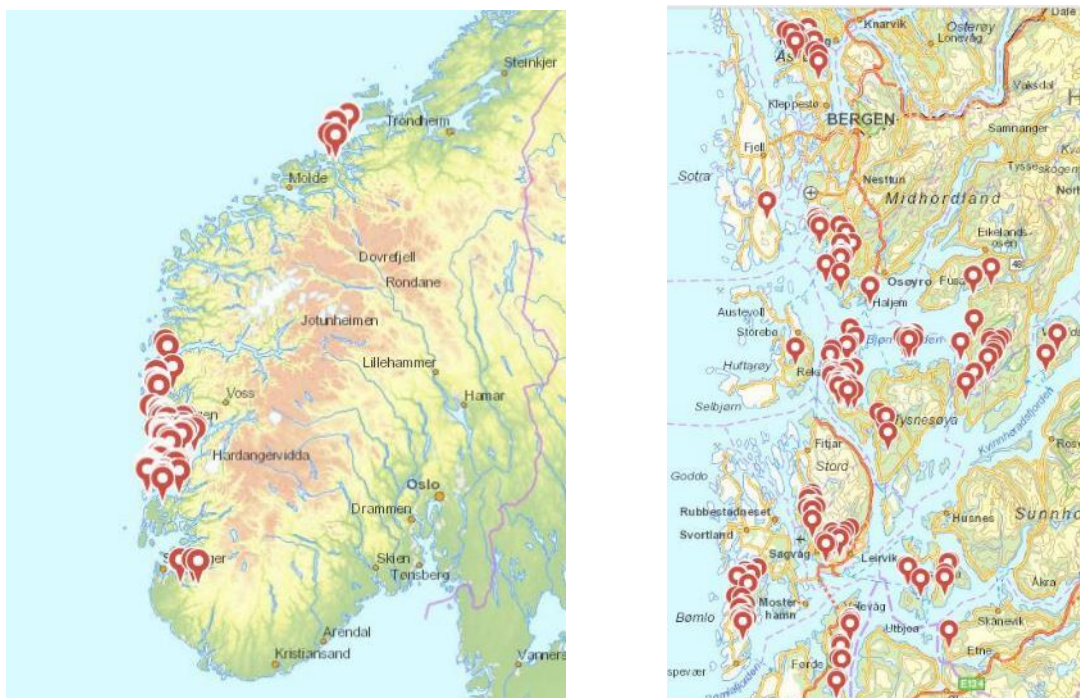
Tabell 3. Kartlagte områder (59) med utfigurerte arealer (56) for fattig boreonemoral regnskog registrert i ARKO-prosjektet, med samlet areal, gjennomsnittlig areal og gjennomsnittlig antall habitatspesifikke arter og habitatspesifikke rødlistearter (RL-arter) pr. figur. Totalen viser gjennomsnitt \pm standardavvik for figurareal og antall arter pr. figur.

Fylke	Kommune	Ant. figurer	Samlet areal (daa)	Snitt areal (daa)	Habitatspesifikke arter	Habitatspesifikke RL-arter
Hordaland	Austevoll	3	74,3	24,7	3,6	3,0
Hordaland	Fitjar	10	225,6	22,5	4,1	1,2
Hordaland	Fusa	2	59,6	29,8	11,0	3,5
Hordaland	Stord	21	370,1	17,6	4,6	2,3
Hordaland	Sveio	5	210,3	42,0	7,8	3,6
Hordaland	Tysnes	9	147,6	16,4	5,7	3,1
Rogaland	Tysvær	0 (3 lok.)	49,1	16,3	0,3	0
Sogn og Fjordane	Bremanger	2	104,6	52,3	4,0	1,0
Sogn og Fjordane	Gulen	2	194,3	147,1	4,0	2,5
Sogn og Fjordane	Solund	2	16,0	13,0	3,0	0,5
Totalt		56 (59 lok.)	1451,5	26,4 \pm 38,3	4,8 \pm 3,3	2,2 \pm 1,9

3.3 Status for registrerte lokaliteter av fattig boreonemoral regnskog i Naturbase november 2015

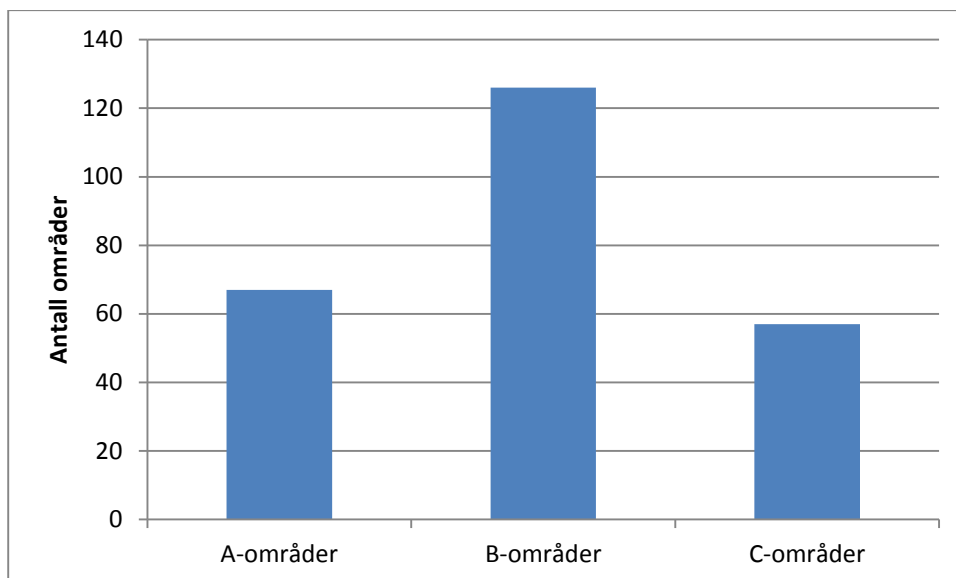
Utforminger av regnskog ble først lagt inn som egne undernaturtyper i Naturbase fra juli 2014 (http://www.miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/tema/arter_og_naturtyper/Koder_naturtyper_delnaturtyper030715.pdf) basert på faktaark utarbeidet av Geir Gaarder (upubl.). Hele 250 områder, inkludert ca. halvparten av områdene registrert i ARKO-prosjektet, er lagt inn i basen som fattig boreonemoral regnskog (kode F 2001) (**Figur 4**). De utgjør et samlet areal på 4662 daa med et gjennomsnitt på 19,2 daa pr. område. I alt 236 (94,3 %) av områdene er registrert i felt i perioden 2012–2014. Selv om en god del områder ennå ikke er lagt inn i basen, gir Naturbase en ganske god oversikt over resultatene fra de mange kartleggingsprosjektene med fokus på livsmiljøer for regnskogstilknyttede arter i perioden 2009–2015. I alt 26,8 % av områdene er klassifisert som nasjonal viktige (**Figur 5**), og vi antar at flertallet av de viktigste områdene for

hotspotet nå er kartlagt. Områdene som ligger inne i basen som fattig boreonemoral regnskog, viser sterk konsentrasjon i Hordaland (**Figur 4**). (En del viktige områder med fattig boreonemoral regnskog, særlig i Rogaland og Sogn og Fjordane, finnes i Naturbase under andre naturtypenavn.) Kartbildet over kjerneområdene i dette fylket viser at hotspotet forekommer hyppig i skoglandskapet. Hotspotet er ingen sjelden naturtype, men utgjør en liten andel av det totale skogarealet fordi de enkelte lokalitetene er små (se **Tabell 3**, **Figur 6**, Flynn & Gaarder 2012, Ihlen & Blom 2013).



Figur 4. Områder kartlagt som fattig boreonemoral regnskog (kode F 2001) i Naturbase, november 2015, i Norge og i kjerneområdene i Midt- og Sunnhordaland.

Kunnskapen om forekomst av fattig boreonemoral regnskog som er tilgjengelig for forvaltningen, er endret fra å være sterkt fragmentarisk og mangelfull til å være ganske god i løpet av de siste 5–6 årene. Spesielt innenfor de viktigste kommunene for hotspotet har kartleggingen vært omfattende, men fortsatt må flere viktige områder forventes her. For de klimatisk suboptimale områdene for hotspotet, særlig i øst nær grensen for definisjonsområdet, er kunnskapen om hyppighet av fattig boreonemoral regnskog og forekomst av enkeltarter knyttet til hotspotet mangelfull. Dette gjør det vanskelig å predikere i hvilken grad hotspotet er realisert i områder valgt ut ved hjelp av topografiske indikatorer (potensiell boreonemoral regnskog) i disse områdene. Et prosjekt med kartlegging av regnskog i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal ble gjennomført i regi av Miljødirektoratet i 2015 og blir rapportert og tilgjengelig i Naturbase i 2016. Sammen med enkelte andre nye kartlegginger som ennå ikke er innlagt, vil dette medføre et noe endret kart i forhold til **Figur 4**.



Figur 5. Områder (250) kartlagt som naturtype fattig boreonemoral regnskog (F 2001) i Naturbase, pr. 2 desember 2015, fordelt etter Miljødirektoratets klasser for verdsetting basert på et forslag av Gaarder m. fl. (2013) for denne naturtypen.



Figur 6. Parti i fattig boreonemoral regnskog dominert av rogn. Kvernvatnet i Askøy kommune, Hordaland. Foto: Kirstin Maria Flynn.

4 Arter tilknyttet hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog

4.1 Eksisterende kunnskap

Det artsrike oseaniske elementet av moser og lav i Norge har lenge vært kjent (se Jørgensen 1934, Degelius 1935, Størmer 1969, Jørgensen 1996). De fleste publikasjonene om artene i dette elementet har primært tatt opp biogeografiske problemstillinger, mens lite har vært skrevet om viktige habitater og areal typer for artene, og ingen undersøkelser av klumping av artene på mindre arealskalaer er publisert. På 1970-80-tallet ble to lokaliteter flittig benyttet som ekskursjonsmål av miljøet ved Botanisk institutt, UiB for å demonstrere oseaniske moser og særlig lav: Bjønnbåsen i Høle, Rogaland og Bjørnen i Os, Hordaland. Begge lokalitetene regnes i dag som typiske boreonemorale regnskoger.

Et økt fokus på lav knyttet til slike regnskogsmiljøer startet i 1979 da kystskriftlav (*Graphis elegans*) ble funnet for første gang i Norge. Blom (upubl.) gjorde undersøkelser på 1980-tallet i Os og Bergen kommuner motivert og basert på antakelsen at mange oseaniske arter var knyttet til beskyttede steder med høy stabil luftfuktighet. Potensielle lokaliteter for slike miljøer ble plukket ut fra kart ved hjelp av topografiske indikatorer for høy luftfuktighet og så undersøkt i felt, en metodikk som i prinsipp er den samme som er benyttet for å plukke ut lokaliteter for registreringene i ARKO. Feltarbeidet ga godt treff på forekomst av oseaniske arter.

I 1991 ble lokaliteter påfallende rike på oseaniske lav og mosearter knyttet til regnskogsmiljø påvist på Svanøy i Flora kommune, Sogn og Fjordane (Blom upubl.). Dette justerte oppfatningen av at elementet av regnskogstilknyttede lavarter var sterkt sydlig og begrenset til kystområder i Rogaland og søndre og midtre deler av Hordaland. Kartlegging i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal tidlig på 2000-tallet styrket denne antakelsen (Gaarder 2004). Fra 2009 har en rekke ulike kartleggingsprosjekter hatt fokus på boreonemoral regnskog som naturtype, og kunnskapen om regnskogsartene og deres livsmiljø, utbredelse og relative sjeldenhet har økt betydelig (se kap. 1). Den første viktige undersøkelsen i denne perioden var supplerende kartlegging av naturtyper i Rogaland (Gaarder m. fl. 2010).

Rødlistevurdering av habitatspesifikke arter for hotspot fattig boreonemoral regnskog ble først virkelig aktuell med Rødlisten 2006 (Kålås m. fl. 2006) da skorpelav for første gang ble inkludert i vurderingene. Blom (2008) vurderte elleve rødlistede lavarter og to mosearter på denne listen som habitatspesifikke for hotspotet (som vintermild kystfuruskog). I gjennomgangen av Rødlisten 2010 for ARKO-prosjektet (Sverdrup-Thygeson m. fl. 2011a) ble det påpekt at hotspotet (som vintermild kystfuruskog) vanskelig lar seg søke fram i rødlistebasens naturtypeinformasjon, og vurdering av tilhørighet til hotspotet blant rødlisteartene ble gjort manuelt. Ca. 30 rødlistede moser, lav og karplanter (CR 2, EN 11, VU 8, NT 10) ble vurdert å forekomme i hotspotet, men ingen sopp eller insekter kunne med stor nok sikkerhet knyttes til habitatet. Disse to organismegruppene, med unntak av soppmygg, ble ansett som mindre viktige i hotspotet, men kunnskapen er mangelfull.

I alt 21 lavarter (CR 1, EN 8, VU 7, NT 5) forekommer i hotspotet, hvorav elleve ble vurdert som strengt knyttet til habitatet. Av moser ble seks arter (CR 1, EN 2, VU 1, NT 2) ansett å ha viktige forekomster i habitatet. Mange norske ansvarsarter og mange arter i høye rødlistekategorier understreker betydningen av hotspotet, selv om antallet rødlistearter totalt er lavt sammenlignet med andre hotspot-habitater. Rapporten påpekte at flere av rødlisteartene også forekommer i lauvdominert boreonemoral regnskog og at furu- og lauvdominerte regnskoger kan gli over i hverandre. «Det er stor sannsynlighet for at flere hyperoseaniske lavarter nye for Norge vil bli oppdaget ved kartlegging av habitatet ut fra kunnskap om dette biogeografiske elementet i Storbritannia» (Sverdrup-Thygeson m. fl. 2011a, s. 57).

4.2 Økologiske grupper av arter i fattig boreonemoral regnskog

Artene som forekommer i hotspot-habitatet, kan typifiseres etter hvilken diagnostisk verdi de har, jf. nomenklatur brukt i NiN 2.0 (**Boks 2**).

Boks 2. Typifisering av arter

- **Mengdeart:** art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel i enkeltobservasjonsenheter i et utvalg som er større enn 1/8 (beregnet for delutvalg av observasjonsenheter der arten forekommer)
- **Konstant (art):** art som forekommer i minst 80 % av observasjonsenheter i et utvalg
- **Tyngdepunktart:** art med større artsmengde (konstans og/eller gjennomsnittlig dekning og/eller biomasseandel) i en naturtype eller gruppe av naturtyper på et eller annet generaliseringsnivå (hovedtypegruppe, hovedtype eller grunntype) som er klart større enn i andre naturtyper eller grupper av naturtyper
- **Kjennetegnende art:** tyngdepunktart som utelukkende eller nesten utelukkende forekommer i en naturtype eller gruppe av naturtyper på et eller annet generaliseringsnivå (hovedtypegruppe, hovedtype eller grunntype)
- **Skilleart (differensialart):** art med klart større artsmengde i en naturtype eller gruppe av naturtyper enn i en annen naturtype eller gruppe av naturtyper (Skilleart i rapporten brukes om arter som har tyngdepunkt i en annen naturtype/livsmiljø enn fattig boreonemoral regnskog)

De kjennetegnende artene og tyngdepunktartene for hotspotet fordeler seg på grupper knyttet til ulike livsmedier og habitater, og mange av dem opptrer hyppig sammen og danner samfunn (se også kap. 4.6 Artsfakta). De viktigste gruppene er:

Glattbarkslav – *skriftlavsamfunnet* (Graphidion).

Dette er den artsrikste gruppen. Artene vokser primært på lauvtrærne bjørk, rogn, kristtorn og hassel, men flere kan forekomme på unge trær av eik og ask. Innenfor gruppen preferer trolig flere arter hassel som har næringsrikere bark enn de andre viktigste treslagene; særlig arter i slekten *Arthonia* – flekklav. Britene (www.britishtichensociety.org.uk/about-lichens/lichen-communities/graphidion) beskriver en hyperoseanisk utforming av skriftlavsamfunnene, *Pyrenula laevigata* – *Pyrenula occidentalis* community, som er særlig rik på habitatspesifikke arter for fattig boreonemoral regnskog hos oss. Av åtte arter som nevnes som strengt knyttet til samfunnet, er sju funnet i Norge, og dessuten er fem andre spesialister med mer begrenset utbredelse i Storbritannia også funnet hos oss. Dvergperlemose (*Microlejeunea ulicina*) er den eneste viktige habitatspesifikke mosearten. Flere av lavartene i skriftlavsamfunnet kan kolonisere helt unge kvister og greiner, noe som tyder på at de har god etableringsevne (**Figur 7**). Noen av dem er parasitter på andre lavararter. De fleste lavene i samfunnet forekommer regelmessig med fruktlegemer og spres primært med seksuelt dannede sporer.

Dette er gruppen som har hatt sterkest fokus under feltarbeidet i ARKO. Det geografiske tyngdepunktet for gruppen er i kjerneområdene nær kysten i Hordaland.

Grov næringsfattig bark – furu.

Lavsamfunnene på furu er fattige på diagnostiske arter for hotspotet. De viktigste er tyngdepunktartene i kyststrygruppen: ringstry (*Usnea flammea* NT), hornstry (*U. cornuta* NT) og kyststry (*U. fragilescens* VU). Skorpelavslakten *Micarea* har mange arter knyttet til furu i kystfuruskog. De fleste av dem vokser nær basis av stammene der barken er svært porøs og ofte gjennomfuktet. Tyngdepunktarten *Micarea alabastrites* vokser derimot oftest midt på stammen, ofte sammen med strylav. Mange av artene i denne slekten er små og vanskelige å bestemme i felt, og kunnskapen om deres utbredelse og habitatpreferanser er fremdeles mangelfull, men flere av

dem er viktige i fattig boreonemoral regnskog. Flere kjennetegnende moser for hotspotet kan opptre på furu, de viktigste er dvergperlemose (*Lejeunea ulicina*) og småhinnemose (*Plagiochila punctata*).



Figur 7. Kystskriftlav (*Graphis elegans* VU) på rogn. En av flere kjennetegnende arter for boreonemoral regnskog som kan kolonisere unge trær. Foto: Kirstin Maria Flynn.

Arter på bergvegger og knauser av næringsfattig silikatberg

De vanligste kjennetegnende artene og tyngdepunktartene er hinnebregne (*Hymenophyllum peltatum*), småhinnemose (*Plagiochila punctata*) og kystkorallav (*Bunodophoron melanocarpum* NT), hvor alle tre artene kan opptre som dominanter. Mengdearten kysttvebladmose (*Scapania gracilis*) er nesten alltid til stede. I områder med høy årsnedbør, hyppigst i nedbørsmaksimumssonen ca. 50 km inn fra kysten i Rogaland og Hordaland, og nærmere kysten fra Sognefjorden og nordover, kommer en rekke levermoser i tillegg. De vokser på fuktige til våte knauser og større blokker, ofte i kløfter. Kjennetegnende arter er rugledraugmose (*Anastrophyllum assimile*), taglmose (*Sphenolobopsis pearsonii*), purpurmose (*Pleurozia purpurea*), kløftgrimemose (*Herbertus aduncus* NT), horngrimemose (*Herbertus noreus* VU) og fossegrimemose (*Herbertus stramineus* VU). Dette er sjeldne arter, og det er uvanlig å finne flere enn to av dem på samme lokalitet. Typisk opptre de sammen med arter fra oseanisk fuktig fjellhei og boreal regnskog med furu, som prakttvebladmose (*Scapania ornithopodioides*) og grannkrek (*Lepidozia paersonii*). De fleste steinboende habitatspesifikke levermosene i fattig boreonemoral regnskog spres nesten utelukkende vegetativt ved fragmentering eller ved blad som faller av, og er gode eksempler på arter med dårlig spredningsevne.

Arter på sterkt skyggefulle bergvegger av middels kalkrikt berg – mikrolevermosesamfunnet

Dette samfunnet opptre flekkvis på mer eller mindre loddrette og fuktige, men ikke våte bergveggflater, ofte mellom partier dominert av store bladmoser som krusfellmose (*Neckera crispa*). Samfunnet karakteriseres av små oseaniske levermoser som klovemose (*Harpalejeunea molleri* DD), kløfthinnemose (*Plagiochila exigua* NT), kystblæremose (*Frullania jackii*), kystperlemose (*Lejeunea patens*), kystflatmose (*Radula aequiloba*), (*Colura calyptrifolia*) og goldmose (*Leptoscyphus cuneifolius* CR). Mange av artene er sjeldne i Norge, og samfunnet er best utviklet litt inn fra kysten i områder med næringsrike bergarter. Artene formeres enten ved hjelp av seksuelt produserte sporer eller små spesialiserte vegetative diasporer – grokorn.

De rikeste kjente forekomstene av mikrolevermosesamfunnet finnes i Fusa kommune i Hordaland og i Ryfylke, Rogaland.

4.3 Kartlegging i ARKO

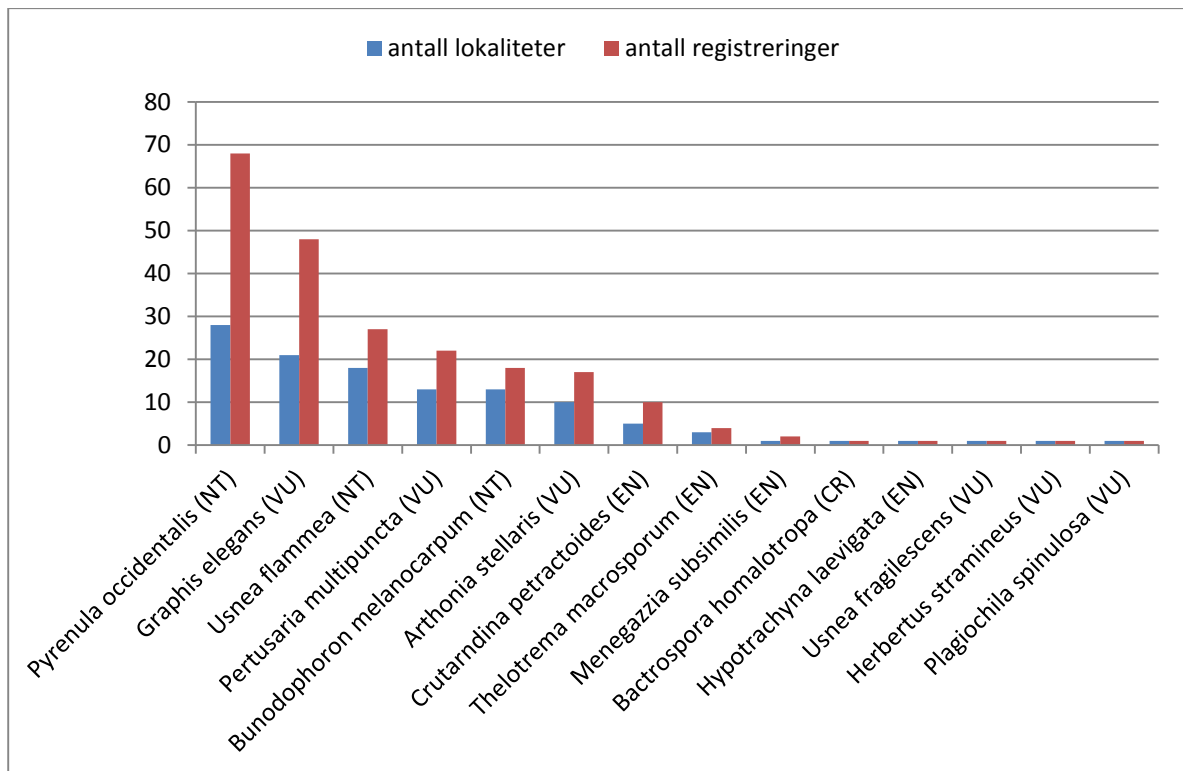
Rødlistearter og habitatspesifikke arter for hotspotet ble søkt etter på alle relevante substrater innen lokalitetene. Artsfunn ble registrert ved håndholdt GPS i felt, og innsamlinger ble gjort både som representative belegg av kjente arter og som belegg av ukjente arter og arter som er vanskelige å bestemme i felt. Hver art ble forsøkt registrert på alle treslag den forekom, men alle forekomstene på hver lokalitet ble ikke registrert, så funndataene gir ikke nødvendigvis et godt estimat av hver arts populasjonsstørrelse på lokaliteten. Data ble først lagret hos den enkelte inventør, og så samlet og publisert i Artskart. Beleggene er deponert ved universitetsherbariene i Trondheim (moser, lav), Bergen (lav) og Oslo (lav), og publisert i Artskart av disse institusjonene. Publikasjon av observasjoner er gjort av observatørene via ulike web-servere som samles i Artskart-portalen (Artsobservasjoner, BAB-serveren hos Biofokus, GBIF-serveren ved Naturhistorisk museum, Oslo).

4.3.1 Artsfunn

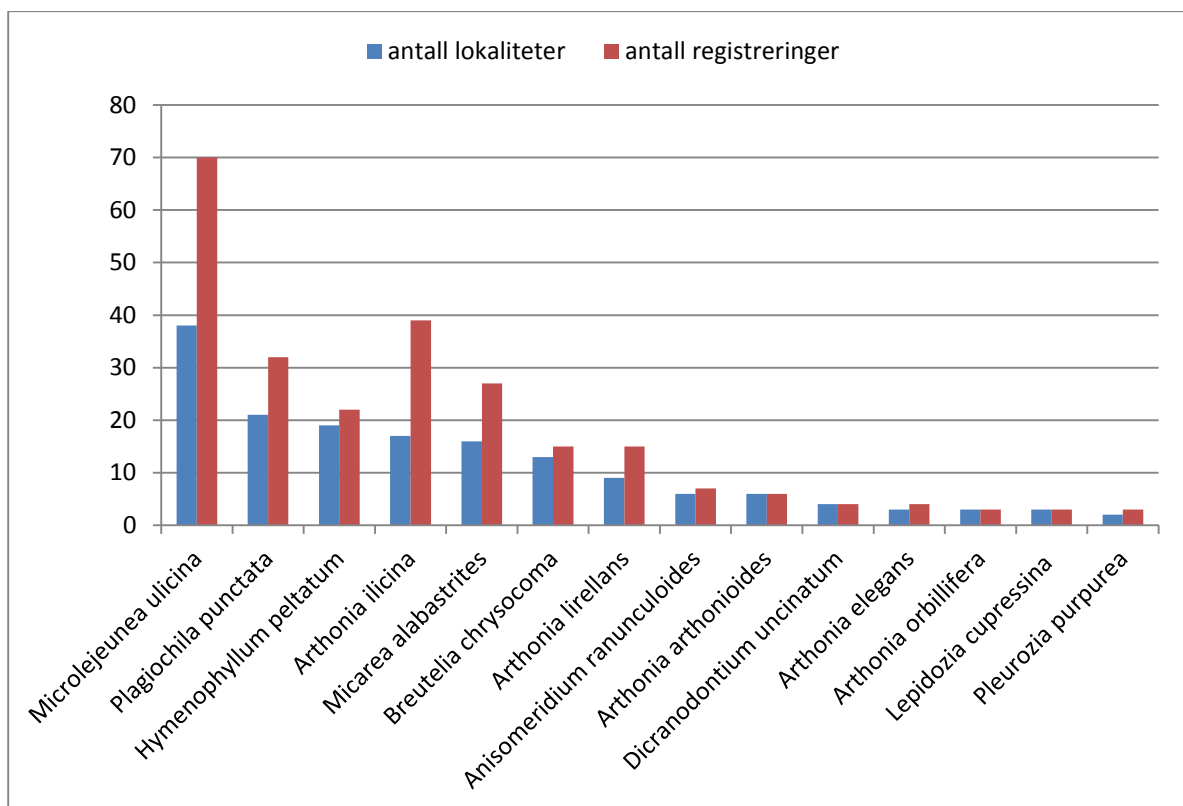
I alt 14 av 22 habitatspesifikke rødlistearter og 21 av i alt 32 andre kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for hotspotet (se kap. 4.6 Artsfakta) ble registrert under ARKO-prosjektet (**Figur 8** og **Figur 9**). (Kystperlemose (*Lejeunea patens*) ble funnet, men ikke systematisk registrert på hver lokalitet under feltarbeidet.) Dvergperlemose (*Lejeunea ulicina*) var den eneste arten som forekom i mer enn 50 % av lokalitetene, og resultatet viser en vanlig frekvensfordeling med få vanlige og mange sjeldne arter (**Figur 8**). De to hyppigste rødlisteartene, gul pærelav (*Pyrenula occidentalis*) (**Figur 10**) og kystskriftlav (*Graphis elegans*) er lett gjenkjennelige arter som ofte forekommer på samme lokaliteter, og de er derfor blant de beste artsindikatorene på fattig boreonemoral regnskog. Gul pærelav finnes over hele Vestlandet, mens kystskriftlav er særlig med nordgrense på Svanøy i Flora, Sogn og Fjordane, og med et klart tyngdepunkt i Sunnhordaland (se kap. 4.6 Artsfakta).

Nye arter for Norge

Seks lavararter (*Antennularia lichenisata*, *Arthonia graphidicola*, *Arthopyrenia carneobrunneola*, *Arthonia macounii*, *Melaspilea lentiginosula* og *Rhaphidocyrtis trichosporella*) og to mosearter (*Oxystegus hibernicus* og *Ulotrichum calvescens*, se Ihlen & Blom (2013)) ble funnet som nye for Norge under feltarbeidet i ARKO-prosjektet. Bortsett fra *R. trichosporella* er alle også nye for Norden. I alle fall fire, men trolig seks av disse artene er habitatspesifikke for fattig boreonemoral regnskog basert på kunnskap om dem fra Storbritannia (www.britishtichensociety.org.uk/about-lichens/lichen-communities/graphidion). Fire av lavartene ble funnet under workshopen om oseaniske glattbarkslav arrangert av ARKO-prosjektet og Fylkesmannen i Hordaland og ledet av laveksperter Brian Coppins fra Storbritannia. Dette viser betydningen av å få inn eksperter utenfra hvis en skal oppdage nye arter en selv ikke kjenner fra felten.



Figur 8. Rødlistede kjennetegnende arter og tyngdepunktarter (Rødliste 2010 med rødlistekategori) registrert i ARKO (59 lokaliteter).



Figur 9. Ikke-rødlistede kjennetegnende arter og tyngdepunktarter registrert i flere enn én av 59 ARKO-lokaliteter.



Figur 10. Gul pærelav (*Pyrenula occidentalis* NT) på rognekvist. Foto: Kirstin Maria Flynn.

Andre rødlistede lav- og mosearter

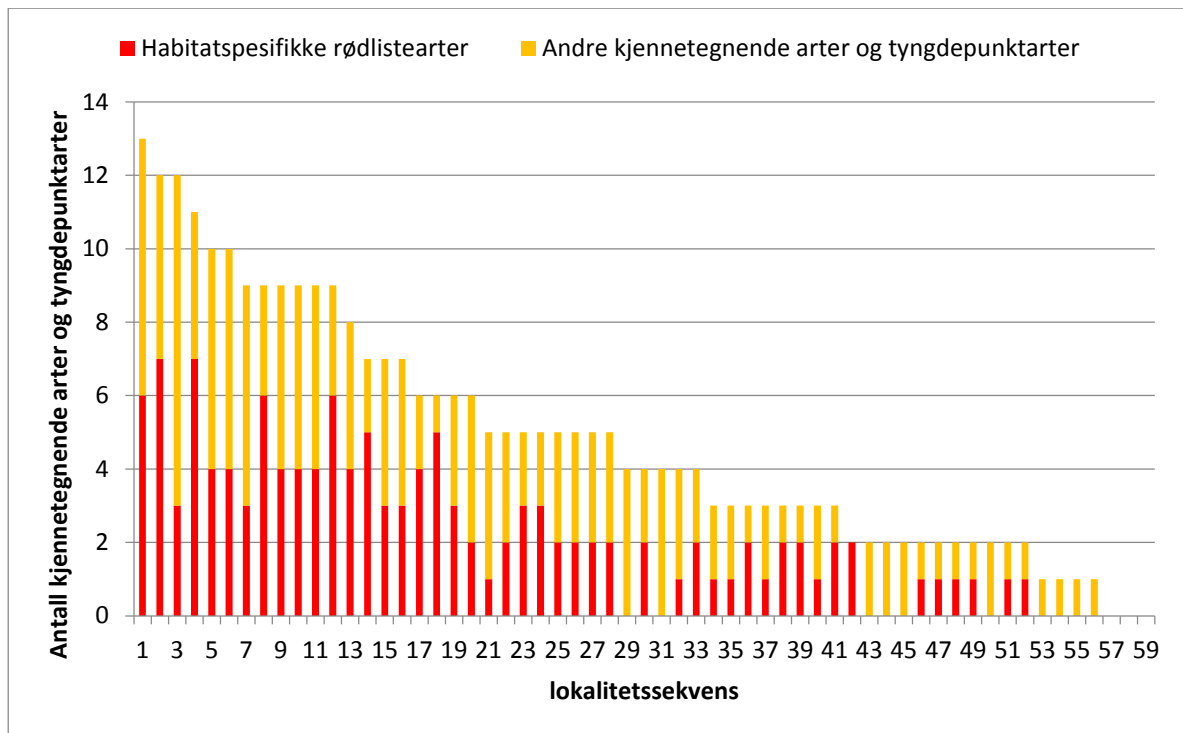
Ni rødlistede lavararter, men ingen rødlistede mosearter, med tyngdepunkt i andre livsmiljøer enn fattig boreonemoral regnskog ble registrert under ARKO-prosjektet. Den hyppigste var skorpelaven *Pachyphiale carneola* (VU) som ble funnet på hassel på seks lokaliteter. Noen arter i lungeneversamfunnet som karakteriserer rik boreonemoral regnskog, ble funnet sparsomt på edafisk rikere partier innenfor figurer med fattig boreonemoral regnskog: kystblåfiltlav (*Pectenaria atlantica* VU, 3 lok.), kranshinnelev (*Leptogium burgessii* VU, 1 lok.), prakthinnelev (*Leptogium cochleatum* EN, 2 lok.) og randprikklev (*Pseudocyphellaria intricata* EN, 1 lok.).

Innspill til arbeidet med rødliste 2015

Medarbeiderne i ARKO-prosjektet har gjennom en rekke kartleggingsprosjekter i perioden etter publiseringen av Rødlisten for arter 2010 akkumulert mye ny kunnskap om mose- og lavararter knyttet til fattig boreonemoral regnskog, både rødlistede arter og andre. Kunnskap om enkeltfunn, funnfrekvens, habitat og trusler for de enkelte artene ble formidlet til ekspertkomiteene for lav og moser under arbeidet med Rødlisten 2015. Vi fant det særlig viktig å bidra med kunnskap om lavararter som ikke ble vurdert for Rødlisten 2010 (kategori NE). Endringer i rødlistekategori fra 2010 til 2015 for de diagnostiske artene for hotspotet finnes under hver art i kap. 4.6 Artsfakta.

4.3.2 Mangfold av arter – arter og areal

Antall habitatspesifikke rødlistearter varierte mellom 0 og 7 arter pr. område med et gjennomsnitt på 2,18, mens antallet av andre kjennetegnende arter og tyngdepunktarter varierte fra 0 til 9 arter med et gjennomsnitt på 2,64 arter pr. område (**Figur 11**). Den store variasjonen mellom lokaliteter kan skyldes mange forhold som variasjon i topografi, lokalklima, geografisk beliggenhet innenfor definisjonsområdet, skogshistorikk eller tilfeldigheter. Vi har ikke gode nok data for å analysere dette inngående, men skal peke på to viktige faktorer: lokalitetenes størrelse og treslagssammensetning.



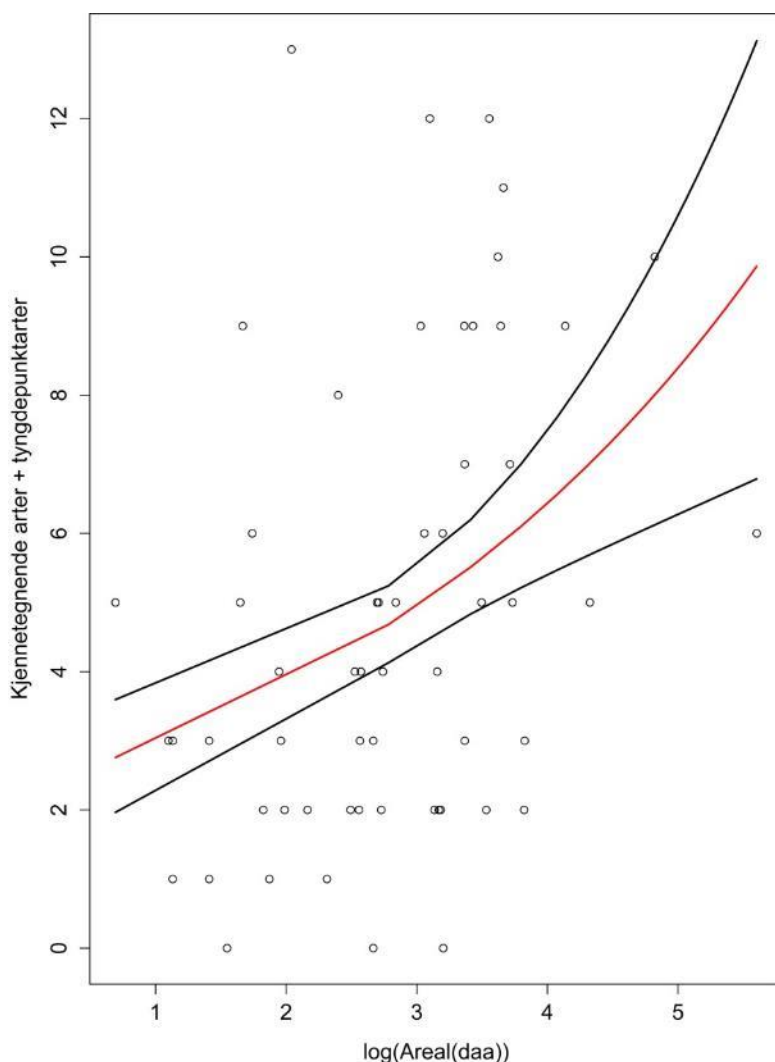
Figur 11. Variasjon i totalt antall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for fattig boreonemoral regnskog mellom lokaliteter undersøkt i ARKO.

Lokalitetsstørrelse

Lokalitetens areal var en viktig forklaringsvariabel for artsrikhet (**Figur 12**), og antallet arter viste en signifikant økning med 1,30 når $\log(\text{areal})$ økte med én enhet (konfidensintervall 0,1397–0,3778). Større lokaliteter er altså rikere på habitatspesifikke arter enn små lokaliteter, som forventet etter art-areal forholdet (se Rosenzweig 1995). Uten data om samlet habitatareal (barkareal av viktige treslag) på lokalitetene er det ikke mulig å avgjøre om i hvilken grad dette resultatet skyldes en (forventet) positiv sammenheng mellom habitatareal og geografisk areal eller økt habitatdiversitet med økende areal (økt sannsynlighet for forekomst av ulike gunstige treslag og gunstige geografiske posisjoner for enkelttrær eller grupper av trær, for eksempel med hensyn til lysforhold).

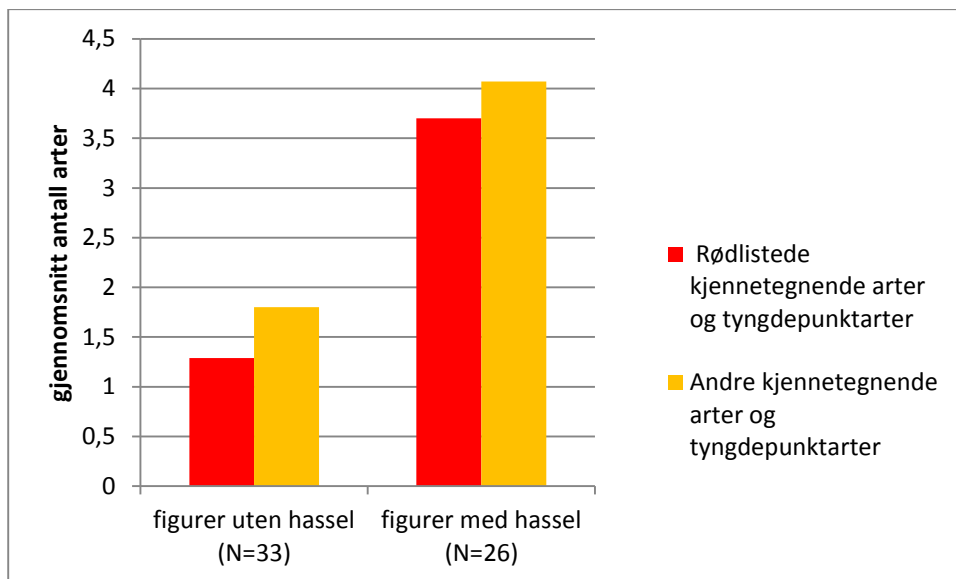
Treslagssammensetning – betydningen av hassel

Felterfaring fra registreringene i ARKO og andre kartleggingsprosjekter har vist at rogn og hassel (se **Figur 14** og **Figur 15**) er de viktigste treslagene for de habitatspesifikke treboende artene i fattig boreonemoral regnskog, ikke minst sett i relasjon til det beskjedne habitatarealet de utgjør sammenlignet med dominanter som bjørk og furu. Rogn ble registrert på alle lokaliteter i ARKO, mens hassel fantes i litt under halvparten. I mangel på kvantitative data om treslagene for hvert polygon testet vi sammenhengen mellom *forekomst* av hassel og artsrikdom av kjennetegnede arter og tyngdepunktarter (Bayesian Inference Poisson korrigert for areal, **Figur 13**). Testen viser signifikant høyere artsrikdom for områder med hassel både for habitatspesifikke rødlistearter (2,86 ganger så mange arter pr. arealenhet) og for andre kjennetegnende arter (2,25 ganger så mange arter pr. arealenhet).



Figur 12. Forholdet mellom artsrikhet av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter og areal av 59 områder registrert i ARKO-prosjektet. Bayesiansk statistikk med Poisson likelihood og flat prior. De svarte kurvene viser 95% konfidensintervall.

Hassel er et svært viktig habitat for oseaniske glattbarksarter (Coppins & Coppins 2012), og noen av de habitatspesifikke artene har trolig preferanser for treslaget (se **Tabell 4** og kap. 4.6 Artsfakta), men hassel er også en indikator på edafisk rikhet. En god test på om det er treslaget i seg selv eller markforholdene (rikhet) som gir denne markante forskjellen i artsrikhet, kunne være å undersøke om artsdiversiteten *på rogn* er høyere på lokaliteter *med hassel*. Uten data om barkareal eller antall trær av de to treslagene og artsregistreringer pr. tre, er det imidlertid ikke mulig å utføre en holdbar test. En annen mulighet er å legge inn data om markforholdene, f. eks. bonitet, og teste om i hvilken grad bonitet og forekomst av hassel forklarer forskjellene i observert artsrikhet mellom lokalitetene. Typisk har imidlertid mange av de undersøkte lokalitetene en gradient i produksjonsforhold korrelert med jordsmonnsdybde: fra høy bonitet i bunnen av skråningen eller under brattkant til lav bonitet eller impediment nær toppen av åsen. Dette gjør det vanskelig å enkelt angi ett bonitetstall for hver lokalitet, og fordelingen av treslagene langs denne gradienten vil også spille en viktig rolle. Mest trolig er forskjellene en kombinert effekt av forekomst av treslaget hassel *som substrat* og rikhet. Uansett er hassel en god indikator på lokaliteter rike på habitatspesifikke arter i fattig boreonemoral regnskog, og resultatene understreker betydningen av å registrere dette treslaget i en overvåkingsserie.

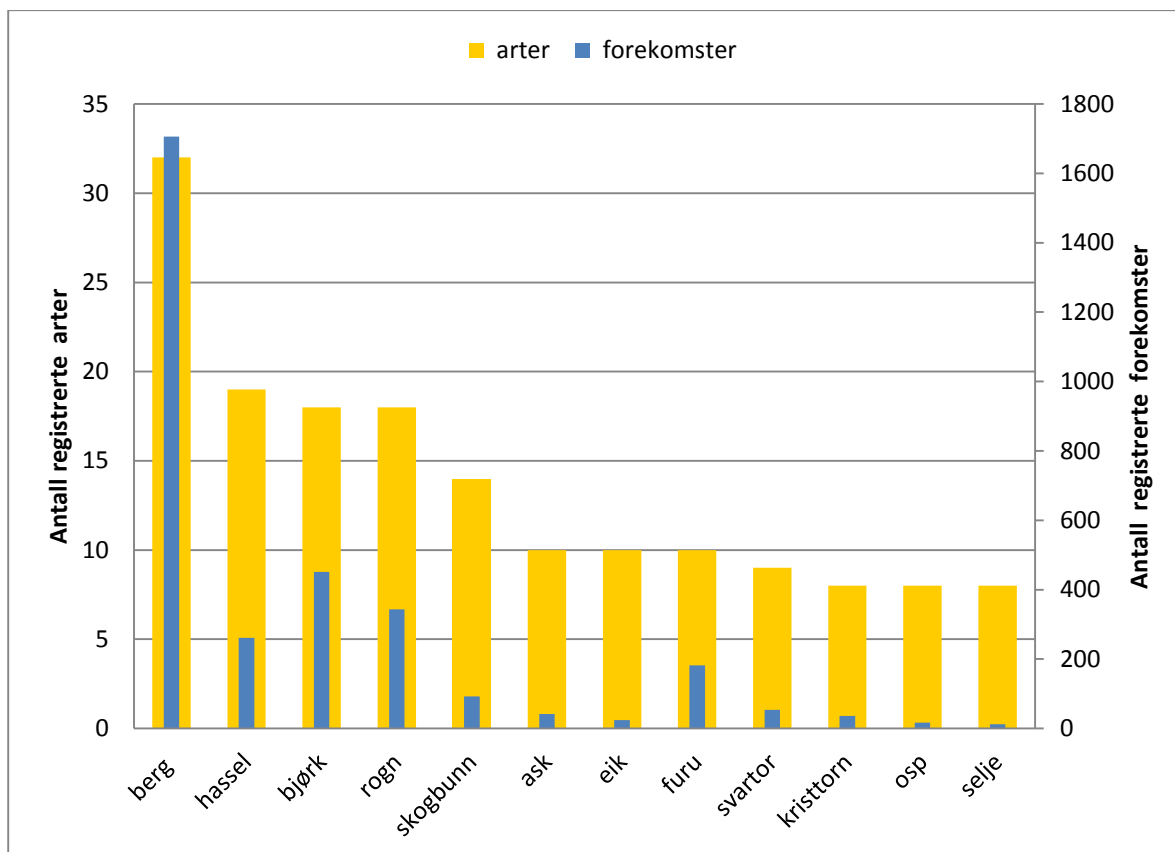


Figur 13. Gjennomsnitt antall arter for områder registrert i ARKO-prosjektet med og uten hassel korrigert for areal av områdene

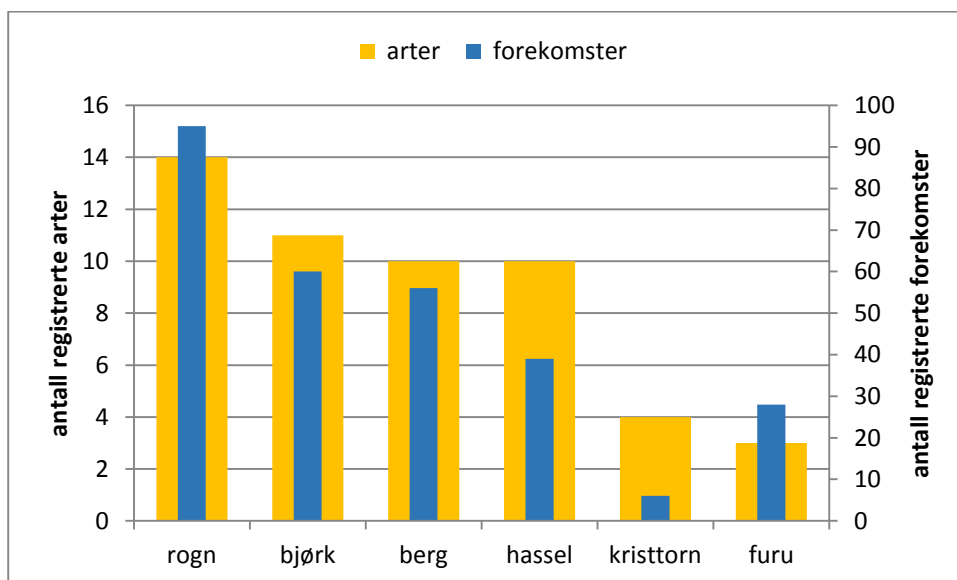
4.4 Fordeling av arter på livsmedier

Fordelingen av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter på ulike livsmedier er viktig kunnskap for å få en god forståelse av fattig boreonemoral regnskog som livsmiljø. Alle treslag er ikke like viktige for artene. Slik kunnskap kan benyttes i framtidig registrering og forvaltning av dette livsmiljøet og gir muligheter for prioriteringer av substrater som skal inngå i en overvåking av hotspotet. Data om substrater fra Artskart pr. september 2015 ble lastet ned fra feltene 'Okologi', 'Habitat' og 'Substrat' samt noe informasjon fra 'Lokalitet'-feltet i databasen, for i alt 5 880 artsregistreringsposter (Artsdatabanken 2015). Dette ble gjort ved kombinerte søk etter tekststrenger etterfulgt av manuell kontrollsjekk. Fremstillinger av dataene fra Artskart (som inkluderer registreringer i ARKO-prosjektet) ble så sammenlignet med resultatene fra ARKO-prosjektet som til forskjell fra databasen har substratangivelser fra arealbestemte områder samlet inn under en kort tidsperiode og hvor hver art er angitt fra alle substrater på hver lokalitet.

Registreringer av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter i Artskart (**Figur 14**) og i ARKO-prosjektet (**Figur 15**) viser stort sett de samme viktige livsmedier: berg og glattbarkstreslagene hassel, rogn og bjørk. At berg har desidert flest registrerte forekomster i Artskart, skyldes godt samlede arter som hinnebregne og flere relativt vanlige mosearter. Furu har få registrerte arter, men relativt mange registrerte forekomster i begge datasettene.

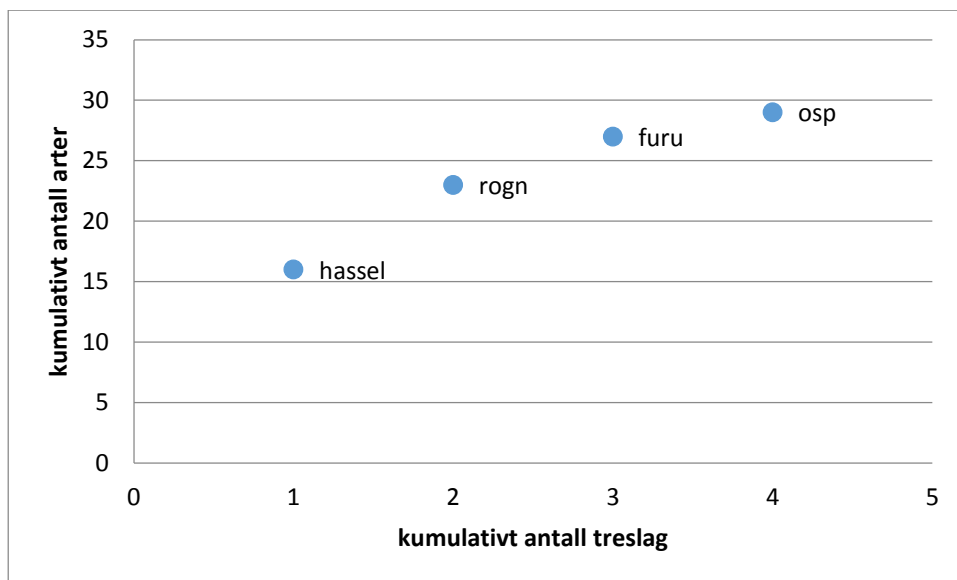


Figur 14. Fordeling av alle kjennetegnende arter og tyngdepunktarter totalt på viktigste livsmedier (fra Artskart, september 2015). Mange av artene er registrert på flere substrater slik at summen av antall arter samlet er høyere enn totalt antall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter.

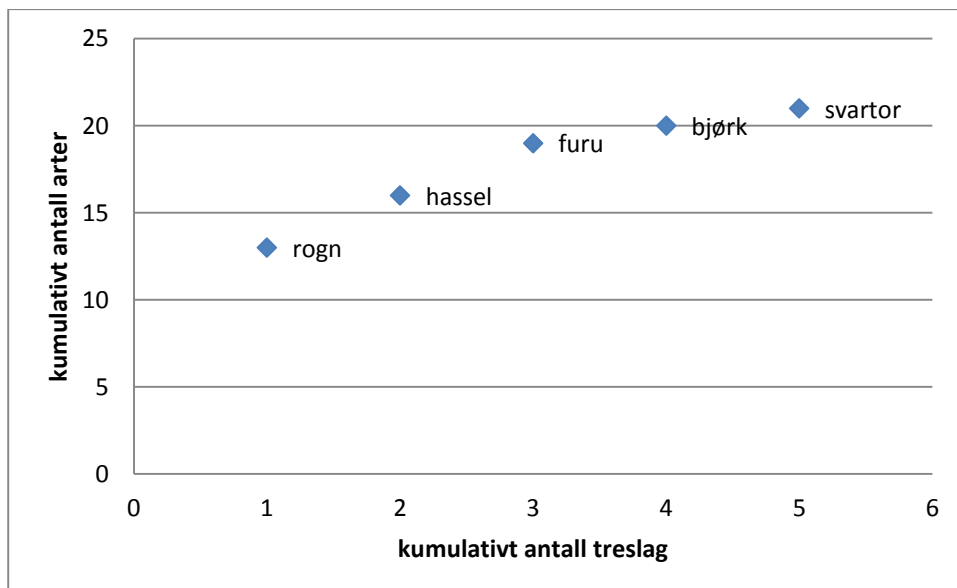


Figur 15. Fordeling av alle kjennetegnende arter og tyngdepunktarter registrert på viktigste livsmedier, ARKO-prosjektet (59 lokaliteter). Mange av artene er registrert på flere substrater slik at summen av antall arter samlet er høyere enn totalt antall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter.

Fire treslag er nok for å dekke opp alle kjennetegnende arter og tyngdepunktarterne registrert i Artskart med færrest mulige treslag (komplementær utvalgelse), men kun 51 % av det totale antall registreringer dekkes opp av disse treslagene (**Figur 16**). Hassel, rogn og furu er også de viktigste treslagene for komplementær utvalgelse av treslag i registreringene fra ARKO-prosjektet (**Figur 17**). Her dekker de fem treslagene opp 90 % av registreringene. Selv om bjørk ikke rangerer blant de tre viktigste treslagene ved komplementær utvalgelse, utgjør registreringer på treslaget en betydelig andel av det totale antallet registreringer. Legger vi til bjørk til de fire viktigste treslagene, øker andelen registreringer fanget opp i Artskart fra 51 til 78 %.



Figur 16. Kumulativt antall treboende kjennetegnende arter og tyngdepunktarter fra Artskarts database, september 2015.



Figur 17. Kumulativt antall treboende kjennetegnende arter og tyngdepunktarter på treslag, fra ARKO-prosjektet (svartor er ikke blant de viktigste treslagene for antall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter (Figur 15), men én art ble bare registrert på dette treslaget som derfor må inkluderes her)

Registreringene av de enkelte habitatspesifikke artene er ikke jevnt fordelt på treslag (**Tabell 4**). Studerer vi registreringene i Artskart med hensyn på enkeltarter, framkommer en klar gradient i sekvensen hassel-rogn-bjørk-furu. Denne sekvensen kan tolkes som en gradient i barkegenskaper hos treslagene: fra glatt næringsrik bark til grov næringsfattig bark. Det er interessant å merke seg at de habitatspesifikke artene som også er registrert hyppig på berg, har klart flere registreringer på bjørk og furu enn treslagene med næringsrikere bark. En skal være svært forsiktig i tolkningen av registreringene med hensyn på mulige treslagspreferanser for de kjennetegnende artene og tyngdepunktartene, både i Artskart og fra registreringene i ARKO. Hovedproblemet er at dataene ikke kan relateres til habitatmengde av treslagene (som barkareal eller antall trær undersøkt). Artskart angir registreringer gjort gjennom historien fra alle mulige kilder, inkludert registreringene i ARKO-prosjektet. Registrantene søker ofte etter en gitt art på treslaget der en forventer å ha størst mulighet for funn, og ofte blir hver art bare registrert en gang pr. lokalitet. Vanligere arter blir ofte registrert på uvanlige habitater. Selv om vi i ARKO-prosjektet i prinsipp har registrert artene på alle treslag pr. lokalitet, mangler vi tall på hvor mye det var av hvert treslag på hver lokalitet. Resultatene fra registreringene i ARKO (**Tabell 4**) gir stort sett den samme gradienten i fordelingen av artene på treslag som for Artskart, men med en viktig forskjell: Artene hvor en ut fra Artskart kan stille hypotesen om at de preferer hassel, ble funnet oftere på rogn enn hassel i ARKO. Hassel forekom imidlertid bare på litt under halvparten av lokalitetene i ARKO, mens rogn forekom på alle. Resultatet kan derfor først og fremst reflektere mengden av disse treslagene i undersøkelsesområdene, men viser også at disse artene forekommer relativt hyppig på rogn. Hassel har lenge vært kjent for sin artsrike lavflora generelt (jf. Coppins & Coppins 2012), og kan derfor vært bedre undersøkt enn rogn blant registrantene.

Tabell 4. Registreringer av de hyppigste treboende kjennetegnende arter og tyngdepunktarter i Artskart og i ARKO-prosjektet fordelt etter antall funn på ulike substrater.

	ARTSKART					ARKO				
	hassel	rogn	bjørk	furu	berg	hassel	rogn	bjørk	furu	berg
<i>Arthonia stellaris</i>	40	4	-	-	-	8	7	1	-	-
<i>Crutarndina petractoides</i> stjernerurlav	20	1	-	-	-	1	8	-	-	-
<i>Thelotrema macrosporum</i>	15	-	-	-	-	1	3	-	-	-
<i>Pyrenula occidentalis</i> Gul pærelav	128	170	1	-	-	13	38	4	-	-
<i>Arthonia ilicina</i>	26	18	-	-	-	11	24	-	-	-
<i>Pertusaria multipuncta</i> kystvortelav	2	57	8	-	-	-	18	4	-	-
<i>Graphis elegans</i> kystskriftlav	2	49	48	-	1	6	24	15	-	-
<i>Microlejeunea ulicina</i> Dvergperlemose	2	4	194	19	8	4	5	45	9	-
<i>Hypotrachyna laevigata</i> Grå buktrinslav	-	4	72	-	50	-	-	1	-	-
<i>Arthonia arthonioides</i>	-	4	128	3	23	-	1	2	-	3
<i>Micarea alabastrites</i>	-	-	6	41	-	-	-	2	25	-
<i>Usnea fragilesceus</i> kyststry	-	2	9	25	28	-	-	-	1	-
<i>Usnea flammea</i> ringstry	-	-	26	58	23	-	-	2	30	-
<i>Usnea cornuta</i> hornstry	-	-	5	29	12	-	-	-	-	-

4.5 Geografisk fordeling av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter

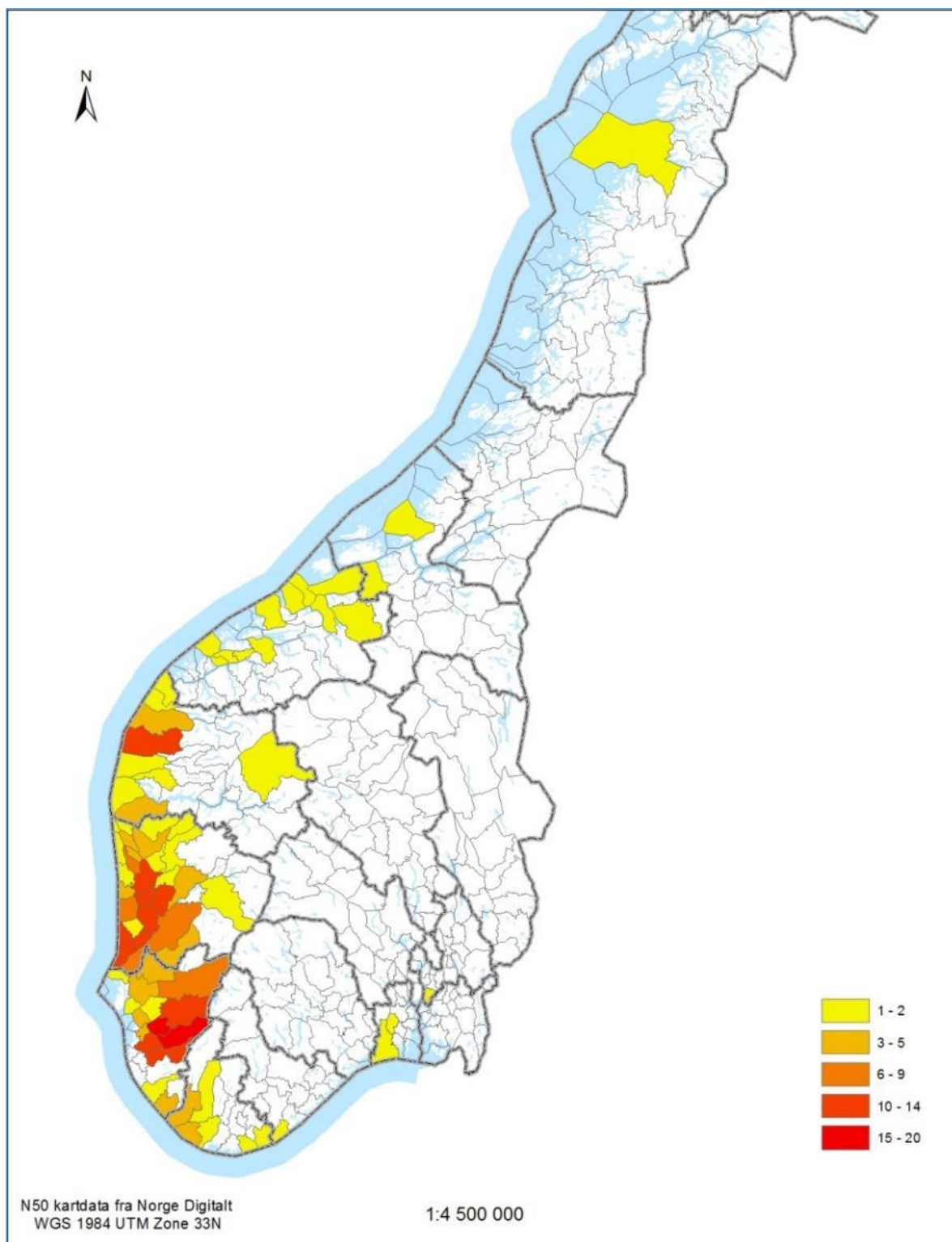
Vi lastet ned data om funn av diagnostiske arter for fattig boreonemoral regnskog (se kap. 4.6 Artsfakta) fra Artskart 28. september 2015 (Artsdatabanken 2015, <http://artskart.artsdatabanken.no>), i alt 9571 poster. Nyere data fra Geir Gaarder, Per Gerhard Ihlen, John Bjarne Jordal og data fra andre kilder (om fire sjeldne arter) som ikke var inkludert i Artskart, ble lagt til. Databasen som ligger til grunn for å se på geografisk fordeling av artsrikhet for habitatspesifikke arter, rommer 9913 poster og inkluderer alle artsregistreringer fra ARKO-prosjektet. Fra denne basen ble så data om antall arter og antall funn av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter (53 arter) trukket ut og fordelt på fylker og kommuner, i alt 6016 poster.

Registrerte funn i Artskart viser akkumulert kunnskap om artenes utbredelse gjennom historien og må tolkes med forsiktighet fordi de også vil reflektere forskjeller i innsamlingsinnsats mellom ulike områder og mellom ulike arter. De viktigste kjerneområdene for boreonemoral regnskog ligger på Sørvestlandet hvor Hordaland fylke har desidert flest arter og artsfunn (**Tabell 5**). På kartene (**Figur 18** og **Figur 19**) trer kjernekommuner for fattig boreonemoral regnskog tydelig fram i Ryfylket, Midt- og Sunnhordaland og Flora i Sogn og Fjordane (de artsrike områdene på Svanøy). De fleste viktige kommuner for de habitatspesifikke rødlisteartene (**Figur 18**) ligger helt eller delvis innenfor definisjonsområdet for hotspotet (se **Figur 2**), mens totalområdet for kjente forekomster av alle kjennetegnende arter og tyngdepunktarter strekker seg langt utover dette (**Figur 19**).

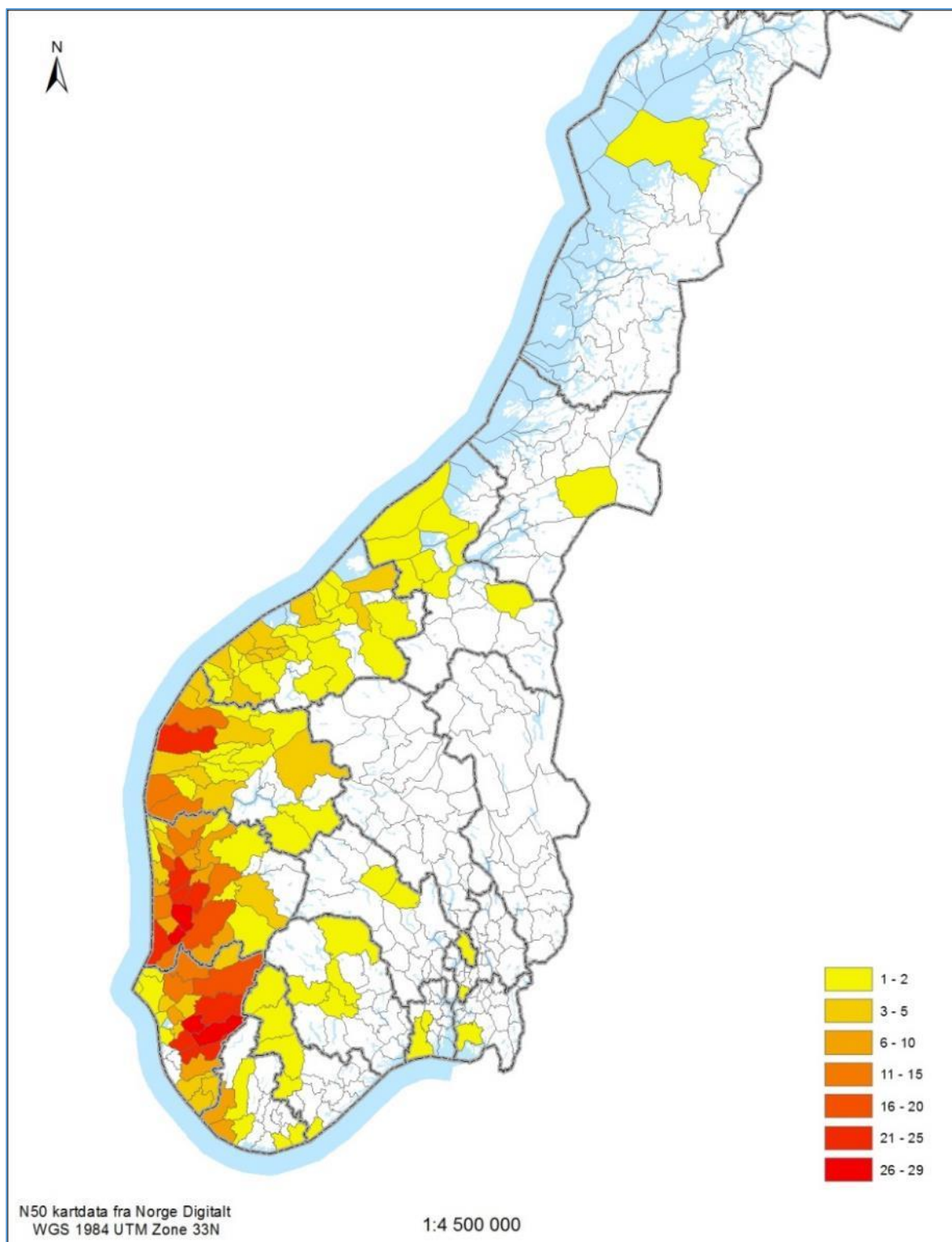
Kartene for registrerte treboende (dominert av lavarter) og steinboende arter (dominert av mossarter) viser tydelige forskjeller (**Figur 20** og **Figur 21**): Tyngdepunktet for artsrikdom av epifyttene ligger i vest og syd, mens det er forskjøvet mot øst og nord for de steinboende artene. De steinboende artene har dessuten forekomster i innlandet hvor artene ofte vokser i bekkekløfter og ved fosser med stabil høy luftfuktighet og hvor isdannelse beskytter mot lave vintertemperaturer. Kartene indikerer en geografisk gradient i fordelingen av mangfoldet knyttet til fattig boreonemoral regnskog, som bør tas med i vurderingen av et overvåkingsopplegg for hotspotet. Den geografiske gradienten antas å gjenspeile en klimatisk gradient med årsak i ulike preferanser hos moser og lav med hensyn på klimatiske faktorer hvor høye vintertemperaturer er viktigst for treboende lav og høy årsnedbør viktigst for steinboende moser.

Tabell 5. Fordeling av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter i de viktigste fylkene for hotspotet (fra Artskart september 2015, supplert med egne data).

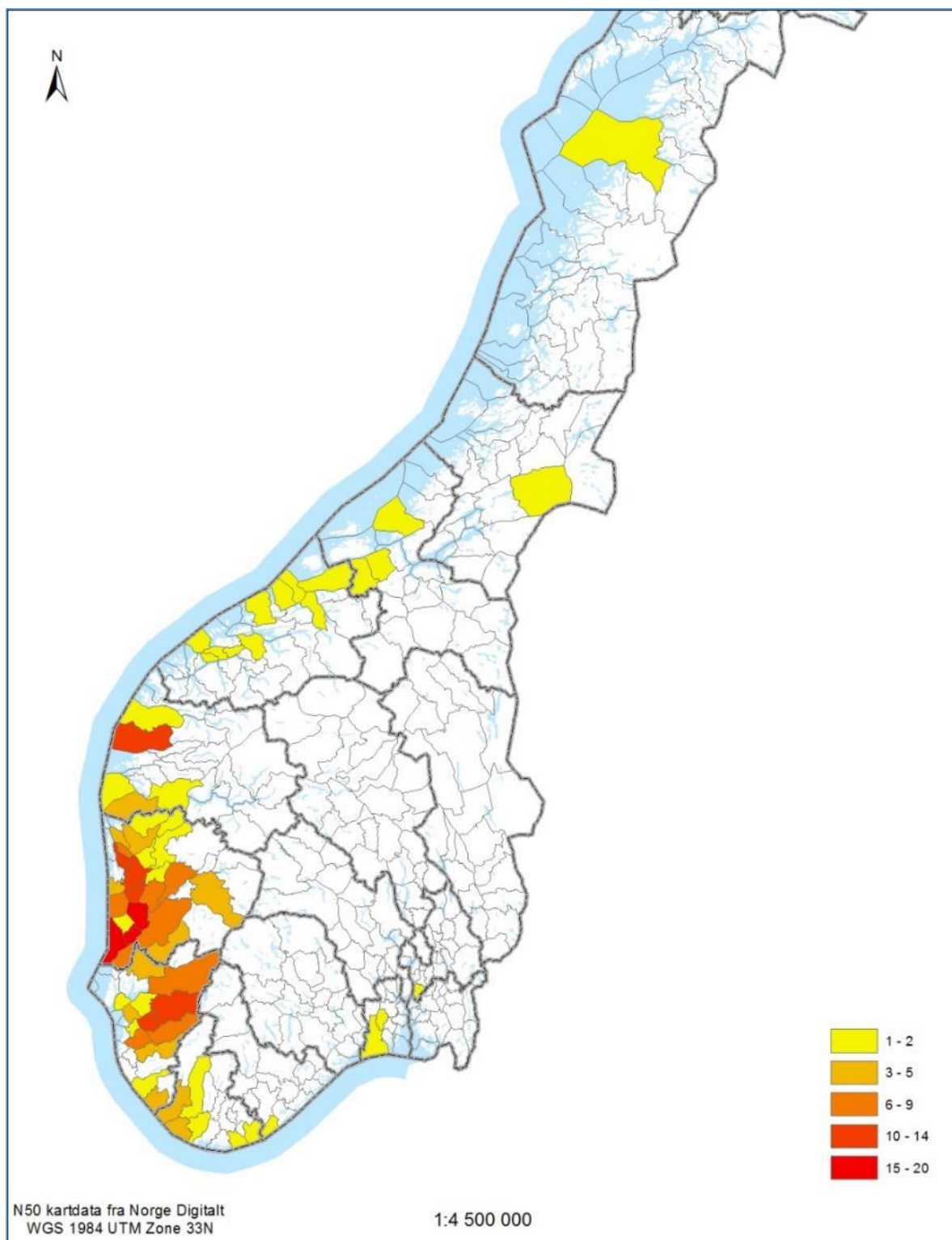
Fylke	Antall arter	Antall funn	% av artene	% av funnene
Hordaland	51	2670	96,2	44,4
Rogaland	35	1950	66,0	32,4
Sogn og Fjordane	30	728	56,6	12,1
Møre og Romsdal	11	402	20,8	6,7
Vest-Agder	11	114	20,8	1,9
Totalt	53	5864	100,0	97,5



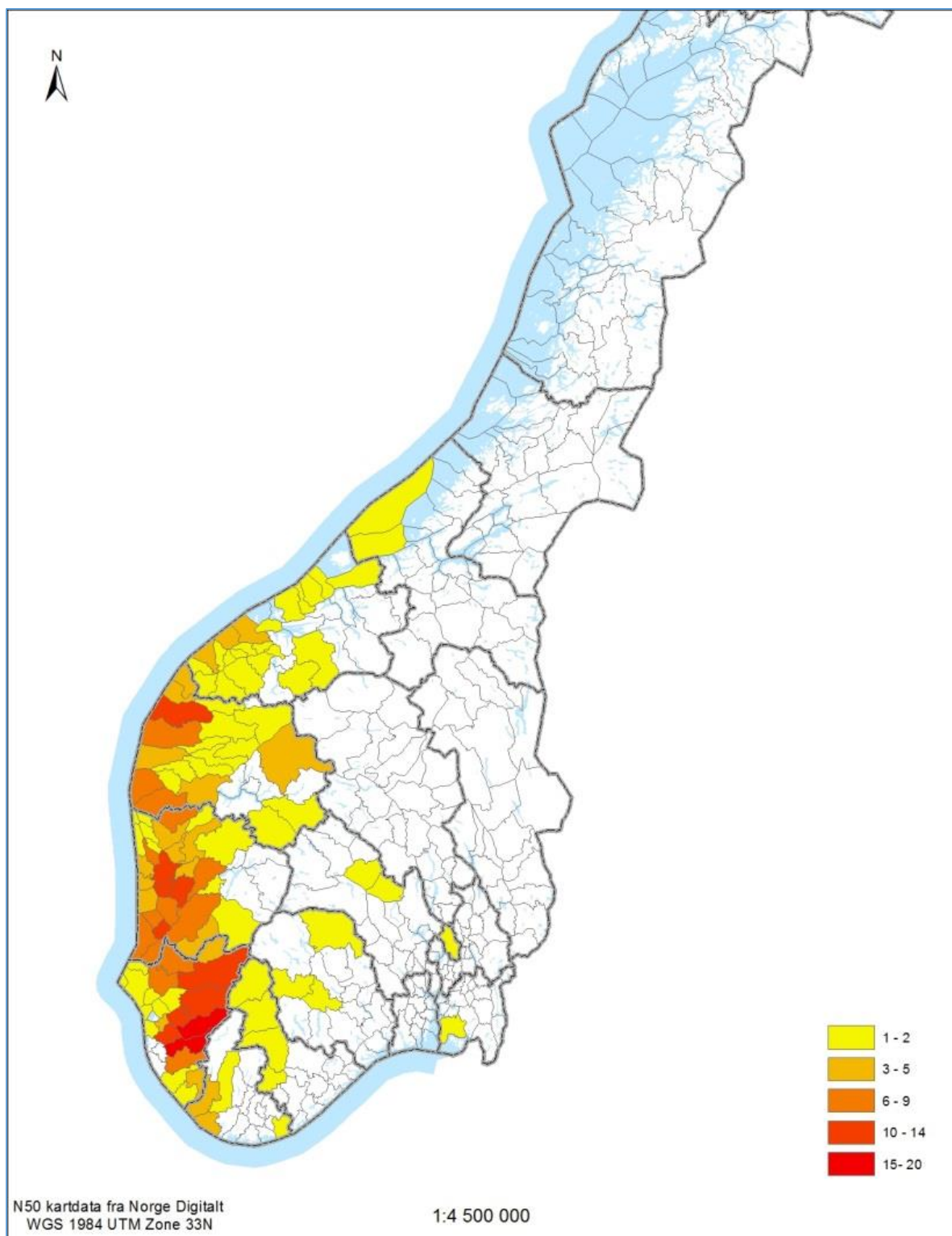
Figur 18. Antall rødlistede kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for fattig boreonemoral regnskog registrert i kommuner (fra Artskart september 2015, supplert med egne data).



Figur 19. Antall kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for fattig boreonemoral regnskog totalt registrert i kommuner (fra Artskart september 2015, supplert med egne data).



Figur 20. Antall treboende (27 lav, 2 moser) kjennetegnende arter og tyngdepunkterarter for fattig boreonemoral regnskog registrert i kommuner (fra Artskart september 2015, supplert med egne data).



Figur 21. Antall steinboende (1 lav, 20 moser, 1 karplante) kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for fattig boreonemoral regnskog registrert i kommuner (fra Artskart september 2015, supplert med egne data).

4.6 Artsfakta for diagnostiske arter

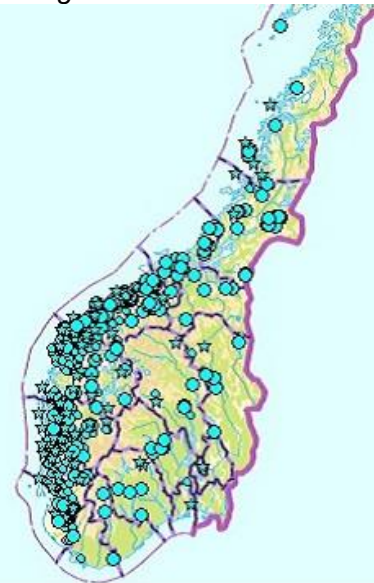
Svært mange av artene som karakteriserer fattig boreonemoral regnskog, har lenge vært dårlig kjent. Kartleggingen gjennom ARKO og andre kartleggingsprosjekter (se kap. 3.1) av dette livsmiljøet i perioden 2009–2015 har økt kunnskapen både om artenes utbredelse, økologi og hyppighet betydelig. Denne nye kunnskapen er imidlertid først og fremst forankret hos de aktive kartleggerne selv, og vi ser det som viktig å inkludere en presentasjon av diagnostiske arter her. For hver art er rødlistekategori, både for 2010 (gitt i parentes) og 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) angitt, i tillegg til status som europeisk ansvarsart (AE). AE angir at Norge har minst 25 % av den europeiske populasjonen, og informasjon er hentet fra en liste utarbeidet av Artsdatabanken. I dette arbeidet med ansvarsarter inngår en vurdering av alle mosearter, men bare rødlistede lavarter.

Hver art er typifisert etter hvilken diagnostisk verdi de har innen hotspotet etter nomenklatur brukt i NiN 2.0 (se **Boks 2**, kap. 4.2). Én art står som skilleart – den har sitt tyngdepunkt i boreal regnskog, men skiller mot alle andre skogsarealer/skogtyper innen definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog. Bare et utvalg av mengdearter er tatt med, hvor de langt fleste har vestlige, oseaniske utbredelsesmønstre i Norge. Med mengdearter forstår vi her arter som oppfyller dominanskravene på en liten arealskala som enkelttrær og bergvegger. Utbredelseskartene er generert fra Artskart (pr. 25. september 2015), og artene er organisert alfabetisk innen organismegruppe. Utvalget og typifiseringen av diagnostiske arter bygger dels på tidligere oversikter for habitatspesifikke arter for fattig boreonemoral regnskog: Evju m. fl. (2012), Gaarder m. fl. (2013) og Flynn m. fl. (2014).

4.6.1 Diagnostiske arter – moser

***Anastrepta orcadensis* heimose (LC) LC AE**

Mengdeart

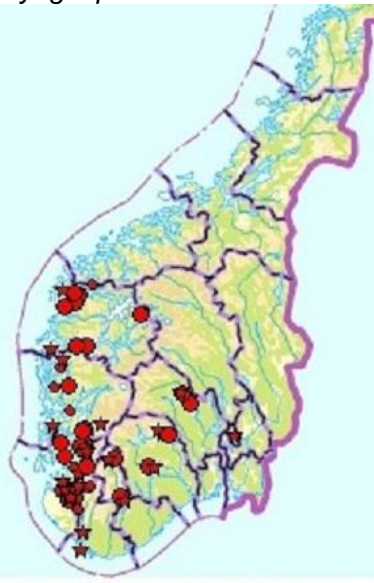


Utbredelse og hyppighet: Arten forekommer nord til Lofoten, også spredt på Østlandet, men har et sterkt tyngdepunkt i humide områder på Vestlandet. I oseaniske skoger er den en mengdeart.

Økologi: Nordvendt skog og hei. Den vokser på marka og på steinblokker og berg, av og til også på basis eller nedre deler av trestammer, særlig av bjørk og furu. Foto: John Bjarne Jordal.

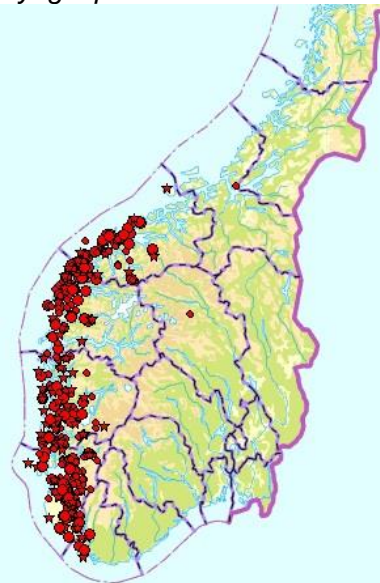
***Anastrophyllum assimile* rugledraugmose (LC) LC AE**

Tyngdepunktart



Utbredelse og hyppighet: Arten er vidt utbredt på Vestlandet nord til Sunnmøre, men også med spredte funn i Agder, Telemark og Buskerud. Hyppigst i nedbørsmaksimumssonen.

Økologi: Nordvendt skog og i kløfter. Den vokser hovedsakelig på fuktige, kalkfattige bergvegger. Foto: John Bjarne Jordal.

Breutelia chrysocoma* gullhårmose (LC) LC AETyngdepunktart*

Utbredelse og hyppighet: Arten er knyttet til humide og vintermilde strøk på Vestlandet, hovedsakelig fra Rogaland til Møre og Romsdal, men er også funnet i Vest-Agder. Funnet i Oppland trenger bekreftelse og er trolig feil.

Økologi: Nordvendt skog, kystlynghei og åpne berg. Den vokser på berg (særlig berghyller og ved basis av berg) og på marka. Foto: John Bjarne Jordal.

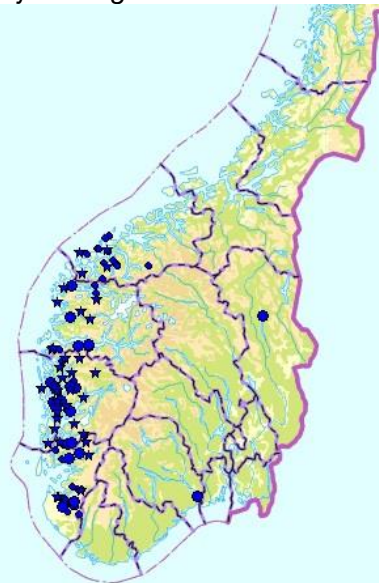
Colura calyptrifolia* (-) DDKjennetegnende art*

Utbredelse og hyppighet: Arten er nyopptaget i Norge, og er funnet bare to ganger, begge i Hordaland (Fusa, Kvinnherad) i 2013-2015 (jf. Hassel m. fl. 2014).

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser på berg i skogen. Foto: Kristian Hassel/Artsprosjekt oseaniske levermoser.

***Dicranodontium asperulum* raspljåmose (LC) LC AE**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er vidt utbredt i de oseaniske strøkene på Vestlandet fra Rogaland til Møre og Romsdal. Angivelsene fra Østlandet er trolig feil.

Økologi: Nordvendt skog og åpne berg. Den vokser på kalkfattige bergvegger og blokker, oftest på tynn humusrik jord i bergsprekker. Foto: Anders Lundberg.

***Dicranodontium uncinatum* bergljåmose (LC) LC AE**

Kjennetegnende art



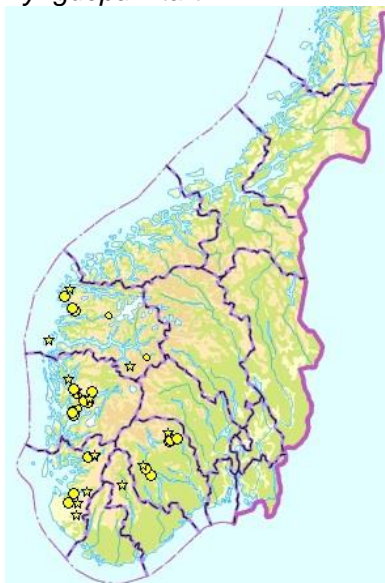
Utbredelse og hyppighet: Arten er utbredt i de nedbørsrike oseaniske strøkene på Vestlandet (Rogaland-Møre og Romsdal). Angivelsene fra Aust-Agder og Hedmark er trolig feil.

Økologi: I skog og bekkekløfter. Den vokser på sivevannspåvirkede silikatberg. Foto: John Bjarne Jordal.

Dicranum scottianum* kystsigd (LC) LCTyngdepunktart*

Utbredelse og hyppighet: Arten er funnet flest ganger i ytre kyststrøk av Hordaland. Kunnskapen er noe mangelfull pga. mulighet for forveksling med lignende arter.

Økologi: Skog og kystlynghei. Typisk for tørre kalkfattige nordvendte bergvegger. Vokser oftest høyt oppe på bergveggene. *Foto:* John Bjarne Jordal.

Frullania jackii* kystblæremose (LC) LCTyngdepunktart*

Utbredelse og hyppighet: Arten er funnet flest ganger i vestlandsfylkene Rogaland-Sogn og Fjordane, men er også funnet lenger øst, særlig i Telemark.

Økologi: Nordvendt skog og skogsbekkekløfter. Den vokser på svakt til middels kalkrike bergvegger, oftest i dyp skygge. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Harpalejeunea molleri* klovemose (DD) LC**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig i Norge, og er kjent fra Rogaland og Hordaland.

Økologi: Nordvendt skog på noe kalkholdig berggrunn. Den vokser på middels kalkrike bergvegger, men er også funnet på trestammer av rogn og barlind. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Herbertus hutchinsiae* kløftgrimemose (NT) NT**

Kjennetegnende art

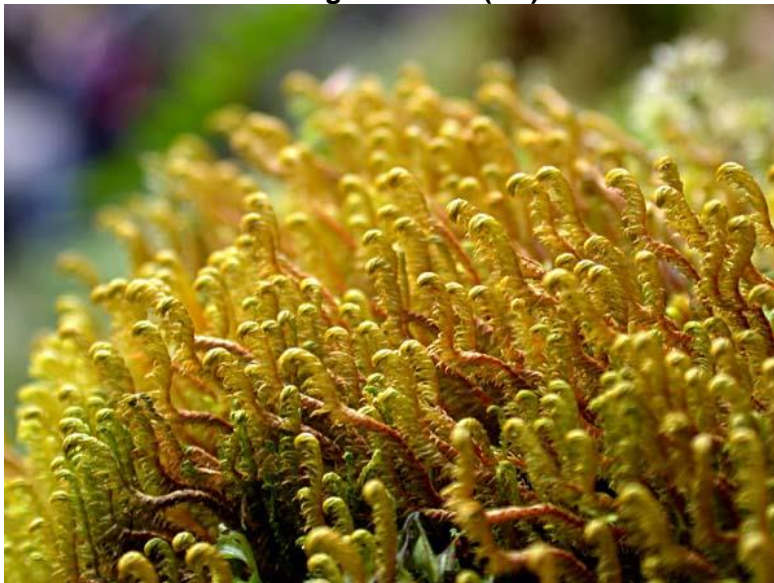


Utbredelse og hyppighet: Arten er kjent fra Rogaland og såvidt i Hordaland. Funn lenger nord er feilaktige. Den ble tidligere kalt *H. aduncus*.

Økologi: Nordvendt skog og beskyttede kløfter, gjerne nær havet eller større innsjøer. Den vokser på blokker og bergvegger, også på marka ved basis av berg eller på bratte torvmatter. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Herbertus noreus* horngrimemose (VU) VU AE**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er i Norge bare kjent fra Lysefjorden i Rogaland. Den ble tidligere kalt *H. dicranus*.

Økologi: Nordvendt skog eller berg, oftest i kløfter. Den vokser på silikatberg og blokker med humusjord eller torvvalker. *Foto:* David Rycroft.

***Herbertus stramineus* fossegrimemose (VU) VU**

Kjennetegnende art

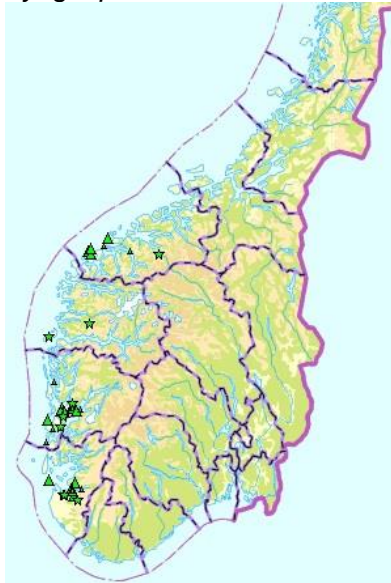


Utbredelse og hyppighet: Arten er kjent fra de mest humide strøkene på Vestlandet fra Rogaland til Sogn og Fjordane, med et sterkt geografisk tyngdepunkt i SF Bremanger.

Økologi: Nordvendt skog eller berg og beskyttede kløfter, ofte i nærheten av fosser. Den vokser på svakt kalkholdig berg og stein, også på marka ved basis av berg eller på bratte torvmatter. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Lejeunea patens* kystperlemose (LC) LC**

Tyngdepunktart



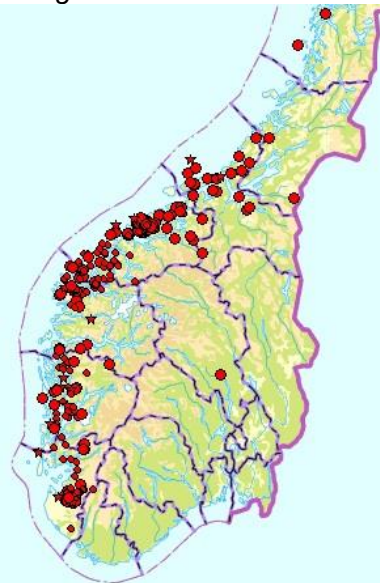
Utbredelse og hyppighet: Arten er kjent fra oseaniske strøk fra Rogaland til Møre og Romsdal.
Økologi: Vokser helst i skyggefull skog. Den vokser på middels kalkrike berg, men også på mineraljord i skogbunn. Foto: Tomas Hallingbäck.

***Lepidozia cupressina* trinnkrekmose (LC) LC**

Tyngdepunktart



Utbredelse og hyppighet: Arten er hyppigst forekommende i ytre strøk av Hordaland, men med et funn i hvert av fylkene Sogn og Fjordane og Aust-Agder.
Økologi: Nordvendt skog og kystlynghei. Den vokser på torvkledde berg og blokker, eller på humusjord i sterkt hellende terreng. Foto: John Bjarne Jordal.

Lepidozia pearsonii* grannkrekmose (LC) LC AEMengdeart*

Utbredelse og hyppighet: Arten er hyppigst i oseaniske strøk fra Rogaland til Trøndelag, og med meget sparsom forekomst i Nordland. I boreonemoral skog kan den betegnes som mengdeart.

Økologi: Nordvendt skog og hei, dels over skoggrensa. Den vokser på fuktig mark, gjerne hellende torvmatter, på eller mellom steinblokker og på torvdekte berg. Foto: John Bjarne Jordal.

Leptoscyphus cuneifolius* goldmose (CR) CRKjennetegnende art*

Utbredelse og hyppighet: Arten ble funnet på Uburen i Forsand i Rogaland i 1896, men er ikke gjenfunnet her tross flere forsøk. Imidlertid ble den funnet et annet sted i Forsand i 2013. Arten er svært liten og lett å overse, og betegnende nok er bildet ovenfor tatt i mikroskop.

Økologi: Nordvendt skog i meget humide områder, der den vokser på relativt tørt berg. I Storbritannia er arten vanligst på bjørk. Foto: John Bjarne Jordal/Artsprosjekt oseaniske levermoser.

***Microlejeunea ulicina* dvergperlemose (LC) LC**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig, kjent fra Rogaland (Ryfylke) til Flora i Sogn og Fjordane. Den har størst hyppighet i Hordaland.

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser primært på trær, særlig bjørk, men også på furu, rogn og svartor. Noen steder er den funnet på gran i plantefelt og på berg. Foto: John Bjarne Jordal.

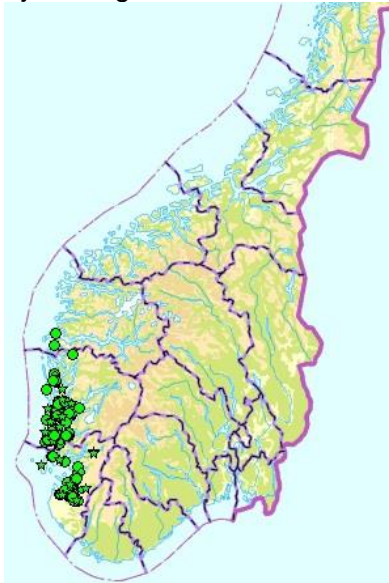
***Plagiochila exigua* kløfthinnemose (NT) NT**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten har sørvestlig utbredelse og er ganske sjelden. Den er kjent fra Rogaland (Ryfylke), Hordaland, samt en observasjon i Sogn og Fjordane. Angivelsen fra TE Kvite-seid er feil.

Økologi: Nordvendt skog, gjerne i trange kløfter. Den vokser på svakt til middels kalkrike bergvegger, ofte i dyp skygge. Foto: Sam Bosanquet (www.bbsfieldguide.org.uk).

Plagiochila punctata* småhinnemose (LC) LC AE*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig, og er kjent fra Rogaland (Ryfylke) til Bremanger i Sogn og Fjordane.

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser oftest på kalkfattige bergvegger, men av og til på trær, særlig bjørk, rogn og svartor, men også på furu. *Foto:* John Bjarne Jordal.

Plagiochila spinulosa* pigghinnemose (VU) VU*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig og meget sjelden. Den er kjent fra Rogaland og Hordaland, men detaljer i utbredelsen er uklare da den er lett å forveksle med småhinnemose.

Økologi: Nordvendt skog, gjerne på høyere bonitet. Den vokser på silikatberg og blokker. *Foto:* Kristian Hassel.

***Pleurozia purpurea* purpurmose (LC) LC**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er relativt hyppig i indre Rogaland (Ryfylke og Dalane), men er sjelden i sørvestlige deler av Hordaland, og har dessuten noen få lokaliteter i ytre deler av Sogn og Fjordane nord til Bremanger. Fravær i store deler av Hordaland er vanskelig å forklare økologisk, men kan skyldes at den ikke har rukket å spre seg hit. Et gammelt funn i Vestfold er trolig feil.

Økologi: Kløfter, urer og nordvendt skog på fattig berggrunn, ofte grunnlendt furuskog i svært humide områder. Her vokser den på marka eller på berg og steinblokker. *Foto: John Bjarne Jordal.*

***Radula aquilegia* kystflatmose (LC) LC**

Kjennetegnende art

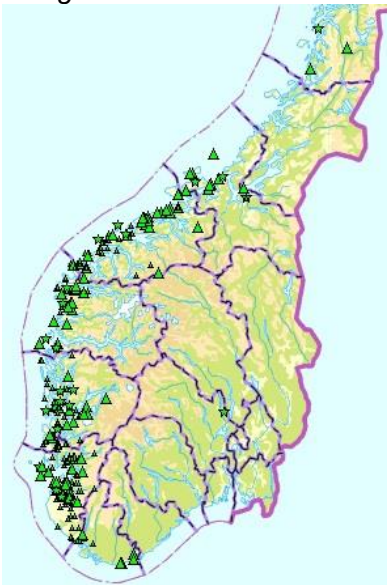
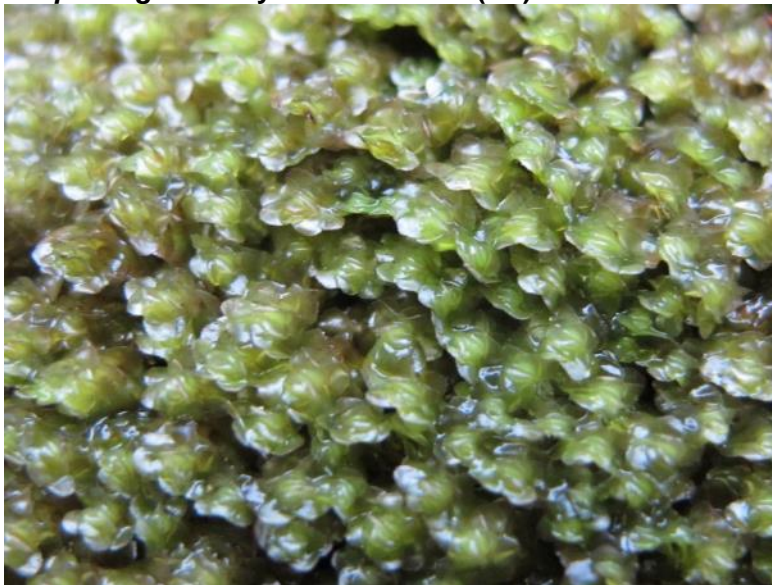


Utbredelse og hyppighet: Arten er kjent mest i ytre vestlandsstrøk fra Rogaland til Møre og Romsdal, og er hyppigst i områder med høy årsnedbør.

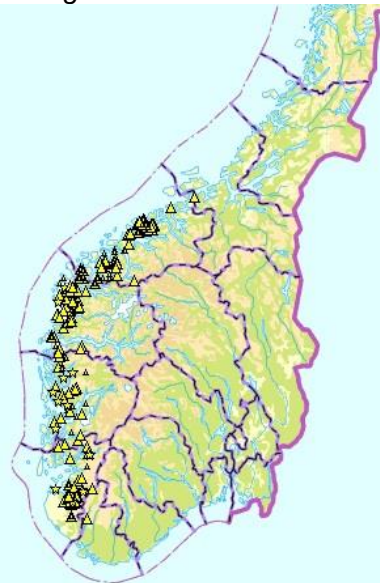
Økologi: Nordvendt skog eller berglendt miljø. Den vokser på svakt kalkholdige berg. *Foto: Perry G. Larsen.*

Rhabdoweisia crenulata* butturnemose (VU) NT AE*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig og sjelden, og er kjent fra Rogaland og Hordaland.
Økologi: Nordvendt skog og kløfter. Den vokser på kalkfattige bergvegger, ofte i hengende torvflak.
Foto: John Bjarne Jordal.

Scapania gracilis* kysttvebladmose (LC) LC*Mengdeart**

Utbredelse og hyppighet: Arten er i hovedsak kjent fra kyststrekninga Rogaland-Sør-Trøndelag, men er også funnet i Agder og Nordland. Den er vanlig og en typisk mengdeart i de boreonemorale regnskogene.
Økologi: Nordvendt skog, berg og kystlynghei. Den vokser på berg og steinblokker, og som epifytt på trær (særlig bjørk). **Foto:** John Bjarne Jordal

***Scapania ornithopodioides* prakttvebladmose (LC) LC AE Mengdeart**

Utbredelse og hyppighet: Arten er utbredt fra Rogaland til det nordligste av Møre og Romsdal (samt et funn i Sirdal i Vest-Agder), og finnes hovedsakelig i områder med over 2000 mm i årsnedbør.

Økologi: Nordvendt skog, hei, kløfter og åpne berg. Den vokser på berg (ofte i øverkant eller nedkant) og på marka (gjerne i torvmatter) i hellende (ofte ganske bratt) terreng. Den tåler skygge og vokser derfor ofte i skog. Foto: John Bjarne Jordal.

Sphenolobopsis pearsonii* taglmose (LC) LC*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig og kjent fra Vest-Agder og Rogaland til Sogn og Fjordane. Angivelsen fra Oppland er feil og skyldes navneforveksling [*Cephaloziella pearsonii*].

Økologi: Som regel i nordvendt skog. Den vokser på kalkfattige bergvegger. Foto: Perry G. Larsen.

***Ulota calvescens* (-) DD****Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er nylig oppdaget i Norge, og er bare kjent fra Hordaland (Stord og Fusa).

Økologi: Oseanisk løv- eller blandingsskog. Den er epifytt på glatt bark av løvtrær, og er i Norge så langt bare funnet på hassel. Foto: Geir Gaarder.

4.6.2 Diagnostiske arter – karplanter

***Hymenophyllum peltatum* hinnebregne (LC) LC****Tyngdepunktart**

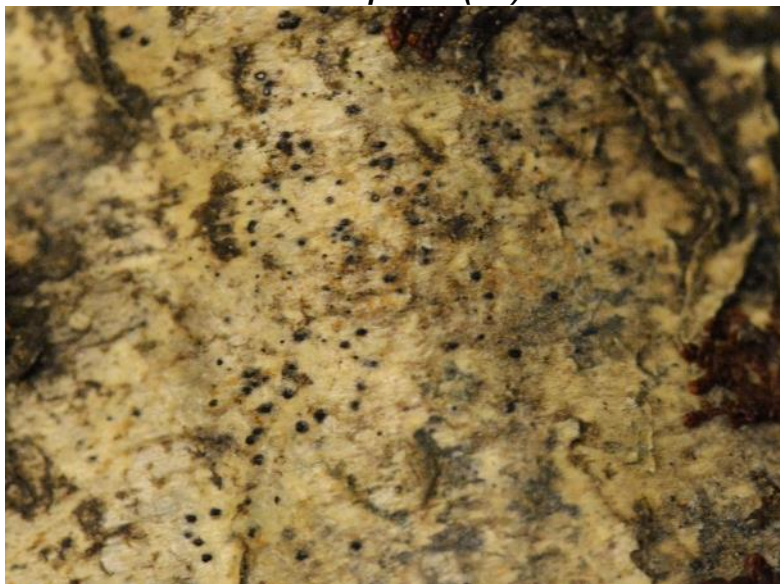
Utbredelse og hyppighet: Arten er relativt vanlig i humide og vintermilde vestlandsstrøk fra Vest-Agder til Møre og Romsdal, og såvidt inn i Sør-Trøndelag. Hyppigheten er imidlertid lav sør for Rogaland og nord for Sunnmøre.

Økologi: Nordvendt skog, kystlynghei, kløfter og urer. Den vokser på bergvegger og steinblokker, på marka i bratt sigevannspåvirket terreng, eller på nedre del av trestammer (bl.a. bjørk og furu). Foto: John Bjarne Jordal.

4.6.3 Diagnostiske arter – lav

***Anisomeridium ranunculosporum* (NE) NE**

Tyngdepunktart



Utbredelse og hyppighet: Arten er bare kjent fra ytre deler av Hordaland, men kunnskapen om utbredelse og økologi er mangelfull.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser på glatt bark av ulike løvtrær, i Norge funnet på ask, bjørk, eik og rogn. *Foto:* Per Gerhard Ihlen.

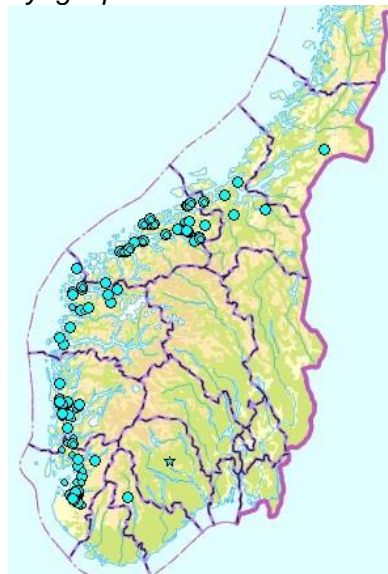
***Arthopyrenia nitescens* (-) -**

Kjennetegnende art



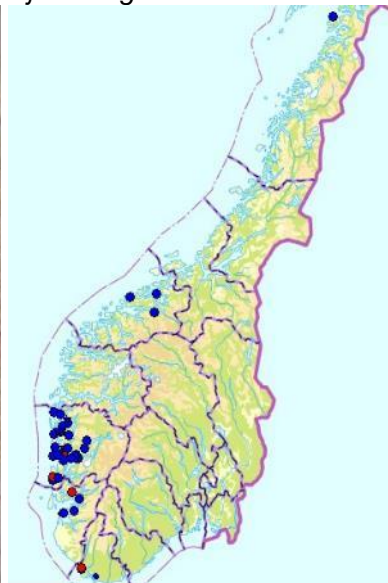
Utbredelse og hyppighet: Arten er bare kjent fra Hordaland (Fusa).

Økologi: Oseanisk løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (bare funnet på hassel i Norge).

***Arthonia arthonioides* (LC) LC****Tyngdepunktart**

Utbredelse og hyppighet: Arten er funnet i oseaniske til suboseaniske strøk fra Rogaland til Sør-Trøndelag, og er dessuten såvidt funnet i Aust-Agder, Telemark og Nord-Trøndelag.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser først og fremst som epifytt på bjørk, men også på berg (da ofte under overheng). Foto: John Bjarne Jordal.

***Arthonia cinnabarina/elegans* (VU/NE) VU/VU****Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Disse to artene er kanskje blandet sammen. Det er for tiden litt usikkert om vi har begge i Norge og hvilket navn som skal brukes (Håkon Holien pers. medd.). I kartet er begge navnene søkt ut. *A. cinnabarina* (blå prikker) er angitt for strekninga Rogaland-Møre og Romsdal, samt isolerte funn i Vest-Agder og Nordland, med størst tyngdepunkt i Hordaland. *A. elegans* (røde prikker) er angitt for Hordaland, samt enkeltfunn i Rogaland og Vest-Agder.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Artene vokser som epifytter på glatt bark av løvtrær (særlig hassel). Foto: Geir Gaarder.

***Arthonia graphidicola* (-) -**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er bare funnet én gang i Norge, i Tysnes, Hordaland av Brian Coppins i 2013.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som parasitt på vanlig skriftlav *Graphis scripta*. Foto: Paul Diederich (www.lichenology.info).

***Arthonia ilicina* (NE) VU**

Kjennetegnende art



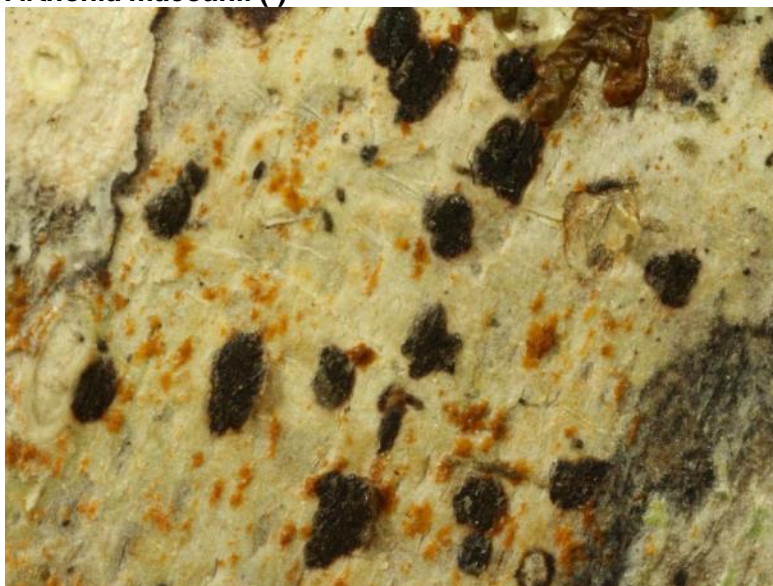
Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og sørvestlig og hovedsakelig funnet i ytre deler av Hordaland, samt i Flora i Sogn og Fjordane (ikke med på kartet).

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (hasel, rogn, kristtorn). Foto: Geir Gaarder.

Arthonia lirellans* (NE) VU*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og sørvestlig og funnet i ytre deler av Hordaland.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (has-sel, rogn). Foto: Geir Gaarder.

Arthonia macounii* (-) -*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er bare funnet én gang, i Hordaland (Stord) i 2014 (ARKO-prosjektet). Den er åpenbart veldig sjelden.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær, og er i Norge bare funnet på hassel. Foto: John Bjarne Jordal.

Arthonia orbillifera* (NE) VU*Kjennetegnende art**

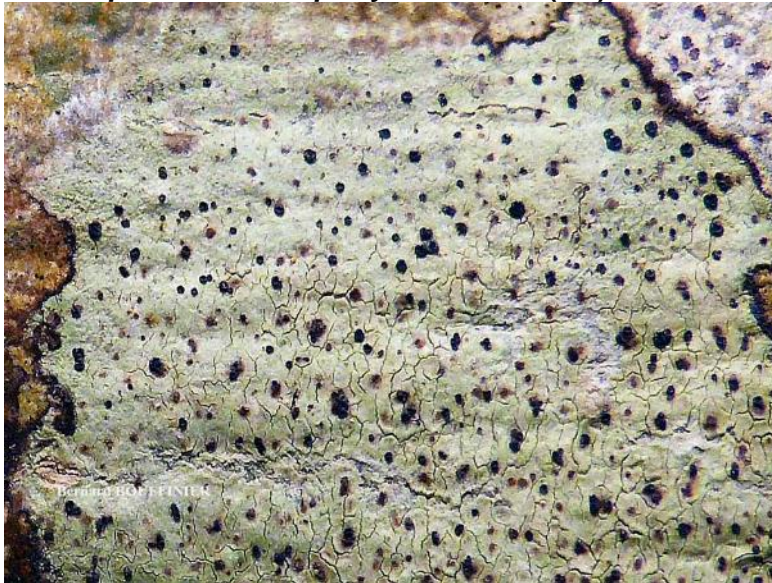
Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og funnet i ytre deler av Hordaland.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (bl.a. rogn). Foto: John Bjarne Jordal.

Arthonia stellaris* (VU) VU*Kjennetegnende art**

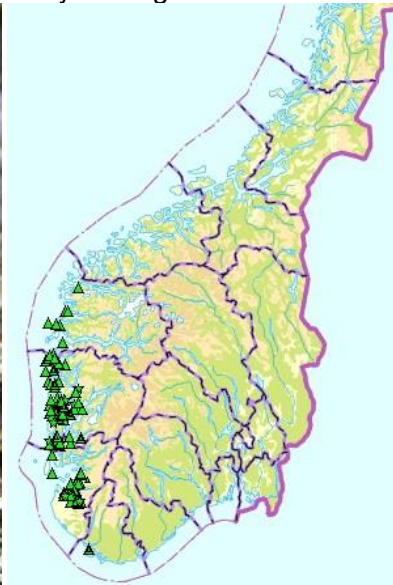
Utbredelse og hyppighet: Arten er utbredt fra Rogaland til Møre og Romsdal, dessuten foreligger et funn i Agder.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (særlig hassel, men også rogn og ask). Foto: John Bjarne Jordal.

Bactrospora homalotropa* kystbendellav (CR) CR*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er meget sjelden og bare funnet i Hordaland.

Økologi: Nordvendt løv- og blandingsskog. Den vokser som epifytt på løvtrær (funnet på selje og osp). Foto: Bernard Bouffinier (www.lichensmaritimes.org).

Bunodophoron melanocarpum* kystkoralllav (NT) NT AE*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er utbredt fra Rogaland til Sogn og Fjordane (Bremanger), dessuten finnes et funn fra Vest-Agder. Den er mest hyppig i Hordaland og Ryfylke.

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser på kalkfattige bergvegger, men er også funnet noen ganger på trær (særlig bjørk) og læger/morken ved. Foto: John Bjarne Jordal.

***Crutarndina petractoides* stjernerurlav (EN) EN**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og hovedsakelig funnet i ytre deler av Hordaland, men er også funnet i Sogn og Fjordane. Den ble tidligere regnet som tilhørende slekta *Thelotrema*

Økologi: Nordvendt løv- og blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær, først og fremst hassel. Foto: John Bjarne Jordal.

***Eopyrenula grandicula* (NE) NE**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og funnet i Hordaland, dessuten foreligger et funn i Sogn og Fjordane.

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær, særlig hassel. Foto: John Bjarne Jordal (Ho Tysnes, det. B. Coppins).

Eopyrenula septemseptata* (NE) NE*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er i Norge bare kjent fra Askøy i Hordaland som er typelokalitet.

Økologi: Nordvendt skog. Typematerialet ble funnet på osp (Coppins et al. 1992). Foto: Leif Stridvall (www.stridvall.se).

Graphis elegans* kystskriftlav (VU) VU*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig med tyngdepunkt i Hordaland, foruten et par funn i Rogaland og Sogn og Fjordane. Den synes å være en god kjennetegnende art på fattig boreone-moral regnskog.

Økologi: Nordvendt skog, ofte fattig skog med furu og bjørk. Den vokser som epifytt på løvtrær. De fleste funn er på bjørk, rogn og kristtorn. Foto: John Bjarne Jordal.

***Hypotrachyna laevigata* grå buktrinslav (EN) VU**

Tyngdepunktsart

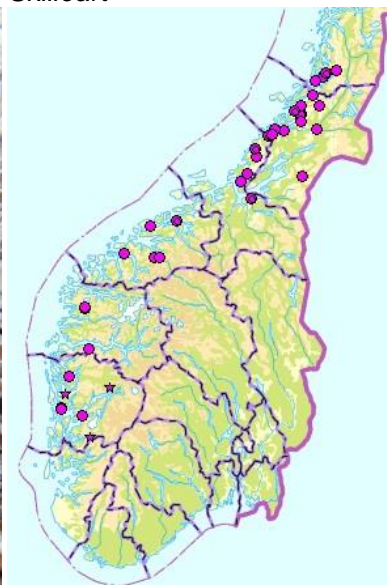


Utbredelse og hyppighet: Arten har hovedutbredelse i Rogaland og Hordaland, men er også funnet i vestlige del av Vest-Agder og ytre del av Sogn og Fjordane.

Økologi: Nordvendt skog og i skog på torvmark. Den finnes særlig på bjørk, av og til også svartor, rogn og einer, men den kan også vokse på bergvegger. Foto: John Bjarne Jordal.

***Lecanora cinereofusca* kystkantlav (EN) EN**

Skilleart



Utbredelse og hyppighet: Arten er kjent fra Hordaland til Trøndelag og Nordland. I nordlige del av utbredelsen går den inn i den boreale regnskogen. På Vestlandet er den sparsom (men trolig oversett) i de boreonemorale regnskogene.

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (oftest på gråor, men er også funnet på rogn, selje, hassel og hegg). I de boreonemorale regnskogene kan den brukes som skille mot mindre humide skoger. Foto: Geir Gaarder.

***Menegazzia subsimilis* kystskoddelv (EN) VU**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og sørvestlig og kjent fra Rogaland og Hordaland.

Økologi: Nordvendt skog. Den vokser som epifytt på løvtrær, særlig svartor, ask, bjørk og rogn, men er også av og til funnet på berg. Foto: John Bjarne Jordal.

***Micarea alabastrites* (LC) LC**

Tyngdepunktart



Utbredelse og hyppighet: Arten er funnet i Rogaland og Hordaland, med noen utpostfunn i Sogn og Fjordane nord til Flora og Bremanger (2014-2015, ikke på kartet).

Økologi: Nordvendt skog, oftest furuskog. Mindre kravfull mht. luftfuktighet enn andre lavarter knyttet til fattig boreonemoral regnskog. Den vokser som regel på furubark på nordsida av trærne, men er også funnet på bjørk. Foto: John Bjarne Jordal.

***Micarea stipitata* (CR) CR**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er meget sjelden og bare funnet to ganger i Rogaland (Finnøy og Forsand).

Økologi: Oseaniske skoger. Den vokser som epifytt (eik, Finnøy) eller på berg (Forsand). Foto: www.tropicallichens.net.

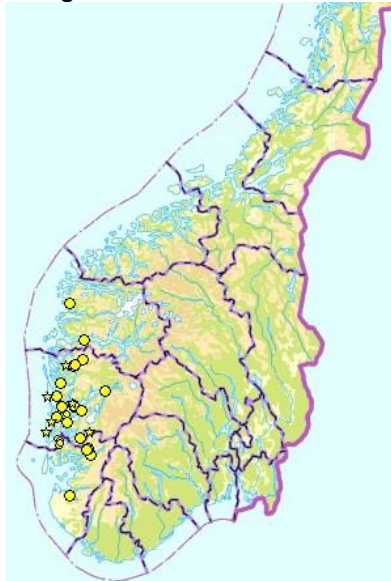
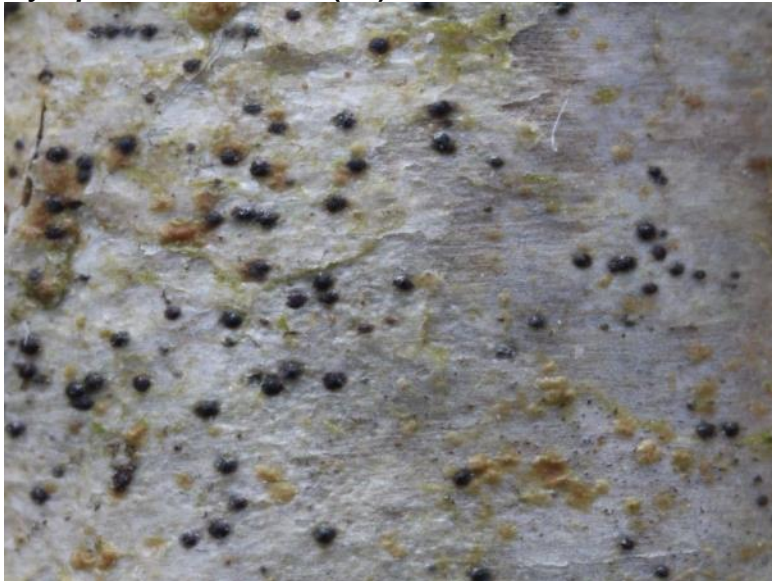
***Micarea synotheoides* (NE) NE**

Kjennetegnende art



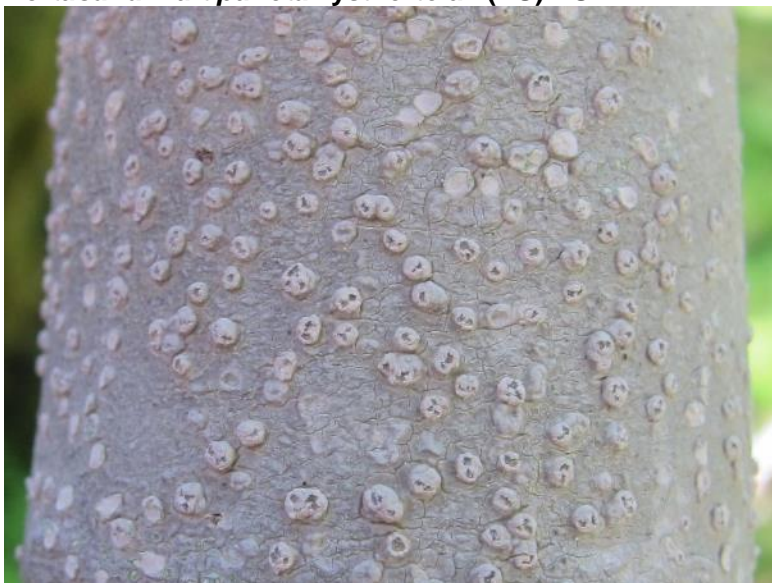
Utbredelse og hyppighet: Arten er meget sjelden og bare kjent fra få funn i Hordaland (Bømlo, Tysnes, Kvinnherad) og Sogn og Fjordane (Høyanger).

Økologi: Nordvendt furuskog. Den er bare funnet som epifytt på furu i Norge. Foto: Curtis Björk (<http://www.waysofenlichenment.net/lichens/gallery.html>).

Mycoporum antecellens* (LC) LC*Mengdeart**

Utbredelse og hyppighet: Arten er mest utbredt i Hordaland, men også funnet i Rogaland og Sogn og Fjordane.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (særlig rogn, men også hassel, kristtorn og gråor). *Foto:* John Bjarne Jordal.

Pertusaria multipuncta* kystvortelav (VU) VU*Kjennetegnende art**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og mest utbredt i Hordaland, men er også funnet i Rogaland og Sogn og Fjordane, samt Vest-Agder og Vestfold.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på løvtrær, særlig rogn. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Pyrenula macrospora* (EN) EN**

Tyngdepunktart(?)



Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden med sørvestlig utbredelse og bare kjent fra Rogaland og Hordaland.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog og hagemark. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær (særlig ask og lind). Mangelfull kunnskap gjør at habitattilknytningen er noe usikker. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Pyrenula occidentalis* gul pærelav (NT) NT**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er kjent fra Rogaland til Sør-Trøndelag. Den regnes som en god kjennetegnende art på boreonemoral regnskog.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær. De fleste funnene er på hassel og rogn, men den er også funnet på osp, ask mm. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Stenocybe nitida* (NE) NE**

Tyngdepunktart(?)

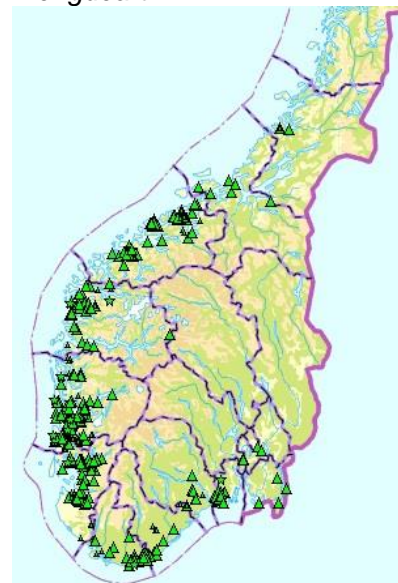


Utbredelse og hyppighet: Arten er meget sjelden og bare kjent fra Hordaland, men den er liten og trolig oversett. Den het tidligere *Stenocybe bryophila*.

Økologi: Nordvendt skog. Den er funnet bl.a. på krusfellmose *Neckera crispa*, en mose som vokser på rikere berg og rikbarkstrær som ask og alm. Habitattilhørigheten er usikker.

***Thelotrema lepadinum* vanlig rurlav (LC) LC**

Mengdeart



Utbredelse og hyppighet: Arten er utbredt langs hele kysten fra Østfold til Nord-Trøndelag, men er hyppigst i Vestlands-fylkene, der den kan finnes i store mengder.

Økologi: Løv- eller blandingsskog samt hagemark. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær. Det er flest funn på hassel, rogn, eik og ask. Foto: John Bjarne Jordal.

***Thelotrema macrosporum* (EN) EN**

Kjennetegnende art



Utbredelse og hyppighet: Arten er sjelden og sørvestlig, og er bare kjent fra Rogaland og Hordaland.

Økologi: Nordvendt løv- eller blandingsskog og hagemark. Den vokser som epifytt på glatt bark av løvtrær. Det er flest funn på hassel, men den er også funnet på ask. *Foto:* John Bjarne Jordal.

***Usnea cornuta* hornstry (NT) NT**

Tyngdepunktart



Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig, og er kjent fra strekninga Vest-Agder til nordlige deler av Hordaland.

Økologi: Nordvendt skog, ofte furuskog. Den vokser dels som epifytt, særlig på furu, men også på bl.a. bjørk, og den kan også vokse på berg. *Foto:* Einar Timdal.

***Usnea flammea* ringstry (NT) NT****Tyngdepunktart**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig, og har flest funn på strekninga fra Vest-Agder til nordlige deler av Hordaland, men med strøfunn i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal.

Økologi: Nordvendt skog, ofte furuskog. Den vokser særlig på furu, men også på bjørk, men har også forekomster på berg. Foto: Einar Timdal

***Usnea fragilescens* kyststry (VU) VU****Tyngdepunktart**

Utbredelse og hyppighet: Arten er sørvestlig, og er kjent fra strekninga Vest-Agder til nordlige deler av Hordaland.

Økologi: Nordvendt skog, ofte furuskog. Den vokser dels som epifytt, særlig på furu, men også på bl.a. bjørk, men kan også vokse på berg. Foto: Per Gerhard Ihlen.

5 Status for hotspot-habitatet og artene der, vurdering av trusler og påvirkningsfaktorer

5.1 Historisk utvikling

Vi mangler kunnskap om utviklingen av de spesifikke arealene i skoglandskapet vi definerer som hotspotet fattig boreonemoral regnskog. Hotspotarealene er del av kystfurskogslandskapet på Vestlandet som har vært sterkt utnyttet gjennom historien. Kyststripen ble gradvis uthogd og omgjort til kystlynghei; en utvikling som startet for ca. 5000 år siden og skjøt fart fra ca. år 0 (se Prøsch-Danielsen & Simonsen 2000). På 1600-tallet ble furuskogene sterkt redusert som følge av tømmereksport til Storbritannia og Nederland. Den sterke befolkningsveksten på 1800-tallet førte til videre reduksjon i skogarealet ved hogst, og skogområdene ble preget av et omfattende og intenst husdyrbeite (se Tomter & Dalen 2014). Dagens skogbilde preges av plukkhogd (dimensjonshogst) furuskog og gjengroingsskog med lauvtrær, hyppigst dominert av bjørk. De nordvendte skråningene med fattig boreonemoral regnskog er påfallende ofte dominert av lauvtrær, særlig bjørk, men også rogn. Innslaget av furu er sterkt varierende og hyppig forekommer bare enkelte furutrær. Mange bestander ligger som lauvdominerte økotoner omkranset av ren furuskog. Dominerende treskikt er oftest ungt, 80–150 år (Blom & Gjerde upubl.). Lauvtreinnslaget i barskog øker med økende bonitet. De nederste delene av liene med fattig boreonemoral regnskog, ofte i partiene under høye bergvegger, har ofte høy til svært høy bonitet. Den friske til fuktige marken her gjør dette til gode beitearealer. Vi fremmer hypotesen om at en selektivt hogde ut disse arealene for å fremme beitekvalitetene, og at skogen vi ser i dag dels er et resultat av gjengroing etter at beitet opphørte (se f.eks. **Figur 22**). Den videre utvikling på disse arealene og tidsaspektet ved endringer i skogbildet er imidlertid vanskelig å forutsi. Naturlig forynging av trær på den typisk gjennomfuktige råhumusjorda primært dannet av nedbrutte moser i hotspotet, skjer først og fremst etter forstyrrelser som rotvelt og rasaktivitet som blottlegger mineraljorda. Bjørk og særlig rogn kan etablere seg i kantsonen mellom berg og skogbunn, og skudd av rogn som stikker ut i overkanten av, eller på siden av bergvegger, er et karakteristisk trekk ved skogbildet. Få av disse skuddene vil kunne utvikle seg til store trær, men de er viktige voksesteder for habitatspesifikke arter for hotspotet. Noen få av lokalitetene undersøkt i ARKO-prosjektet beites i dag av sau.



Figur 22. Beitepreget fattig boreonemoral regnskog dominert av bjørk. Selsåsåsen i Sveio, Hordaland. Foto Per Gerhard Ihlen.

5.2 Påvirkning og inngrep

5.2.1 Skogbruk

Skogen på arealer med fattig boreonemoral regnskog er av liten økonomisk interesse for skogbruket. Stort innslag av boreale lauvtrær og furu med dårlig vekst og stammeform er viktigste årsaker. Få bestander med hotspotet har vært tilplantet med bartrær ved treslagsskifte. Problemer med forynging på dyp fuktig råhumusjord og vanskelig avvirkning i bratt terreng med store bergvegger eller mye blokkrik mark forklarer dette. En stor andel av forekomstene med fattig boreonemoral regnskog ligger imidlertid i det drevne skogbrukslandskapet i mosaikk med plantefelt av bartrær. Ofte grenser plantefeltene direkte til forekomster av hotspotet (**Figur 23**). Slike plantefelt kan teoretisk ha en gunstig effekt for regnskogsartene ved å stabilisere lokalklimaet, men eldre felt kan også ha en negativ effekt ved utskygging. Spredning av gran fra plantefelt representerer en potensiell trussel ved å kunne skygge ut viktige lauvtreslag fra lokalitetene. Avvirkning av plantefelt medfører en åpning i det lokale skoglandskapet, både ved hogst av selve feltet og ved avvirkning av skog langs uttaksveien. Dette vil føre til økt effekt av vind og større variasjon i luftfuktigheten også inne i regnskogsbestandene.



Figur 23. Plantefelt av gran grenser ofte til fattig boreonemoral regnskog. Korsnes i Bergen kommune. Foto: Ivar Grydeland.

5.2.2 Utbygging

Flere av kjerneområdene langs kysten vest i definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog ligger i vekstkommuner, hvor nye boligfelt er etablert i furuskogslandskapet, og hvor forekomster av hotspotet blir direkte berørt. Gode eksempler på slik utbygging finnes syd på Bergenshalvøya i Os kommune. Bygging av fritidsboliger og kaier med tilhørende veganlegg vil også kunne forringe forekomster av livsmiljøet for artene knyttet til hotspotet. Større veganlegg utgjør en viktig trusselfaktor både ved at de legges gjennom forekomster av hotspotet og ved at fuktighetsforholdene i omgivelsene endres. Som eksempel kan nevnes den planlagte nye stamveien mellom Bergen og Stavanger, E39, som skal gå igjennom flere kjernekommuner for fattig boreonemoral regnskog. Etablering av kraftlinjer medfører mange steder uthogging og senere skogrydding i linjetraseene.

5.2.3 Algevekst

Vi registrerte algevekst på trærne på ca. halvparten av de 59 undersøkte lokalitetene i ARKO. På åtte av lokalitetene dominerte algevekst et flertall av trærne, og situasjonen var verst i nordskråningen av Yrkesfjorden i Tysvær kommune, Rogaland. Generelt er de nedbørrike delene av Ryfylke sterkt preget av algevekst, men fenomenet er merkbart i det minste opp til Sogn og Fjordane, mens det ser ut til å være fraværende lenger nord. Algeveksten var sterkest på furu og bjørk, og det ville være interessant å undersøke om det er en sammenheng mellom bark-pH (ulike treslag) og algevekst innen forekomster av hotspotet (**Figur 24**).

Vi fant under feltarbeidet en klar negativ sammenheng mellom dominans av alger og forekomst av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for hotspotet, som kun unntaksvis ble registrert på algedominerte trær. Algevekst forekommer i områder med årsnedbør > 1000 mm og gjennomsnittlig årstemperatur over 0 °C (Skarpaas & Evju m fl. in prep.), noe som inkluderer hele definisjonsområdet for hotspotet (**Figur 2**). Det er en klar sammenheng mellom algeforekomst og nitrogenbelastning (Skarpaas & Evju op.cit). Det største nedfallet av nitrogen innen definisjonsområdet er i syd (Vest-Agder og Rogaland, se Aas m. fl. 2009) hvor en kan forvente en større andel trær med forekomst av alger enn lenger nord.

Vi anser algevekst på trær, iallfall på kort sikt, som den største trusselfaktoren mot hotspotet fordi den påvirker de habitatspesifikke artene direkte. Det vil være av største betydning å studere utviklingen av algevekst i en overvåking av hotspotet.

5.2.4 Hjortegnag

Gnag av hjort er potensielt en stor trussel mot habitatene i hotspotet, både skader som fører til avgang av trær, men særlig beiting av ungplanter som fører til reduksjon i foryngingen av viktige treslag (se Nordén m. fl. 2015). Vi registrerte imidlertid hjortegnag på trær (rogn) på bare noen ganske få lokaliteter under feltarbeidet i ARKO. Feltarbeidet var konsentrert til kyststrøkene med ustabil snødekke der hjorten kan beite på bakken bortsett fra i særlig snørike vintre. Vi antar at frekvensen av hjortegnag øker østover og nordover mot snørikere områder innenfor definisjonsområdet, og konkluderer med at hjortegnag bør registreres i en overvåking av hotspotet.



Figur 24. Algevekst på nordsiden av en bjørkestamme. Lund kommune, Rogaland. Foto: Marianne Evju.

5.2.5 Fremmede arter

Spredning og etablering av fremmede bartreslag vil kunne fortrenge viktige treslag for de habitatspesifikke artene og endre lys- og fuktighetsforholdene i bestandene. Både sitkagran (*Picea sitchensis*), edelgranarter (*Abies* spp.) og amerikansk hemlokk (*Tsuga heterophylla*) kan potensielt etablere seg i fattig boreonemoral regnskog, og vi har observert frøkilder av alle i nærheten av lokalitetene undersøkt i ARKO. Vi vil spesielt trekke fram amerikansk hemlokk som en potensiell trussel, en art som er vurdert å ha svært høy risiko (SE) på norsk svarteliste (Gederaas m. fl. 2012). Arten har god spredningsevne og etableres godt i skygge, også i etablert skog (Øyen m. fl. 2009). Frøplantene er svært skyggetålende og kan overleve i fuktige, tykke mosematter (Nordbakken 2012), altså forhold som er typiske for hotspotet. Selv om hemlokk ikke er blitt satset på som produksjonstreslag i kystskogbruket, finnes spredte plantefelt og for-

søksfelt med arten. Viktigere spredningskilder er imidlertid et langt større antall beplantninger som prydrær og hekkplanter.

5.2.6 Klimaendringer

Fattig boreonemoral regnskog er en «klimavinner» hvor selve definisjonsområdet og dermed habitatarealet vil øke med en forventet temperatur- og nedbørsøkning i framtida (se kap. 6.3.4). Økende nedbørsmengder og særlig høyere temperaturer vil imidlertid også kunne føre til økt algevekst på trærne (Skarpaas & Evju m. fl. in prep.), som vil påvirke de habitatspesifikke artene negativt.

5.3 Mulige tiltak og behov for forskning

Overordnede strategier for bevaring av livsmiljøene for de regnskogstilknyttede artene bør ta utgangspunkt i de omfattende kartleggingene av fattig boreonemoral regnskog som nå foreligger. Naturtypedata om hotspotet fra Naturbase må brukes aktivt i alle arealplansaker. Fattig boreonemoral regnskog kan lett fases inn som et livsmiljø i MiS hvor en drar nytte av eksisterende kartlegginger og bruker enkle topografiske indikatorer for å utfigurere potensielle områder for livsmiljøet på kart i aktuelle planområder. Uansett bør dialog med skogbruket kunne føre til strategier for å dempe uheldige virkninger på hotspotet ved avvirkning av plantefelt. Slike effekter på populasjoner av de habitatspesifikke artene i livsmiljøet er en aktuell problemstilling for forskning. Hotspotet er svært dårlig fanget opp i eksisterende verneområder (jf. kap. 3.1.4), og en vurdering av kartlagte områder for mulig vern etter naturvernloven bør skje på nasjonalt nivå. Den kanskje viktigste forskningen om hotspotet vil være å øke kunnskapen om utvikling av livsmiljøene og populasjonene av kjennetegnende arter og tyngdepunktarter gjennom en overvåking.

5.4 Internasjonal betydning

Selv om vi har færre habitatspesifikke arter for fattig boreonemoral regnskog enn Storbritannia, er våre forekomster av hotspotet svært viktige i europeisk sammenheng fordi vi har et betydelig større habitatareal (skogareal innenfor definisjonsområdet) enn det vi finner i de vestlige delene av De britiske øyer og i andre land i Europa hvor slik skog finnes. Den pågående gjengroingen i kyststrøkene hos oss vil ytterligere øke dette habitatarealet. I viktige områder for regnskogsarter syd i Europa, særlig på Den iberiske halvøy, forventes et varmere og tørrere klima i framtida (IPCC 2013). Dette vil føre til økt evapotranspirasjon ugunstig for regnskogstilknyttede arter og kan ytterligere øke den relative betydningen av regnskogsmiljøene i Norge i europeisk sammenheng (Einar Heegaard pers. med.).

6 Forslag til overvåking av hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog

For å lage et solid overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog må en rekke punkter være avklart (**Boks 3**) og en rekke parametere være kjent. Vi har brukt data innsamlet i arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet og artene der som grunnlag for å vurdere utvalgsmetode, relevante overvåkingsindikatorer og registrering av disse indikatorene.

Boks 3. Elementer i et overvåkingsopplegg

Følgende punkter må avklares ved overvåking.

- 1) Hva er målene for overvåkingen?
- 2) Hva er definisjonsområdet?
- 3) Hvordan velge overvåkingslokaliteter mest mulig representativt innenfor definisjonsområdet?
 - a) sikre best mulig nøyaktighet (forventningsrette estimer)
 - b) dekke intern heterogenitet (stratifisering)
- 4) Hvilke overvåkingsindikatorer skal registreres?
- 5) Hva slags design for datainnsamling pr. overvåkingslokalitet?
 - a) antall prøveflater/transekter
 - b) fordeling av prøveflater: dekke intern heterogenitet
- 6) Hva slags registreringsmetoder (feltprotokoll) for indikatorvariablene?
- 7) Hva slags analysemetoder for å få fram robuste og presise estimer?
- 8) Hvor mye vil det koste/hvor mye tidsbruk vil det være pr. overvåkingslokalitet?

Det finnes i dag ingen nasjonal overvåking av boreonemoral regnskog. Landskogtakseringen (Landsskogtakseringen 2008) måler hellingsprosent, hellingsretning og høyde over havet på prøveflaten, slik at det i prinsipp vil være mulig å hente ut data om utviklingen av treslag på *potensielle* arealer for fattig boreonemoral regnskog basert på topografiske indikatorer (se **Boks 4**). I alt 31 landskogsflater oppfyller de topografiske indikatorene innenfor definisjonsområdet for hotspotet og har forekomst av rogn eller hassel eller begge disse treslagene (Rune Eriksen pers. medd.). Dette er for få ruter for å kunne gjøre statistisk gode estimer om utviklingen av disse viktige treslagene.

6.1 Formålet med overvåking av fattig boreonemoral regnskog

Å avklare formålet med overvåkingen er sentralt, fordi ulike overvåkingsformål vil kreve ulik strategi for datainnsamling (Halvorsen 2011).

Det overordnede formålet med overvåking av hotspot fattig boreonemoral regnskog er å få oversikt over status og tidsutvikling av det realiserte habitatarealet og den økologiske tilstan-

den til forekomstene av fattig boreonemoral regnskog. I tillegg er det et sentralt formål å få oversikt over status og tidsutvikling for rødlistearter og andre arter knyttet til hotspot-habitatet.

6.2 Avgrensning av definisjonsområdet

Definisjonsområdet er det geografiske området som overvåkningsresultatene skal gjelde for (Framstad 2013) og definerer grensene for området overvåkningsflatene kan velges fra.

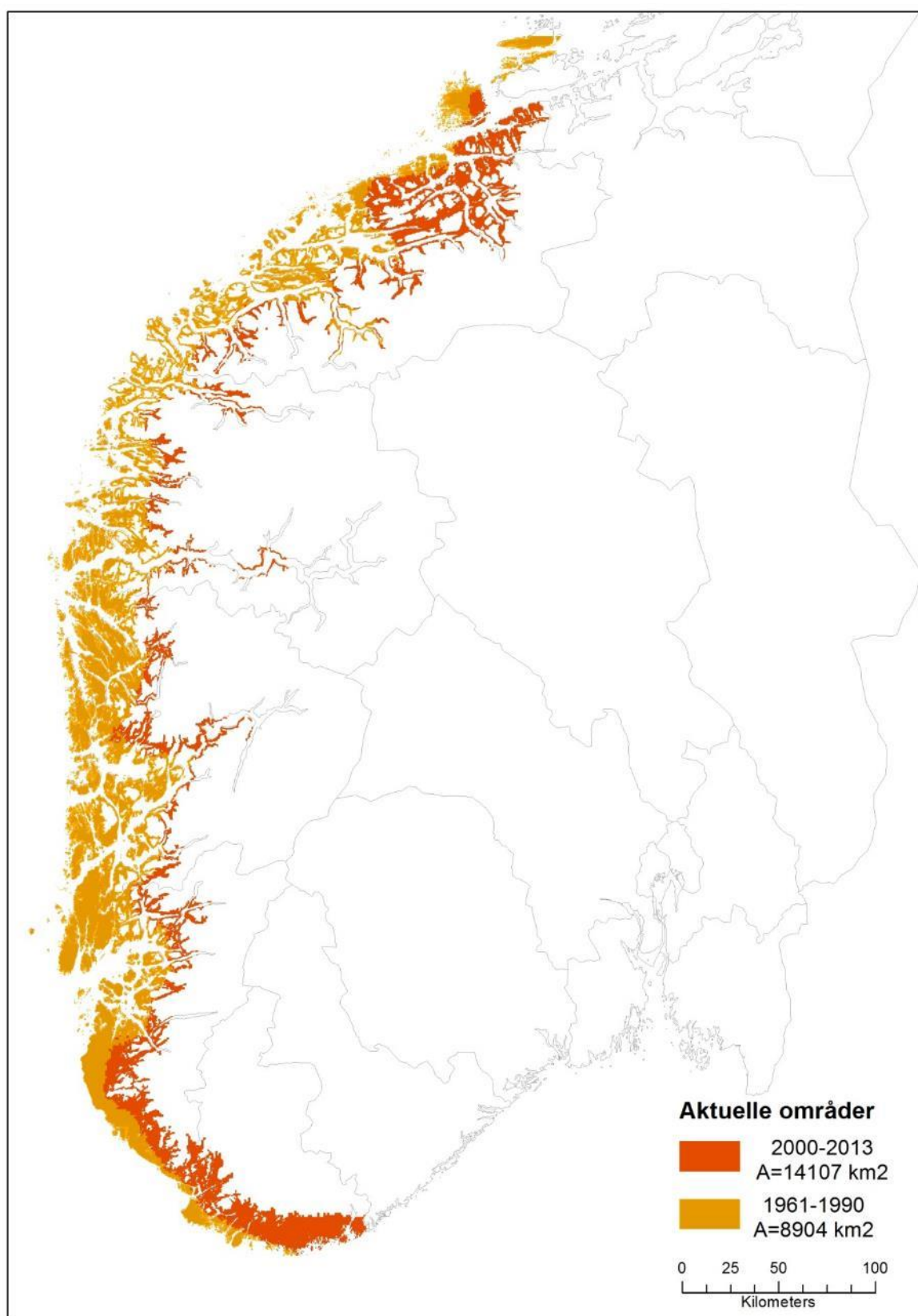
Regnskogsmiljøer er som navnet tilsier, klimatisk betingede områder. Klimaet der boreale og boreonemorale regnskoger forekommer, kan kort beskrives som utpreget oseanisk. DellaSala (2011) definerte grovt boreale og tempererte regnskoger i verden ved følgende klimaparametre:

- Årlige middeltemperaturer mellom +4° og +12°C.
- Årlig nedbør mellom 846 og 5600 millimeter
- Snørike vintre i høye fjellområder
- Betydelig nedbør i det tørreste kvartalet av året.
- Lav årlig fluktusjon i temperatur
- Temperatur for varmeste årstid (kvartal – sommer) mellom +7° og +23°C.

DellaSala (2011, Fig. 1.8) laget et utbredelseskart over boreale og boreonemorale regnskoger i Norge basert på den generelle regnskogsmodellen for disse utformingene av regnskog. I samme figur ble også et kart utarbeidet av Geir Gaarder basert på utbredelsen av regnskogtilknyttede lavarter presentert. Disse kartene kunne vært brukt som utgangspunkt for å angi definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog i ARKO. ARKO og andre kartleggingsprosjekter de siste 5–6 årene har slått fast at størst diversitet av regnskogstilknyttede arter finnes i de vestligste skogområdene langs kysten – artene utgjør et vintertermofilt element (se Moen 1998). Dernest er det kjent at de fleste artene kan kolonisere unge trær. Kystlyngheiområdet som er i gjengroing, utgjør åpenbart potensielle voksesteder for regnskogsartene, og dette er svært viktig å fange opp i en overvåking av hotspotet. Definisjonsområdet bør derfor avgrenses av havet i vest. For å avgrense et operasjonelt sammenhengende definisjonsområde basert på kunnskap om artenes utbredelse og deres voksestedskrav og definert ved klimatiske parametre og indikatorer velger vi i utgangspunktet følgende definisjon:

Områder under 250 moh. fra Lindesnes i syd til grensen mellom Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal i nord, avgrenset av havet i vest og isotermer for 0°C januar middeltemperatur i siste normalperiode (1961-90) mot øst (**Figur 25**).

Definisjonsområdet overensstemmer med avgrensningen av arealet hvor lokaliteter for registreringene av hotspotet i ARKO ble valgt ut, bortsett fra at vi her satte en øvre grense ved 200 moh. Denne avgrensningen vil fange opp alle habitatspesifikke arter vi kjenner i dag, og anslått mer enn 90 % av de kjente populasjonene av disse artene (se **Figur 18** og **Figur 19**).



Figur 25. Definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog (oransje) og økningen i areal (rødt) hvis meteorologiske data for 10 årsperioden 2000-2013 blir lagt til grunn.

6.2.1 Topografisk avgrensning av hotspot-habitatet innenfor definisjonsområdet

Innenfor definisjonsområdet forekommer hotspot-habitatet fattig boreonemoral regnskog sporadisk. For å kunne omsette definisjonen av hotspotet til operasjonelle kartleggingsenheter vil en ønske å kunne gjøre dette *a priori*, altså uten å oppsøke alle uttrukne overvåkingslokaliteter (se kap. 6.3) i felt og avgrense hotspotet enten ved hjelp av habitatspesifikke arters eller deres habitaters romlige fordeling innen rutene. For å kunne gjøre dette har vi valgt samme metodikk som ved utvalget av arealer for kartlegging av hotspotet i ARKO: vi avgrenser *potensielle habitatarealer* for hotspotet som kartpolygoner basert på et sett av topografiske indikatorer på høy stabil luftfuktighet (**Boks 4**). Det er viktig at de topografiske indikatorene blir testet ut i felt og eventuelt justert i en prøvekartlegging for overvåking av hotspotet.

Boks 4. Topografiske indikatorer på høy luftfuktighet, grenseverdier for uttegning av polygoner

1. Eksposisjon
 - Sektor fra NV til ØNØ (315° til 67.5° (360 grader)) **og**
2. Terrengform
 - $\geq 30^\circ$ i gjennomsnitt for arealet *eller*
 - arealer nedenfor skrent/bergvegg ($\geq 70^\circ$ og minst 10 m høy) uansett helning, uttegnet maksimalt 75 m fra basis av brattkant *eller*
 - arealer i kløfter (≤ 20 m bredde og ≥ 6 m høyde, uansett helning)

Uttegningen av polygoner i et testsett (se under) av tilfeldig utvalgte ruter ble utført manuelt i ArcMap, men ved et betydelig større antall overvåkingsruter bør det lages en topografisk modell basert på kriteriene som i GIS tegner ut polygonene maskinelt. Arealer under 100 m² blir ikke inntegnet som for andre hotspot-habitater i ARKO (se f.eks. Evju m. fl. 2015).

6.3 Utvalg av overvåkingslokaliteter

6.3.1 Forekomstfrekvens av hotspot-habitatet innenfor definisjonsområdet

Hvordan overvåkingslokaliteter velges ut, har betydning for hvorvidt resultatene fra overvåkingen kan generaliseres til hele definisjonsområdet eller om de kun representerer de overvåkede objektene. Den egenskapen som er av størst betydning for valg av metode, er hvor hyppig hotspot-habitatet forekommer innenfor definisjonsområdet. Naturtypens prevalens er et uttrykk for hvor hyppig naturtypen faktisk forekommer i alle mulige observasjonsenheter (Framstad 2013). Halvorsen (2011) antyder at for tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet går det en nedre grense for prevalens ved 0,02–0,1, dvs. at habitatet er til stede i 2–10 % av alle mulige observasjonssteder.

Man kan definere overvåkingslokaliteter gjennom å benytte rutenett. Rutenett benyttes i nasjonalt arealregnskap ved NIBIO (Strand & Rekdal 2006) og i flere overvåkingsprogrammer internasjonalt (Smart m. fl. 2003, Glimskär m. fl. 2005). I den nasjonale overvåkingen av hule eiker benyttes rutenett med maskestørrelse på 500 × 500 m (Sverdrup-Thygeson m. fl. 2013), mens rutenett med maskestørrelse på 250 × 250 m er foreslått for overvåking av strandenger i boreonemoral sone (Evju m. fl. 2015).

For å få en oversikt over prevalens av naturtypen og vurdere ulike maskestørrelser, trakk vi et tilfeldig utvalg på 100 ruter á 250 × 250 m fra de ca. 180 000 rutene innenfor definisjonsområdet. Polygoner basert på de topografiske indikatorene (**Boks 4**) ble så tegnet inn (i ArcMap 10.3) manuelt i hver rute, og arealberegnet. Vi utvidet deretter hver rute til 500 × 500 m med utgangspunkt i koordinatene for senterpunktet i de tilfeldige uttrukne 250 × 250 m-rutene for å vurdere forskjeller mellom to arealskalaer som i utgangspunktet begge kunne utgjøre grunnenheten i overvåkingsdesignet, og tegnet inn polygoner for disse rutene.

Tabell 6. Prevalens (forekomstfrekvens), gjennomsnittlig antall polygoner, gjennomsnittlig areal og totalt potensielt hotspot-areal i overvåkingslokaliteter av ulik størrelse.

Maskestørrelse	Prevalens	Ant. polygoner	Snitt areal (m ²)	Sum areal (km ²)
250 × 250 m	18 %	0,20	3102	0,31
500 × 500 m	35 %	0,50	10942	1,09

Tabell 6 viser at fattig boreonemoral regnskog forekommer relativt hyppig innenfor definisjonsområdet, og hyppig nok til at tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter kan gi tilfredsstillende resultater i en overvåking. Større ruter gir høyere prevalens og større areal pr. rute. Arealøkningen pr. rute skyldes både at større ruter inneholder flere figurer, men også at større areal av figurer innenfor 250 × 250 m-ruten fanges opp når rutestørrelsen økes.

Definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog utgjør 8 904 km² (**Figur 25**). De 100 tilfeldige utvalgte 250 × 250 m-rutene utgjør et landareal under 250 moh. på 5,29 km². Samlet areal for polygonene med utfigurert *potensielt hotspot-areal* var 0,31 km² (**Tabell 6**). Basert på disse tallene kan vi anslå potensielt habitatareal til **520** km² i definisjonsområdet.

Kartleggingen i ARKO er ikke basert på tilfeldige valgte arealer innenfor definisjonsområdet. I 2012 ble det imidlertid utført totalkartlegging av tre områder i Tysnes og Bømlo kommuner (Flynn & Gaarder 2012, Ihlen & Blom 2013). Polygoner ble uttegnet basert på forekomst av habitatspesifikke arter for hotspotet (dvs. en strengere avgrensning av hotspot-habitatet enn de topografiske kriteriene, jf. **Boks 4**). Det samlede undersøkelsesområdet utgjorde 17,30 km² og det samlede polygonarealet 0,42 km². Dette gir et estimat på **220** km² fattig boreonemoral regnskog *med habitatspesifikke arter* (altså *realisert hotspot-areal*) i hele definisjonsområdet. De tre undersøkelsesområdene ble ikke tilfeldig valgt, men derimot bevisst lagt til kjerneområder vest i definisjonsområdet der en antar sannsynligheten for forekomst av habitatspesifikke arter er størst. En skulle derfor anta at områdene for prøvekartleggingen ikke er representative for hele definisjonsområdet og at estimatet for realisert hotspot-areal er for høyt.

Estimatet for det potensielle hotspot-arealet i hele definisjonsområdet basert på tilfeldig uttrukne ruter, er mer enn to ganger så høyt som estimatet for realisert hotspot-areal basert på undersøkelsen fra kjerneområder i Hordaland. En kan med andre ord anta at en relativt stor andel polygoner i tilfeldig utvalgte ruter utenfor kjerneområdene kan være uten kjennetegnende arter og tyngdepunktarter for hotspotet under dagens klimaforhold.

6.3.2 Variasjon i forekomstfrekvens langs geografiske gradienter

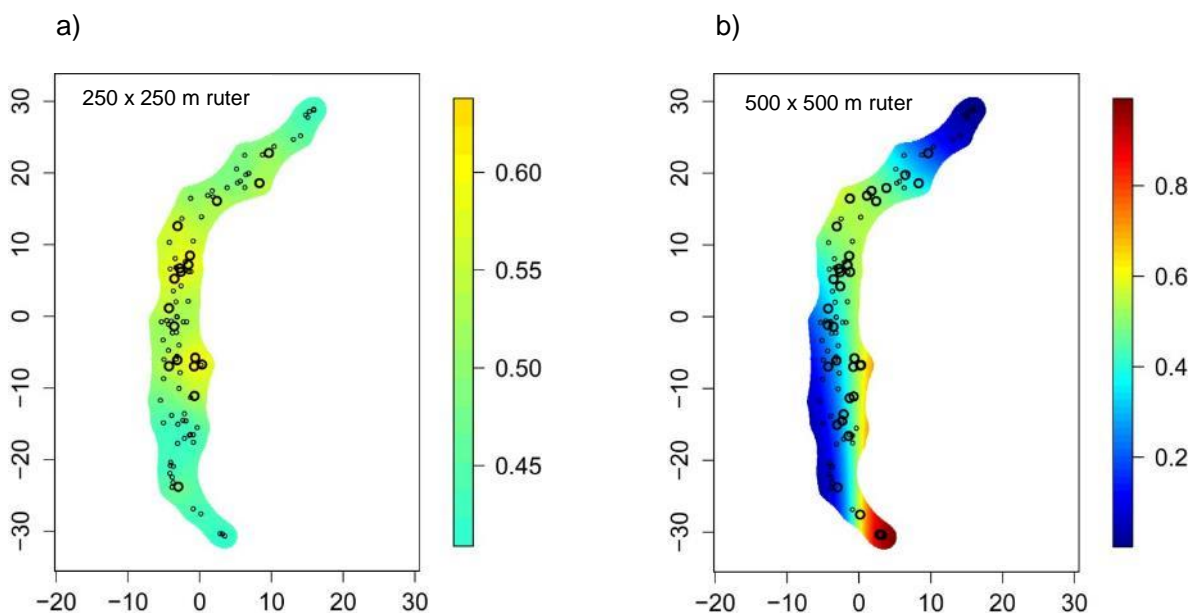
En annen sentral faktor vi ønsket å undersøke, var om forekomstsannsynligheten for hotspot-habitatet varierte innenfor definisjonsområdet. Definisjonsområdet har en tydelig endring i landskap langs vest-øst-gradienten, fra et småkollet kyst- og strandflatelandskap i vest til et dal- og fjordlandskap i øst. Relieffet i landskapet øker merkbart langs denne gradienten. Vi finner også variasjon fra syd til nord: et stort nokså flatt strandflatelandskap i syd (Jæren) og forekomst av høye fjell nær kysten fra Sognefjorden og nordover.

Vi brukte derfor resultatet fra de 100 tilfeldig valgte rutene og testet om sannsynligheten for forekomst av potensielt habitatareal (inntegnede polygoner basert på de topografiske parametrene)

terne) varierte innen definisjonsområdet, både med rutestørrelser på 250×250 og 500×500 m. Hvis testresultatet kan tolkes ut fra den topografiske variasjonen som er beskrevet ovenfor, kan det gi grunnlag for å vurdere en *stratifisering* i utvalget av overvåkingsrutene.

Sannsynligheten for at en gitt tilfeldig utvalgt rute har polygon, ble testet med logistisk regresjon, hvor koordinatene ble brukt som prediktorvariabler (romlig avhengighet som Gauss-felt ble beregnet fra integrert nøstet Laplace-approksimasjon). Som **Figur 26a** viser, er det liten variasjon i sannsynlighet for forekomst av hotspot-habitatet for 250×250 m-rutene, og mønsteret er ikke klart tolkbart.

For 500×500 m-rutene er variasjonen i sannsynlighet for forekomst av polygon imidlertid betydelig (**Figur 26b**). I den midtre delen av definisjonsområdet har vi en klart økende sannsynlighet for forekomst av polygon fra vest til øst, som samsvarer med den topografiske variasjonen i landskapet. I nord og helt i syd får vi utslag av at mange ruter er uten polygon (nord) eller at alle ruter (som er sterkt klumpet) har polygon (syd). Dette ser vi som utslag av tilfeldigheter, og mønsteret overensstemmer ikke med topografiske forhold i de distale delene av definisjonsområdet. Testen viser økende sannsynlighet for at en tilfeldig valgt rute kan ha potensielt hotspot-areal fra vest mot øst, og dette gir grunnlag for en vurdering av å stratifisere utvalget med hensyn på denne gradienten.



Figur 26. Fordeling av 100 tilfeldig valgte ruter **med** (store sirkler) og **uten** (små sirkler) innregnede polygoner for potensielt hotspot-areal for a) 250×250 m-ruter og b) 500×500 m-ruter. Fargefeltet angir definisjonsområdet og fargene viser ulik sannsynlighet for at en rute skal ha polygon.

6.3.3 Variasjon i forekomst av habitatspesifikke arter

Områdene valgt ut for kartlegging i ARKO representerer ikke hele definisjonsområdet, og de undersøkte arealene er for få for å bruke ARKO-resultatene til å vurdere variasjon i artsforekomst og -sammensetning langs øst-vest- og nord-syd-gradienter. Kartene over artsforekomster på kommunenivå generert fra Artskart (**Figur 18**, **Figur 19**, **Figur 20** og **Figur 21**, se kap. 0) gir imidlertid en god indikasjon på fordelingen av artsrikdom, fra kjerneområder til områder med få habitatspesifikke arter. De viser klart avtakende artsrikdom i de sydligste og nordligste delene av definisjonsområdet, mens variasjonen langs øst-vest gradienten er ulik for treboende og steinboende arter. Disse resultatene tyder på at å stratifisere utvalget av overvåkingslokali-

teter ved å overrepresentere kjerneområdene kan være nyttig for å sikre nok artsdata til gode statistiske analyser av endringer i artsrikdom over tid. Forventede endringer i klima, med potensielle endringer i viktige kjerneområder for artene, veier likevel mot å stratifisere utvalget (se under).

6.3.4 Klimaendringer og mulige innvirkninger på definisjonsområdet

Definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog er klimatisk betinget, med middeltemperaturen i januar som den viktigste avgrensende faktoren. Ved klimaendringer vil logisk definisjonsområdet kunne endres, og å kunne måle effekten av en klimaendring på artenes utbredelse og populasjonsstørrelser er viktige mål i en overvåking. Den siste norske klimarapporten (Hanssen-Bauer m. fl. 2015) beregner en temperaturøkning for Vestlandet fram mot år 2100 på 3,7 °C, hvor økningen blir størst om vinteren, og en forventer en lengre vekstsesong i kyststrøkene. For ett av utslippsscenarioene beregnes en økning i nedbørsmengde på 18 % og en doubling av antall dager med kraftig regn, men rapporten anslår ikke økningen i antall nedbørsdøgn, som vil være av stor betydning for vekselfuktige organismer.

Klimaendringsscenariet tilsier likevel at definisjonsområdet for fattig boreonemoral regnskog, definert ved januarmiddeltemperatur, vil utvides sterkt. Selv klimadata fra perioden 2010–2013 viser en kraftig økning i arealet i den sydligste og nordligste delen av definisjonsområdet, sammenlignet med normalperioden 1961–90 (**Figur 25**). Hvis en ønsker å fange opp de habitatspesifikke artenes migrasjon til nye områder utenfor det nåværende definisjonsområdet, må en beregne et nytt definisjonsområde ved en modell basert på klimaprognosene.

Overvåkingsopplegget som foreslås her, tar imidlertid særlig sikte på å belyse utviklingen av de viktigste habitatene for treboende arter og de epifyttiske artenes respons på endringene. Det er en betydelig gradient i frekvens og artsrikdom av de habitatspesifikke treboende artene innenfor vårt definisjonsområde, både fra vest (hot) mot øst, men også nordover og sydover fra kjerneområdene i Hordaland (**Figur 20**). Vi forventer en klimaendring som i utgangspunktet er gunstig for artene knyttet til fattig boreonemoral regnskog og som vi antar vil føre til utvidete utbredelsesområder for artene. Selv om vi ved det nå avgrensede definisjonsområdet ikke vil fange opp utvidelsen av det realiserte hotspot-arealet mot øst, syd og nord, vil overvåkingen fange opp den antatte økningen i frekvens av realiserte hotspot-arealer (antall polygoner med habitatspesifikke arter), og økningen i artsantall og populasjonsstørrelser pr. polygon, som resultat av endrede livsvilkår for artene. Dette gjelder særlig for de treboende artene, men et fuktigere klima, som prognosene tilsier, gir også en forventning om migrasjon av de steinboende artene mot vest (**Figur 21**).

6.3.5 Konklusjon

Hver overvåkingslokalitet er en rute på 500 × 500 m. Vi foreslår at overvåkingslokalitetene trekkes tilfeldig fra hele definisjonsområdet. Innenfor overvåkingslokalitetene utfigureres alle *potensielle* hotspot-arealer basert på de topografiske kriteriene (**Boks 4**). En topografisk modell bør utvikles slik at en slik utfigurering kan skje maskinelt.

6.4 Valg av indikatorvariabler

Flere kriterier må være oppfylt ved valg av overvåkingsindikatorer. De indikatorvariablene som inngår i et overvåkingsopplegg, må være representative for det vi ønsker å overvåke. De må også være følsomme for reelle endringer, være operasjonelle og effektive å registrere i felt (Halvorsen 2011).

Hovedformålet med overvåkingen av boreonemoral regnskog å få en oversikt over status og tidsutvikling for forekomst, habitatmengde og tilstand av de viktigste treslagene, rogn og has-

sel. I tillegg skal overvåkingen gi en oversikt over status og tidsutvikling i diversitet av habitat-spesialistene på rogn og hassel og på berg (fast fjell) og populasjonsutvikling hos disse artene.

Forekomst og mengde av viktige treslag i hotspot-habitatet

Forekomst og mengde av rogn og hassel i overvåkingslokalitetene er viktige indikatorer for habitatet og artene knyttet til det. Endringer i mengde i disse treslagene vil også gi et mål på gjengroing.

1. Antall polygoner med forekomst av rogn eller hassel pr. overvåkingslokalitet
2. Antall trær og barkareal av disse to treslagene pr. polygon. Dette medfører at hvert tre klaves (DBH) for å kunne beregne barkareal (under 2 m over bakken).

Tilstandsindikatorer

Tilstandsindikatorer er viktige for å følge utviklingen til hotspot-habitatet over tid. Indikatorene nedenfor anses som de viktigste.

Trenivå

1. Algepåvekst
2. Hjortegneg

Lokalitetsnivå (polygon)

3. Fremmede treslag
4. Arealinngrep inkludert deponier
5. Nylige hogster

Rødlistearter og habitatspesialister

1. Forutbestemte artslister over rødlistearter (gjeldende rødliste) og habitatspesialister (artsutvalg, antall, mengde)

6.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet

Data må samles inn på en slik måte at man sikrer utsagnskraftige resultater. Gjentak, for eksempel i form av prøveflater eller transekter innen overvåkingslokaliteten, sikrer muligheten til å utnytte informasjon om variabilitet innen lokaliteten til å lage estimer for indikatorvariabelens verdi og gjør det mulig å dekke lokal variasjon innenfor en overvåkingslokalitet. Faste eller tilfeldig utlagte prøveflater eller transekter er én mulig tilnærming. En enklere tilnærming er å samle én verdi for hver indikatorvariabel på hver avgrenset figur innenfor en overvåkingslokalitet. Dette gir ikke statistisk grunnlag for å vurdere endringer i den enkelte figur, men gir muligheter til å generalisere om hotspot-habitatet som sådan. For hotspotet fattig boreonemoral regnskog vil de fleste polygonene være av begrenset størrelse og vi velger derfor heller en to-talkartlegging for et utvalg av viktige indikatorvariabler innen hver overvåkingslokalitet.

Både de habitatspesifikke rødlisteartene og andre kjennetegnende arter og tyngdepunktarter forekommer med sterkt variabel hyppighet innenfor lokaliteter av fattig boreonemoral regnskog. Noen arter er ofte vanlige på lokalitetene og kan opptre som dominerende, mens andre som regel har svært små lokale populasjoner. For å fange opp også de lokalt sjeldne artene må en gjøre systematiske søk gjennom hele lokaliteten på egnet substrat.

Feltprosedyre for en overvåkingslokalitet blir da som følger:

1. Detaljavgrense areal i forhold til inntegnet polygon fra terrengmodell (grensejusteringer i felt)
2. Registrere og tegne inn naturtyper (NiN) av arealutstrekning $\geq 100 \text{ m}^2$.

3. Registrere, tegne inn og arealberegne tilstandsvariabler med kontinuerlig arealutstrekning (utbygging, deponi, plantefelt, hogstfelt)
4. Totalinventere lokaliteten for de utvalgte punktvis forekommende indikatorene (rogn, hassel, berg) og samtidig registre arter etter forutbestemt artsliste.
5. Måle tidsforbruk for feltregistreringen

6.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene

Alle stammer av treslagene rogn og hassel klaves (DBH), inkludert alle stammene i hver hasselbusk. Artsregistreringer på trær og registreringer av påvirkningsfaktorer direkte på trær (algepåvekst og hjortegneg) begrenses til disse to treslagene.

Alle bergvegger og knauser (fast fjell) over 1,5 m høyde punktfestes (GPS-punkter for horisontal utstrekning), og gjennomsnittlig høyde anslås. Dette gir grunnlaget for arealberegning av habitatarealet pr. polygon.

Hjortegneg registreres som forekomst/fravær pr. tre. Algepåvekst registreres i tre klasser: 1) fravær av algevekst, 2) algevekst < 20 % dekning av stammeareal under 2 m over bakken og 3) algevekst > 20 % av stammeareal under 2 m over bakken.

Areal av plantede treslag (plantefelt) tegnes inn og beregnes (digitaliseres) og gjennomsnittlig kronehøyde beregnes.

Alle individer av fremmede treslag og gran klaves og trehøyde måles/estimeres.

Alle rødlistearter og habitatspesifikke arter som påtreffes, posisjoneres nøyaktig ved hjelp av håndholdt GPS. Arter registreres som forekomst/fravær pr. tre (pr. stamme/skudd for hassel) og som antall ulike $1 \times 1 \text{ m}^2$ -ruter med forekomst av arter på berg. Artsregistreringene utføres opp til 2 m over bakken/basis av trær og berg.

Fotografier tas fra hver overvåkingslokalitet, og ulike retninger og tilstander skal fanges opp. Kamera med innebygd GPS benyttes, eventuelt noteres GPS-posisjon for hvert bilde separat. I tillegg noteres fotoretning og brennvidde, samt kommentarer om tilstand/bildemotiv.

6.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter

Vi ønsket å beregne utvalgsstørrelser for overvåking av fattig boreonemoral regnskog.

Som utgangspunkt for disse beregningene brukte vi det tilfeldige utvalget på 100 ruter innenfor definisjonsområdet, både $250 \times 250 \text{ m}$ -rutene og $500 \times 500 \text{ m}$ -rutene, hvor antall figurer og totalt areal innenfor rutene var beregnet.

Ettersom arealet av hotspot-lokalitetene ikke er forventet å endre seg, er dette imidlertid ikke en relevant tilstandsvariabel å benytte inn i beregningene. Relevante tilstandsvariabler er:

- antall figurer pr. overvåkingslokalitet med forekomst av rogn eller hassel
- mengde rogn eller hassel pr. overvåkingslokalitet
- gjennomsnittlig antall habitatspesifikke arter pr. overvåkingslokalitet

Vi har ikke data for disse tilstandsvariablene knyttet til de 100 rutene, men vi kan bruke data fra ARKO-kartleggingen av 59 figurer til å si noe om fordelingen av variablene. Disse dataene representerer imidlertid *realisert* hotspot-areal (altså areal der habitatspesifikke arter forekommer), ikke *potensielt* hotspot-areal, som er det som fanges opp av de topografiske kriteriene.

I dette datasettet forekommer rogn i 100 % av figurene, mens hassel forekommer i 44 %. Gjennomsnittlig antall habitatspesifikke rødlistearter pr. figur er 2,2 (standardavvik 1,9), og 78 % av figurene har forekomst av rødlistede habitatspesialister. Mengde av rogn og hassel er ikke skåret. Forekomst av rogn kan ikke brukes som tilstandsvariabel for å vurdere utvalgsstørrelse, ettersom den er 1 for alle figurer, og forekomst-fravær-variabler er generelt ikke egnet for t-tester (se under). Vi har derfor konsentrert oss om habitatspesifikke rødlistearter.

Vi antar at man ønsker å oppdage 20 % endring i tilstandsvariabelen (antall rødlistearter) med 80 % sannsynlighet (dvs. en teststyrke på 0,8). Når målet er å oppdage endring over tid, er det en fordel å velge faste overvåkingsruter som oppsøkes i hvert omdrev. Dette gir noe mindre dekning av geografisk variasjon i forhold til om man velger nye ruter i hvert omdrev, men faste ruter øker mulighetene for å oppdage endring over tid (større teststyrke) med mindre utvalgsstørrelser (se Sverdrup-Thygeson m. fl. 2013 for en vurdering av faste versus nye ruter for overvåking av hul eik).

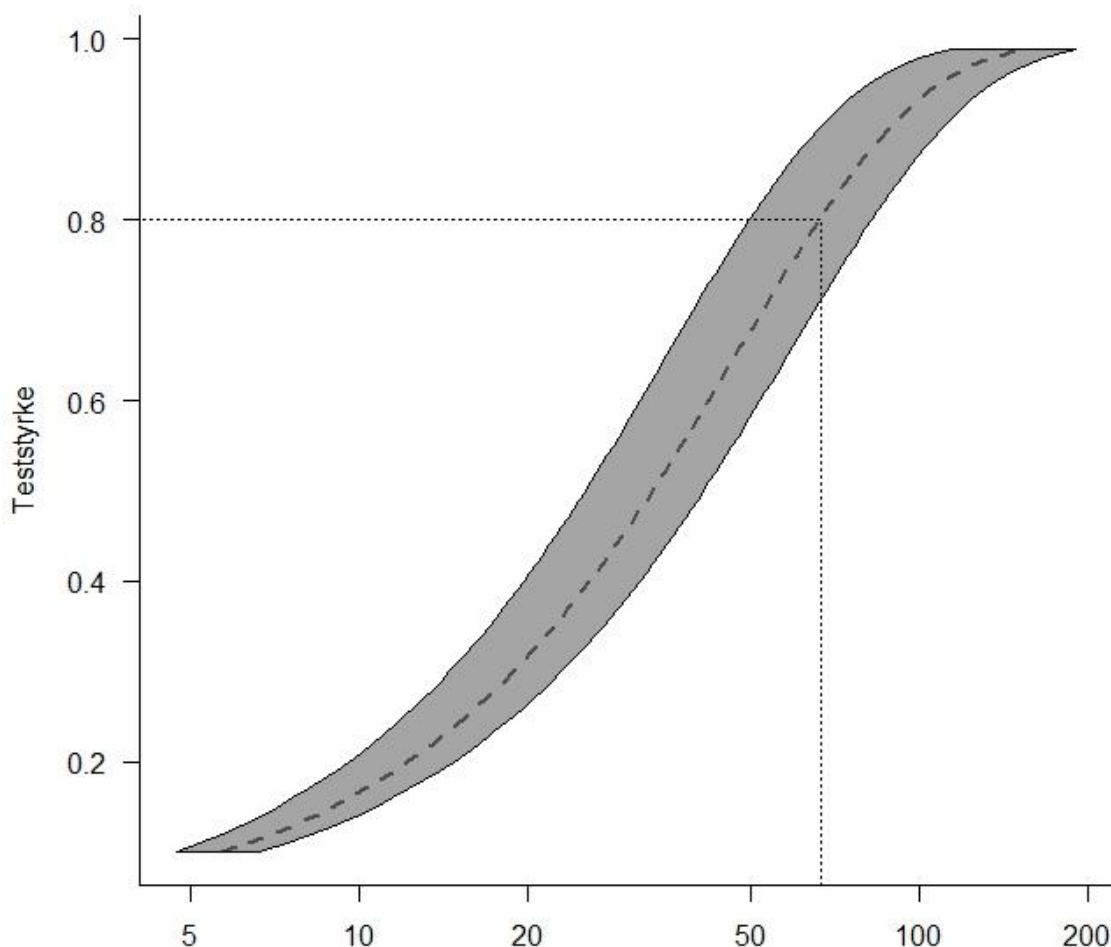
For å beregne forskjeller i en tilstandsvariabel mellom to tidspunkter ved overvåking i faste overvåkingslokaliteter brukes en parvis t-test, hvor de to observasjonene på samme lokalitet ved tid t og tid $t+1$ utgjør et par. En viktig faktor ved beregning av utvalgsstørrelser er variasjonen i endring, dvs. variansen til forskjellen innen par. Jo større variasjon i endring (sett i forhold til en gitt gjennomsnittlig endring på f.eks. 20 %), desto større utvalgsstørrelse trengs for å oppdage endringen. Vi har ingen tallfestet informasjon om endring i våre datasett. For å være på den sikre siden i forhold til utvalgsstørrelse (for mange heller enn for få) trenger vi å anslå en øvre grense for variasjon i endring. Det generelle uttrykket for variansen til en endring i tilstandsvariabel X fra tid t til $t+1$, det vil si variansen til differansen $D = X_{t+1} - X_t$, kan uttrykkes som:

$$\text{Var}(D) = \text{Var}(X_{t+1} - X_t) = \text{Var}(X_t) + \text{Var}(X_{t+1}) - 2\text{Cov}(X_t, X_{t+1}).$$

For å estimere $\text{Var}(D)$ trenger vi altså informasjon om tre størrelser: variansen til X ved tid t $\text{Var}(X_t)$, variansen til X ved tid $t+1$ $\text{Var}(X_{t+1})$ og kovariansen mellom X_t og X_{t+1} $\text{Cov}(X_t, X_{t+1})$. Vi kan estimere $\text{Var}(X_t)$ fra data, men har færre holdepunkter for å si noe om $\text{Var}(X_{t+1})$ og $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$. På bakgrunn av simuleringer gjort for andre hotspot-habitater har vi benyttet variansen i tilstandsvariabelen som den er målt ved tid t ($\text{Var}(X_t)$, som vi kan estimere fra dataene våre) som et øvre estimat for $\text{Var}(D)$ (se detaljer i Bakkestuen m. fl. 2014, Bratli m. fl. 2014, Evju m. fl. 2015). Dette bør gi utvalgsstørrelser på den sikre siden. I beregningene av utvalgsstørrelser korrigerte vi også for to andre momenter. For det første korrigerte vi for usikkerhet i datagrunnlaget ved å gjenta beregninger av utvalgsstørrelser for å oppdage 20 % endring for 2000 bootstrap-replikater av det fulle datasettet (dvs. 2000 tilfeldige utvalg av samme størrelse som det originale datasettet, trukket fra det originale datasettet med tilbakelegging). Dette ble brukt til å beregne 95 % konfidensintervaller for ønsket utvalgsstørrelse ved en gitt teststyrke. For det andre korrigerte vi for forventet andel ruter uten forekomst av fattig boreonemoral regnskog.

Resultatene antyder at om lag 70 overvåkingslokaliteter *med realisert* hotspot-areal er tilstrekkelig for å fange opp 20 % endring i antall rødlistede habitatspesialister (**Figur 27**).

Rødlistete habitatspesialister



Figur 27. Forholdet mellom utvalgsstørrelse (antall ruter) og teststyrke (sannsynlighet for å påvise en reell endring) for tilstandsvariable antall habitatspesifikke rødlistearter. Den stiplede linjen angir forholdet mellom teststyrke og antall ruter med fattig boreonemoral regnskog, med 95% konfidensintervall.

Ettersom ARKO-kartleggingen har foregått i hotspot-habitatets kjerneområde, er det ikke sikkert at disse polygonene er representative for hotspot-habitatet som sådan. Vi har ikke oversikt over forekomstfrekvens og mengde av rogn og hassel innenfor et tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter, og vi vet ikke hvor hyppig rødlistearter forekommer i et slikt utvalg. Vi kan imidlertid anta at artsrikdommen av rødlistearter er lavere utenfor hotspot-habitatets kjerneområde. Vi kjørte derfor analysene over på nytt, men med et datasett der forekomstfrekvensen av habitatspesifikke rødlistearter var 50 %, ikke 78 % som i analysene over. Gjennomsnittlig antall rødlistearter pr. figur var da 1,4 (mot 2,2 i det opprinnelige datasettet). Dette ga et anslag på ca. 80 overvåkingslokaliteter med hotspot-habitatet for å fange opp en 20 % endring (**Tabell 7**).

Tabell 7. Oversikt over beregnede utvalgsstørrelser for å kunne oppdage en 20 % endring i antallet habitatspesifikke rødlistearter pr. overvåkingslokalitet, med gjennomsnitt og øvre og nedre grense i et 95 % konfidensintervall, for to ulike scenarier: 1) rødlistearter forekommer i 78 % av lokalitetene med realisert hotspot-areal (som i ARKO-kartleggingen), og 2) rødlistearter forekommer i 50 % av lokalitetene med realisert hotspot-areal. Antall overvåkingslokaliteter totalt er beregnet ut fra at potensielt hotspot-areal forekommer i 35 % av lokalitetene, mens realisert hotspot-areal forekommer i 40 % av det potensielle hotspot-arealet (se teksten for detaljer).

	Antall overvåkingslok. med habitatet			Antall overvåkingslok. totalt		
	Snitt	Øvre	Nedre	Snitt	Øvre	Nedre
Med rødlistearter i 78 % av lok.	67	83	50	478	593	357
Med rødlistearter i 50 % av lok.	78	92	64	557	657	457

Testutvalget av 100 500 × 500 ruter viste at potensielt hotspot-areal forekommer i ca. 35 % av alle overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet (**Tabell 6**). Samtidig viste totalkartleggingen i tre områder i Hordaland at realisert hotspot-areal er betraktelig mindre, kanskje opp mot 40 %, men sannsynligvis mindre, av potensielt hotspot-areal (siste avsnitt i kap. 6.3.1). Gitt tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter på 500 × 500 m, bør derfor minst 500 overvåkingslokaliteter inngå i en overvåking.

Beregningene av utvalgsstørrelse kan betraktes som et konservativt estimat. Dersom variasjonen i artsrikdom av rødlistearter er betraktelig større enn det vi har lagt til grunn i disse analysene, vil et større antall overvåkingslokaliteter måtte inngå i overvåkingen for å fange opp endringer i artsrikdommen. En prøvekartlegging vil kunne gi oss sikrere data. Alternativt kan man vurdere antallet ruter fortløpende etter hvert overvåkingsår og justere det ettersom sikrere estimater oppnås.

I tråd med annen nasjonal overvåking foreslår vi gjenkartlegging av faste overvåkingslokaliteter hvert femte år. Overvåkingslokalitetene fordeles med 100 ruter årlig i femårige omdrev. Antall lokaliteter som må oppsøkes i felt, vil da ligge i størrelsesorden 35 i året, i hvert fall i første overvåkingsomdrev.

6.8 Datalagring, analyse og rapportering

Egenskapsdata og artsobservasjoner lagres i egen database for overvåkingen. Data lagres i formater som sikrer effektiv overføring av artsdata til Artskart/GBIF. Innsamlinger av utvalgte mose- og lavarter foretas for dokumentasjon og for sikker bestemmelse av kritiske taksa. Alle innsamlinger leveres offentlig herbarium. Funnopplysninger dataregistreres i henhold til formater og nomenklatur spesifisert av Artskart/GBIF (Darwin Core, Artsnavnebasen). Bilder lagres i fotodatabase sammen med egenskaper tilknyttet hver bilde.

Statistiske analyser vil omfatte endringer i indikatorvariabler over tid. Endringer i realisert hotspot-areal og antallet lokaliteter med slike endringer vil kunne beregnes fortløpende etter hvert nye overvåkingsomløp. Det samme vil endringer i indikatorvariabler. Flere statistiske metoder er aktuelle. ANOVA og t-tester vil kunne brukes til å vurdere endringer i areal og tilstand til hotspot fattig boreonemoral regnskog. Avhengig av registreringsmetode kan det være nødvendig å ta høyde både for romlig og temporær autokorrelasjon og ulike feilfordelinger i variablene, f.eks. ved bruk av generaliserte miksedde modeller (GLMM; Pinheiro & Bates 2000).

For en del av de sjeldneste artene vil vi sannsynligvis ikke ha nok data til å kunne trekke statistisk holdbare slutninger om antallet forekomster og utviklingen i antallet, i hvert fall ikke på kort

sikt. Beregning av endringer for rødlistearter, kjennetegnende arter og tyngdepunktarter som grupper, vil derfor være svært relevant. Slike endringer vil knyttes opp mot overvåkingsindikatorer på lokalitetsnivå.

6.9 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse

Tidsbruk pr. overvåkingslokalitet vil variere avhengig av størrelsen på hotspot-areal innenfor lokaliteten, terrengforhold, mengden av indikatorvariablene, artstilfang og kompleksitet og reisetid til lokaliteten. Behovet for etterarbeid med artsbestemmelser vil variere sterkt mellom lokaliteter.

Arbeidet med ett omdrev (100 ruter) kan deles opp i 3 faser:

1. Avgrensning på kart av polygoner for ruter hvor ett eller flere områder tilfredsstiller de topografiske indikatorene. Avgrensningen utføres i GIS, enten maskinelt/automatisk eller manuelt. Automatisk uttegning fordrer at en har laget en terrengmodell basert på de topografiske indikatorene. Ressursbruken vil hovedsakelig gå med til å lage modellen og anslås til ca. 1 ukeverk. Erfaring med manuell uttegning i GIS (de 100 uttrukne testrutene) tilsier en arbeidsmengde på ca. 40 t ved bruk av denne metodikken.
2. Flybildetolkning for å avgjøre hvilke polygoner som skal feltundersøkes; hvilke polygoner som har trær. Ved manuell uttegning gjøres dette samtidig med uttegningen i GIS for hver rute. Arbeidsmengden anslås til 15 t.
3. Feltkartlegging av realiserte polygoner (områder med trær). Erfaring fra testrutene tilsier at de alle fleste rutene har trær og skal feltundersøkes. Feltkartleggingen utføres i team på to inventører som samarbeider om identifisering og avgrensning. Dette er påkrevd av sikkerhetshensyn i det bratte og ofte ulendte terrenget i hotspotet, men vil også sørge for god arbeidsflyt. Feltarbeidet innen hvert område (polygon) vil sterkt avhenge av størrelsen på polygonet og anslås å variere mellom 3 og 12 timer.

Testen med 100 tilfeldige trukne ruter ga som resultat at ca. 35 hadde arealer (polygoner) som tilfredsstilte de topografiske indikatorene. Basert på flybildetolkning av testrutene antar vi at reduksjonen av antall polygoner som ikke skal feltundersøkes (som mangler trær) er liten. Tidsbruken for feltarbeidet pr. år i ett omdrev anslås å ligge rundt 45 feltdager a 10 t for et team på to personer, men antas å reduseres noe i seinere omdrev.

Utvalg av overvåkingslokaliteter, flybildetolkning og tilrettelegging av manuskart for feltarbeid krever kompetanse innen GIS. Erfaring med naturtypen og flybildetolkning er en fordel. Selve overvåkingen krever høy botanisk kompetanse innen artsbestemmelse av lav og moser, hvor mange av artene er krevende å artsbestemme. En forventer at inventørene skal kunne identifisere individer av arter som er potensielt nye for Norge. Det kreves også god kompetanse innen kartlegging og identifisering av naturtypen og registrering av indikatorer. Det er nødvendig med opplæring i registreringsmetoden og kalibrering, særlig dersom flere team er involvert. Før hver feltsesong bør det arrangeres kalibreringskurs.

7 Konklusjon om forslag til overvåkingsopplegg

Dette kapittelet oppsummerer forslag til overvåkingsopplegg for hotspot fattig boreonemoral regnskog i Norge. Vi har utnyttet ARKO-data samlet inn i perioden 2009-2013 og benyttet disse til å estimere grunnleggende viktige parametere for et nasjonalt overvåkingsopplegg. Med grunnlag i disse beregningene har vi foreslått et overvåkingsopplegg som gjør det sannsynlig at vi vil kunne oppdage endringer i de foreslåtte indikatorene over tid. I **Boks 5** beskriver vi dette overvåkingsopplegget. Dette opplegget tar ikke høyde for å fange opp alle effekter av klimaeendringer og en må vurdere om definisjonsområdet for hotspotet bør redefineres i forhold til prognoser om klimautviklingen.

Boks 5. Overvåkingsopplegg for hotspot fattig boreonemoral regnskog

Overvåkingsformål	Oversikt over status og tidsutvikling av det realiserte habitat-arealet og den økologiske tilstanden til forekomstene av fattig boreonemoral regnskog. Oversikt over status og tidsutvikling for rødlistearter og andre arter knyttet til hotspot-habitatet.
Overvåkingsindikatorer	<i>Forekomst og mengde av viktige treslag i hotspot-habitatet</i> <ul style="list-style-type: none"> • Hassel og rogn <i>Forekomst og mengde av berg > 1,5 m høye</i> <i>Forekomst av viktige påvirkningsfaktorer</i> <ol style="list-style-type: none"> 1. Algepåvekst 2. Hjortegneg 3. Fremmede og plantede treslag 4. Arealinngrep <i>Arter</i> Artslister over rødlistearter, kjennetegnende arter og tyngdepunktarter (artsutvalg, antall, mengde)
Definisjonsområde	Areal under 250 moh. hvor middeltemperaturen (1961–90) i januar er > 0 °C.
Utvalg av overvåkingslokaliteter	Definisjonsområdet deles inn i overvåkingslokaliteter på 500 x 500 m. Overvåkingslokaliteter trekkes tilfeldig. De samme overvåkingslokalitetene følges opp fra gang til gang. Antall ruter kan justeres ettersom kunnskapen forbedres.
Overvåkingsfrekvens	I alt 100 ruter, spredt på hele definisjonsområdet, trekkes hvert år, totalt 500 ruter i et omløp på 5 år.
Innsamling av data på overvåkingslokaliteten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Utfigurering av potensielt hotspot-areal ved hjelp av en terengmodell basert på topografiske indikatorer (GIS). 2. Tolking av flyfoto. Overvåkingslokaliteter med potensielt hotspot-areal, men helt sikkert uten realisert hotspot-areal undersøkes ikke i felt (treløse arealer). 3. Feltarbeid. <ul style="list-style-type: none"> • Detaljavgrensning med digitalisering av grenser av overvåkingsarealet • Arealavgrensning av inngrep med foto • Inventere lokaliteten for indikatorvariabler med artsregistreringer fra forutbestemt liste

	Se kapittel 6.4-6.6
Analysemetoder	<p>Formål: svare på overvåkingsformålet, dvs. sammenligne verdier for overvåkingsindikatorer for ulike observasjonsperioder eller overvåkingslokaliteter, analysere mønstre i endringer i indikatorverdier for lengre tidsserier og analysere sammenhenger mellom indikatorverdier og miljøvariabler/påvirkningsfaktorer som grunnlag for å forstå observerte endringer.</p> <p>Aktuelle metoder: t-tester, ANOVA, GLMM.</p>
Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse	Forarbeidet krever kompetanse og erfaring med GIS-arbeid og flybildetolkning. Feltarbeidet krever høy kompetanse på moser og lav og god kjennskap til og erfaring med naturtypen.

8 Referanser

- Artsdatabanken 2015. Artskart. <http://artskart.artsdatabanken.no>. Data om lav, moser og karplanten hinnebregne lastet ned 28.09.2015.
- Averis, A. B. G., Genney, D. R., Hodgetts, N. G., Rothero, G. P. & Bainbridge, I. P. (2012). Bryological assessment for hydroelectric schemes in the West Highlands – 2nd edition. - Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.449b. 23 s.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1102. 46 s.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, Hans H., Ekanger, I., Løken, B. Nilsen, J. & Sætersdal, M. 2001. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 3: Innstruks for registrering 2001. - Skogforsk og Landbruksdepartementet, Ås. 32 s.
- Bendiksen, E., Brandrud, T. E., Røsok, Ø. (red.), Framstad, E., Gaarder, G., Hofton, T. H., Jordal, J. B., Klepsland, J. T. & Reiso, S. 2008. Boreale lauvskoger i Norge. Naturverdier og udekket vernebehov. - NINA Rapport 367. 331 s.
- Blom, H. H. 2008. Skoglevende rødlistearter og deres tilknytning til livsmiljø. Rødliste 2006 og sammenligninger med rødliste 1998. - Oppdragsrapport fra Skog og landskap 13/2008. 15 s.
- Brandrud, T. E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Kalklindeskog - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 711. 50 s.
- Brandrud, T. E., Evju, M. & Skarpaas, O. 2014. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Beskrivelse av opplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1057. 37 s.
- Bratli, H., Jordal, J. B., Stabbetorp, O. E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Naturbeitemark - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 714. 85 s.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J. B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1100. 76 s.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. - Trends in Ecology & Evolution 16: 242-248.
- Coppins, B.J., James, P.W. & Hawksworth, D.L. 1992. New species and combinations in the lichen flora of Great Britain and Ireland. - Lichenologist 24(4):351-369.
- Coppins, S. & Coppins, B.J. 2012. Atlantic Hazel: Scotland's Special Woodlands. – Atlantic Hazel Action Group, Kilmartin. 134 s.
- Degelius, G. 1935. Das ozeanische Element der Strauch- und Laubflechtenflora von Skandinavien. Acta Phytogeographica Suecica 7: 1-411.
- DellaSala, D. (red.) 2011. Temperate and boreal rainforests of the world.- IslandPress, Washington. 295 s.
- DN 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave 2006 (oppdatert 2007). - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 254 s.
- Dobson, A. P., Rodriguez, J. P., Roberts, W. M. & Wilcove, D. S. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. - Science 275: 550-553.
- Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Jordal, J. B., Molia, A., Nordén, B., Stabbetorp, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2012. Kartlegging og overvåking av rødlistearter: Framdriftsrapport for ARKO-prosjektet 2012. - NINA Minirapport 406. 44 s.
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. - NINA Rapport 1170. 116 s.
- Flynn, K. M. & Gaarder, G. 2012. Kjøleg boreonemoral regnskog i Bømlo og Tysnes – resultat frå kartlegging i to prøvefelt i 2012. - Miljøfaglig Utredning Rapport 2012-41. 139 s.

- Flynn, K. M., Blom, H. H., Gaarder, G. & Jordal, J. B. 2014. Kartlegging av fattig, boreonemoral regnskog og anna kystfuruskog i 2013. - Miljøfaglig Utredning Rapport 2014-14. 34 s.
- Framstad, E. 2013. Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåkingsopplegg. - NINA Rapport 971. 111 s.
- Framstad, E. & Kålås, J. A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold - videreutvikling av dagens naturovervåking (TOV). - NINA Oppdragsmelding 702. 49 s.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim. 210 s.
- Gjerde, I. & Baumann, C., red. 2002. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. - Norsk institutt for skogforskning, Ås. 224 s.
- 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.
- 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.
- Glimskär, A., Löfgren, P. & Ringvall, A. 2005. Uppföljning av naturvärden i ängs- och betesmarker via NILS – statistisk utvärdering och förslag till design. - Sveriges lantbruksuniversitet Arbetsrapport 146: 1-83.
- Gaarder, G. 2004. Regnskog på Nordvestlandet - finnes det? - *Rallus* 33: 112-121.
- Gaarder, G., Jordal, J. B., Fjeldstad, H. & Johnsen, J. I. 2010. Miljørapport nr. 3 -2010. Supplerende kartlegging av naturtyper i Rogaland i 2009. - Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernavingdelinga. 161 s.
- Gaarder, G., Blom, H. H., Flynn, K. M. & Moe, B. 2013. Kystfuruskog i Noreg. Eigna som utvalde naturtyper etter naturmangfaldlova? - Miljøfaglig Utredning Rapport 2013:41. 98 s + vedlegg.
- Gaarder, G., Blindheim, T., Fjeldstad, H., Hofton, T. H., Høitomt, T., Ihlen, P. G. & Langmo, S. H. L. 2015. Kartlegging av kystfuruskog i Rogaland og Hordaland i 2014. - Miljøfaglig Utredning Rapport 2015-23. 43 s.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. - Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10. 117 s.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lingaard, A. 2015. Natur i Norge – NiN. Versjon 2.0.0. - Artsdatabanken, Trondheim (<http://www.artsdatabanken.no/nin>).
- Hanssen-Bauer, E. J., Førland, I., Haddeland, H., Hisdal, S., Mayer, A., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, A. B., Sandø, A., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag og klimatilpasning oppdatert i 2015. - NCCS rapport 2/2015. 203 s.
- Hassel, K., Appelgren, L., Blom, H. H., Flynn, K. M., Gaarder, G., Heegaard, E., Høitomt, T., Jordal, J. B., Lima, M., Söderström, L. & Wangen, K. 2014. *Colura calyptrifolia* a new oceanic liverwort to Norway and Scandinavia. - *Lindbergia* 37: 1-5.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. red. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. - Artsdatabanken, Norge. 193 s.
- Ihlen, P. G. 2014. Fattig boreonemoral regnskog i Farsund og Flekkefjord – prøvekartlegging i forbindelse med faggrunnlag for handlingsplan. - Rådgivende Biologer Rapport 1909. 16 s.
- Ihlen, P. G. 2015. Fattig boreonemoral regnskog på østsiden av Lyngrespollen. - Rådgivende Biologer Rapport 2064. 19 s.
- Ihlen, P. G. & Blom, H. H. 2013. Kystfuruskog i Tysnes og Fusa kommuner - prøvekartlegging i forbindelse med faggrunnlag til handlingsplan. - Rådgivende Biologer Rapport 1714. 34 s.
- Ihlen, P. G. & Eilertsen, L. 2014. Fattig boreonemoral regnskog i Sveio kommune – prøvekartlegging i forbindelse med faggrunnlag til handlingsplan. - Rådgivende Biologer Rapport 2014. 24 s.

- IPPC 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P. M. (red.)). - Cambridge University press, Cambridge og New York. 1466 s.
- Jørgensen, E. 1934. Norges levermoser. - Bergen Museums Skrifter 16. 343 s.
- Jørgensen, P. M. 1996. The oceanic element in the Scandinavian lichen flora revisited. - Acta Univ. Ups. Symb. Bot. Ups. 31(3): 297 – 317.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. 2006. Norsk rødliste 2006 - 2006 Norwegian Red List. - Artsdatabanken, Norway. 416 s.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norway. 480 s.
- Landsskogtakseringen 2008. Landsskogtakseringens feltinstruks 2008. - Håndbok fra Skog og landskap 05/2008. 21 s.
- Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2010. Effective ecological monitoring. - CSIRO Publishing, Collingwood.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss (2 opplag 1999). 199 s.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. - The Environmentalist: 178-208.
- Nordbakken, J-F. 2012. Vestamerikansk hemlokk *Tsuga heterophylla*. – Artsdatabankens faktaark 230. 3 s.
- Nordén, B., Evju, M. & Jordal, J. B. 2015. Gamle edelløvtrær - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. - NINA Rapport 1168. 91 s.
- Næss, C. & Sverdrup-Thygeson, A., red. 2010. Hotspot truede arter. Brosjyre ARKO-prosjektet - NINA, Oslo/Trondheim. 20 s.
- Pinheiro, J.C. & D.M Bates. 2000. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. - Springer, New York.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C. & Gibbons, D. W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. - Nature 365: 335-337.
- Preston, F. W. 1948. The commonness, and rarity, of species. - Ecology 29: 254-283.
- Prøsch-Danielsen, L. & Simonsen, A. 2000. Palaeoecological investigations towards the reconstruction of the history of forest clearances and coastal heathlands in south-western Norway. - Veg. Hist. Archaeobot. 9: 189–204.
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. - Trends in Ecology & Evolution 13: 275-280.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. - Cambridge University Press, Cambridge, UK. 437 s.
- Skarpaas, O., Evju, M. m. fl. in prep. Revisjon av indikatoren "Alge på bjørk" til Naturindeks. - NINA Rapport in prep.
- Skarpaas, O., Diserud, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Predicting hotspots for red-listed species: multivariate regression models for oak-associated beetles. - Insect Conservation and Diversity 4: 53-59.
- Smart, S.M., Clarke, R.T., van de Poll, H.M., Robertson, E.J., Shield, E.R., Bunce, R.G.H. & Maskell, L.C. 2003. National-scale vegetation change across Britain; an analysis of sample-based surveillance data from the countryside surveys of 1990 and 1998. - Journal of Environmental Management 67: 239-254.
- Strand, G.H. og Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18x18 system description. - NIJOS rapport 2006: 3: 1-20.
- Størmer, P. 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. - Univesitetsforlaget, Oslo. 288 s.

- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J.O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. - NINA Rapport 317. 96 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Blom, H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Endrestøl, A., Framstad, E., Jordal, J. B., Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E., Wollan, A. K. & Ødegaard, F. 2009. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (ARKO). Faglig framdriftsrapport for 2009. - NINA Rapport 528. 78 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E. (red.), Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J.B. & Ødegaard, F. 2011a. Hotspots – naturtyper med mange truete arter. En gjennomgang av rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 683. 66 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2011b. Hule eiker - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 710. 47 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1007. 29 s.
- Tomter, S. M. & Dalen, L. S. 2014. Bærekraftig skogbruk i Norge. – Norsk institutt for skog og landskap, Ås. 341 s.
- Wollan, A. K., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Bratli, H., Endrestøl, A., Stabbetorp, O. E., Sverdrup-Thygeson, A. & Halvorsen, R. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 713. 89 s.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. - Trends in Ecology & Evolution 16: 446-453.
- Ødegaard, F., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Jordal, J. B., Nilsen, J.-E., Stokland, J. N., Sverdrup-Thygeson, A. & Aarrestad, P. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Framdriftsrapport 2003-2004. - NINA Rapport 174. 54 s.
- Ødegaard, F., Brandrud, T. E., Hansen, L. O., Hanssen, O., Öberg, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011a. Sandområder - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 712. 82 s.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011b. Dyremøkk - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 715. 42 s.
- Øyen, B.-H., Andersen, H. L., Nygaard, P. H. & Stabbetorp, O. E. 2009. En vurdering av økologisk risiko ved bruk av introduserte bartreslag i Norge. Erfaringer ved bruk av kriteriesettet for Norsk svarteliste 2007. – Forskning fra Skog og landskap 01/09. 13 s.
- Aas, W., Larssen, T., Solberg, S., Wright, R. & Yttri, K. E. 2009. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. - NILU OR 52/2009. 45 s.

Vedlegg 1 Lokalteter undersøkt i ARKO-prosjektet

Lokalteter undersøkt i ARKO-prosjektet med antall rødlistede (Rødliste 2010) og ikke rødlistede kjennetegnende arter (K) og tyngdepunktarter (T) samt andre rødlistede mose og lavarter (Rødliste 2010; bare lavarter ble funnet). Fylke: Ho = Hordaland, Ro = Rogaland, SF = Sogn og Fjordane.

Fylke	Kommune	Lokalitet	Areal (daa)	Rødliste- de K og T arter	Andre K og T arter (Ikke RL)	Andre rødliste- de arter (lav)
Ho	Austevoll	Ø for Åkyllaren	24,5	5	1	0
Ho	Austevoll	Ø for Tjørnhaugen	45,7	2	0	0
Ho	Austevoll	SØ for Bukkhaugen	4,1	2	1	0
Ho	Fitjar	Fossvika	45,9	1	2	0
Ho	Fitjar	SØ for Svanarindetjørnane	62,6	3	6	0
Ho	Fitjar	Risdalen	24,1	0	2	0
Ho	Fitjar	Livdalen	23,5	0	4	0
Ho	Fitjar	V for Larstjørna	20,7	4	5	0
Ho	Fitjar	S for Tislevollseter	8,7	0	2	0
Ho	Fitjar	Ramsvik	4,1	0	1	0
Ho	Fitjar	Bangåsen	7	2	2	0
Ho	Fitjar	Ø for Skutesmågåsane	5,2	2	3	0
Ho	Fitjar	Tømmerskarhaugen	23,8	0	2	0
Ho	Fusa	Hatledalsåsen nordre kløft	22,2	3	9	3
Ho	Fusa	Hatledalsåsen søndre kløft	37,4	4	6	2
Ho	Stord	Flono/S for Stemmetjørna	34,2	0	2	0
Ho	Stord	Ø for Hodnelandshaugen	3,1	0	1	0
Ho	Stord	Ø for Klenevågen	5,7	2	4	0
Ho	Stord	Geitåsen N	39	7	4	1
Ho	Stord	V for Krokstjørna	2	2	3	0
Ho	Stord	Valavatnavågen	35	7	5	0
Ho	Stord	Røyrtjørna N	38,2	6	3	0
Ho	Stord	Storeholmen S	21,3	3	3	0
Ho	Stord	Storavatnet Ø	33	3	2	0
Ho	Stord	Heltedalen	13	1	2	0
Ho	Stord	Petarteigdalen	29	3	4	2
Ho	Stord	Petarteigdalen V	15,3	1	1	1
Ho	Stord	Dåviksåta nord	7,3	1	1	0
Ho	Stord	Stokkatjørna	12,1	1	1	1
Ho	Stord	Øvre Petarteigvatnet	15,5	2	2	0
Ho	Stord	Ellingdalsvatnet NV	6,5	0	1	0
Ho	Stord	Ellingdalsvatnet S	4,7	0	0	0
Ho	Stord	Bjørkevika	6,2	1	1	0
Ho	Stord	Røyrtjørna sør	30,9	4	5	0
Ho	Stord	Øvstedalen nedre	15	2	3	0
Ho	Stord	Øvstedalen øvre	3,1	1	2	0
Ho	Sveio	SØ for Storåsen	11	4	4	1
Ho	Sveio	N for Storehovda	124,3	4	6	3
Ho	Sveio	N siden av Dreng	29	3	4	0
Ho	Sveio	N siden av Børshovda	28,9	4	5	1

Ho	Sveio	N for Selsåsåsen	17,1	3	2	0
Ho	Tysnes	S for Svartavatnet	14,8	2	3	0
Ho	Tysnes	N for Laukhammarsåta	12,5	1	3	1
Ho	Tysnes	V for Bjørnakletten	41,8	2	3	0
Ho	Tysnes	S for Gjøvågstjørna	14,4	2	1	0
Ho	Tysnes	NØ side Bjørnakletten	41	5	2	1
Ho	Tysnes	Vernøya, Straumtjørn	7,1	2	1	0
Ho	Tysnes	Midtvatnet SV	5,3	6	3	0
Ho	Tysnes	Lauvåsen nord / Sagdalen	7,7	6	7	2
Ho	Tysnes	Sperråsen N	3	2	1	0
Ro	Tysvær	Hapnes	24,6	0	0	0
Ro	Tysvær	Elfarvik	10,1	0	1	0
Ro	Tysvær	NØ for Virke/Ramsvika	14,4	0	0	0
SF	Bremanger	Inste Bårdvikneset Ø	29	1	2	1
SF	Bremanger	Inste Bårdvikneset	75,6	1	4	2
SF	Gulen	Stemnebøfjellet Ø	271,3	4	2	2
SF	Gulen	Kyrkjefjellet N	23	1	1	0
SF	Solund	Skopefjellet V	12,9	1	1	0
SF	Solund	Blomdalen	13,1	0	4	0



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2794-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger