

Kalkberg – et hotspot-habitat

Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III

Harald Bratli, Marianne Evju, Odd E. Stabbetorp



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.

Kalkberg – et hotspot-habitat

Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III

Harald Bratli

Marianne Evju

Odd E. Stabbetorp

Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O. E. 2015. Kalkberg – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III - NINA Rapport 1171. 49 s.

Oslo, oktober 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2796-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Harald Bratli

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-402|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Per Johan Salberg

FORSIDEBILDE

Nordre Åi, Nordherad, Vågå kommune. Foto: Harald Bratli.

NØKKEWORD

Kalkberg, hotspot-habitat, norsk rødliste, truede arter, kartlegging, overvåking, metodeutvikling, lav, Norge.

KEY WORDS

Calcareous rock, hotspot habitat, Norwegian redlist, threatened species, survey, monitoring, lichens, 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

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O. E. 2015. Kalkberg – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1171. 49 s.

Hotspot-habitatet kalkberg er kalkrike bergvegger og bergknauser, som er naturlig åpne habitater uten jordsmonn med unntak av tynne jordlag i bergsprekker, på hyller og innunder overheng. Både loddrette bergvegger, knauser, skrånende og flate bergflater inngår. En gjennomgang av rødlisten fra 2010 viste at mange rødlistede lavararter og en del moser og sopp er knyttet til dette habitatet. Denne rapporten dokumenterer arbeidet med lav på kalkberg i ARKO-prosjektet i perioden 2012 til 2015.

Analyser av herbarieinformasjon og artsobservasjoner hentet fra Artskart viste at det særlig er noen relativt godt avgrensede områder som har høyt mangfold av de rødlistede lavararterne. Dette er på kambro-siluriske kalkrike bergarter i Oslofeltet, Grenlandsområdet, Indre Oslofjord, Ringesjøen, Mjøsregionen, samt Nord-Gudbrandsdalen med nærliggende områder med kontinentalt klima og kalkrike berg i dagen. Forekomst av kalkberg har imidlertid en mye videre utbredelse i Norge. De lavrike kalkbergene er særlig knyttet til kontinentale deler av landet i Sør-Norge, men forekomster finnes også i Nord-Norge. Analyser av Naturbase viste at kalkberg var mangelfullt fanget opp i dette datasettet. Naturtypen sørvendt berg og rasmark i Naturbase, som omfatter hotspot-habitatet, hadde en mye videre utbredelse og inneholdt mange forekomster som ikke var relevante for hotspot-habitatet kalkberg.

Kalkberg opptrer ofte i finskala veksling med andre naturtyper, blant annet åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjord-området, og arbeidet med kalkberg i ARKO ble satt i gang som en utvidelse av arbeidet med dette habitatet. Kartlegging og utprøving av overvåkingsmetodikk ble derfor lagt til de samme polygonene som ble kartlagt i åpen grunnlendt kalkmark, og egenskapsdata derfra ble benyttet i analysene. I tillegg ble flere indikatorvariabler som anses for viktige for kalkberg registrert.

Samlet for hele Norge omfatter hotspot-habitatet 59 rødlistede lavararter, hvorav 58 er truet (kategori sårbar, svært truet eller kritisk truet). Mange forekomster ligger utenfor definisjonsområdet til åpen grunnlendt kalkmark. Overvåking av kalkberg kan derfor ikke utføres som en del av dette hotspot-habitatet. I Indre Oslofjord ble en rekke nye forekomster av seks rødlistede kalkbergslav funnet i løpet av feltarbeidet.

Nedbygging, gjengroing, slitasje og tråkkskader anses som de viktigste negative påvirkningsfaktorene. Viktige naturlige økologiske variabler er solinnstråling, helning, eksposisjon, bergartens kalkrikhet og struktur, og et relativt kontinentalt klima. Flest lokaliteter var relativt bratte, var vendt mot sørøst, sør eller sørvest og hadde høy solinnstråling.

Det overordnede formålet med overvåking av hotspot-habitatet er å få oversikt over status og tidsutvikling for antallet og arealet av forekomster, den økologiske tilstanden til forekomstene og artene knyttet til hotspot-habitatet. Foreløpige forslag til et overvåkingsopplegg og skisse til videre arbeid med hotspot-habitatet kalkberg er beskrevet i kapittel 7.

Harald Bratli (harald.bratli@nina.no), Marianne Evju og Odd E. Stabbetorp: NINA, Gaustadal-léen 21, 0349 Oslo.

Abstract

Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O. E. 2015. Calcareous rock – a hotspot-habitat. Final report from the third period of the ARKO project. – NINA Report 1171. 49 pp.

A review of the Red List of species in 2010 showed that calcareous rocks are important hotspot-habitats for red-listed species, especially lichens, but also some bryophytes and fungi. Calcareous rocks include rock outcrops, vertical rock walls, and shallow soil covered crevices and small ledges, that are dry and sun-exposed. This report documents the work on the hotspot-habitat calcareous rocks in the ARKO-project in the period 2012 to 2015.

Analyses of herbarium records and observations from the Norwegian species information system Artskart showed that some distinctly delimited geographical areas contain a large part of the total diversity of red listed lichens confined to this habitat. The areas are situated at Cambrian to Silurian sedimentary, calcareous rocks in the Oslo rift, in Grenland, Inner Oslofjord, Ringerike, the lake Mjøsa region, the northern part of Gudbrandsdalen and including nearby areas with a continental climate. Calcareous rocks are found in many districts throughout Norway, but the hotspot-habitat is confined to areas with a continental climate in South-Norway, with scattered localities extending to the northern part of Norway.

Calcareous rock habitats are often found as small scale patches together with other treeless nature types, such as dry calcareous grasslands and semi-natural grasslands. Surveying and testing of monitoring methodology was carried out in the same localities as for the hotspot-habitat dry calcareous grasslands. The same data set of indicator variables was used, and additional ecological variables targeted at red-listed lichens growing on calcareous rocks were included.

A list of all red-listed species growing on calcareous rock habitats in Norway was prepared. The list includes 59 species of which 58 were threatened (VU, EN, CR), and only one species was near threatened (NT). The distribution patterns of these species are wider than the distribution of the dry calcareous grassland hotspot-habitat, implying that monitoring of the calcareous rock must include a wider geographical area than the Oslofjord area. In the Inner Oslofjord, several new localities were discovered for six red-listed lichens during the survey of 70 localities.

Human impact, such as building and infrastructure construction and limestone quarries, has led to the loss and reduction of area, many localities with calcareous rocks. Tree and shrub encroachment following abandonment and cessation of grazing is an important threat to the lichen flora due to reduced insolation. On the other hand, overgrazing and trampling from livestock, especially goats, result in destroyed habitats and lichen communities. In addition, the lichens are susceptible to outdoor activities and abrasion from trampling. Important ecological variables were solar insolation, aspect and slope of the habitat. Most localities were fairly steep and facing southeast, south or southwest. The bedrock structure and resistance to weathering are also important factors, in addition to a continental climate.

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 habitat occurrences, the ecological condition of the habitat, and the red-listed lichen species related to the hotspot-habitat. Preliminary assessment of sampling methods, relevant monitoring indicators and recording of these indicators and suggestions for further development are proposed.

Harald Bratli (harald.bratli@nina.no), Marianne Evju og Odd E. Stabbetorp: NINA, Gaustadal-léen 21, N-0349 Oslo.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
1 Innledning	8
2 Hva kjennetegner hotspot-habitatet kalkberg?	10
3 Arter tilknyttet hotspot-habitatet kalkberg	12
3.1 Eksisterende kunnskap	12
3.2 Rødlistede lavarter på kalkberg.....	12
3.3 Andre organismegrupper.....	14
4 Hvor finnes hotspot-habitatet kalkberg?	16
4.1 Analyser av Artskart og ARKO-data.....	17
4.2 Analyser av Naturbase	21
4.3 Kalkbergslavenes utbredelse – avgrensning av kjerneområde	24
5 Kartlegging i ARKO	25
5.1 Avgrensning av undersøkelsesområde og utvalg av kartleggingslokaliteter	25
5.2 Kartlegging i felt.....	25
5.3 Resultater.....	26
5.3.1 Hvor ofte forekommer hotspot-habitatet i Indre Oslofjord	26
5.3.2 Artsmangfold i polygoner med kalkberg	27
5.3.3 Sammenheng mellom areal og antall rødlistede lavarter.....	28
5.3.4 Økologisk tilstand i lokaliteter	29
5.3.5 Sammenhenger mellom egenskaper og antall rødlistearter	30
5.3.6 Konklusjon	32
6 Status for hotspot-habitatet og artene der, vurdering av trusler og påvirkningsfaktorer	35
6.1 Påvirkninger og inngrep.....	35
6.1.1 Nedbygging og andre terrenginngrep.....	35
6.1.2 Gjengroing	35
6.1.3 Tråkkskader fra beitedyr	36
6.1.4 Slitasje og slitasjebetinget erosjon	36
6.1.5 Forurensing.....	38
6.1.6 Klimaendringer	38
6.1.7 Fremmede arter	38
6.2 Oppsummering	38
7 Forslag til videre arbeid med overvåking av hotspot-habitatet kalkberg	40
7.1 Overvåkingsformål.....	40
7.2 Avgrensning av definisjonsområdet	41
7.3 Utvalg, avgrensning og antall av overvåkingslokaliteter	41
7.4 Valg av overvåkingsindikatorer	41
7.5 Datainnsamling på overvåkingslokalitetene	42
7.6 Foto-overvåking av utvalgte arter i permanente analyseruter	43
7.7 Overvåkingsfrekvens	43
7.8 Konklusjon videre arbeid	43
8 Referanser	45

Forord

Dette er nr. 4 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 samordning" 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 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., Evju, M., Gaarder, G., Ihlen, P. G. & Jordal, J. B. 2015. Boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA-rapport 1169.
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."

Denne rapporten gjelder hotspot-habitatet kalkberg og oppsummerer kunnskapsstatus, resultater av kartlegging gjennomført i ARKO og forslag til overvåkingsopplegg.

Oslo, oktober 2015

Harald Bratli
Hotspot-ansvarlig

Marianne Evju
Prosjektleder ARKO

1 Innledning

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 rødlistener. 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 et al. 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 et al. 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 et al. 2006). Dette har vi kalt hotspot-regioner i ARKO-prosjektet (Sverdrup-Thygeson et al. 2009, Ødegaard et al. 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, velavgrensete naturtyper med ansamlinger av rødlistearter – gjerne også mange habitat-spesifikke rødlistearter – har vi kalt hotspot-habitater i ARKO (Næss & Sverdrup-Thygeson 2010, Ødegaard et al. 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 et al. 1997, Myers 1988, Prendergast et al. 1993, Reid 1988), 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 et al. 2004, Skarpaas et al. 2011), og på behovet for å prioritere ulike typer av hotspots f.eks. i et reservatnettverk (Cabeza & Moilanen 2001, Gjerde et al. 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, avgrensete 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 et al. 2006) og i 2011 (basert på Kålås et al. 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 et al. 2008, Sverdrup-Thygeson et al. 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 et al. 2011, Bratli et al. 2011, Sverdrup-Thygeson et al. 2011b, Wollan et al. 2011,

Ødegaard et al. 2011a, Ødegaard et al. 2011b). 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 innrettet mot følgende seks punkter:

1. beskrivelse og avgrensning 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 rødlistearter
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 et al. 2001). I sluttrapportene for ARKO periode III presenterer vi forslag til overvåking av hotspot-habitatene og de tilhørende rødlistearter, på tilsvarende vis som for hotspot-habitatene fra periode II (Bakkestuen et al. 2014, Brandrud et al. 2014, Bratli et al. 2014, Sverdrup-Thygeson et al. 2013).

Det er velkjent at kalkrike bergarter har et høyt artsmangfold av lav og har en artssammensetning som skiller seg fra andre bergarter (Brodo 1973, Bates 1978). I gjennomgangen av Rødlisten for arter 2010 ble det vist at 70 rødlistede lav (26 % av alle rødlistede lavarter i Norge) er registrert i naturtypen kalkrike berg, og av disse var 47 arter i kategoriene CR og EN (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Det ble konkludert med at habitatet er et hotspot-habitat for spesielt lav, men også for moser og i noen grad sopp og karplanter, og at naturtypen er velavgrenset med hensyn til økologi og utbredelse og egner seg for kartlegging og overvåking av rødlistearter. Forekomstene ligger i de fleste tilfellene i kontinentale deler av landet, og i særlig grad gjelder dette en avgrenset gruppe arter ofte kalt Gudbrandsdalselementet, med hovedforekomst i Norge i nordre del av Gudbrandsdalen og tilstøtende områder. Artene opptrer ofte sammen i distinkte lokaliteter med begrenset størrelse. Større forekomster er som oftest relativt tydelig avgrenset mot nærliggende naturtyper, og mindre forekomster lar seg gjerne avgrense som mosaikker med andre naturtyper på kalk. Langs kysten forekommer typen som oftest i mosaikk med hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014).

Siden åpen grunnlendt kalkmark delvis overlapper med kalkberg, ble arbeidet med lav på kalkrike berg gjennomført som en utvidelse av pågående arbeid med åpen grunnlendt kalkmark, og kartlegging ble konsentrert til Oslofjord-området. Svært viktige lokaliteter i innlandet forekommer imidlertid som større forekomster med kalkberg eller som kalkberg i mosaikk med semi-naturlig eng eller rasmare, rasmarehei og -eng. Derfor beskrives hotspot-habitatet kalkberg separat i denne rapporten.

Vi har vektlagt lav i denne rapporten, men hotspot-habitatet vil også favne flere rødlistede moser, og en del karplanter og sopp som gjerne har tyngdepunkt i overgang mot åpen grunnlendt kalkmark. Vi har også valgt å inkludere en del jordboende kalklav, som forekommer i de samme lokalitetene, men på tynt jordsmonn i sprekker og hyller eller grunn, lite vegetasjonsdekt jord nært inntil kalkbergene. De mest artsrike lokalitetene er godt kjent, men tilstand og status for artene i lokalitetene er pr. i dag ikke tilstrekkelig godt kjent for flere av disse lokalitetene. Habitatet egner seg trolig også godt for sannsynlighetsbasert overvåking med grunnlag i utbredelsesmodellering. Hotspot-habitatet inngår i naturtypen sørvendt berg og rasmare i Miljødirektoratets veileder for naturtypekartlegging (Anonym 2007). Miljøforvaltningen har i liten grad utført separate kartlegginger av eller utredninger om naturtypen, og det foreligger ingen arealberegninger eller vurderinger av naturtypens utbredelse.

2 Hva kjennetegner hotspot-habitatet kalkberg?

Hotspot-habitatet kalkberg omfatter kalkrike bergvegger og bergknauser. Dette er naturlig åpne habitater uten jordsmonn med unntak av tynne jordlag i bergsprekker, på hyller og innunder overheng. Både loddrette bergvegger, knauser, skrånende og flate bergflater og i noen grad overheng inngår. Forekomstene varierer i størrelse fra mindre skrenter og åpne knauser i tilknytning til andre natursystemer til større sammenhengende flater. Hotspot-habitatet karakteriseres også først og fremst ved å være lysåpent og soleksponert, gjerne eksponert mot SØ-S-SV. Dette er tørre habitater, men lokalt kan sigevannsrenner forekomme. På grunn av eksponeringen, mangel på skyggende vegetasjon og fjellets varmeabsorpsjon er dette habitater som lokalt kan være varmere enn omgivende natursystemer. Vegetasjonsmessig domineres habitatet av lav, mer flekkvis moser og spredte karplanter, ofte bregner eller kortlevde arter. Enkelte sopparter kan forekomme i mosematter eller på små jordflekker. Lav dominerer gjerne i tørre og solrike forekomster, mens moser får økende dekning på mer skyggefulle og fuktige steder.

I Naturtyper i Norge versjon 1 (NiN, Halvorsen et al. 2009) omfattes hotspot-habitatet av natursystemet nakent berg med grunntypene kalkknaus (T20-3), kalkrik vegg (T20-8) og kalkvegg (T20-9). Grunntypene deles inn etter helning og kalkinnhold, der bergvegg omfatter overheng og bergvegger med helning mer enn 80°, mens knaus omfatter alle andre helningstrinn. Langs kalkinnholdsgradienten inngår de to mest kalkrike trinnene (trinn 5 og 6).



Figur 1. *Buellia epigaea* (til venstre) og *Squamarina lentigera* (til høyre), to meget sjeldne kalkbergsarter rødlistet som henholdsvis sterkt truet (EN) og kritisk truet (CR). Fra Nordherad, Vågå kommune. Foto: Harald Bratli.

I NiN versjon 2 (Halvorsen et al. 2015) omfattes også hotspot-habitatet av hovedtypen nakent berg (T1) med grunntyper inndelt basert på kalkinnhold (KA), uttørkingseksponeering (UE) og overrisling (OR). I tillegg finnes flere grunntyper utskilt på grunnlag av tilleggsmiljøvariablene helningsbetinget forstyrrelsesintensitet (HF), vannpåvirkningsintensitet (VF), vannsprutintensitet (VS), langsom primær suksesjon (LA), naturlig gjødsling (NG), vindutsatthet (VI) og snødekke-betinget vekstsesongreduksjon (SV). Nakent berg omfatter 85 grunntyper i NiN versjon 2. Av disse er det 12 grunntyper som er mest aktuelle for kalkkrevende rødlistede lav (**Tabell 1**). Disse karakteriseres av kalkinnhold med basistrinn i – ekstremt kalkrik og trinn h – svært kalkrik, unntaksvis også trinn g – temmelig kalkrik. I forhold til uttørkingseksponeering inngår basistrinn f og g – svært uttørkingseksponeert, og i noen grad trinn d og e – temmelig uttørkingseksponeert. De fleste kalkbergsartene forekommer der hvor det ikke er overrisling av vann (basistrinn 0), men noen vokser på sigevannspåvirkede berg (basistrinn a og b). Helningsbetinget forstyrrelsesintensitet skiller mellom flatberg (basistrinn 0), bergknaus (basistrinn a og b) og bergvegg (basistrinn +), alle aktuelle for hotspot-habitatet. Etter aggregering av basistrinn til hovedtypetilpassede trinn for nakent berg får vi 12 grunntyper av nakent berg der kalkbergslavene i hovedsak opptrer (**Tabell 1**). I noen grad kan også overheng fra naturtypen grotte og overheng (T5) inngå. Enkelte arter opptrer også av og til på menneskeskapt habitat, som kirkegårdsmurer, monumenter og festninger der det kan forekomme kalkrikt substrat (kalkstein og mørtel).

Kalkberg forekommer ofte, gjerne i småskala mosaikkpreget veksling, sammen med naturtypene åpen grunnlendt kalkmark (T2), kalkskog (T4), rasmark (T13), semi-naturlig eng (T32), og i noen tilfeller fjellhei, leside og tundra (T3) og boreal hei (T31).

Tabell 1. Grunntyper av nakent berg (T1) i NiN versjon 2 som omfattes av hotspot-habitatet kalkberg, etter Bryn og Halvorsen 2015. LKM = lokale kompleksemiljøgradienter, for forkortelser, se teksten.

Nr.	Grunntypenavn	LKM
15	temmelig uttørkingseksponeert temmelig og svært kalkrik bergvegg	OR-1&HF-2&KA-4&UE-3
16	svært uttørkingseksponeert temmelig og svært kalkrik bergvegg	OR-1&HF-2&KA-4&UE-4
19	temmelig uttørkingseksponeert ekstremt kalkrik bergvegg	OR-1&HF-2&KA-5&UE-3
20	svært uttørkingseksponeert ekstremt kalkrik bergvegg	OR-1&HF-2&KA-5&UE-4
31	temmelig uttørkingseksponeert temmelig til ekstremt kalkrikt iblant overrislet berg	OR-2&HF-1,2&KA-4,5&UE-3
32	svært uttørkingseksponeert temmelig til ekstremt kalkrikt iblant overrislet berg	OR-2&HF-1,2&KA-4,5&UE-4
40	uttørkingseksponeert temmelig til ekstremt kalkrikt ofte overrislet berg	OR-3&HF-1,2&KA-4,5&UE-3,4
55	temmelig uttørkingseksponeert temmelig og svært kalkrik bergknaus	OR-1&HF-2&KA-4&UE-3
56	svært uttørkingseksponeert temmelig og svært kalkrik bergknaus	OR-1&HF-2&KA-4&UE-4
59	temmelig uttørkingseksponeert ekstremt kalkrik bergknaus	OR-1&HF-2&KA-5&UE-3
60	svært uttørkingseksponeert ekstremt kalkrik bergknaus	OR-1&HF-2&KA-5&UE-4
80	sterkt intermediært til ekstremt kalkrikt uttørkingseksponeert berg i pionerfase	KA-3-5&UE-3,4&LA-1

3 Arter tilknyttet hotspot-habitatet kalkberg

3.1 Eksisterende kunnskap

Kunnskap om habitattilknytning og utbredelse av lav på kalkberg stammer i stor grad fra innsamlinger til offentlige herbarier foretatt av laveksperter for dokumentasjon av forekomster og i forbindelse med floristiske eller taksonomiske studier (f.eks. Ahlner 1949, Krog 1970, Poelt & Buschart 1978, Timdal 1983, 1984, 1992, Krog et al. 1994, Foucard et al. 2002, Moberg 2002, Jørgensen 2007).

Videre er det samlet inn relevant informasjon i tilknytning til rødlistevurderinger (Tønsberg et al. 1996), og i noen grad i forbindelse med ulike naturfaglige registreringer (Bratli & Timdal 1998, Larsen et al. 2006, Reiso & Haugan 2010). Hotspot-habitatet omfattes av naturtype sørvendt berg og rasmark (B01), delvis også rikt strandberg (G09) i Naturbase (Anonym 2007), senere utvidet med typen åpen kalkmark (D19), men omfanget av konkrete nyregistreringer er trolig lavt.

Nylig har også ny informasjon kommet til gjennom artsprosjektet "Lecideoide lav i Norge" (<http://nhm2.uio.no/botanisk/lav/LAVFLORA/LECIDEOID.HTM>).

3.2 Rødlistede lavarter på kalkberg

En liste over rødlistede lavarter tilknyttet kalkberg ble utarbeidet (**Tabell 2**). Utvalget ble basert på informasjon om habitattilknytning i Artsdatabankens rødlistedatabase, litteratur og generell feltbasert kunnskap om artenes habitatvalg. I tillegg ble supplerende informasjon fra et pågående Artsdatabank-prosjekt om habitattilknytning for rødlistede lav utnyttet. Utvalget omfatter 59 arter, hvorav noen også kan opptre på grunn jord i rasmark, åpen grunnlendt kalkmark og semi-naturlig eng. Dette utgjør 22,1 % av de totalt 267 rødlistede lavartene på Rødlisten for 2010 (Timdal et al. 2010). Med unntak av én nær truet art er samtlige arter truet (kategori VU, EN og CR). En høy andel, 30,5 % av artene, er i kategori kritisk truet (CR), 40,7 % er sterkt truet (EN), og 27,1 % er sårbare (VU). De fleste er rødlistet etter D1-kriteriet, det vil si at dette er sjeldne arter med svært liten eller arealmessig begrenset populasjon. En del av artene har en meget begrenset utbredelse i de mest kontinentale delene av landet, hovedsakelig Nord-Gudbrandsdalen med tilstøtende områder. Disse kalles også steppeelementet eller Gudbrandsdalselementet (Larsen et al. 2006, **Figur 2**, **Figur 5**).



Figur 2. Kalkberg utenfor Vistehorten naturreservat, Vågå kommune. Foto: Harald Bratli.

Tabell 2. Fordeling av kalkbergslav på rødlistekategorier etter norsk rødliste 2010 (Timdal et al. 2010). Første år - første innsamlingsår, Siste år - siste innsamlingsår, Intervall - antall år mellom første og siste innsamling, basert på data fra Artskart (Artsdatabanken 2015). (*) etter artsnavn angir at arten tilhører det kontinentale Gudbrandsdalselementet etter Larsen et al. (2006). Navnsetting følger Rødlisten for arter fra 2010 (Kålås et al. 2010).

Latinsk navn	Norsk navn	Kategori	Første år	Siste år	Intervall
<i>Anema decipiens</i>		EN	1865	2006	141
<i>Anema nummularium</i>		EN	1865	2014	149
<i>Anema tumidulum</i>		EN	1981	2014	33
<i>Buellia asterella</i> (*)		CR	1878	2010	132
<i>Buellia elegans</i> (*)		CR	1995	2005	10
<i>Buellia epigaea</i> (*)		EN	1822	2014	192
<i>Caloplaca biatorina</i>		EN	1891	2014	123
<i>Caloplaca cirrochroa</i>		VU	1901	2014	113
<i>Caloplaca demissa</i>		VU	1953	2013	60
<i>Caloplaca flavescens</i>		VU	1912	2014	102
<i>Caloplaca havaasii</i>		EN	1938	2011	73
<i>Caloplaca tominii</i> (*)		EN	1948	2012	64
<i>Collema coccophorum</i> (*)	småjordglye	CR	1863	2008	145
<i>Collema crispum</i>	kalkglye	EN	1975	2009	34
<i>Collema multipartitum</i>	vifteglye	VU	1920	2014	94
<i>Fulgensia desertorum</i> (*)	steppesvovellav	CR	1977	2011	34
<i>Glypholecia scabra</i> (*)	kalkskjold	EN	1832	2012	180
<i>Gonohymenia nigritella</i>		EN	1934	2014	80
<i>Gyalidea asteriscus</i> (*)		CR	1948	2011	63
<i>Heppia lutosa</i> (*)		CR	1948	1995	47
<i>Lecania turicensis</i>		CR	1997	2004	7
<i>Lecanora margacea</i> (*)		CR	1976	2013	37
<i>Lecanora valesiaca</i>		CR	2006	2006	0
<i>Lempholemma botryosum</i>		EN	1867	2013	146
<i>Lempholemma radiatum</i>		VU	1823	2014	191
<i>Lobothallia alphoplaca</i>		EN	1938	2014	76
<i>Lobothallia praeradiosa</i> (*)	steppeskiferlav	VU	1976	2014	38
<i>Lobothallia radiosa</i>	kalkskiferlav	VU	1839	2015	176
<i>Mycobilimbia fissuriseda</i> (*)		VU	1982	2013	31
<i>Petractis clausa</i>		EN	1912	2011	99
<i>Petractis hypoleuca</i>		CR		1999	
<i>Phaeophyscia constipata</i>	kalkrosettlav	VU	1864	2015	151
<i>Phaeorrhiza sareptana</i> (*)		EN	1948	2013	65
<i>Physcia dimidiata</i>	grynrosettlav	NT	1914	2014	100
<i>Physcia magnussonii</i>	rimrosettlav	VU	1827	2014	187
<i>Placynthium lismorense</i>		EN	1910	1998	88
<i>Placynthium stenophyllum</i>		EN	1823	1997	174
<i>Protoblastenia terricola</i>		VU	1907	2014	107
<i>Psora valesiaca</i> (*)		EN	1948	2014	66

Latinsk navn	Norsk navn	Kategori	Første år	Siste år	Intervall
<i>Punctelia stictica</i>	brun punktlav	VU	1937	2014	77
<i>Rinodina terrestris</i> (*)		EN	1925	2011	86
<i>Squamarina cartilaginea</i>		VU	1826	2015	189
<i>Squamarina degelii</i>		EN	1946	2015	69
<i>Squamarina gypsacea</i>		CR	1982	2014	32
<i>Squamarina lentigera</i> (*)		CR	1819	2012	193
<i>Squamarina magnussonii</i> (*)		EN	1982	1987	5
<i>Squamarina pachylepidea</i> (*)		EN	1982	1996	14
<i>Thyrea confusa</i>		VU	1865	2015	150
<i>Toninia candida</i>		VU	1826	2014	188
<i>Toninia cinereovirens</i>		CR	1867	1994	127
<i>Toninia nordlandica</i>		VU	1982	2014	32
<i>Toninia opuntiioides</i> (*)		EN	1982	2014	32
<i>Toninia pennina</i>		CR	1981	1997	16
<i>Toninia philippea</i>		CR	1985	2014	29
<i>Toninia physaroides</i> (*)		EN	1952	2013	61
<i>Toninia ruginosa</i> (*)		CR	1980	1982	2
<i>Toninia sculpturata</i> (*)		CR	1993	1995	2
<i>Toninia taurica</i> (*)		CR	1982	2013	31
<i>Toninia tristis</i> (*)		EN	1832	2013	181

3.3 Andre organismegrupper

Det er først og fremst blant mosene det finnes rødlistede arter direkte på kalkberg i andre organismegrupper enn lav. Dette er ofte små arter, noen trolig kortlevde. Anslagsvis 17 mosearter kan regnes til kalkberg, basert blant annet på habitatinformasjon i Artsdatabankens rødlistenedatabase (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a), men flere er knyttet til mer skyggefulle kalkberg i skog. En relativt hyppig forekommende mose på åpne kalkberg er småklokkemose *Encalypta vulgaris* (VU, **Figur 3**). Flere andre moser vokser der hvor det er litt skifergrus eller grunn jord, dvs. først og fremst i åpen grunnlendt kalkmark. Eksempler er duftsepter *Mannia fragrans* (CR).

Med unntak av en del små bregner er det få karplanter som vokser direkte på kalkberg og i bergvegger, men der hvor det er litt jordsmonn i sprekker og på hyller, kan enkelte klare seg. Blant rødlisteartene er dette først og fremst smånøkkel *Androsace septentrionalis* og oslosildre *Saxifraga osloënsis*, i noen grad muserumpe *Myosurus minimus*, men denne arten er ikke bundet til kalkrike berg. Alle er rødlistet som nær truet (NT) i Norge (Kålås et al. 2010). Oslosildre ble i 2013 oppført på den globale rødlisten som sårbar (VU), se Ericsson (2013).

Marklevende sopp krever i likhet med karplanter noe grunt jordsmonn, men enkelte er assosiert med mosetuer direkte på kalkberg, slik som grann styltesopp *Tulostoma brumale* (EN, **Figur 4**), og andre styltesopparter. Det samme gjelder noen tørketålende arter av røysopp og jordstjerner. Til sammen ti sopparter er angitt med kalkberg som habitat (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a).



Figur 3. Småklokkemose *Encalypta vulgaris* på kalkberg på Rolfstangen, Bærum kommune. Foto: Harald Bratli.

Figur 4. Grann styltesopp *Tulostoma brumale* på kalkberg på Gressholmen, Oslo kommune. Foto: Harald Bratli.



Figur 5. *Psora vallesiaca* (sterkt truet, EN), er sterkt knyttet til de mest kontinentale områdene i Nord-Gudbrandsdalen. Foto: Harald Bratli.

4 Hvor finnes hotspot-habitatet kalkberg?

Den viktigste datakilden for informasjon om konkrete forekomster og utbredelse av rødlistede lavarter er innsamlinger til offentlige herbarier, som er tilgjengelige gjennom Norsk lavdatabase (Timdal 2015) og Artskart (Artsdatabanken 2015). Her inngår også observasjonsdata fra Artsobservasjoner, som er Artsdatabankens rapporttjeneste for arter.

Hotspot-habitatet inngår også delvis i Naturbase under naturtypene sørvendt berg og rasmark (B01) og kalkrike strandberg (G09). Omfanget av konkrete lavregistreringer antas å være sparsomt. Hotspot-habitatet er dessuten mest sannsynlig innlemmet i andre naturtyper i Naturbase, først og fremst naturbeitemark (D04), rik edelløvsog (F01), kalkskog (F03) og kanskje kalkrike områder i fjellet (C01).

Hoveddelen av datainnsamling om rødlistede kalklav er foretatt i forbindelse med taksonomiske studier og av lavinteresserte for dokumentasjon av artsforekomster og utbredelse. Et fåtall inventeringer av kalklav finnes i forbindelse med botaniske utredninger. Det foreligger ingen systematiske kartlegginger av naturtypen for eksempel i forbindelse med verneplanarbeid, med unntak av noen registreringer i forbindelse med verneplan for Oslofjorden (f.eks. Stabbetorp et al. 1998). Kunnskapen er derfor i stor grad ekspertbasert.



Figur 6 Kalkberg med *Squamarina cartilaginea* på Gressholmen, Oslo kommune. Foto: Harald Bratli.

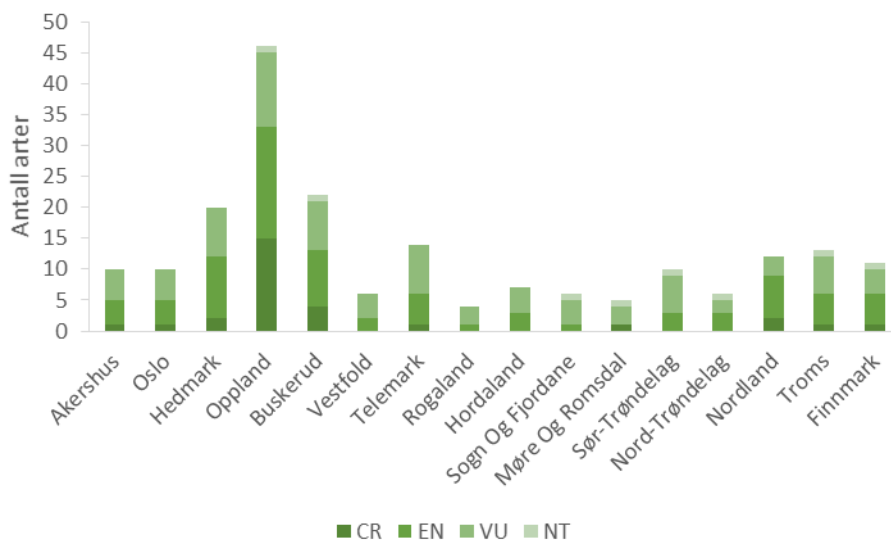
4.1 Analyser av Artskart og ARKO-data

En av målsetningene med ARKO-prosjektet er å dokumentere hotspot-habitatets utbredelse. Vi ønsket derfor å analysere utbredelsesmønstre for de rødlistede kalkbergslavene, som et utgangspunkt for senere å kunne avgrense definisjonsområdet for overvåking (jf. kap. 7). Funndata for de 59 kalkbergsartene ble søkt ut pr. 26.03.2015 fra Artskart (Artsdatabanken 2015). Til sammen utgjorde dette 2775 poster. Databasen ble supplert med funn av rødlistede lavarter foretatt i ARKO-prosjektet fra Indre Oslofjord, i alt 137 funn (se kapittel 5). Samlet antall poster var 2912.

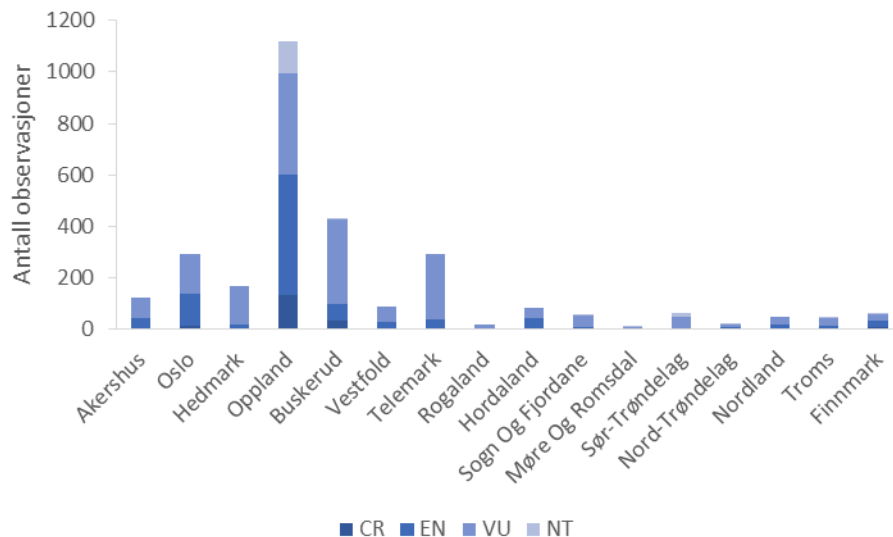
Funndatabasen ble importert og koblet med SSB sitt landsdekkende rutenett med rutestørrelse 10 km i et GIS-prosjekt. Rute-ID fra SSB-rutenettet ble koblet til hvert funn for å beregne antall arter pr. 10 × 10 km-rute.

I tillegg ble funndata av kalkbergslav koblet med informasjon fra tre potensielt viktige temakart. Berggrunn ble inndelt etter kalkrikhet i tre klasser: rik, middels, fattig basert på berggrunnskart i målestokk 1:250 000 (Bakkestuen et al. 2008). Vegetasjonssoner og vegetasjonsseksjoner etter Moens vegetasjonsregionkart (Moen 1998) ble også koblet til hvert funn. Kun funn med presisjon bedre enn kvadratkilometernivå ble benyttet, til sammen 2416 poster.

Rødlistede kalklav er registrert i alle landets fylker unntatt Østfold og Agderfylkene, men både antall arter (**Figur 7**) og antall observasjoner (**Figur 8**) varierer sterkt mellom fylkene. Oppland har den klart høyeste andelen med 78 % av artene. Derneft følger Hedmark og Buskerud med henholdsvis 33,9 % og 37,3% av artene, mens Vestland fylkene og Vestfold har lavest andel arter med mellom 6,8 og 11,9 %. Andelen observasjoner var også desidert høyest i Oppland med 38,4 % av observasjonene fulgt av Buskerud med 14,8 %, og Telemark og Oslo med 10,1 %.

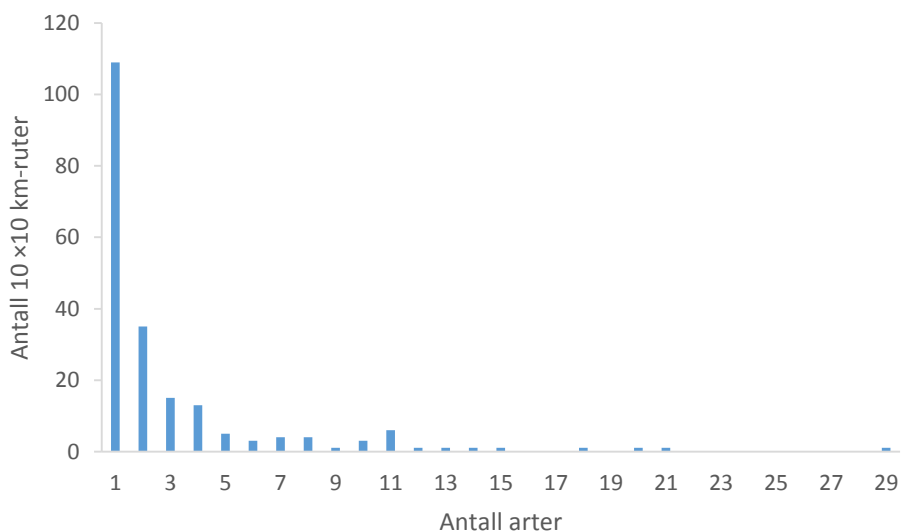


Figur 7. Fylkesvis fordeling av antall rødlistede kalklav. Basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015).

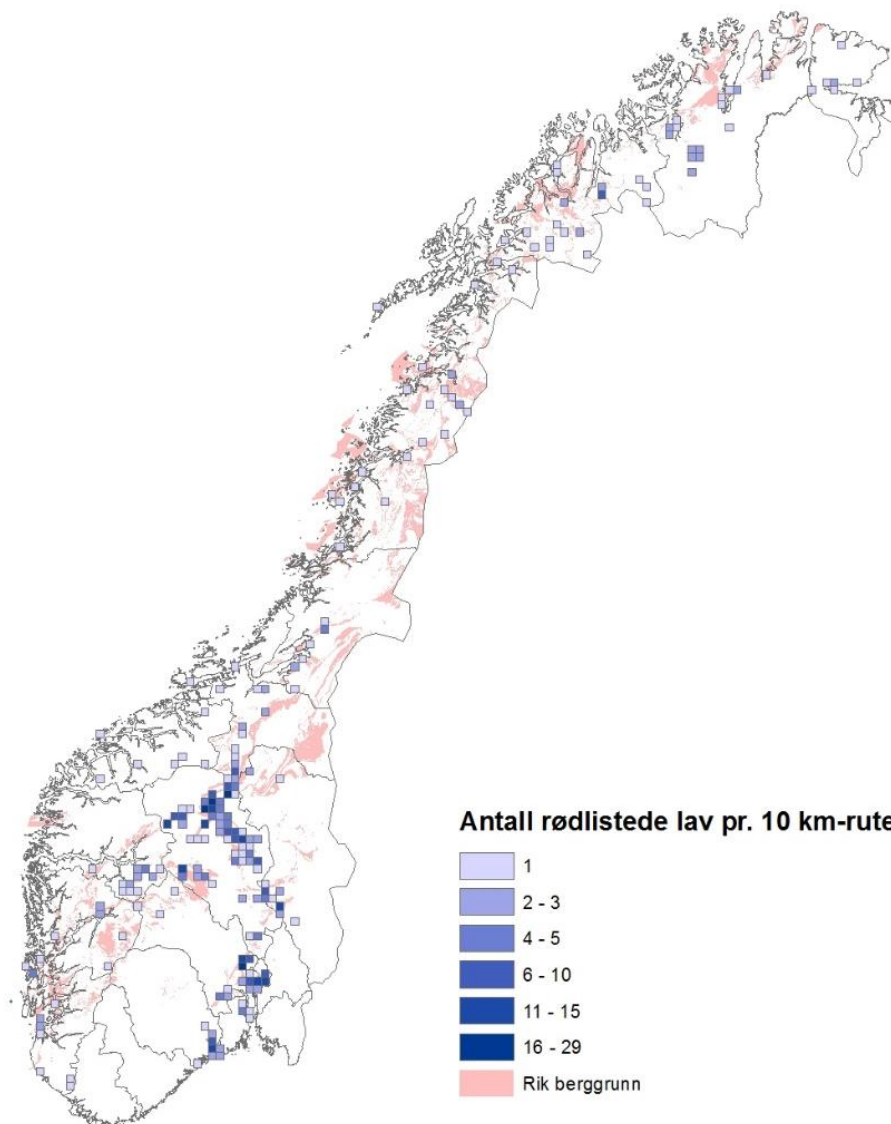


Figur 8. Fylkesvis fordeling av antall observasjoner av rødlistede kalklav, basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015).

Rødlistede kalklav forekom i 206 10 × 10 km-ruter, men fordelingen pr. rute var svært ujevn (**Figur 9**). Den artsrikeste ruta, som inneholdt 29 arter, omfattet Nordherad, den bratte sørvendte dalsiden på nordsiden av Vågåvatnet i Vågå kommune, Oppland. Hele 109 ruter hadde forekomst av én art, og 35 ruter hadde forekomst av to arter. I alt 62 ruter hadde tre eller flere arter. Det var en konsentrasjon av artsrike ruter i fylkene Oppland, Hedmark, Buskerud, Telemark og Oslo og Akershus. Innen hvert fylke var det utvalgte regioner som hadde den høyeste konsentrasjonen av rødlistede arter. Dette var Grenlandsområdet i Telemark, Indre Oslofjord i Oslo og Akershus, Ringerike i Buskerud, Mjøsregionen i Hedmark, og Nord-Gudbrandsdalen med sidedaler, inkludert nordre del av Valdres. Noen middels artsrike ruter lå spredt i Nord-Norge.



Figur 9. Fordeling av antall arter på antall 10 × 10 km-ruter i SSB-rutenettet, basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015).



Figur 10. Fordeling av antall rødlistede kalkbergslav i SSBs rutenett med størrelse 10 x 10 km, basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015). Rik berggrunn er basert på Bakkestuen et al. (2008).

Som det framgår av kartet i **Figur 10**, så er det store arealer med kalkrik berggrunn som ikke har forekomster av rødlistede kalklav. Halvparten av funnene av de rødlistede kalkbergslavene ligger på rik berggrunn, selv om arealandelen av rik berggrunn kun er ca. 9 % (**Tabell 3**). Dette kommer av at arealene enten ligger i høyfjellet eller har klimatiske forhold som ikke er gunstige for artene. Nærmere halvparten av alle funn av rødlistede kalkbergslav er i boreonemoral sone, og i tillegg ligger 31,5 % av funnene i sørboreal sone. Boreonemoral sone dekker 10,7 % av arealet og sørboreal sone 18,3 %. Drøyt 78 % av artsfunnene ligger altså i disse to sonene, som til sammen dekker 29 % av arealet. Flest funn lå i overgangsseksjonen og svakt kontinental seksjon med

henholdsvis 43,9 % og 34,2 %, til sammen 78,1 %. Disse seksjonen dekker henholdsvis 9,2 % og 30 %. En svært høy andel er derfor knyttet til soner og seksjoner med relativt sett begrenset arealdekning. Dersom soner og seksjoner kombineres er boreonemoral-overgangsseksjon den mest artsrike regionen med 28,1 % av funnene, og en arealdekning på 1,2 %. Den nest artsrike regionen er sørboreal-svakt kontinental med 22,8 % av funnene på 0,4 % av arealet. Disse to regionene omfatter altså drøyt halvpartene av funnene på kun 1,6 % av arealet.

De aller fleste artene er knyttet til et kontinentalt klima, med lav nedbør og relativt høy sommer-temperatur. Innenfor gruppen av arter som helhet er det arter som er sørlige, varmekjære med hovedutbredelse i Grenland, Indre Oslofjord, Ringerike og opp til Mjøsregionen, mens andre er sterkt kontinentale med hovedutbredelse i de tørreste delene av landet; hovedsakelig Nord-Gudbrandsdalen. En gruppe arter er nordlig kontinentale og har forekomster også i lavalpin sone og i kontinentale deler av Troms og Finnmark.

Tabell 3. Antall og andel (%) av funn av rødlistede kalkbergslav og arealandel av berggrunn inndelt i fattig, middels og rik. Artsfunn er basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015). Rik berggrunn er basert på Bakkestuen et al. (2008).

Berggrunn	Kalkbergslav	Arealandel bergart (%)
Fattig	402 (16,6 %)	56,6
Middels	796 (32,9 %)	34,1
Rik	1218 (50,4 %)	9,3
Sum	2416	100,0

Tabell 4. Antall og andel (%) av funn av rødlistede kalkbergslav og arealandel av vegetasjonssoner der artene forekommer. Artsfunn er basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015). Vegetasjonssoner er basert på Moen (1998).

Vegetasjonssone	Kalkbergslav	Arealandel veg.sone (%)
Bn - Boreonemoral	1125 (46,6 %)	10,7
Sb - Sørboreal	762 (31,5 %)	18,3
Mb - Mellomboreal	170 (7 %)	28,9
Nb - Nordboreal	268 (11,1 %)	41,3
A - Alpin	91 (3,8 %)	46,5
Sum	2416	100,0

Tabell 5. Antall og andel (%) av funn av rødlistede kalkbergslav og arealandel av vegetasjonsseksjoner der artene forekommer. Artsfunn er basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015). Vegetasjonsseksjoner er basert på Moen (1998).

Vegetasjonsseksjon	Kalkbergslav	Arealandel veg.seksjon (%)
C1 - Svakt kontinental	827 (34,2 %)	9,2
OC - Overgangsseksjon	1061 (43,9 %)	30,0
O1 - Svakt oseanisk	326 (13,5 %)	31,0
O2 - Klart oseanisk	189 (7,8 %)	23,9
O3 - Sterkt oseanisk	10 (0,4 %)	5,3
O3t - Vintermild, sterkt oseanisk	3 (0,1 %)	0,7
Sum	2416	100,0

4.2 Analyser av Naturbase

I Naturbase er naturtypen sørvendt berg og rasmark den naturtypen som potensielt inneholder hotspot-habitatet. Vi ville undersøke i hvilken grad lokaliteter i Naturbase fanger opp hotspot-habitatet og artene der og eventuelle andre Naturbase-naturtyper som artene forekommer i. Hensikten med analysen var å vurdere grad av habitatspesifisitet for artene som helhet og vurdere bruk av Naturbase til å avgrense definisjonsområdet for overvåking. Analysen vil også gi noe informasjon om antall rødlistede kalkbergslav som forekommer innen samme lokalitet.

Vi gjennomførte søk i lokalitetsbeskrivelsene i alle naturtyper i Naturbase (pr. 15.01.2012) etter samtlige rødlistede kalkbergslav. Både latinske og norske navn ble benyttet som søkeord. Det var 168 observasjoner av rødlistede kalkbergslav i Naturbasebeskrivelsene fordelt på 67 lokaliteter. De fleste artsregistreringene var gjort i naturtypen sørvendt berg og rasmark med 41,1 % av registreringene, etterfulgt av naturbeitemark med 25,6 % (**Tabell 6**). Åpen grunnlendt kalkmark sto for en andel på 4 %. Dette er en naturtype som først ble inkludert i Naturbase etter at NiN versjon 1 ble lansert i 2011, men som potensielt vil inneholde mange av lokalitetene i kystnære områder. Kalkrikt strandberg og kalkskog inneholdt også en del observasjoner. Av de 67 lokalitetene var 20 (29,9 %) av lokalitetene av typen sørvendt berg og rasmark.

Tabell 6. Antall og andel observasjoner av rødlistede kalkbergslav i lokalitetsbeskrivelsene i ulike naturtyper i Naturbase. A – lokaliteter med verdi A, B - lokaliteter med verdi B.

Naturtype	Kode	A	B	Sum	Andel %
Sørvendt berg og rasmark	B01	67	2	69	41,1
Kalkrike områder i fjellet	C01	1		1	0,6
Slåttemark	D01	3		3	1,8
Naturbeitemark	D04	38	5	43	25,6
Småbiotoper	D11		1	1	0,6
Parklandskap	D13	2		2	1,2
Åpen grunnlendt kalkmark	D19	9		9	5,4
Rik edelløvskog	F01	4		4	2,4
Kalkskog	F03	9		9	5,4
Gråor-heggeskog	F05	1	1	2	1,2
Gammel løvskog	F07	4		4	2,4
Gammel barskog	F08	2		2	1,2
Bekkekløft og bergvegg	F09	1	2	3	1,8
Rikt strandberg	G09	9	4	13	7,7
Annen viktig forekomst	H00	3		3	1,8
Antall		153	15	168	100

Det høyeste antallet rødlistede arter som var omtalt i én lokalitet i Naturbase pr. 15.01.2012, var 18 rødlistearter, en naturbeitemark i Nordherad i Vågå kommune. De fleste av de 67 lokalitetene som omtalte rødlistede kalklav, hadde én eller et fåtall arter. I alt 57,1 % av lokalitetene inneholdt kun én art, mens 45 % av lokalitetene inneholdt tre eller flere arter. Flere godt kjente lokaliteter med mange rødlistearter var imidlertid ikke inkludert.

I alt 42 forskjellige rødlistede kalkbergslav var omtalt i Naturbase. De artene som oftest ble nevnt i Naturbasebeskrivelsene, var vifteglye *Collema multipartitum* (13 lokaliteter), grynrosettlav *Physcia dimidiata* (12 lokaliteter), *Psora vallsiaca* (10 lokaliteter) og *Caloplaca tominii* (10 lokaliteter).

Majoriteten av Naturbaselokaliteter med rødlistede kalklav lå i Oppland, i alt 65,5 % av lokalitetene, mens 14,9 % av lokalitetene lå i Telemark, 7,1 % i Akershus og 6,0 % i Hedmark. Naturbaselokaliteter med informasjon om kalkbergslav i beskrivelsen hadde lignende geografisk fordeling som SSB sine 10 x 10 km-ruter med kalkbergslav (**Figur 13**).

Til forskjell fra naturbaselokaliteter med kalkbergslav, som i all hovedsak var konsentrert til noen områder i Norge, så var naturbaselokaliteter med sørvendt berg og rasmark, uavhengig om de hadde kalkbergslav eller ikke, lokalisert jevnt over hele Norge (**Figur 13**). Sørvendt berg og rasmark har dermed en mye videre utbredelse enn de rødlistede kalkbergslavene. Kun en liten andel (20 av totalt 766 lokaliteter, dvs. 2,6 %) inneholder informasjon om rødlistede kalkbergslav.

Vi undersøkte også fordelingen av samtlige lokaliteter med sørvendt berg og rasmark i forhold til berggrunn, inndelt i tre typer: rik, middels og fattig basert på berggrunnskart i målestokk 1:250 000 (Bakkestuen et al. 2008). Til sammen 47,8 % av lokalitetene lå på fattig berggrunn, 36,3 % på middels rik berggrunn og 15,9 % av lokalitetene på rik berggrunn.

Av de lokalitetene med sørvendte berg der det er påvist kalkbergslav, lå bare 30 % på rik berggrunn, mens 45 % lå på middels og 25 % på fattig berggrunn. Denne relativt lave prosentandelen på rik berggrunn kan komme av at berggrunnskartet, som er i målestokk 1:250 000, ikke er nøyaktig på den skalaen hvor lokalitetene forekommer.

I Naturbasedataene er det sørvendt berg og rasmark som inneholder både flest lokaliteter og observasjoner av kalkbergsartene. Men, som vist ovenfor, så har naturtypen som sådan en mye videre utbredelse enn de rødlistede kalkbergslavene. Flertallet av lokalitetene med sørvendt berg og rasmark lå på fattig eller middels berggrunn og dessuten i områder av landet der kalkbergslav ikke forekommer av klimatiske eller andre årsaker. Kun et fåtall lokaliteter inneholdt konkret informasjon om rødlistede kalkbergslav. Bruk av naturtypen fra Naturbase er dermed lite egnet til å velge ut lokaliteter for overvåking av hotspot-habitatet.

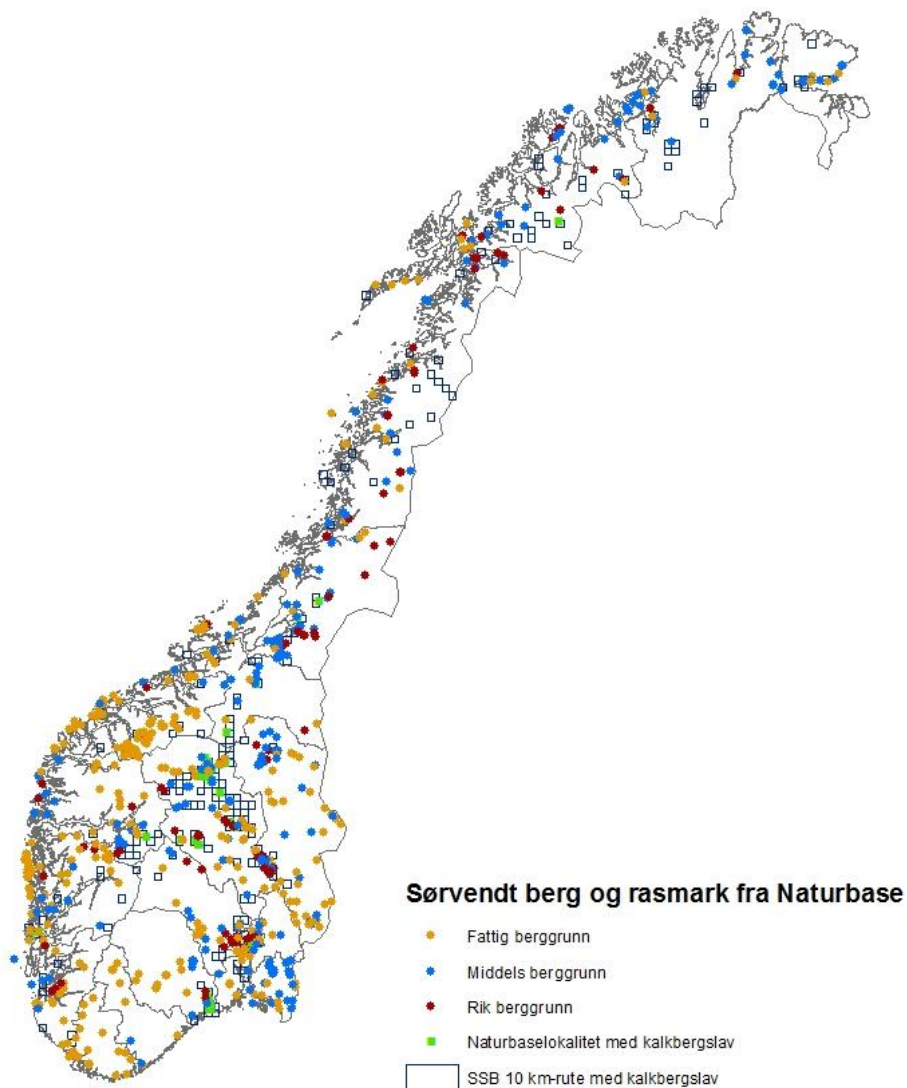
Disse resultatene bør vurderes på bakgrunn av at omfanget og nivået på naturtypekartleggingen i Naturbase er varierende, og spesialiserte artsgrupper som rødlistede kalkbergslav er sannsynligvis mangelfullt fanget opp. Mange lokalitetsbeskrivelser i Naturbase omtaler heller ikke konkrete artsfunn med artenes navn, så resultatene gir langt fra en fullstendig oversikt over artsfunn i naturtypekartleggingen. Eksempelvis er lavfloraen i flere av de rike lokalitetene på Ringerike kun omtalt generelt ("verdifull lavlokalitet", "særegen lavflora").



Figur 11. *Squamarina cartilaginea* (VU). Foto: Harald Bratli.



Figur 12. *Thyrea confusa* (VU). Foto: Harald Bratli.



Figur 13. Geografisk fordeling naturbaselokaliteter av typen Sørvendt berg og rasmarek fordelt på fattig, middels og rik berggrunn. Figuren viser også fordeling av Naturbaselokaliteter der kalkbergslav er nevnt i beskrivelsen og ruter med rødlistede kalkbergslav i SSBs rutenett med størrelse 10 × 10 km, basert på data fra Artskart pr. 26.03.2015 (Artsdatabanken 2015). Naturbasedata er basert på versjon fra 15.01.2012.

4.3 Kalkbergslavenes utbredelse – avgrensning av kjerneområde

Fordelingen av antall arter, og kanskje spesielt antall observasjoner, er avhengig av flere forhold, først og fremst forekomst av egnet habitat, det vil si nakent berg på kalkrik berggrunn, klimatiske forhold, areal og innsamlingsinnsats. Innsamlinger og observasjoner begrenses av ujevn innsamlingsinnsats, og resultatene av analysene av Artskartfunn fordelt på 10 x 10 km-ruter er derfor ikke forventningsrette i statistisk forstand. Likevel er dette habitatet godt kjent blant lav-ekspertisen, slik at sjansen for at forekomster undersøkes når de påtreffes er stor. Flere av artene har vært kjent og samlet over et langt tidsrom (**Tabell 2**), selv om innsamlingstakten har økt vesentlig etter 1980. Dette øker sannsynligheten for at utbredelsesmønsteret som er beskrevet, er rimelig godt dokumentert, og at framtidig feltinnsats ikke vil rukke vesentlig ved dette.

Analysene ovenfor viser at det er lite relevant informasjon å hente fra Naturbase. Det alt vesentlige av informasjon om utbredelse stammer fra innsamlinger til herbariene og artsobservasjoner. Analysen av Artskart viser at det er en konsentrasjon av både antall lokaliteter og antall funn i relativt tydelig avgrensede områder av landet. Dette er på kambro-siluriske bergarter i Oslofeltet, Grenlandsområdet, Indre Oslofjord, Ringerike, Mjøsregionen, samt Nord-Gudbrandsdalen med tilstøtende områder.



Figur 14. Markert kalkvegg på Mellomholmen ved Gåsøya, Bærum kommune. Foto: Harald Bratli.

5 Kartlegging i ARKO

Kartleggingen i ARKO hadde som formål å framskaffe informasjon for å beskrive hotspot-habitatet, dokumentere nye forekomster, og teste ut metoder for registrering av indikatorvariabler av betydning for mangfoldet av kalkbergarter.

5.1 Avgrensning av undersøkelsesområde og utvalg av kartleggingslokaliteter

I 2011 ble det besluttet å utvide hotspot-habitatet Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden (Wollan et al. 2011) til også å omfatte kalkbergslav. Datainnsamling i ARKO ble derfor lagt til Indre Oslofjord i det samme undersøkelsesområdet som ble undersøkt for hotspot Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden. Metodikken for avgrensning av undersøkelsesområde og utvalg av observasjonsheter ved bruk av en arealrepresentativ datainnsamling er derfor den samme som for Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden (se Wollan et al. 2011 for en detaljert beskrivelse).

Undersøkelsesområdet, som omfatter kystsonen på kalkrik berggrunn i Indre Oslofjord, ble delt inn i ruter på 500 x 500 m. Fra totalt 439 mulige storruter ble 48 trukket tilfeldig. I trekningen ble hver storrute veid med sitt landareal slik at sannsynligheten for uttrekk var proporsjonal med arealet. Storrutene ble så vurdert ut fra ortofoto, kart og lokalkunnskap for å sortere ut de som opplagt ikke inneholdt åpen grunnlendt kalkmark, og for å merke av potensielle steder for undersøkelse i felt.

5.2 Kartlegging i felt

I arbeidet med åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden ble 87 polygoner fordelt på 21 storruter avgrenset i felt og artslister for karplanter og tilstandsvariabler registrert (Bakkestuen et al. 2014). Variablene er basert på NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009) og inkluderer fremmede arter, ferdsel med tunge kjøretøyer, samt dekning av busksjikt og tresjikt (**Tabell 7**). Fremmede arter ble angitt som antall arter pr. polygon, mens de øvrige ble registrert med en gjennomsnittsverdi for hvert polygon. Dekning av busksjikt og tresjikt ble registrert som prosentandel for hvert polygon. Lokalitetene ble digitalisert og arealene av hvert polygon ble utregnet i GIS (se Bakkestuen et al. 2014).

Tabell 7. Egenskapsvariabler registrert i hvert polygon. Areal er beregnet i GIS-analyse etter digitalisering av polygonene.

Variabel	Beskrivelse
Areal	Areal beregnet i GIS
Berg i dagen	Dekning i prosent av nakent berg
Slitasje	Etter NiN, fire trinn: 1 - ubetydelig, 2 - liten, 3 - betydelig, 4 - sterk
Innstråling	Etter NiN, seks trinn: 1 - mørke, 2 - halvmørke, 3 - skjermet mot direkte solinnstråling, 4 - lav solinnstråling, 5 - moderat solinnstråling, 6 - høy solinnstråling
Fremmede arter	Antall av fremmede arter
Ferdsel med tunge kjøretøyer	Fire trinn fra 1 - uten, 2 - lite, 3 - moderat, 4 - stort omfang
Busksjikt	Dekning i prosent av vedaktige vekster mellom 80 cm og 3 m
Tresjikt	Dekning i prosent av vedaktige vekster over 3 m

I arbeidet med hotspot kalkberg ble registreringer foretatt i 78 av disse 87 polygonene i 20 stor-ruter. I hvert polygon ble forekomster med rødlistede lavarter og flere supplerende tilstandsvariabler registrert. Hvert funn med rødlistede lavarter ble nøyaktig stedfestet ved hjelp av GPS. Minsteavstand mellom registeringspunkter ble satt til ca. 10 m. I tillegg ble en del ikke rødlistede kalkbergsarter også notert. Areal med kalkberg ble registrert i felt som andelen nakent kalkberg i prosent av hele lokalitetens areal. I tillegg ble slitasje og innstråling basert på NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009) registrert.

I tillegg ble 20 polygoner valgt ut tilfeldig for mer detaljert registrering av tilstandsvariabler ved bruk av transekter. Hensikten var å prøve ut en metodikk med mer finskala registrering, som antas å være mer observatøruavhengig, og samtidig registrere mer detaljerte variabler som antas å være viktige for rødlistede lav. Transekter ble plassert tilfeldig i lokaliteten ved at de ble posisjonert på detaljerte kart med høydekoter og polygongrenser før feltarbeidet. I felt ble GPS benyttet for å plassere transektene. Slik unngås subjektiv plassering samtidig som de viktige økologiske gradientene helning og eksposisjon blir representert. Lengden på transektene pr. polygon var til sammen 50 m, men antall transekter varierte mellom polygonene. Langs hver meter av transektene ble verdier til tilstandsvariabler vurdert i en bredde av 25 cm på hver side av transektet. Variablene antas å kunne beskrive substrattypen, tilstand og økologiske forhold som er viktige for kalkbergsartene (**Tabell 8**) på en finere skala enn registrering av snittverdi pr. polygon. Dersom rødlistede kalkbergsarter ble påtruffet langs transektene, ble de også notert og mengde angitt som prosent dekning.

Tabell 8. Egenskapsvariabler registrert langs hver meter i transekter i 20 tilfeldig valgte polygoner.

Variabel	Beskrivelse
Naturtype	Dekning i prosent av fjæresone, kalkberg eller åpen grunnlendt kalkmark
Bergart	Angitt som fattig, intermedier eller kalkrik
Substrat	Dekning i prosent av hardt berg, skiferberg eller skifergrus
Helning	Angitt i grader med klinometerkompass
Eksposisjon	Angitt i grader med klinometerkompass
Innstråling	Etter NiN, seks trinn: 1 - mørke, 2 - halvmørke, 3 - skjermet mot direkte solinnstråling, 4 - lav solinnstråling, 5 - moderat solinnstråling, 6 - høy solinnstråling
Slitasje	Etter NiN, fire trinn: 1 - ubetydelig, 2 - liten, 3 - betydelig, 4 - sterk
Busksjikt	Dekning i prosent av vedaktige vekster mellom 80 cm og 3 m
Tresjikt	Dekning i prosent av vedaktige vekster over 3 m
Mose	Dekning av moser
Makrolav	Dekning av store makrolav
Vegetasjonshøyde	Gjennomsnittshøyde for vegetasjon angitt i cm

5.3 Resultater

5.3.1 Hvor ofte forekommer hotspot-habitatet i Indre Oslofjord

To av de 20 storrutene som ble oppsøkt i felt, inneholdt ikke kalkberg. Hotspot-habitatet fantes derved i 38,3 % av de 47 tilfeldig uttrukne storrutene. Kalkberg ble registrert i 70 av de 78 undersøkte polygonene av åpen grunnlendt kalkmark. I gjennomsnitt var det 3,9 polygoner med kalkberg i de 18 storrutene som inneholdt kalkberg. Det største antallet polygoner som inneholdt åpne kalkberg i én storroute, var 21. Fem av storrutene hadde bare ett polygon hver.

Åpen grunnlendt kalkmark-polygonene hadde et gjennomsnittlig areal på 848 m², men det var stor variasjon i størrelsen (**Tabell 9**, Bakkestuen et al. 2014). Arealet med kalkberg innenfor polygonene, som tilsvarer arealet for hotspot kalkberg, var derimot på kun 187 m². Om lag en femtedel av arealet av de kartlagte polygonene besto altså av kalkberg, i gjennomsnitt. Polygoner med rødlistede kalkbergsarter var i gjennomsnitt mye større enn polygoner uten rødlistearter, og hadde et mye større areal med kalkberg.

Tabell 9. Areal av åpen grunnlendt kalkmark-polygoner (fra Bakkestuen et al. 2014) og areal av kalkberg i polygonene i m² (gjennomsnitt ± standardavvik), totalt kartlagt areal av åpen grunnlendt kalkmark (fra Bakkestuen et al. 2014) og totalt areal av kalkberg. Både areal av alle polygoner kartlagt i hotspot åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014) og polygoner med og uten forekomst av rødlistede kalkbergsarter er vist.

	Alle polygoner	Med rødlistearter	Uten rødlistearter
Polygon-areal	848 ± 1221	1293 ± 1640	495 ± 542
Areal kalkberg i polygoner	187 ± 351	296 ± 287	100 ± 375
Totalt kartlagt areal	59363	40073	19290
Totalt areal kalkberg	13055	9171	3884

Åpen grunnlendt kalkmark og nakent berg forekommer derved ofte i mosaikk i polygonene. De to habitatene har imidlertid ikke fullstendig overlapp i indre Oslofjord, i og med at flere polygoner ikke inneholdt kalkberg overhodet. Andelen kalkberg var dessuten lav i mange av polygonene med åpen grunnlendt kalkmark, som av og til er avgrenset nettopp mot større kalkbergarealer. Bruk av åpen grunnlendt kalkmark som utvalgsriterium medfører med andre ord at eventuelle tilstøtende areal med kalkberg ikke fanges opp, heller ikke polygoner som kun inneholder kalkberg.

5.3.2 Artsmangfold i polygoner med kalkberg

Vi fant til sammen seks rødlistede lavarter i de 78 undersøkte polygonene (**Tabell 10**). *Squamarina degelii* (EN) var den hyppigst forekommende arten med 39 funn i 21 polygoner fordelt på 7 storruter. Kalkskiferlav *Lobothallia radiososa* (VU) ble notert med 38 funn, men i færre polygoner. *Thyrea confusa* (VU) ble også notert relativt hyppig. Denne arten fantes spredt flere steder i undersøkelsesområdet, men oftest fåtallig. *Squamarina cartilaginea* (VU, **Figur 6**) ble registrert med nesten like mange funn, men funnene var sterkt konsentrert i én storrute på Gressholmen. Kalkrosettllav *Phaeophyscia constipata* (VU) er meget sjelden i Indre Oslofjord, der den bare er kjent fra Gressholmen. Den er vanligst i kontinentale deler av Gudbrandsdalen, og finnes også i kontinentale deler av Finnmark og Indre Troms. Tannjordglye *Collema bachmanianum* (NT) finnes spredt over hele landet og er ingen typisk kalkbergslav. Den forekommer på kalkrik jord og sand på lysåpne voksesteder og ble funnet i ett polygon. Med unntak av tannjordglye, som er nær truet, og *Squamarina degelii*, som er sterkt truet, har de øvrige lavartene status som sårbar på Rødlisten. Selv om *Squamarina degelii* er mest frekvent av de rødlistede kalkbergslavene i Indre Oslofjord, er den mer sjelden ellers i landet, der den også finnes i kontinentale strøk av Gudbrandsdalen, og med en fåtall funn på Ringerike, ved Mjøsa, i Valdres og indre Troms. Typelokaliteten ligger for øvrig i Asker.

I tillegg ble den rødlistede mosen småklokkemose og soppen grann styltesopp funnet i henholdsvis åtte og to polygoner. Flere ikke rødlistede habitatspesialister av lav ble også registrert, blant annet *Psora globifera* og rød tegllav *Psora decipiens*. Sistnevnte er meget sjelden i indre Oslofjord, men er ikke rødlistet, da den har en del forekomster i høyereliggende områder og er mindre truet av den grunn. *Psora globifera* forekommer i artsrike soleksponerte kalkberglokaliteter og

er relativt frekvent på egnede steder i lavlandet og sentrale dalstrøk i Sør-Norge, med spredte funn i Trøndelag.

Tabell 10. Rødlistede lav, moser og sopp som ble funnet på kalkberg. Status – rødlistestatus etter Kålås et al. (2010), Funn – antall funn av arten, Storrute – antall storruter arten ble funnet, Polygon – antall polygoner arten ble funnet.

Latinsk navn	Norsk navn	Status	Funn	Storrute	Polygon
<i>Collema bachmanianum</i>	tannjordglye	NT	1	1	1
<i>Lobothallia radiosa</i>	kalkskiferlav	VU	38	5	12
<i>Phaeophyscia constipata</i>	kalkrosettjav	VU	2	1	2
<i>Squamarina cartilaginea</i>		VU	17	1	7
<i>Squamarina degelii</i>		EN	39	7	21
<i>Thyrea confusa</i>		VU	19	6	9
<i>Encalypta vulgaris</i>	småklokkemose	VU	8	5	8
<i>Tulostoma brumale</i>	grann styltesopp	EN	2	2	2
Rødlistede lav			116		
Rødlistearter totalt			126		

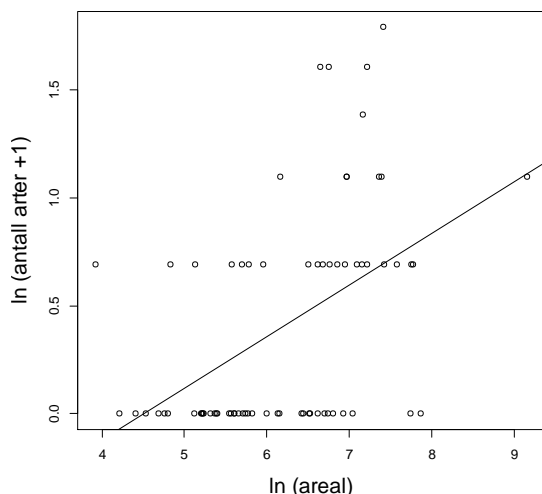
I gjennomsnitt ble det funnet 0,7 rødlistede lavarter med i gjennomsnitt 1,5 funn pr. polygon. Antallet arter og funn varierte imidlertid en del, med maksimum på fem arter og 26 funn i ett polygon. Det ble funnet rødlistede lavarter i 10 storruter. Rødlistede lavarter ble derved funnet i 55,6 % av rutene der habitatet var tilstede. Det ble funnet rødlistede kalkbergslav i 35 av totalt 70 polygoner, altså en andel på 50 % av polygoner med kalkberg tilstede. I ytterligere én storrute var småklokkemose eneste funn, slik at det til sammen var 11 storruter med rødlistede arter. I transektene ble kun ni forekomster av rødlistede kalklav påtruffet i til sammen fem ulike polygoner.

5.3.3 Sammenheng mellom areal og antall rødlistede lavarter

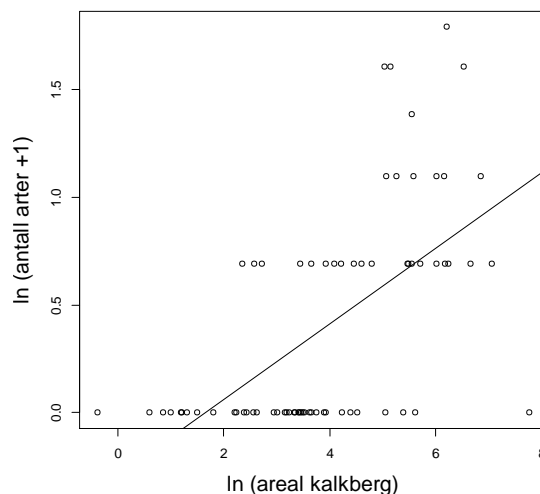
Antall rødlistede kalkbergslav økte med økende areal ($r = 0,23$, $p < 0,001$, **Figur 15**), og denne samvariasjonen var enda tydeligere når kalkbergareal innenfor polygonet ble brukt ($r = 0,36$, $p < 0,001$, **Figur 16**). Med økende areal øker også habitateterogeniteten, og det blir mer plass slik at flere arter kan etableres. Flere små polygoner, ned mot 10 m² kalkbergareal, inneholdt imidlertid også rødlistearter, og kalkbergandelen i polygoner med forekomst av rødlistearter er i noen tilfeller så liten som 1 % (**Tabell 11**). Enkelte arter synes å derfor å kunne klare seg med lite kalkbergsareal, så lenge de økologiske forholdene ellers er gunstige.

Det er mulig at avstand og mengde egnet substrat i nærheten her spiller en viktig rolle, da det antas at kort avstand og høy andel diasporer vil være gunstig for både spredning og etablering. Flere polygoner lå relativt isolert, mens for eksempel flere av de artsrike polygonene på Gressholmen (**Figur 25**) lå svært nær hverandre. Virtanen & Oksanen (2007) fant også en tydelig økning i artsantall med areal både for kalkkrevende arter og rødlistede arter på steinblokker, men også svake sammenhenger er rapportert (Haig et al. 2000). Videre fant de høyere antall av kalkkrevende lav og rødlistearter på steinblokker som lå nær hverandre enn på isolerte blokker. Både spredningsevne og etableringssuksess har betydning. Lav som reproducerer med sporer spres generelt lettere enn lav med vegetativ spredning. På den annen side må lavsporene finne fram til rett alge for at vellykket etablering av lav skal skje. Dersom spredning og etablering er lav kan man få stor variasjon i artssammensetning fra lokalitet til lokalitet (Spitale & Nascimbene 2012). Flere av polygonene med høy andel kalkberg var sterkt påvirket av slitasje og anleggsvirksomhet i grøntarealer på Fornebu, der nylig blottlagte kalkflater følgelig ikke var egnet habitat for artene. Her vil tilstanden i polygonet influere på sammenhengen mellom areal og antall arter.

Busk- og tredekning, helning, eksposisjon og berggrunnens struktur, er andre faktorer som kan endre eller overskygge art/areal-sammenhenger.



Figur 15. Antall rødlistede kalkbergsarter som funksjon av lokalitetenes areal. Begge variabler er ln-transformert.



Figur 16. Antall rødlistede kalkbergsarter som funksjon av arealet med berg i dagen i lokalitetene. Begge variabler er ln-transformert.

5.3.4 Økologisk tilstand i lokaliteter

Dekningen av busker og trær var jevnt over liten i lokalitetene (**Tabell 11**), kun 1,5 % i gjennomsnitt for tresjikt og 7,7 % for busksjikt, men det var relativt stor variasjon i busksjiktet mellom lokaliteter. Innstrålingen var følgelig høy, mellom 5 og 6, som tilsvarer trinnene moderat til høy innstråling. Andelen berg i dagen lå på rundt 20 % i snitt. Slitasje og slitasjebetinget erosjon var i snitt 2,2, der trinn 2 tilsvarer liten slitasje i NiN 1.0. Lokalitetene karakteriseres også av relativt høyt antall fremmede arter, i snitt seks pr lokalitet.

Tabell 11. Gjennomsnitt \pm standardavvik (min–maksverdi registrert) for antatt viktige tilstandsvariabler for forekomst av rødlistede kalkbergslav i 70 åpen grunnlendte kalkmark-polygoner i Indre Oslofjord. For forklaring av skala for slitasje og innstråling, se **Tabell 7**.

	Alle polygoner	Med rødlistearter	Uten rødlistearter
Tredekning (%)	1,5 \pm 2,9 (0–15)	1,5 \pm 2,4 (0–10)	1,4 \pm 3,3 (0–15)
Buskdekning (%)	7,7 \pm 8,3 (0–40)	7,2 \pm 6,3 (0–25)	8,2 \pm 9,7 (0–40)
Innstråling	5,2 \pm 0,9 (3–6)	5,6 \pm 0,7 (4–6)	4,9 \pm 1,0 (3–6)
Andel berg i dagen (%)	19,7 \pm 20,3 (1–90)	25,6 \pm 16,2 (1–80)	14,9 \pm 22,2 (1–90)
Slitasje	2,2 \pm 0,9 (1–4)	2,4 \pm 0,8 (1–4)	2,2 \pm 0,9 (1–4)
Fremmede arter (antall)	6,0 \pm 3,2 (1–15)	5,8 \pm 3,4 (1–15)	6,2 \pm 3,0 (1–15)

Som beskrevet i kap. 5.2 registrerte vi i tillegg antatt relevante egenskaper for forekomst av rødlistede kalkbergslav langs transekter i 20 polygoner (**Tabell 12**). Hensikten var å vurdere bruk av en mer finskala metodikk for registrering av tilstandsvariabler som er spesielt aktuelle for

rødlistede lav. Denne metoden antas å være mer observatøruavhengig enn registrering av én gjennomsnittsverdi pr. lokalitet.

I **Tabell 12** har vi sammenlignet verdier for tilstandsvariablene registrert på transeknivå og polygonnivå. Dekning av berg i dagen ble registrert med noe høyere verdi langs transektene enn på polygonnivå, mens busksjikt ble jevnt over skåret lavere med transektmetoden. For de andre variablene var det liten forskjell i gjennomsnittsverdi (**Tabell 12**). Arealet med fast berg var mye høyere enn både skifer-berg og skifer-grus. Mosedekning var også relativt lav, med et snitt på 16,1 %, og andel makrolav var ubetydelig. Vegetasjonshøyden var også lav, kun 11 cm i snitt. Lokalitetene var i all hovedsak vendt mot sørøst, sør eller sørvest, men et snitt på 171 grader.

Tabell 12. Gjennomsnitt og standardavvik for egenskapsvariabler som ble registrert i transekter i 20 tilfeldig valgte polygoner. Data fra tilsvarende variabel registrert i hele polygonet er også vist.

Variabel	Transekt	Polygon
Kalkberg (%)	22,6 ± 17,9	15,3 ± 12,2
Åpen grunnlendt kalkmark (%)	77,4 ± 17,9	
Fast berg (%)	35,8 ± 22,5	
Skifer-berg (%)	7 ± 10,5	
Skifer-grus (%)	6,7 ± 10,6	
Tresjikt (%)	1,3 ± 3,1	1,4 ± 3,5
Busksjikt (%)	3,1 ± 5,4	8,3 ± 7,9
Mosedekning (%)	16,1 ± 12,1	
Makrolav (%)	0,7 ± 1,4	
Vegetasjonshøyde (cm)	11,2 ± 5,8	
Helning (grader)	13,2 ± 6,3	11,8 ± 6,2
Eksposisjon (grader)	171,3 ± 88,7	
Innstråling	5,6 ± 0,7	5,1 ± 1,0
Slitasje	1,8 ± 0,7	2,2 ± 0,7

5.3.5 Sammenhenger mellom egenskaper og antall rødlisterarter

Vi ønsket å se om noen av de antatt viktige miljøvariablene registrert i polygonene kunne forklare forekomst av rødlistede kalkbergslav. Forskjellene i variablene mellom polygoner med og uten forekomst av rødlistede kalkbergslav ble testet med wilcoxon-tester. Både bergartstype og -struktur, mikroklima, makroklima, habitatets romlige fordeling og ulike former for antropogen påvirkning påvirker artsantall og -sammensetning på berg.

Polygonene med forekomst av rødlisterarter hadde høyere andel nakent berg enn polygonene uten rødlisterarter ($p = 0,066$). Rødlistede kalklav forekom imidlertid i polygoner med varierende dekning av kalkberg (**Tabell 12**), og de kan forekomme selv på små kalkbergsframspring. Bergartens kalkinnhold er vist å ha betydning for lavfloraen på kalkberg (Spitale & Nascimbene 2012). Bergartens overflatestruktur, porøsitet, og forvitningsgrad er også ansett som viktige egenskaper av betydning for lav. Lav etableres lettere på ru og bløte bergflater, og bergartens porøsitet har betydning for vanninnholdet. Mineralnæring er lettere tilgjengelig på bergarter som forvitrer lett. Ut fra registreringer i transekter og observasjoner i felt fant vi også indikasjoner på at dekning fast kalkberg har større betydning enn dekning skiferberg og grus. Bergartens struktur spiller inn da de fleste artene opptrer på fast kalkberg, mens skifrige berg sprekker lettere opp i småbiter og synes å være mindre egnet substrat for artene. Eroderte skiferberg gir også tynne lag med naken skifergrus over berget, som er for ustabil substrat for artene (**Figur 19**).

Innstrålingen var betydelig høyere i polygoner med rødlistearter ($p = 0,001$), og totalt sett høy (**Figur 17**). Ingen av polygonene som ble undersøkt hadde lavere innstrålingsverdi enn trinn 3, det vil si at de var skjermet mot direkte solinnstråling, og ingen rødlistede lavarter ble påtruffet der innstrålingsverdien var så lav. Flest rødlistede lavarter ble funnet i lokaliteter med moderat og høy solinnstråling, trinn 5 og 6 i NiN 1.0. Dette er i samsvar med artenes habitatkrav, som er tørre og solrike steder, gjerne vendt mot sørøst, sør eller sørvest. Artene har forskjellige temperaturkrav, men noen har en klart sørøstlig utbredelse i Norge og begunstiges av høy sommer-temperatur. Målinger av eksposisjon og helning i transekter understøtter at rødlistede arter foretrekker voksesteder som vender mot sørøst, sør eller sørvest. Helningen varierte mellom 7 og 20 grader, altså middels til relativt bratte bergflater (**Tabell 12**). Potensiell innstråling er høyest mot sør under våre forhold, men på grunn av avkjøling av bakken om natten forskyves den sonen som mottar mest varme mot vest (Geiger 1965, Heikkinen 1991). Også andre undersøkelser finner at innstråling og helning har stor betydning for forekomst av lavvegetasjon på berg (Ott et al. 1997).

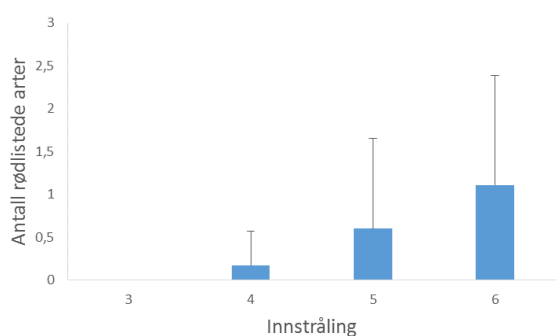
Tre- og busksjikt innvirker også på innstråling til bakken. Vi fant ingen forskjell i dekning av tresjiktet mellom polygoner med og uten forekomst av rødlistede kalkbergslav (**Tabell 11**, $p = 0,205$). Heller ikke for buskdekningen var det nevneverdig forskjell mellom polygoner med og uten rødlistearter ($p = 0,555$). Dekningen av busksjikt og tresjikt (**Tabell 11**) i de fleste polygonene var såpass lav at effekten antagelig var moderat på lavfloraen, også fordi dekningen sannsynligvis var lavest i de delene av lokalitetene som var dominert av nakent berg. Under mer gjengrodde forhold har dette imidlertid større betydning. Studier av alvar-vegetasjon i Estland viste at både busksjikt og feltsjikt har negativ effekt på jordboende lav (Leppik et al 2013). Ott et al. (1996) fant også forskjeller i vegetasjon fra åpne kalkflater til busk- og tredekt alvarmark på Gotland, og knyttet dette til mikroklimatiske forskjeller og økende strøfall med påfølgende jordsmonnutvikling og vegetasjonssuksisjon. En viss dekning av busker kan motvirke tråkk og erosjon fra slitasje og tråkk fra beitende dyr. Tresjiktet kan imidlertid ha en motsatt effekt på grunn av tråkk fra beitedyr, som søker skygge under trær. Under busker vil dessuten et tykt strøslag hindre lavartenes vekst og redusere areal til rådighet.

Tett busk- og tredekning henger sammen med redusert bruk av semi-naturlige enger i kulturlandskapet og påfølgende gjengroing av åpne arealer (Bratli & Halvorsen 2014). Beite og manuell rydding i lokaliteter som ligger i semi-naturlig eng, motvirker gjengroing med høy vegetasjon, men for sterkt beite medfører at lavvegetasjonen tråkkes i stykker (Warren & Eldridge 2001). Ulike morfologiske grupper av lav responderer ulikt, der skorpelav synes å tolerere forstyrning best, fulgt av skjellformede lav, bladlav og til slutt busklav, som den mest intolerante gruppen (Eldridge & Rosentreter 1999, Warren & Eldridge 2001). Egne observasjoner fra beitemark i Nordherad, Vågå kommune, indikerer at skorpelavsamfunn på jord er mest intakt inntil steiner og i åpninger inntil busker, mens i åpne enger med sterkt beite tråkkes den jordboende kryptogamvegetasjonen i stykker. Dette er likevel vegetasjon som sannsynligvis er tilpasset moderat forstyrning, men vi kjenner ikke godt nok hvordan artene påvirkes av for stor eller for liten grad av forstyrning. Fordi bergartene forvitrer lett, tråkkes berg lett i stykker av beitende dyr. Både beitetrykk og dyreslag må derfor avpasses.

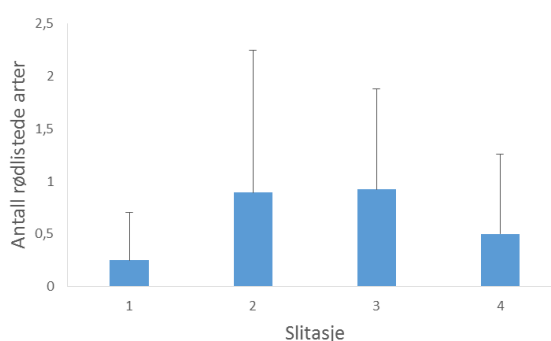
Utenfor kulturlandskap forårsaker også fremmede arter gjengroing, da dette både er busker, trær og mattedannende arter som vokser utover kalkberg. Antall fremmede arter varierte ikke mellom polygoner med og uten rødlistearter ($p = 0,461$) i de undersøkte lokalitetene, men kun antall, ikke dekning, av fremmede arter ble registrert. I Oslofjordregionen er dekningen av fremmede busker og bergknapparter stedvis omfattende (**Figur 24**).

Det var ingen forskjell i slitasje mellom polygoner med og uten rødlistearter ($p = 0,230$). Det var lite slitasje generelt i polygonene, men rødlistede lavarter forekom i polygoner med både ubetydelig (trinn 1), liten (trinn 2), betydelig (trinn 3) og sterk slitasje (trinn 4) (**Figur 18**). Slitasje er ugunstig da artene tråkkes i stykker, eller habitatet ødelegges. Slitasjen virker ulikt på artene.

De som vokser på relativt flate berg, er mer utsatt for tråkk enn arter som vokser i bratte bergvegger. Noen arter vokser også på undersiden av svakt lutende bergflater der slitasje ikke forekommer. Slitasjen kan dessuten ha vært sterkest i de øvrige vegetasjonsdekte arealene av de undersøkte lokalitetene, i åpen grunnlendt kalkmark, ikke direkte på bergene. En viss slitasje kan i noen tilfeller kanskje være positivt, da dette holder annen vegetasjon nede, og bidrar til åpne kalkbergflater som artene vokser på. Busk- eller skjellformede lav, som for eksempel kalkrosettlav *Phaeophyscia constipata* og *Squamarina cartilaginea* (**Figur 11**), er trolig mer utsatt enn skorpeformede lav som vokser tett tiltrykt substratet. Observasjoner i felt kan indikere at kalkskiferlav *Lobothallia radiosa* kan tåle svak slitasje, mens skader ble observert på *Squamarina degelii*.



Figur 17. Gjennomsnittlig antall rødlistede kalkbergslav fordelt på innstråling etter trinndeling i NiN. Vertikale stolper viser standardavvik.



Figur 18. Gjennomsnittlig antall rødlistede kalkbergslav fordelt på slitasje etter trinndeling i NiN. Vertikale stolper viser standardavvik.

Det var flest rødlistearter i polygoner med liten mosedekning, og vegetasjonshøyden var i gjennomsnitt lav (**Tabell 12**), men rødlistede lavararter forekom også i polygoner med relativt høyt feltsjikt. Moser og lav konkurrerer om det samme arealet med kalkberg, og høy mosedekning vil derfor redusere arealet med potensielt substrat for lavene. Tette mosematter utvikles best under noe fuktige og skyggefulle forhold, slik at det kan være en sammenheng mellom mosedekning og variabler som innstråling, eksposisjon og dekning busk- og tresjikt.

5.3.6 Konklusjon

Våre analyser av eksisterende data og felt-undersøkelser i ARKO indikerer at overvåking av hotspot-habitatet kalkberg må foretas uavhengig av overvåkingen av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden. Årsaken til dette er at overvåkingsområdet for åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden omfatter kun en liten del av overvåkingsområdet for kalkberg. Dessuten ligger de mest artsrike områdene med kalkberg utenfor overvåkingsområdet for åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden. Analysene av herbarieinformasjon og artsobservasjoner viser klart at svært viktige områder ligger på Ringerike, i Mjøsregionen og kontinentale deler Gudbrandsdalen, inkludert nærliggende områder med kontinentalt klima og kalkrike berg i dagen. Videre viser analysene at artsantallet er høyere, spesielt i Nord-Gudbrandsdalen. Artssammensetningen varierer også innen de nevnte områdene, med overvekt av sørlige arter i Grenland, mens Nord-Gudbrandsdalen har innslag av nordlige/alpine arter. For å favne hele artstilfanget av rødlistede kalkbergslav må derfor alle de nevnte områdene inkluderes i overvåking av hotspot-habitatet. Analysene bekrefter

kjent kunnskap om artsdiversitet og utbredelse for de rødlistede kalklavene (E. Timdal & R. Haugan pers. medd).



Figur 19. Skifrige kalkberg på sørsiden av Ildjernet, Nesodden kommune med mye skifergrus og matter med bergknapparter. Harde kalkbergpartier er voksested for *Thyrea confusa*. Foto: Harald Bratli.

Overvåkingslokaliteter med åpen grunnlendt mark i Oslofjorden vil dessuten omfatte lokaliteter uten eller kun med en mindre andel kalkberg, og med en svært variabel andel kalkberg. Arealer med kun kalkberg, eller kombinasjoner av kalkberg og andre naturtyper, vil ikke fanges opp av overvåkingslokaliteter med åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjorden, slik at viktige arealer med kalkberg ikke vil bli fanget opp med det forslaget til overvåking som foreligger (Bakkestuen et al. 2014).

Selv om vi ikke har gjennomført statistiske analyser av innsamlede data, gir de resultatene vi har gode indikasjoner på at vi har inkludert relevante indikatorvariabler ved uttestingen av feltmetodikk. I tillegg har variablene uttørkingseksposering (UE) og overrisling (OR) kommet til i NiN 2.0 for å beskrive variasjonen i artssammensetning på nakent berg. Begge disse er relevante indikatorvariabler for hotspot kalkberg. Uttørkingseksposering er en parallell til uttørkingsfare i jorddekt mark. Variabelen beskriver luftas fuktighet nær bakken og er et uttrykk for bergets eksponering for ekstreme tørkeepisoder. Variabelen omfatter derfor flere enkeltmiljøvariabler som blant annet tresjiktdeknning, topografisk plassering og eksponeringsretning. Den er også et uttrykk for miljøstabilitet fra beskyttede hulrom til soleksponerte knauser. Siden mange lokaliteter ligger i kulturlandskapet, er det også viktig å få med variabler som omfatter hevd, som gjengroingsstilstand, hevdintensitet, beitetrykk og dyreslag.

Fordelen med transektregistreringene er at de registreres på et lite areal. Derved er de lettere å estimere nøyaktig enn snittverdier for hele polygoner, de vil kunne fange opp endringer på en finere skala, og finskala mosaikk er lettere å estimere. De vil også gi et mer observatøruavhengig estimat. Samtidig forutsetter dette at transektene representerer polygonet godt. Sjeldne tilstan-

der har mindre sjanse til å bli fanget opp. Registrering av indikatorvariabler i transekter ga lignende resultater som registrering av én snittverdi pr. polygon, med unntak av areal kalkberg som ble estimert noe høyere i transektene. Antagelig fanger transekter opp areal av berg bedre på grunn av at skrånende og vertikale flater får høyere dekning. Begge metoder har den svakhet at verdier estimeres subjektivt, men subjektiviteten er mindre ved bruk av transekter. Transektmetoden er rask, men vesentlig mer tidkrevende enn angivelse av en snittverdi pr. polygon. Registrering av ett transekt på 25 meter tar 20 - 30 minutter. Transektene fanger heller ikke opp forekomster med rødlistede arter i nevneverdig grad. Systematisk søk gjennom hele lokaliteten er derfor nødvendig for å registrere rødlistearter med mengde. Av den grunn og for å fange opp sjeldne tilstander i polygonene bør også snittverdier på polygoner registreres. Denne tilleggsregistreringen vil være lite tidkrevende. Transekter kan fastmerkes, slik at samme transekt benyttes ved neste omdrev.



Figur 20. Kalkskjold *Glypholecia scabra*, en sterkt truet art (EN), sterkt tilknyttet kalkberg i kontinentale områder. Foto: Harald Bratli.

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

6.1 Påvirkninger og inngrep

En rekke faktorer påvirker kalkberg og artsmangfoldet der. Disse faktorene kan grovt deles inn i påvirkninger, dvs. forandringer som oftest er reversible (f.eks. gjengroing rundt bergene, forekomst av fremmede arter, slitasje), og inngrep, dvs. forandringer som oftest er irreversible (f.eks. nedbygging, kalkbrudd). I dette kapitlet beskrives påvirkningsfaktorer og inngrep som er utbredte trusler mot hotspot-habitatet kalkberg, og erfaringer fra kartleggingen av kalkberg i ARKO brukes for å belyse disse truslene.

6.1.1 Nedbygging og andre terrenginngrep

Nedbygging og andre former for terrenginngrep anses som den viktigste negative påvirkningen for kalkbergslav. Dette omfatter alt fra store inngrep ved nedbygging til boligformål, industri og andre typer anlegg, kalkbrudd, veibygging, hyttebygging og kaier, til mindre inngrep i forbindelse med private båtbrygger, plattinger og diverse andre typer opparbeidet areal. Selv små inngrep som opparbeiding eller utbedring av gangveier, benker etc., kan være negative dersom de foretas på feil sted. Forekomstene er ofte små, og derfor kan selv små inngrep desimere eller fjerne hele populasjoner. Massedeponier i forbindelse med anleggsvirksomhet kan også utgjøre en trussel. Kalkbrudd representerer store økonomiske verdier. Ved Hurumåsen naturreservat ble det inngått forlik med grunneier som hadde konsesjon på drift av kalkbrudd innenfor opprinnelig verneareal. Erstatningskravet var i størrelsesorden 50–60 millioner kroner i henhold til pressemelding 31.03.2000 fra Miljøverndepartementet, og reservatgrensen ble endret.

En annen mulig trussel mot kalkbergsartene i forbindelse med samferdsel er rasforbygging, siden lokalitetene ofte ligger i bratt terreng, blant annet på bergknauser og store blokker i rasmark (jf. Berg et al. 2007). I bratt og rasutsatt terreng vil selv små terrenginngrep utgjøre store arealer.

6.1.2 Gjengroing

Mange kalkknauser og kalkbergvegger ligger i eller i tilknytning til semi-naturlig eng og inngår derfor som elementer i kulturlandskapet. Her holdes miljøet åpent ved regelmessig slått, rydding av busker og trær, og beiting. Det lyskrevende artsmangfoldet knyttet til åpne kalkberg, påvirkes negativt ved gjengroing. Opphør av bruk er derfor også en trussel i lokaliteter som gror igjen med busker og trær, selv om typen som sådan ikke er semi-naturlig. Som for endringer i kulturlandskapet generelt, er gjengroingen knyttet til nedlegging av bruk, eller bruksendringer der aktiv drift erstattes av fritidsbruk. Gjengroing anses sammen med slitasje som den viktigste negative påvirkningsfaktoren i en undersøkelse av kalklavfloraen i Grenlandsområdet (Reiso & Haugan 2010). Dette henger sammen med artenes økologiske krav; de fleste vokser lysekspontert og tåler derfor ikke utskyggingen som følger av gjengroing. Eutrofiering på grunn av nitrogennedfall fra atmosfæren, lokale forurensingskilder (industri, veitrafikk, husdyrhold) eller lokalt gjennom gjødsling kan også bidra til økt gjengroing (Hauck 2010), og gjengroing er et økende problem i områder uten ordinær jordbruksdrift. På øyene i Indre Oslofjord er det en tydelig ekspansjon av ung furu i grunnlendte arealer (Bakkestuen et al. 2014, **Figur 21**), sannsynligvis på grunn av en kombinasjon av økende og hyppig sommernedbør og manglende skjøtsel.



Figur 21. Ekspanderende småfuru i grunnlendt kalkmark med kalkberg på Borøya, Bærum kommune. Foto: Harald Bratli.

6.1.3 Tråkkskader fra beitedyr

For lokaliteter som ligger i beitemark, kan beitedyras tråkk medføre erosjonsskader og at forekomster trækkes i stykker. En viss forstyrning er positivt da dette holder vegetasjonen åpen, og beite i seg selv holder vegetasjonen lavvokst. For sterkt beite fører imidlertid til tråkkskader, og lettforvitrede bergarter er utsatt for erosjon (**Figur 22**). Lavvegetasjonen kan bli slitt vekk eller substratet helt ødelagt. Geitebeite i viktige lavlokaliteter er negativt siden dyra liker å klatre i berg og ofte oppholder seg på knausene. Dette er blant annet observert i de viktige lavlokalitetene innen Vistehorten naturreservat der geitebeite har ødelagt flere forekomster (**Figur 23**). Dette kan enkelt motvirkes ved inngjerding, slik tilfellet nå er i Vistehorten. Beiting hindrer gjengroing, men beitetrykk og dyreslag må tilpasses den enkelte lokalitet. Manuell rydding av busker og trær er som regel også nødvendig.

6.1.4 Slitasje og slitasjebetinget erosjon

Forekomster med rødlistede kalkbergslav forekommer dels i sterkt beferdede områder, som i kystsonen i Oslofjordregionen, dels også i kystsonen rundt Tyrifjorden/Steinsfjorden og Mjøsa. De mest utsatte artene er de som vokser på mer eller mindre flate berghellere og på knauser, mens arter som vokser på bratte berg er mindre utsatt. Ferdsel og friluftsliv langs fjorden er sterkt økende, og det er observert slitasjeskader på lavfloraen blant annet i Indre Oslofjord (egne observasjoner). I Grenlandsområdet er det påvist slitasjeskader på kalkberg i kystsonen (Reiso & Haugan 2010). Det var særlig på skråberg skader ble observert, og blant utsatte arter nevnes *Caloplaca flavescens*, vifteglye *Collema multipartitum*, *Squamarina cartilaginea* og *Thyrea confusa* (**Figur 12**). Tråkkskader er også observert på kalkskiferlav *Lobothallia radiosa* og *Squamarina degelii*



Figur 22. Kalkberg med tråkkskader og erosjon. Vistehorten naturreservat, Vågå kommune, Oppland. Foto: Harald Bratli.



Figur 23. Geiter liker å klatre i berg og kan ødelegge lavforekomster. Vistehorten naturreservat, Vågå kommune, Oppland. Foto: Harald Bratli.

i Indre Oslofjord (egne observasjoner). Med stadig økende befolkning i Oslofjord-regionen vil neppe den negative påvirkningen reduseres i tida framover. Slitasje blir også ansett som en reell trussel i kriteriedokumentasjonen for mange av artene, for eksempel for vifteglye *Collema multipartitum* og kalkskiferlav *Lobothallia radiososa*, der "tråkk i strandsonen" og "slitasje" føres opp under trusler. Dette gjelder både skorpelav som vokser tett tiltrykt underlaget, og i enda større grad større, skjellformede, blad- eller buskformede arter. Bålbrenning og bruk av engangsgrillere kan lokalt medføre at arter og habitat ødelegges, gjennom direkte skader på artene og indirekte ved at berget sprekker opp og voksestedet ødelegges.

6.1.5 Forurensing

Siden mange lokaliteter ligger langs kysten, er forurensing fra oljeutslipp en potensiell trussel. Imidlertid er de fleste forekomstene ovenfor bølgesprutsonen, og det antas at utslipp fra forliste skip i de fleste tilfellene ikke vil ha direkte påvirkning på kalkbergslavene. Etter Full City-forliset utenfor Langesund i 2009 ble det heller ikke påvist direkte skader på kalklavfloraen som følge av oljesøl (Stabbetorp 2011). Lokalt kan forurensing i nærheten av båtslipper og lignende steder potensielt være en trussel.

Det har lenge vært kjent at lav er utsatt for luftforurensing siden de tar opp vann og næring direkte fra atmosfæren (Hawksworth 2002). Både eutrofiering og forsuring påvirker lavfloraen negativt (Nash 2008), spesielt den epifyttiske lavfloraen. Eutrofiering kan endre artssammensetningen på kalkrike berg ved at nitrogenelskende arter øker i mengde (Hauck 2010). Dette kan fortrenge de rødlistede kalkbergsartene. Forsuring antas å ha mindre betydning på kalkrike berg sammenlignet med sure bergarter på grunn av kalkbergets nøytraliserende effekt.

Forsøpling regnes ikke som noen aktuell trussel. Unntaksvis kan tilfeldig gjensatte fremmedlegemer i forekomster muligens desimere populasjoner.

6.1.6 Klimaendringer

Økende nedbør er en negativ faktor for kalkbergslavene på grunn av økt fare for gjengroing og endring i voksestedsbetingelser. Artene er knyttet til tørre voksesteder, og de fleste har en kontinental utbredelse, dvs. forekommer i de minst nedbørrike områdene av landet. Økt og hyppigere nedbør er derfor ugunstig. Videre vil økt sommernedbør bidra til gjengroing ved at for eksempel furu får bedre vekstforhold. Økt sommertemperatur vil derimot være gunstig for mange av artene, som er sørlige og har høye temperaturkrav.

6.1.7 Fremmede arter

Forekomster med fremmede arter utgjør en trussel av to grunner. Innførte prydbusker og trær som sprer seg ut i naturen, forårsaker skyggelegging av voksestedene, og derved endres de økologiske forholdene som artene krever. Både syrin, mange mispelarter, søtmisspler, snøbær, spirea-arter, sibirertebusk, samt fremmede treslag som platanlønn, svensk asal og edelgran, er eksempler på arter som forårsaker utskygging. Videre kan fremmede arter fortrenge og vokse over forekomstene. Særlig vil gravbergknapp og andre bergknapparter, samt takløk og filtertarve utgjøre en trussel. Dette er arter som overtar store areal på kalkberg, blant annet i Oslofjordregionen, og som også er krevende å bekjempe (Narmo 2010).

6.2 Oppsummering

Flere viktige lokaliteter med kalkbergsarter er vernet, og dette beskytter mot utbygging og andre irreversible inngrep. Men som vist i kapitlet om påvirkninger og inngrep, er også rett forvaltning

av verneområdene av betydning for artenes livsvilkår der. Både slitasje fra friluftsliv, gjengroing, utkonkurrering av fremmede arter og tråkkskader forekommer innenfor vernede areal. Mange forekomster er vernet ut fra andre formål, for eksempel for å ivareta geologiske naturverdier. Vern i form av naturreservat er derfor ingen fullstendig garanti for at artene vil opprettholde levedyktige populasjoner.

De viktigste negative påvirkningsfaktorene anses å være tap av habitater på grunn av utbygging og terrenginngrep, gjengroing og slitasje. Dette er faktorer som forventes å øke i styrke framover, i det minste i de mest befolkningstette arealene av artenes utbredelse. Under ARKO-kartleggingen ble sterk tråkkslitasje identifisert som en negativ påvirkningsfaktor, slik som også andre undersøkelser har vist (Reiso & Haugan 2010). På kalkberg i Oslofjord-området er spredning av innførte bergknapparter og andre arter som takler forholdene på tørre knauser, et stort problem. Med økende nedbør er det også sannsynlig at gjengroing med furu og andre trær og busker vil øke i omfang.

Gjengroing har stor betydning i lokaliteter i kulturlandskapet i Gudbrandsdalen og andre Østlandsdalfører. Redusert bruk av beitemark og mindre rydding av skog og kratt medfører redusert innstråling til lavfloraen på kalkberg, som blir liggende i skygge. Beite motvirker gjengroingen, men beitetrykk og dyreslag må tilpasses, da for sterkt tråkk medfører erosjon, utgliding av berg og direkte tråkkskader på artene.



Figur 24. Kalkberg dominert av fremmede arter. Bjerkøyskjæra, Asker kommune. Foto: Harald Bratli.

7 Forslag til videre arbeid med overvåking av hotspot-habitatet kalkberg

For å lage et solid overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet kalkberg må en rekke punkter være avklart (**Boks 1**) 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. Vi har også skissert behov for videre arbeid der vi ikke har tilstrekkelig informasjon.

Boks 1. 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 estimater)
 - 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 estimater?
- 8) Hvor mye vil det koste/hvor mye tidsbruk vil det være pr. overvåkingslokalitet?

Det finnes i dag ingen nasjonal overvåking hverken av kalkrike berg eller rødlistede lavarter. Internasjonalt er det så langt vi kjenner til, også sparsomt med nasjonale overvåkingsprogram, mens det trolig finnes mange regionale eller lokale initiativ. Fletcher & Crump (2002) beskriver metodikk for overvåking av steinboende lav i strandsonen i Storbritannia, og metodikk for overvåking basert på permanente ruter og fotografering er beskrevet i Purvis et al. (2002). I Sverige har man overvåking av handlingsplanartene elfenbenslav *Heterodermia speciosa* (Jonsson & Nordin 2011) og *Psora vallesiaca* (Arup 2012) basert på fotografering av artene i permanent merkede ruter. En metodikk for overvåking av steinboende lav er beskrevet av Hultengren & Hermansson (2008).

I denne rapporten har vi sammenstilt en liste over lavarter knyttet til lysåpne kalkrike berg, vurdert utbredelse, økologiske forhold og påvirkninger. Vi har også prøvd ut metoder for utvalg og kartlegging i felt. Basert på dette har vi nedenfor beskrevet forslag til videre arbeid fram mot en overvåking av hotspot kalkrike berg.

7.1 Overvåkingsformål

Formålet med overvåking av kalkberg bør være å få oversikt over status og tidsutvikling for antall forekomster, areal og økologisk tilstand til forekomstene av kalkberg innen definisjonsområdet.

Formålet med overvåkingen er også å få oversikt over status og tidsutvikling for lavarter knyttet til hotspot-habitatet, dvs. habitatspesifikke arter, med hovedvekt på rødlisteartene.

7.2 Avgrensning av definisjonsområdet

Vi foreslår å avgrense definisjonsområdet til kambro-siluriske kalkrike bergarter i Oslofeltet, Grenlandsområdet, Indre Oslofjord, Ringerike, Mjøsregionen, samt Nord-Gudbrandsdalen med nærliggende områder med kontinentalt klima og kalkrike berg i dagen. I det videre arbeidet foreslår vi at konkret avgrensning av definisjonsområdet klarlegges ved hjelp av GIS-analyse og utbredelsesmodellering av hotspot-habitatet.

7.3 Utvalg, avgrensning og antall av overvåkingslokaliteter

Utvalg, avgrensning og antall overvåkingslokaliteter må avklares i det videre arbeidet. Konkrete avklaringspunkter er blant annet om overvåkingen skal legges til 10 × 10 km-ruter i SSB sitt rutenett, der overvåkingslokaliteter med et mindre areal trekkes tilfeldig, eller om overvåkingslokaliteter trekkes tilfeldig innen hele definisjonsområdet. I denne sammenhengen er det flere punkter som må vurderes:

- hvor stor bør overvåkingslokaliteten være? Overvåkingslokalitetens areal må ses i sammenheng med hvor stort areal hotspot-habitat vanligvis dekker. For kalkberg er dette som oftest små arealer. I overvåkingen av åpen grunnlendt kalkmark foreslås det at overvåkingslokaliteter trekkes tilfeldig fra ruter i SSB sitt rutenett på 500 × 500 m, mens det for strandenger foreslås å benytte ruter på 250 × 250 m.
- hvor hyppig forekommer hotspot-habitatet innenfor definisjonsområdet? Prevalensen henger sammen med størrelsen på overvåkingslokalitetene (Framstad 2013) og har betydning for hvordan overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet skal velges ut.
- bør utvalget av overvåkingslokaliteter stratifiseres innen definisjonsområdet, for å sikre representasjon av kjerneområder for de ulike artene fanges opp?
- Hvor mange overvåkingslokaliteter behøves? Antallet avhenger blant annet av hvor liten endring man ønsker å oppdage, indikatorvariablenes variasjon og hotspot-habitatets forekomstfrekvens.

Metodikk for hvordan hotspot-habitatet skal kartlegges innen overvåkingslokalitetene vil følge metoder beskrevet for hotspot åpen grunnlendt kalkmark (Bakkestuen et al. 2014), kulturmarkseng (Bratli et al. 2014, og strandeng (Evju et al. 2015). Kartleggingsveileder for Natur i Norge (Bryn & Halvorsen 2015) vil også være retningsgivende for avgrensning i felt.

7.4 Valg av overvåkingsindikatorer

Antall og areal av hotspot-habitatet er viktige indikatorer for habitatets og habitatspesialistenes utvikling. Begge beregnes fra digitaliserte polygoner av nakent berg. Videre er tilstandsindikatorer nødvendige for å følge utviklingen til hotspot-habitatet over tid. Endringer i arts mangfoldet av arter med sterkt tilknytning til habitatet vil være en indikator for endringer i forekomstenes tilstand, og artsindikatorer bør derfor inngå. Artsindikatorene vil fange opp trender for enkeltarter og kan være nyttige ved kommende rødlistevurderinger. Vi vil vektlegge rødlistede lav, men inkluderer også habitatspesifikke moser og sopp. Økologiske forhold kan bidra til å forklare variasjon i arts sammensetning og forekomst av rødlistearter på kalkberg. Slike lokalitetsegenskaper bør registreres ved første gangs kartlegging. Vi foreslår at overvåkingsindikatorer beskrevet nedenfor testes ut i flere deler av definisjonsområdet i forbindelse med det videre arbeidet med utvalg av overvåkingslokaliteter. Særlig er det behov for å teste hvordan variablene uttørkingseksponering

og overrisling kan benyttes, og i hvilken grad de fanger opp og kan erstatte innstråling, dekning av busk- og tresjikt og eksposisjon.

1. Antall polygoner av kalkberg pr. overvåkingslokalitet
2. Areal av kalkberg pr. overvåkingslokalitet
3. Innstråling
4. Dekning av nakent berg og andre grunntyper etter NiN 2.0.
5. Dekning nakent berg etter kalkinnhold
6. Bergart-struktur (dekning fast berg, skifrig berg og skifergrus)
7. Eksposisjon
8. Helning
9. Uttørkingseksposering
10. Overrisling
11. Slitasje
12. Gjengroingstilstand (vegetasjonssammensetning og -struktur)
13. Hevdintensitet
14. Beitetrykk og dyrelsg
15. Dekning busksjikt og tresjikt
16. Ferdsel med tunge kjøretøyer
17. Rødlistede arter (artsutvalg, antall, mengde)
18. Fremmede karplanter (artsutvalg, antall, mengde)
19. Dekning moser

7.5 Datainnsamling på overvåkingslokalitetene

Vi foreslår at innsamling av data foretas på to nivåer etter lignende opplegg og metodikk som er testet ut og beskrevet i Evju et al. (2015), det vil si registrering av én verdi for hver indikatorvariabel på hver lokalitet og registrering i faste punkter, enten i et fast rutenett eller langs transekter. Fordelen med registrering i faste punkter framfor én verdi på hver lokalitet er at nøyaktighet og reproducerbarhet øker, og det gir mulighet til å lage estimater over indikatorvariabelens variasjon på den enkelte lokalitet og gjør det mulig å sikre at lokal variasjon innenfor en overvåkingslokalitet er dekket. Ulempen er at tidsbruken øker og at forekomster med lav dekning/frekvens innen lokaliteten ikke fanges opp. Derfor må systematisk søk etter rødlistearter foretas i hele polygonet. I en del lokaliteter vil det være en relativt systematisk endring i variablene fra sjøkant til skog, eller fra annen åpen naturtype mot skog, som ofte vil sammenfalle med en gradvis lokal høydegradient. Derfor kan transekter som legges langs disse gradientene være et godt alternativ, og transektene er lettere å merke permanent og relokalisere ved gjenbesøk. Vi foreslår nærmere vurderinger av antall punkter som er nødvendig for å framskaffe tilstrekkelig representasjonen av indikatorvariablene, og om man bør bruke faste punkter eller kontinuerlige registreringer langs transektene. Transekter legges kun der det er mulig å komme til, dvs. høye bergvegger inkluderes ikke. Start- og slutt punkt for transekter og punkter for registrering av vegetasjon og tilstandsvariabler posisjoneres nøyaktig ved hjelp av GPS og merkes permanent. Ved bruk av Statens kartverks posisjonstjeneste DPOS eller CPOS kan posisjon bestemmes til bedre enn henholdsvis 5 dm eller 5 cm nøyaktighet (<http://www.statkart.no/Posisjonstjenester/CPOS/>).

Feltprosedyren på lokaliteten vil uansett omfatte avgrensning av areal basert på ortofoto og vurderinger i felt, samt heldekkende inventering av lokaliteten med detaljert registrering av rødlistearter og registrering av indikatorverdier på lokalitetsnivå. Alle rødlistearter som påtreffes, posisjoneres nøyaktig ved hjelp av håndholdt GPS, og mengde i hvert punkt anslås. Registreringene standardiseres ved bruk av 10 meter som minsteavstand mellom hvert punkt. Antall av hvert thallus telles opp til 50, deretter angis mellom 50 og 100, og mer enn 100. Skudd telles kun for arter der dette er rimelig distinkte enheter. For arter der thallus flyter over i hverandre og andre arter der det er vanskelig å angi antall thallus, anslås areal. For arter som opptrer i stor mengde over hele eller større deler av polygonet, gis et anslag for areal, antall og fordeling i polygonet.

Fotografier bør 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, samt kommentarer om tilstand/bildemotiv.

7.6 Foto-overvåking av utvalgte arter i permanente analyseruter

Det foreslås at noen arter velges ut og overvåkes detaljert i permanent merkede ruter. Artene som velges, må være relativt store og lett gjenkjennelige både i felt og på fotografier. Følgende arter er aktuelle: vifteglye *Collema multipartitum*, *Squamarina cartilaginea*, *Glypholecia scabra* (**Figur 20**) og *Toninia candida*. Vifteglye er sårbar for tråkk og slitasje og forekommer alltid kystnært i Grenland, Hurum, Indre Oslofjord og Ringerike. *Squamarina cartilaginea* har samme utbredelse, men forekommer også i Mjøsregionen. Den er trolig også sårbar for slitasje. *Toninia candida* har en noe videre utbredelse, den finnes nord til Nord-Fron, men mangler i midtre Oslofjord. Den vokser oftest på bratte bergvegger og er sårbar for utskygging. Det er også kalkskjold, som finnes i de kontinentale delene av Gudbrandsdalen, samt ett sted i Alta.

Overvåkingslokaliteten kartlegges først for forekomst av artene. Ved små populasjoner, opp til 10 individer, registreres alle. I større populasjoner velges 10 individer. Til selve registreringen benyttes kvadratisk analyserute på 10 × 10 eller 25 × 25 cm. Posisjon til rammen merkes permanent. Både oppmerking med maling og pluggen kan benyttes. Pluggene festes i hull som boret med batteridrevet drill. Standardisert fotografering med samme brennvidde foretas. Fotografiene analyseres etterpå i bildeanalyseprogram, og areal av arten estimeres. Videre registreres fertilitet og misfarging. I tillegg må aktuelle økologiske variabler og påvirkningsfaktorer registreres.

7.7 Overvåkingsfrekvens

Lav er saktevoksende organismer, og det antas av mange av artene har relativt stabile forekomster i intakte lokaliteter. Kalkberg er normalt også et rimelig stabilt substrat, men mange av artene vokser på skifrig og oppsprukket berg og løst berg framfor hard kalkstein. For disse og arter tilknyttet grunn jord i sprekker, er voksestedet mindre stabilt og noen ganger pionerpreget. Vi kjenner ikke dynamikken til lavpopulasjonene i hotspot-habitatet, men antar at den varierer fra nokså stabile seintvoksende populasjoner til relativt hurtige endringer. Ved oppfølgingen av *Psora vallesica* i Sverige fant man relativt store endringer i løpet av fem år. Fletcher & Crumb (2002) oppgir mellom 2 og 7 mm vekst pr. år for arter på strandberg i Storbritannia. De fant også at relativt store endringer kunne forekomme, både i form av etablering og utdøing av thalli. Regenerering i tilsynelatende utgåtte populasjoner kunne forekomme, trolig fra små gjenværende thallusfragmenter. Større hendelser som utrasing av berg på grunn av erosjon eller tråkk forekommer. For små arter som *Squamarina degelii* og *S. pachylepidea* antar vi at endringene er svært små fra år til år. Forstyrning fra menneskelig aktivitet, som ferdsel i strandsonen i Oslofjordområdet eller nedbygging, kan foregå hyppigere enn naturlig forstyrning og kan medføre både tap av habitat og gradvise endringer som følge av slitasje. En overvåkingsfrekvens på fem år bør benyttes, men frekvens vurderes fortløpende ettersom kunnskap om dynamikk i lokalitetene framskaffes.

7.8 Konklusjon videre arbeid

Flere elementer i et overvåkingsopplegg for hotspot kalkberg er avklart, men det mangler å få på plass noen sentrale elementer. Viktigst er konkret avgrensning av definisjonsområde, metoder for utvalg av overvåkingslokaliteter, og bestemmelse av deres areal og antall.

Vi mener hotspot-habitatet egner seg til utbredelsesmodellering og foreslår at dette inngår i det videre arbeidet, både i forhold til avgrensning av definisjonsområde og i forhold til mulig sannsynlighetsbasert utvalg av overvåkingslokaliteter. En viktig begrensning her kan være detaljeringsgrad av aktuelle forklaringsvariabler, som berggrunnskart, klima og særlig digitale høydemodeller (Bakkestuen et al. 2015). Derfor er det aktuelt å teste ut sammenhenger både i nasjonal sammenheng og i et mindre avgrenset område.

Vi foreslår at dette undersøkes nærmere i en videreføring av arbeidet med hotspot kalkberg. Samtidig med dette arbeidet, som må innbefatte kartlegging av hotspot-habitatet i felt, bør det testes ut noen detaljer i selve registreringsopplegget. Dette er først og fremst utprøving av avgrensning av hotspot-habitatet i arealer utenom definisjonsområdet for hotspot åpen grunnlendt kalkmark. Vi har behov for å vurdere arealenes størrelse og forekomstfrekvens og dessuten i hvilken grad hotspot-habitatet forekommer i mosaikk med andre naturtyper. Registrering av indikatorvariablene uttørkingseksposering og overrisling er ikke prøvd ut, og en konkret metode for å skåre disse bør utarbeides. En nærmere vurdering av bruk av kontinuerlige transekter eller faste punkter langs transekter bør også foretas. Vi mener det også bør settes i gang et pilotstudium med foto-overvåking av et utvalg arter i permanente analyseruter. Det bør også lages en revidert oversikt over arter fra andre organismegrupper med vekt på moser og sopp som kan inngå i overvåkingen. Vi foreslår at arbeidet utføres i overvåkingslokaliteter basert på SSB sitt 250 x 250 m rutenett.

Vi har registrert flere økologiske variabler og egenskaper som vi antar er av stor betydning for artene, men detaljerte vegetasjonsøkologiske analyser av naturtypen i Norge mangler. Betydningen av bergartens struktur, forvittringsgrad, kjemiske sammensetning, helningsgrad, eksposisjon, fuktighetsforhold, solinnstråling og andre viktige tilstands- og økologiske variabler bør undersøkes nærmere. Toleranse for forstyrning i form av beite, naturlig dynamikk i vegetasjonstypen, endringer i artssammensetning etter både naturlig forstyrning og annen påvirkning, og betydningen av habitatets romlige struktur (areal og konnektivitet) er lite undersøkt generelt og mangler helt under norske forhold.



Figur 25. Kalkberg og åpen grunnlendt kalkmark på Gressholmen, Oslo kommune. Foto: Harald Bratli.

8 Referanser

- Ahlner, S. 1949. Contributions to the lichen flora of Norway. I. *Solorinella asteriscus* Anzi new to Scandinavia. – Svensk bot. Tidskr. 43: 157-162.
- Anonym. 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. – DN-håndbok 13. 254 s.
- Artsdatabanken 2015. Data om karplanter og sopp gjort tilgjengelig av Agder naturmuseum, Arkeologisk Museum – UiS, BioFokus, Ecofact, Faun Naturforvaltning AS, GBIF-noder utenfor Norge, JBJordal, Miljødirektoratet, Miljøfaglig Utredning AS, Miljølære.no, Naturhistorisk Museum – UiO, Norges sopp- og nyttevekstforbund, Norsk botanisk forening, Norsk institutt for naturforskning, NTNU-Vitenskapsmuseet, Rådgivende Biologer AS, Sweco Norge AS, Tromsø museum – Universitetsmuseet, Universitetet for miljø- og biovitenskap og Universitetsmuseet i Bergen – UiB. – Nedlastet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no> 26.03.2015.
- Arup, U. 2012. Övervakning av Öländsk tegellav. – Länsstyrelsen i Kalmar län, Meddelande 2012: 12: 1-14.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Økland, R.H. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. – J. Biogeography 35: 1906-1922.
- 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.
- Bakkestuen V., Erikstad, L., Bratli, H. & Halvorsen, R. 2015. Modellering av utbredelse for vassdrags-tilknyttede moser og lav. En test av utbredelsesmodellering utført på et utvalg av rødlistede arter – NINA Rapport 1110. 40 s.
- Bates, J.W. 1978. The influence of metal availability on the bryophyte and macrolichen vegetation of four rock types on Skye and Rhym. – J. Ecol. 66: 457-482.
- Berg, R.Y., Hassel, K., Haugan, R. & Larsen, B.H. 2007. Botaniske registreringer og vurderinger i Høyrokampen-området. – Miljøfaglig Utredning rapport 2007:10. 55 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.
- 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.
- 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.
- Bratli, H. & Halvorsen, R. 2014. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av gjengroing og restaurering i semi-naturlig eng i Nordherad, Vågå kommune, Oppland – NINA Rapport 1047. 88 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. & Timdal, E. 1998. Lavfloraen på Langesundstangen, Bamble kommune. – Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernadv. Fagrapp. 1998: 2: 1-11.
- Brodo, I.M. 1973. Substrate ecology. I: Ahmadjian, V. & Hale, M.E. (red.). The lichens. – Academic Press, New York, ss. 401-441.
- Bryn, A. & Halvorsen, R. 2015. Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.0.2). Veileder versjon 2.0.2a. – Naturhistorisk museum, Oslo.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. – Trends in Ecology & Evolution 16: 242-248.
- 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.

- Eldridge, D.J., Rosentreter, R. 1999. Morphological groups: a framework for monitoring microphytic crusts in arid landscapes. – *J. Arid Environ.* 41: 11–25.
- Ericsson, S. 2013. *Saxifraga osloensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded 10.06.2015.
- 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.
- Fletcher, A., & Crump, R. 2002. Monitoring Maritime Habitats. I: Nimis, P., Scheidegger, C., & Wolseley, P. (red.). *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens.* – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, ss. 255-266.
- Foucard, T., Moberg, R., & Nordin, A. 2002. *Buellia*. I: Ahti, T., Jørgensen, P.M., Kristinsson, H., Moberg, R., Söchting, U. & Thor, G. (red.). – *Nordic Lichen Flora Vol. 2 Physciaceae*: 11-25.
- 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.
- Geiger, R. 1965. *The climate near the ground.* – Harvard University Press, Cambridge.
- Gjerde, I. & Baumann, C., red. 2002. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold: 224. – Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H. H. 2007. Complementary Hotspot Inventory - A method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. – *Biological Conservation* 137: 549-557.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H. & Storaunet, K. O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. – *Conservation Biology* 18: 1032-1042.
- Haig, A.R., Matthes, U. & Larson, D.W. 2000. Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. – *Canadian journal of botany* 78: 786-797.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. – Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10. 117 s.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0.* – Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2015. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – *Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.0.2)*: 1–510 (Artsdatabanken, Trondheim).
- Hauck, M. 2010. Ammonium and nitrate tolerance in lichens. – *Environmental Pollution* 158: 1127-1133.
- Hawksworth, D.L. 2002. Bioindication: calibrated scales and their utility. I: Nimis, P. L., Wolseley, P. A., & Scheidegger, C. (red.). 2002. – *Monitoring with lichens - monitoring lichens.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, ss. 11-20.
- Heikkinen, R. K. 1991. Multivariate analysis of esker vegetation in southern Haeme, S Finland. – *Ann. Bot. Fenn.* 28: 201-224.
- Hultengren, S. & Hermansson, J. 2008. Metodik för inventering och uppföljning av klipplevande lavar. – Länsstyrelsen i Dalarnas län, Rapport 2008:20: 1-16.
- Jonsson, F. & Nordin, U. 2011. Elfenbensslaven i Sverige. Uppdatering av kunskapsläget rörande elfenbensslaven *Heterodermia speciosa* och dess växtplatser i Sverige inom ramen för det nationella åtgärdsprogrammet för elfenbenslav 2005-2010. – Länsstyrelsen i Dalarnas län Rapport 2011: 11: 1-72.

- Jørgensen, P.M. 2007. Lichinaceae. I: Ahti, T., Jørgensen, P.M., Kristinsson, H., Moberg, R., Söchting, U. & Thor, G. (red.). Nordic Lichen Flora. Vol. 3 Cyanolichens. – Nordic Lichen Society, Uddevalla, ss. 46-76.
- Krog, H. 1970. The Scandinavian members of the *Parmelia borrieri* group. – *Nytt Mag. for Bot.* 17: 11-15.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. 2006. Norsk Rødliste 2006 - 2006 Norwegian Red List. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Larsen, B. H., Gaarder, G., Haugan, R. & Jordal, J. B. 2006. Naturverdier i nasjonalt verdifulle kulturlandskap. Nordherad i Vågå kommune, Oppland fylke. – Miljøfaglig Utredning Rapport 2006-6: 1-37.
- Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A. & Liira, J. 2013. The conservation of ground layer lichen communities in alvar grasslands and the relevance of substitution habitats. – *Biodiversity and Conservation* 22: 591-614.
- Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2010. Effective ecological monitoring. – CSIRO Publishing, Collingwood.
- Moberg, R. 2002. Physcia. I: Ahti, T., Jørgensen, P.M., Kristinsson, H., Moberg, R., Söchting, U. & Thor, G. (red.). Nordic Lichen Flora. Vol. 2 Physciaceae. – Nordic Lichen Society, Uddevalla, Sweden, ss. 33-38.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. – *The Environmentalist*: 178-208.
- Narmo, A.K. 2010. Handlingsplan mot fremmede skadelige arter i Oslo og Akershus. – Fylkesmannen i Oslo og Akershus rapport 2010; 2: 1-84.
- Nash, T. H. III, 2008. Lichen sensitivity to air pollution. I: Nash, T. H. III (red.). – *Lichen biology*. Cambridge University Press, New York, ss. 301-316.
- Næss, C. & Sverdrup-Thygeson, A., red. 2010. Hotspot truede arter. Brosjyre ARKO-prosjektet: 20. – NINA, Oslo/Trondheim.
- Ott, S., Elders, U., & Jahns, H.M. 1996. Vegetation of the rock-alvar of Gotland: I. Microhabitats and succession. – *Nova Hedwigia* 63: 433-470.
- Ott, S., Elders, U., & Jahns, H.M. 1997. Vegetation of the rock-alvar of Gotland: II. Microclimate of lichen-rich habitats. – *Nova Hedwigia* 64: 87-101.
- Poelt, J. & Buschart, A. 1978. Über einige bemerkenswerte Flechten aus Norwegen. – *Norwegian Journal of Botany* 25: 123-135.
- 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.
- Purvis, O.W., Erotokritou, L, Wolseley, P.A., Williamson, B. & Read, H. 2002. A photographic quadrat recording method employing image analysis of lichens as an indicator of environmental change. Nimis, P., Scheidegger, C., & Wolseley, P. (red.). *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, ss. 337-341.
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. – *Trends in Ecology & Evolution* 13: 275-280.
- Reiso, S. & Haugan, R. 2010. Kartlegging av rødlistede kalklav i utvalgte verneområder i Bamble og Porsgrunn kommuner. Vurdering av trusler og skjøtselsbehov. – *Biofokus rapport 2010*: 14: 1-38.

- 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.
- Spitale, D., & Nascimbene, J. 2012. Spatial structure, rock type, and local environmental conditions drive moss and lichen distribution on calcareous boulders. – *Ecological Research* 27: 633-638.
- Stabbetorp, O.E. 2011. Undersøkelser av vegetasjonen i sprutsone etter Full City-forliset. I: Mortensen, S. (red.). Miljøundersøkelsene etter Full City-forliset. Framdriftsrapport per desember 2010. Planer for 2011. – Kystverket, Ålesund, ss. 4-5.
- Stabbetorp, O. E., Auestad, I., Berg, T., Bratli, H. & Often, A. 1998. Botaniske undersøkelser i Telemark. "Verneplan for Oslofjorden". – Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernadv. Fagrapport. 1998: 4: 1-89.
- 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., 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., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J. B. & Ødegaard, F. 2011. 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.
- Timdal, E. 1983. The genus *Squamarina* in Scandinavia. – *Lichenologist* 15: 169-179.
- Timdal, E. 1984. The delimitation of *Psora* (Lecideaceae) and related genera, with notes on some species. – *Nordic Journal of Botany* 4: 525-540.
- Timdal, E. 1992. A monograph of the genus *Toninia* (Lecideaceae, Ascomycetes). – *Opera Botanica* 110: 1-137.
- Timdal, E., Bratli, H., Haugan, R., Holien, H. og Tønsberg, T. 2010. Lav "Lichenes". I: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red). Norsk rødliste for arter 2010. – Artsdatabanken, Trondheim, ss. 125-137.
- Timdal, E. 2015. Norwegian Lichen Database. <http://www.nhm2.uio.no/lichens> [First posted 1997.04.16, latest update 2015.06.03.].
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. – *Sommerfeltia* 23: 1- 258.
- Virtanen, R., & Oksanen, J. 2007. The effects of habitat connectivity on cryptogam richness in boulder metacommunity. – *Biological Conservation* 135: 415-422.
- Warren, S.D., & Eldridge, D.J. 2001. Biological soil crusts and livestock in arid ecosystems: are they compatible? I: Belnap, J, Lange, O.L. (red.). Biological soil crusts: structure, function, and management. – Springer, Berlin, ss. 401-415.
- 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 hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. – NINA Rapport 712. 82 s.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011b. Dyremøkk - et hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. – NINA Rapport 715. 42 s.



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: 978-82-426-2796-4

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