

Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra
ARKO-prosjektet

Vegar Bakkestuen, Odd Stabbetorp, Anne Molia og Marianne Evju



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra
ARKO-prosjektet

Vegar Bakkestuen
Odd Stabbetorp
Anne Molia
Marianne Evju

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju M. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet - NINA Rapport 1102. 46 s.

Oslo, desember 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2722-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Vegar Bakkestuen og Marianne Evju

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Anne Sundbye

FORSIDEBILDE

Blodstorkenebb *Geranium sanguineum* i åpen grunnlendt kalkmark. Malmøya, Oslo. Foto: Marianne Evju

NØKKEWORD

Overvåking, åpen grunnlendt kalkmark, Oslofjorden, rødlistearter, habitatspesialister, karplanter, sopp

KEY WORDS

Monitoring, dry calcareous grasslands, the Oslo fjord area, red-listed species, habitat specialists, vascular plants, fungi

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

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.

Rapporten beskriver arbeidet med hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet i ARKO-prosjektet (Arealer for rødlistearter – kartlegging og overvåking) gjennom perioden 2009–2014. Rapporten er en videreføring og avslutning av arbeidet i 2009 og 2010 rapportert i Wollan et al. (2011). Hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark finnes spredt i områder med kalkrike/næringsrike bergarter og sedimenter, der tørke og erosjon bidrar til en naturlig åpen naturtype. Gjennom prosjektet har vi foretatt en beskrivelse og avgrensing av hotspot-habitatet, dokumentert utbredelse og arts mangfold av karplanter og dels andre artsgrupper (sopp og invertebrater) tilknyttet habitatet, vurdert habitatets utbredelse og forekomstfrekvens, vurdert arealenes relative betydning for de tilstedeværende rødlisteartene, og identifisert de viktigste miljøvariabler og påvirkningsfaktorer. Med utgangspunkt i dette foreslår vi et overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet.

I denne rapporten har vi avgrenset hotspot-habitatet til marine avsetningsbergarter direkte avhengig av landheving etter siste istid i kystnære områder. Arealrepresentativ datainnsamling er foretatt i tre regioner: indre, midtre og ytre Oslofjord. Regionene ble inndelt (griddet) i 500 x 500 m-ruter, og et tilfeldig utvalg av ruter ble tatt for feltundersøkelser (hhv. 48, 55 og 50 i indre, midtre og ytre). Forekomster av naturtypen innenfor rutene er avgrenset som polygoner. Alle karplanter er registrert i alle polygoner, og viktige tilstandsvariabler/påvirkningsfaktorer er skåret. I tillegg er sopp systematisk ettersøkt i alle avgrensede polygoner i ytre Oslofjord i to sesonger, og 20 utvalgte polygoner i én sesong i indre Oslofjord. Forholdet mellom artsrikdom og miljøvariabler er analysert.

I alt 136 polygoner av åpen grunnlendt kalkmark er avgrenset, og den gjennomsnittlige forekomstfrekvensen av naturtypen i rutenettet er 28,8 %. Noe over halvparten av det avgrensede arealet ligger innenfor verneområder. De viktigste truslene mot hotspot-habitatet er arealtap pga. nedbygging, fremmede arter, slitasje og gjengroing. Om lag en av 10 polygoner har sterk eller betydelig grad av slitasje, og andelen er høyest i indre Oslofjord. Analysene viser at arts mangfoldet av karplanter, både av habitatspesialister og av rødlistede habitatspesialister, i hovedsak er knyttet til polygonenes størrelse, men at tettheten av rødlistearter er spesielt høy i indre Oslofjord. Tettheten av fremmede arter er også høyest i indre Oslofjord, og slitasje ser ut til å virke positivt for etablering av fremmede arter.

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 karplantene knyttet til hotspot-habitatet. Vi har brukt data innsamlet i arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet og artene der som grunnlag for å vurdere utvalgsmetode, relevante overvåkingsindikatorer og registrering av disse indikatorene. Fordi forekomstfrekvensen av hotspot-habitatet er relativt høy innenfor definisjonsområdet i Oslofjordområdet, vil tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter være en godt egnet metode som sikrer arealrepresentative estimater for forekomstenes areal og økologiske tilstand. Valg av indikatorvariabler og metoder for registrering av disse beskrives i kapittel 4, og en kort oppsummering av foreslått overvåkingsopplegg presenteres i kapittel 5.

Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Odd Stabbetorp og Marianne Evju: Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Anne Molia: Naturhistorisk museum (NHM), Universitetet i Oslo, Boks 1172 Blindern, 0318 Oslo.

Abstract

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. The hotspot dry calcareous grassland in the Oslofjord region. Description of the habitat and a monitoring method developed in the ARKO-project. – NINA Report 1102. 46 pp.

The report describes the work with the hotspot habitat dry calcareous grassland in the Oslofjord region in the ARKO project (Survey and monitoring of red listed species) through the period 2009-2014. The report is a continuation and completion of work in 2009 and 2010 reported in Wollan et al. (2011). The hotspot habitat dry calcareous grassland is found scattered in areas with calcareous bedrock and sediments, where drought and erosion contribute to a naturally open habitat. Through this project we have undertaken a description and delineation of the hotspot habitat, documented the distribution and species diversity of vascular plants and partly other species groups (fungi and invertebrates) associated with the habitat, assessed the habitat's distribution and frequency of occurrence, the relative importance of the habitat for the species occurring, and identified the most important environmental variables and impact factors. Based on this work, we propose a monitoring method for the hotspot habitat dry calcareous grassland in the Oslofjord region.

We have defined the hotspot habitat to be confined to marine sedimentary bedrock in coastal areas directly dependent on the uplift after the last glaciation. Area representative data collection was conducted in three regions: inner, middle and outer Oslofjord. The regions were divided (gridded) into 500 × 500 m plots, and a random selection of plots was taken for field investigations (resp. 48, 55 and 50 in inner, middle and outer Oslofjord). Habitat within the plots was delineated as polygons, all vascular plants were recorded in each polygon, and important state variables/impact factors scored. In addition, fungi were systematically surveyed in all delineated polygons in the outer Oslofjord in two seasons and in 20 selected polygons in one season in the inner Oslofjord. The relationship between species richness and environmental variables are analysed.

In total 136 polygons of dry calcareous grassland were delineated, and the average frequency of occurrence of the habitat type in the grid is 28.8%. Just over half of the delimited area lies within protected areas. The main threats to the hotspot habitat are habitat loss, alien species, erosion and shrub encroachment. About one in 10 polygons have strong or substantial degree of erosion, and the proportion is highest in the inner Oslofjord. The analyses show that species diversity of vascular plants, both of habitat specialists and red-listed habitat specialists, is mainly related to the polygons' size, but that the density of red-listed species is particularly high in the inner Oslofjord. The density of alien species is also highest in the inner Oslofjord, and erosion seems to be positive for the establishment of alien species.

The overall objective of the monitoring of the hotspot habitat is to get an overview of 1) the status and development of the number and the area of habitat occurrences, 2) the ecological condition of the habitat, and 3) the vascular plants related to the hotspot habitat. We have used data collected throughout the study period as a basis for assessing the sampling method, the relevant monitoring indicators and recording of these indicators. Because the frequency of occurrence of the hotspot habitat is relatively high within the definition area in the Oslofjord region, random selection of monitoring locations will be a suitable method that ensures area representative estimates of the occurrences of habitat and their ecological condition. Selection of indicator variables and methods for recording these variables are described in Chapter 4 and a brief summary of the proposed monitoring method is presented in Chapter 5 .

Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Odd Stabbetorp and Marianne Evju: Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Anne Molia: Natural History Museum (NHM), University of Oslo, P.O.Box 1172 Blindern, 0318 Oslo.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
1.1 Rapportens formål	8
2 Datainnsamling i ARKO	9
2.1 Avgrensning av hotspot-habitatet	9
2.2 Avgrensning av studieområde og utvalg av kartleggingslokaliteter	9
2.3 Kartlegging i felt	11
2.4 Statistiske analyser	14
2.5 Utbredelsesmodellering	14
3 Resultater	17
3.1 Hvor ofte forekommer hotspot-habitatet?	17
3.2 Hotspot-habitatets økologiske tilstand	18
3.3 Artsmangfold i åpen grunnlendt kalkmark	19
3.3.1 Karplanter	19
3.4 Sopp	20
3.5 Resultater av utbredelsesmodellering	22
3.6 Oppsummering	23
4 Utvikling av overvåkingsopplegg	26
4.1 Overvåkingsformål	26
4.2 Avgrensning av definisjonsområdet for overvåking	26
4.3 Utvalg og avgrensning av overvåkingslokaliteter	27
4.3.1 Hvordan velge ut overvåkingslokaliteter	27
4.3.2 Avgrensning av hotspot-habitatet i overvåkingslokalitetene	27
4.4 Valg av overvåkingsindikatorer	28
4.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet	29
4.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene	30
4.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter	30
4.8 Datalagring, analyse og rapportering	34
4.9 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse	34
5 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode	35
6 Referanser	37
Vedlegg 1 Habitatspesifikke karplanter i hotspot-habitatet	39
Vedlegg 2 Fremmede karplanter i hotspot-habitatet	41
Vedlegg 3 Habitatspesifikke sopp i hotspot-habitatet	43
Vedlegg 4 Resultater av analyser	45

Forord

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

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

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

Denne rapporten omhandler hotspot-habitatet Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Rapporten sammenstiller resultater fra kartlegginger utført mellom 2009 og 2013 og beskriver et forslag til overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet.

Vi takker Thomas Læssøe for forslag til feltmetodikk for sopp, gjennomføring av feltarbeid og bestemmelsesarbeid av innsamlede kollektar. Vi takker Harald Bratli og Anders Endrestøl for kontinuerlige bidrag og diskusjoner under prosjektperioden. Anders Wollan og Oddvar Pedersen har valgt ut og hentet ut datagrunnlaget for treningsdata til utbredelsesmodeller. Rune Halvorsen har vært en viktig bidragsyter til metodediskusjoner for utbredelsesmodellene og til teksten om Naturtyper i Norge, og Lars Erikstad har bidratt med geo-okologisk kompetanse. Sabrina Mazzoni og Desalegn Chala Gelete har gjennomført utbredelsesmodellene.

Oslo, desember 2014

Vegar Bakkestuen
Hotspot-ansvarlig for åpen grunnlendt kalkmark

Marianne Evju
Prosjektleder ARKO

1 Innledning

Naturtypen åpen grunnlendt kalkmark finnes spredt i områder med kalkrike/næringsrike bergarter og sedimenter som er så sterkt utsatt for tørke, erosjon og i et så tidlig trinn av den langvarige suksesjonen fra nakent berg til fastmarksskogsmark (så kort tid siden landhevingen og så utsatt for vær og vind at det ikke er dannet tykt nok jordsmonn til at trær trives) at de er naturlig åpne. Habitatet er kjent for sitt store arts mangfold og innhold av rødlistede arter for mange artsgrupper, deriblant karplanter, moser, lav, sopp og insekter (se Wollan et al. 2011, Reiso et al. 2011). Naturtypen er rødlistet i kategorien sårbar (VU) på grunn av lite forekomstareal og trusler fra arealinngrep og andre tilstandsendringer (Lindgaard & Henriksen 2011, Erikstad & Bakkestuen 2011). Klimaendringer og nitrogendeposisjon kan også bli en fremtidig trussel for naturtypen.

Åpen grunnlendt kalkmark i området rundt Oslofjorden ble definert som et hotspot-habitat for sjeldne arter i 2008 (Sverdrup-Thygeson et al. 2008, Wollan et al. 2011). Et hotspot-habitat er en sjelden, velavgrenset naturtype med ansamlinger av rødlistearter, gjerne mange habitatspesifikke arter. Hotspot-habitat-tilnærmingen gjør det mulig å kartlegge og overvåke mange arter, inkludert sjeldne og rødlistede arter, innenfor et relativt begrenset areal (Sverdrup-Thygeson et al. 2008). Hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark huser mange sjeldne arter av flere organismegrupper, som karplanter, sopp, lav og invertebrater, og er et viktig levested bl.a. for den prioriterte arten dragehode *Dracocephalum ruyschiana* (VU) (**Figur 1**) og for andre høyt fokuserte arter med tilhørende handlingsplaner, blant annet hvitmure *Drymocallis rupestris* (CR), aksveronika *Veronica spicata* (EN), prikkroutevinge *Melitaea cinxia* (CR), nioberperlemorvinge *Argynnis niobe* (EN) og dragehodeglandsbille *Meligethes norvegicus* (EN) (Direktoratet for naturforvaltning 2010, Reiso et al. 2011, Thylén 2012).



Figur 1. Dragehode *Dracocephalum ruyschiana* (VU) er en Prioritert art etter naturmangfoldloven. Her fra Spireodden NR, Asker. Foto: Marianne Evju.

Vurderingsenheten for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er definert ut fra Naturtyper i Norge (NiN), et beskrivelsessystem for naturvariasjon i Norge (Halvorsen et al. 2009a,b). I startfasen omfattet arbeidet med habitatet i ARKO hovedtypen "åpen grunnlendt naturmark i lavlandet (T25)", grunntypene "grunnlendt kalkmark" og "grunnlendt kalkfuktmark" og boreonemoral (sørlig) sone (se også Halvorsen 2011, Lindgaard & Henriksen 2011). Åpen

grunnlendt kalkmark skiller seg fra fastmarksskogsmark (T23) ved å mangle skog, fortrinnsvis på grunn av tørkeutsatt, grunt jordsmonn, og fra kulturmarkseng (T4) ved at den ikke er kultur-betinget, det vil si ved at den ikke gror igjen med skog dersom bruken (beite eller slått) opphører. Naturtypefigurer for åpen grunnlendt naturmark (T25) skal ifølge NiN-prinsippene (Halvorsen et al. 2009b) ikke utfigureres mellom nakent berg (T20) og kulturmarkseng (T4). Svært grunnlendte arealer som forekommer i tilknytning til kulturmarkseng (T4) skal i stedet inkluderes i figuren for kulturmarkseng.

I denne rapporten har vi avgrenset hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark til marine avsetningsbergarter (fra N50000 geologisk kart) direkte avhengig av landhevning etter siste istid (det vil si maksimum høyde over havet tilsvarende landhevningen) i kystnære områder (kriterium 500 meter fra kystlinja). Disse nye kriteriene gjør at arealet og utbredelsen av hotspot-habitatet er mye mer innskrenket enn tidligere (Lindgaard & Henriksen 2011, Reiso et al. 2011, Wollan et al. 2011). I den nye versjonen av NiN (NiN versjon 2.0, under utarbeidelse; Halvorsen et al. in prep.) vil naturtypene konsekvent være definert på grunnlag av variasjon i artssammensetning langs viktige lokale komplekse miljøvariabler (Halvorsen et al. in prep). Denne rapporten vil gi informasjon om naturtypens arts mangfold av betydning for beskrivelse av typen i NiN 2.0.

Slik vi har avgrenset hotspot-habitatet her vil for eksempel ikke Ekebergskråningen eller innlandsområder som Ringerike og Mjøsområdet være inkludert fordi de faller utenfor et eller flere av de overnevnte kriteriene. Avgrensningen av hotspot-habitatet gjør også at vegetasjonen alltid vil ha et visst pionerpreg på grunn av den pågående landhevningen. Andre typer naturvariasjon, f.eks. bratthet, erosjon, brann og beite, kan gi lignende habitater med ulikt overlappende artsinventar (Reiso et al. 2011, Wollan et al. 2011).

Kalkberg opptrer ofte i mosaikk med åpen grunnlendt kalkmark, og arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet kalkberg har siden 2011 gått parallelt med arbeidet med åpen grunnlendt kalkmark (Sverdrup-Thygeson et al. 2011). Kalkberg vil imidlertid bli rapportert i en egen rapport (Bratli et al. in prep).

1.1 Rapportens formål

I ARKO-prosjektet har vi jobbet med hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet siden 2009. Arbeidet med åpen grunnlendt kalkmark har omfattet følgende elementer:

1. Beskrivelse/avgrensning av åpen grunnlendt kalkmark
2. Kartfesting av nasjonale forekomster av åpen grunnlendt kalkmark
3. Dokumentasjon av artsinventaret, inkludert regionale variasjoner. Fokus har vært karplanter, sopp, og dels invertebrater og lav.
4. Vurdering av arealenes relative betydning for de tilstedeværende rødlisteartene
5. Vurdering av arealmessig utvikling (framover/bakover) inkludert trusselfaktorer.
6. Utvikling av overvåkingsopplegg for habitatet og artene der.

I sluttrapporten for ARKO-prosjektets periode II (Wollan et al. 2011) gis utfyllende beskrivelser av deler av dette arbeidet. I denne rapporten gis en sammenstilling av resultater fra kartlegging og metodeutprøvinger (kap. 2 og 3). I kapittel 4 beskriver vi et forslag til overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark med bakgrunn i de resultatene og erfaringene vi har samlet gjennom arbeidet i ARKO.

2 Datainnsamling i ARKO

2.1 Avgrensning av hotspot-habitatet

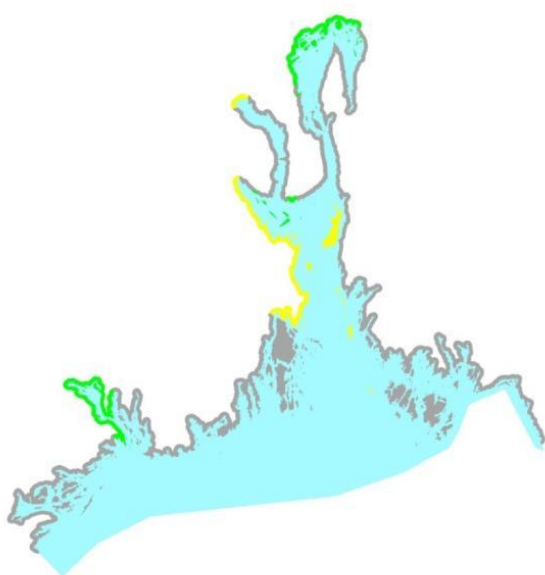
Åpen grunnlendt kalkmark er definert i henhold til NiN versjon 2.0, som et utvalg grunntyper innenfor hovedtypen 'åpen grunnlendt mark'. Denne hovedtypen er en av fire 'normale hovedtyper' innenfor fastmarkssystemer. 'Normale hovedtyper' er hovedtyper på 'normal mark' det vil si den arealmessig dominerende variasjonsbredden innenfor hovedtypegruppa.

Åpen grunnlendt mark omfatter variasjonsbredden mellom nakent berg og fastmarksskogsmark på naturlig åpen mark i lavlandet, typisk på steder som er i langsom suksesjon etter landheving og/eller på steder der jordsmonnsdannelsen går svært langsomt på grunn av vindpåvirkning eller lignende.

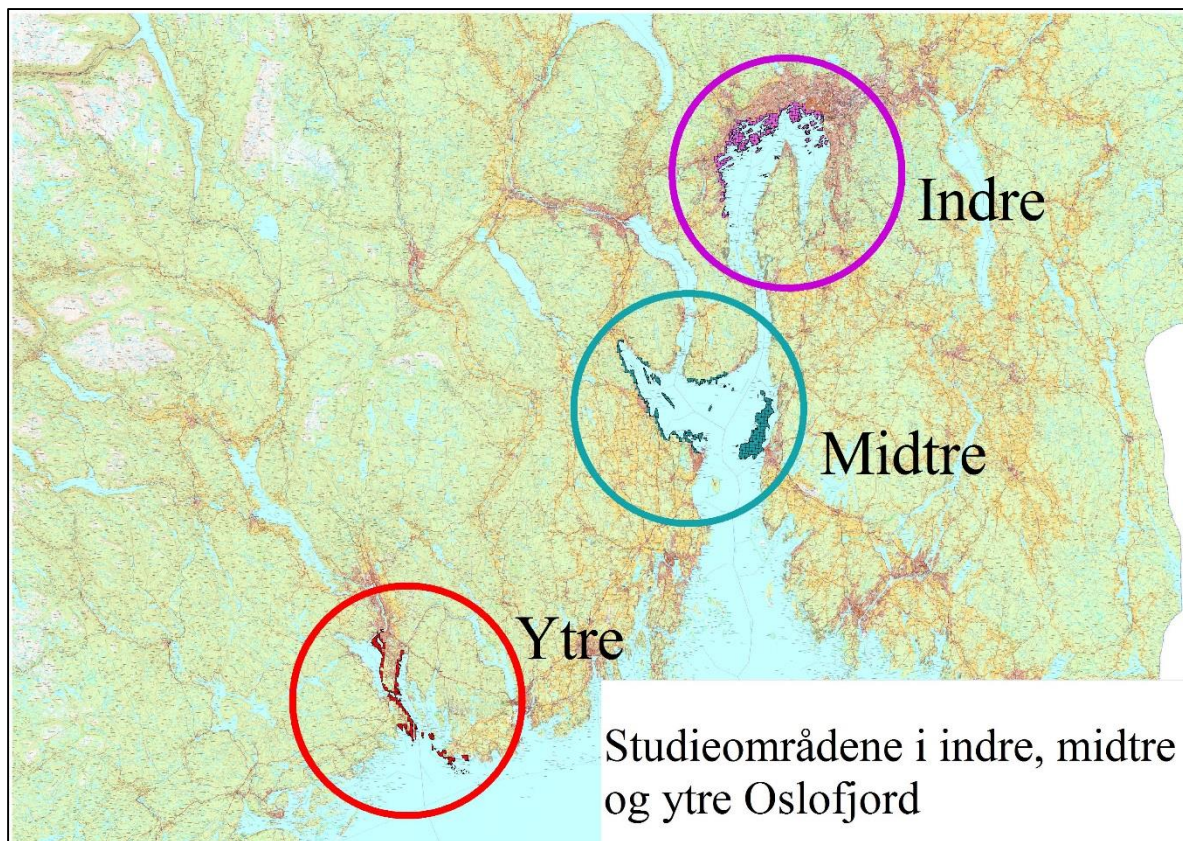
Åpen grunnlendt mark er delt i åtte grunntyper på basis av to viktige lokale komplekse miljøvariabler (LKM); kalkinnhold (KA) med 4 trinn og uttørkingsfare (UF) med 2 trinn. Åpen grunnlendt kalkmark omfatter ekstremtrinnet for svært kalkrik mark, og inkluderer de to grunntypene for lyngmark (tørkeutsatt) og lavmark (svært tørkeutsatt). Hele variasjonsbredden innenfor begge grunntyper, f.eks. langs underordnede miljøgradienter som vannmetning (VM), det vil si fra veldrenert til vekselfuktig mark, er også inkludert. Åpen grunnlendt kalkmark omfatter hovedtype T25 'Åpen grunnlendt naturmark i lavlandet', grunntyper 5 og 6, i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

2.2 Avgrensning av studieområde og utvalg av kartleggingslokaliteter

Hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark forefinnes nokså sjelden og finnes spredt langs Oslofjorden (**Figur 2**). Basert på berggrunnskartene delte vi Oslofjorden inn i tre studieområder/regioner: indre, midtre og ytre Oslofjord (**Figur 3**), som antas å omfatte hele det potensielle området for utbredelsen av hotspot-habitatet langs Oslofjorden.



Figur 2. Forenklet geologisk kart for kystnære områder langs Oslofjorden. Hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark finnes primært i områder med berggrunn av kambrasilursk opprinnelse (grønt), men også sporadisk på permiske eruptivbergarter (gult) og på spredte skjellsandavsetninger (ikke markert) på fattige silikatbergarter (grått). Kartgrunnlag fra Norge Digitalt og NGU.

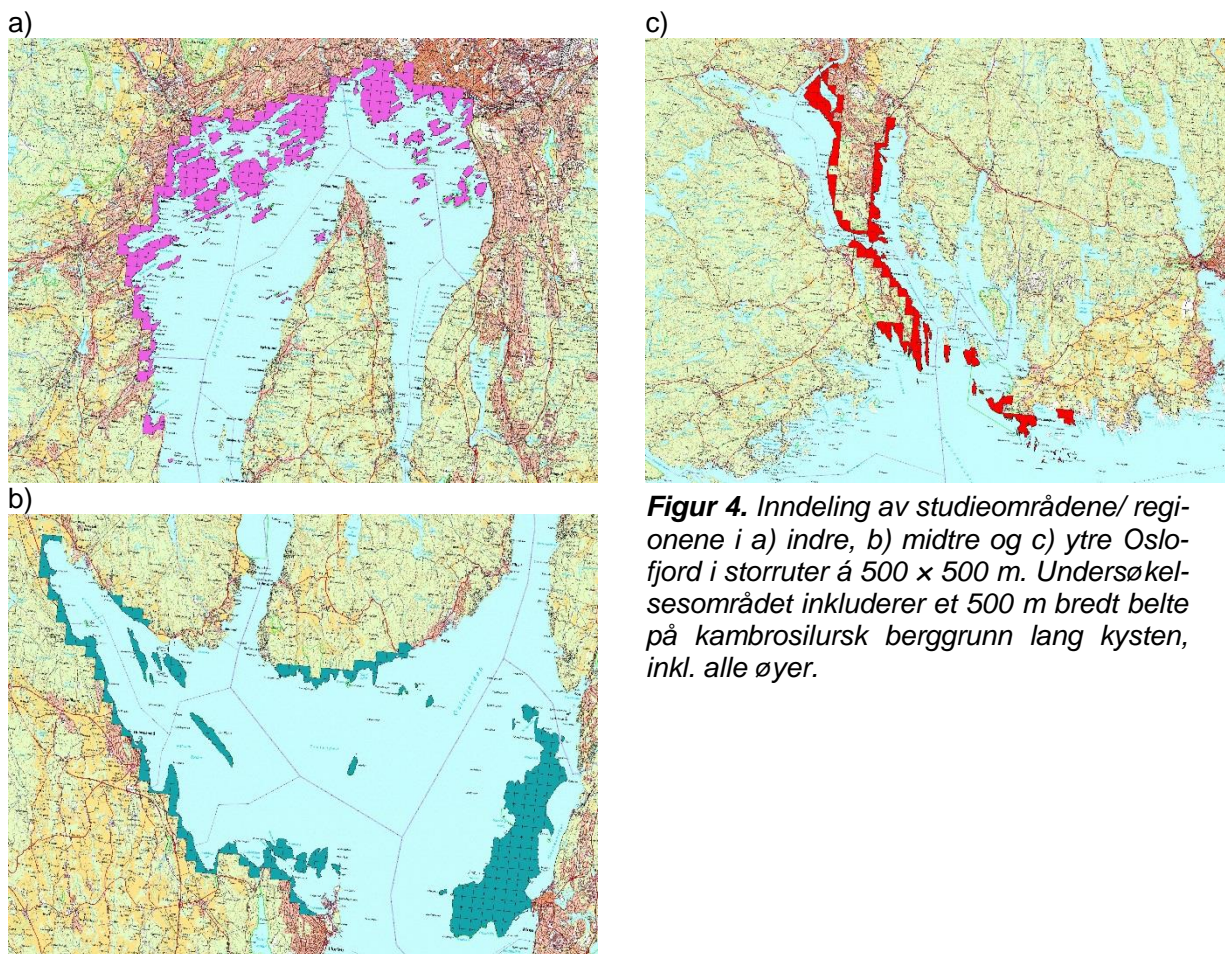


Figur 3. Studieområdene/regionene for kartlegging av hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i indre, midtre og ytre Oslofjord.

For å velge lokaliteter for kartlegging og feltundersøkelse brukte vi en tilnærming med areal-representativt utvalg. Studieområdene ble delt inn (griddet) i storruter å 500×500 m (**Figur 4**). I utgangspunktet utgjorde hver kvadrant (fjerdedel; 500×500 m) av hver 1 km^2 -rute i UTM-rutenettet, sone 32V (WGS 84), ei storrute. Deretter ble storruter fjernet og/eller slått sammen etter følgende prosedyre (Wollan et al. 2011):

- Storruter uten marine avsetningsbergarter eller skjellsandbanker ble fjernet (grovsiling)
- Storruter uten tilknytting til kystnære områder (avstand < 500 m fra land) ble fjernet (grovsiling)
- Storruter med flateinnhold av landsystemer $< 100 \text{ m}^2$ ble fjernet (finsiling)
- Storruter som inneholdt både fastland og øyer, ble delt i to eller flere enheter slik at ingen rute inneholdt arealer både på fastlandet og på øyer
- Øyer med flateinnhold $< 250\,000 \text{ m}^2$ og som i utgangspunktet var fordelt på flere storruter, ble slått sammen igjen til ei storrute
- Øyer med flateinnhold $> 250\,000 \text{ m}^2$, som var vanskelig tilgjengelig og som i utgangspunktet var fordelt på mange storruter, ble subjektivt fordelt på to storruter.
- Øyer som ikke var høyere enn 1 m (i praksis små holmer og skvalpeskjær), ble fjernet.

Etter denne prosedyren bestod undersøkelsesområdet av hhv. 439, 264 og 363 storruter i de tre studieområdene (**Figur 4a,b,c**). I hvert delområde ble det så trukket et tilfeldig utvalg av storrutene for nærmere analyse. I trekningen ble hver storrute veid med sitt landareal slik at sannsynligheten for uttrekk var proporsjonal med arealet. I indre Oslofjord ble 48 studieruter trukket ut, mens tallene var 55 og 50 for henholdsvis midtre og ytre. Storrutene i utvalgene ble så vurdert ut fra ortofoto, kart og lokalkunnskap for å sortere ut de som opplagt ikke inneholdt eksempler på åpen grunnlendt kalkmark, og for å merke av potensielle steder for undersøkelse i felt.



Figur 4. Inndeling av studieområdene/ regionene i a) indre, b) midtre og c) ytre Oslofjord i storruter á 500 x 500 m. Undersøkel-sesområdet inkluderer et 500 m bredt belte på kambrosilursk berggrunn lang kysten, inkl. alle øyer.

2.3 Kartlegging i felt

Feltarbeid med kartlegging av lokaliteter (se under) og registrering av karplanter ble gjennomført i 2009 for indre Oslofjord, i 2010 for midtre Oslofjord og i 2012 for ytre Oslofjord. Kartlegging av sopp ble gjennomført i ytre Oslofjord i 2012 og 2013 og i et utvalg lokaliteter i indre Oslofjord i 2013. Ingen ny kartlegging av invertebrater er gjennomført siden forrige rapportering (Wollan et al. 2011).

Under feltarbeidet ble alle observerte naturtypefigurer med åpen grunnlendt kalkmark digitalisert som polygoner ved hjelp av GPS, som vist for Gressholmen (**Figur 5**). Figurering av naturtyper ble basert på kriteriene for identifisering av naturtypen i NiN (se Halvorsen et al. 2009a). I 500 x 500-rutene ble hele forekomsten inkludert selv om den strakk seg utenfor.

For å registrere forekomstenes økologiske tilstand ble et sett med tilstandsvariabler skåret (jf. NiN versjon 1, Halvorsen et al. 2009a). Gjengroing med busker og trær kan utgjøre en trussel mot arts mangfoldet i hotspot-habitatet, og dekning av busksjikt, tresjikt og berg i dagen ble skåret som prosentandel for hvert polygon. Andre viktige påvirkningsfaktorer er ulike former for slitasje. Vi skåret en gjennomsnittsverdi for hvert polygon for slitasje og slitasjebetinget erosjon (**Tabell 1**) og ferdsel med tunge kjøretøyer (**Tabell 2**). Miljøgifter og annen forurensning ble i prinsippet også skåret, men slik påvirkning forekom i liten grad. Invasjon av fremmede arter kan fortrenge stedegent arts mangfold, og forekomst av fremmede arter ble skåret på hver lokalitet.



Figur 5. Gressholmen, én av de 48 storrutene i indre Oslofjord som ble undersøkt i felt (gul linje angir grense for storruta). I alt 13 naturtypepolygoner av åpen grunnlendt kalkmark er avgrenset med rød linje. Foto: Norge digitalt.

Tabell 1. Trinndeling av variabelen Slitasje og slitasjebetinget erosjon etter NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009a).

Trinn	Begrep	Kommentar
4	sterk slitasje	> 50 % av arealet har sterkt redusert vegetasjonsdekning og betydelig redusert artsrikdom og/eller endret artssammensetning som følge av slitasje; fysiske endringer (kompaktering eller erosjon) av øvre jordlag forekommer
3	betydelig slitasje	> 50 % av arealet har redusert vegetasjonsdekning og/eller noe redusert artsrikdom eller endret artssammensetning som følge av slitasje, eller 25–50 % av arealet tilfredsstiller kriteriene for trinn 4
2	liten slitasje	arealet har spredt og/eller flekkvis forekomst av slitasjespor som kan spores i artsrikdom og/eller artssammensetning
1	ubetydelig slitasje	slitasjespor mangler eller forekommer svært spredt, er konsentrert til svake stier eller far, og kan ikke påviselig spores i artsrikdom og/eller artssammensetning

Tabell 2. Trinndeling av variabelen Ferdsel med tunge (motoriserte) kjøretøy etter NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009a).

Trinn	Begrep	Kommentar
4	stort omfang av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	kjørespor finnes i mer enn 1/2 av gridruter av standard størrelse innenfor arealenheten
3	moderat omfang av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	kjørespor finnes i 1/8 – 1/2 av gridruter av standard størrelse innenfor arealenheten
2	(lite omfang av) spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	kjørespor finnes, men i < 1/8 av gridruter av standard størrelse innenfor arealenheten
1	uten spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	kjørespor mangler

Alle forekommende karplanter innenfor polygonene ble registrert. Enkeltforekomster av sjeldne og rødlistede arter ble registrert som punkter med hjelp av GPS, mens spredte forekomster og forekomster som dekket nesten hele polygonet, ble registrert med koordinater lik senterpunktet i polygonet, og populasjonsstørrelsen ble anslått. Samtlige andre karplanter registrert i polygoner, ble også tilordnet koordinater lik naturtypefigurens senterpunkt. Belegg av utvalgte funn er levert inn til herbariet ved Naturhistorisk museum, og alle artsregistreringer vil innen 2014 være tilgjengelig gjennom GBIF og Artsdatabankens karttjenester. I tillegg er polygonene i GIS og alle data lagret i NINAs datalagringssystem.

Basert på kjennskap til artenes økologi og utbredelse ble det laget en liste over habitatspesialister, dvs. arter som har sterk tilknytning til hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark innenfor studieområdet (**Vedlegg 1**). Gjennom totale artslister har vi også informasjon om forekomst av fremmede og svartelistede arter i polygonene (**Vedlegg 2**).

For å få en god oversikt over tilfanget av sopp i hotspot-habitatet, ble det gjennomført intensivt feltarbeid i to påfølgende sesonger i ytre Oslofjord. To besøk pr. sesong (tidlig og sent) ble gjennomført i 2012 og 2013, og polygonene ble gjennomløst krypende på bakken på søken etter fruktifiserende sopp (**Figur 6**). Det ble brukt hagekrafse for å lete seg gjennom urter, gras, busker og kratt. I indre Oslofjord ble tilsvarende kartlegging gjennomført i 2013 i 20 utvalgte polygoner. Som for karplanter er belegg av utvalgte funn levert inn til herbariet ved Naturhistorisk museum, og alle artsregistreringer vil innen 2014 være tilgjengelig gjennom GBIF og Artsdatabankens karttjenester. Oversikt over habitatspesialister og habitatspesifikke rødlistearter finnes i **Vedlegg 3**.



Figur 6. Thomas Læssøe i felt. Metoden for å ettersøke sopp innebar å ligge lavt i terrenget og bla seg fram mellom urter og gras. Foto: Anne Molia.

Etter feltarbeidet ble naturtypepolygonene kvalitetssikret mot kart og ortofoto. De ble også transformert til rasterdata ved tilstedeværelse eller fravær i gridruter i et rutenett (grid) med kornstørrelse 5 × 5 m (Wollan et al. 2011). Arealene av hvert polygon ble utregnet i GIS, og det ble notert hvorvidt polygonene lå innenfor eksisterende verneområder. Basert på høydemodell beregnet vi terrengdata i GIS, inkludert variabler som eksposisjon og helling, som har betydning for innstråling og uttørkingsfare, to viktige økologiske variabler for åpen grunnlendt kalkmark.

2.4 Statistiske analyser

Vi ønsket å undersøke sammenhengene mellom ulike forklaringsvariabler og artsrikdom, både av alle arter, habitatspesialister, rødlistede habitatspesialister og fremmede arter, og hvorvidt artsrikdom varierte mellom de tre studieområdene/regionene. Vi brukte artsantall (\log_2 -transformert) som responsvariabel og tilpasset modeller med alle forklaringsvariabler (region, areal, tilstandsvariablene tresjiktdekning, busksjiktdekning, berg i dagen, vern og slitasje). Vi brukte lineære miksedde modeller (LME) med storroute som tilfeldig faktor, for å ta høyde for den romlige korrelasjonen mellom polygoner innenfor samme storroute. Vi tilpasset modellene med «maximum likelihood» (ML)-metoden for estimering av parameterverdier, og gjennomførte modellforenkling gjennom suksessivt å utelate én og én forklaringsvariabel og sammenligne modellenes AIC-verdier. Den enkleste modellen med lavest AIC-verdi ble så beregnet med «restricted maximum likelihood» (REML), som anbefalt av Zuur et al. (2009).

Resultater av analysene presenteres i kap. 3.3, mens detaljerte modeller finnes i **Vedlegg 4**.

2.5 Utbredelsesmodellering

Ved oppstart av arbeidet med hotspot-habitatet i ARKO ble det diskutert hvorvidt arealbasert overvåking eller utbredelsesmodellering var den beste framgangsmåten for åpen grunnlendt kalkmark. Valg av metode er avhengig av forekomstfrekvens (hyppigheten, 'prevalens') av naturtypen eller arten som skal overvåkes og også hvor godt den kan forklares av forklaringsvariabler (prediktorer) i selve modelleringen (Halvorsen 2011).

Utbredelsesmodellering av åpen grunnlendt kalkmark, både i indre, midtre og ytre Oslofjord (jf. **Figur 3 og 4**), ble gjort ved bruk av metoden *maximum entropy modelling* (MaxEnt), som er en statistisk metode som kan brukes til modellering av mange ulike typer data, inkludert utbredelsesdata. MaxEnt er en parallell til standard regresjonsmodelleringsmetoder som f.eks. generaliserte lineære modeller (GLM; Halvorsen 2013, Halvorsen et al. 2014). Framgangsmåten i denne rapporten er lik den som er beskrevet i Norderhaug et al. (2012), og under følger en kort beskrivelse av denne.

MaxEnt-metoden tilpasser en funksjon til sammenhengen mellom en responsvariabel og et sett av forklaringsvariabler (prediktorvariabler). Dersom vi har mange miljøvariabler og velger å representere hver av dem med mange prediktorvariabler, vil modellene kunne bli svært komplekse. Komplekse modeller gir en svært presis beskrivelse av sammenhenger mellom responsvariabler og forklaringsvariabler i treningsdatasettet, men det er ikke gitt at de har bedre evne til prediksjon på steder der responsen er ukjent enn mindre komplekse modeller (Hastie et al. 2009, Norderhaug et al. 2012). Med økende modellkompleksitet øker også faren for at modellen blir en blå kopi av treningsdatasettet heller enn generelt gyldige sammenhenger mellom responsvariabel og forklaringsvariabler. Den beste romlige prediksjonsmodellen er derfor den som har best prediksjonsevne på et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett, uavhengig av modellens kompleksitet (Halvorsen 2013).

Det finnes en lang rekke modellseleksjonsmetoder (f.eks. Norderhaug et al. 2012). Fordi vi ønsket å tolke viktigheten av de ulike forklaringsvariablene (se **Tabell 3**), gjorde vi en forhåndsutvelgelse av forklaringsvariabler. Bare miljøvariabler som passerte denne forhåndsutvelgelsen ble brukt i selve Maxent-modelleringen. Forhåndsutvelgelse blant forklaringsvariablene ble gjort på grunnlag av prinsippet om forlengs utvelgelse (forward selection; Crawley 2007). Forhåndsutvelgelsen ble utført på samme måte som i Norderhaug et al. (2012) og er gjengitt under:

1. Hver forklaringsvariabel ble først brukt som eneste forklaringsvariabel i Maxent. Som mål på variabelens evne til å forklare variasjon i tilstedeværelse av åpen grunnlendt kalkmark brukte vi AUC-verdier som ble beregnet i Maxent (AUC-T) på grunnlag av treningsdataene (se nedenfor og Halvorsen (2011, kapittel 4.2.2)).

2. For hver av gruppene av forklaringsvariabler ble variabelen med høyest AUC ('Best') valgt ut.
3. Nye Maxent-analyser, med to forklaringsvariabler, ble gjort for hver av gruppene av forklaringsvariabler. I disse analysene ble variabelen Best brukt i kombinasjon med en og en av de øvrige variablene.
4. Dersom det innenfor en variabelgruppe fantes variabler som sammen med Best resulterte i en Maxent-modell med en AUC-verdi som var mer enn 0,01 enheter høyere enn AUC-verdien til modellen som var basert på Best alene, ble variabelen som resulterte i størst økning av AUC valgt ut. Hvis ingen av variablene resulterte i en økning i AUC på minst 0,01 enhet, ble bare Best valgt fra denne gruppa.
5. Prosessen ble gjentatt innenfor hver gruppe til det ikke lenger fantes noen variabel som sammen med tidligere valgte variabler resulterte i en modell med mer enn 0,01 enhet høyere AUC enn modellen uten denne ekstra variabelen.

Registreringer av 11 habitatspesifikke arter/underarter fra GBIF/herbariet ble brukt som treningsdata for utbredelsesmodellene (Artsdatabanken 2009); bakkemynte *Acinos arvensis*, eng-havre *Avenula pratensis*, stjerneistel *Carlina vulgaris* og underartene stor stjerneistel *C. vulgaris* ssp. *longifolia* og liten stjerneistel *C. vulgaris* ssp. *vulgaris*, dvergmispel *Cotoneaster integerrimus*, knollmjørdurt *Filipendula vulgaris*, smaltimotei *Phleum phleoides*, flatrapp *Poa compressa*, hjorterot *Seseli libanotis* og aksveronika *Veronica spicata*. MaxEnt modeller ble kjørt for alle de 11 artene/underartene med mer enn 10 tilstedeværelsesobservasjoner i henholdsvis indre, midtre og ytre Oslofjordområdene. Dataene er laste ned fra GBIF/Artsobservasjoner.

Tabell 3. Prediktorvariabler som ble benyttet i romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark (fra Wollan et al. 2011). De tre Oslofjordområdene ble modellert med den første variabelen (AR5) som kategorisk og de resterende som kontinuerlige variabler.

Prediktor	Variabelnavn	Opprinnelse	Avledning
AR5 (landcover)	AR5	Digitalt markslagskart	Kategorisk variabel med ni klasser: 1 = antropogen mark; 2 = kulturmark; 3 = kulturmark, grunnlendt; 4 = skog og fjell; 5 = skog, grunnlendt; 6 = skog, annet; 7 = fjell, åpent; 8 = åpent grunnlendt mark; 9 = vann.
høyde over havet (m)	HOH	Digital terrengmodell (DEM)	Terrengmodellen er avledet fra 5-meterskoter i N5 (Statens kartverk)
TPI	TPI	Avledet fra DEM	Topografisk posisjonsindeks som gir uttrykk for landform og posisjon i skråning (http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm ; ak-sessert 16.02.2011)
Helning	Slope	Avledet fra DEM	Maksimal høydeforskjell mellom midtpunktet i en gitt gridrute og en hvilken som helst naborute
Nordvendthet	north	Avledet fra DEM	Avvik fra sørvendthet, 202.5 grader (SSW) (Økland 1996)
Terreng-uro (ruggedness)	rugged	Avledet fra DEM	Mål på "vekturo" (VRM) basert på naboskapsanalyse; gir uttrykk for helning og helningsvinkel (Sappington et al. 2007)
Relativt areal	relarea	Avledet fra DEM	Et mål på overflateareal utregnet fra en høydemo-dell (i motsetning til en planimetrisk todimensjonal modell)
Østvendthet	east	Avledet fra DEM	Avvik fra vestvendthet 270 grader (W) (Økland 1996)

Treningsdata og valideringsdata for utbredelsesmodellene har henholdsvis vært GBIF/Artsobservasjonsdata og ARKO-feltdataene. En utbredelsesmodell for naturtypen er utarbeidet ved bruk av tilstedeværelse for et utvalg habitatspesialister knyttet til naturtypen som treningsdata

(det vil si som indikasjon på at naturtypen finnes på et gitt sted). Det er brukt 25 × 25 m oppløsning som pixelstørrelse ved modelleringen. Modeller er laget separat for hvert av de tre studieområdene, med de uttrukne storrutene som modelleringsundersøkelsens definisjonsområde.

Etterpå ble resultatene fra de trenede modellene overført (projisert) til hele universet av 500 × 500 m storruter. Som mål på hvor gode modellene er, ble det brukt AUC og kryssvalidering (se Halvorsen 2011). En AUC på over 0,5 viser at modellen gir en økt sjanse for å modellere naturtypen enn ved rent statistisk tilfeldighet (Elith et al. 2006).

For å sammenligne studieområdene ble det satt en grenseverdi ('cut-off') på hvilken pixel-verdi som skulle antas å være åpen grunnlendt kalkmark og hva som representerte andre naturtyper. Dette gir grunnlag for å regne på forekomstfrekvens av arealene i Oslofjordområdet.

3 Resultater

Her oppsummeres resultatene fra kartlegging av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Først gis en oversikt over hotspot-habitatets forekomst og frekvens i de ulike regionene. Deretter gis en oversikt over hvordan viktige tilstandsvariabler varierer, og til slutt viser vi hvordan artsrikdom samvarierer med de samme variablene. Til slutt oppsummeres resultatene fra utbredelsesmodelleringene.

3.1 Hvor ofte forekommer hotspot-habitatet?

I indre Oslofjord registrerte vi åpen grunnlendt kalkmark i 44,8 % av de undersøkte storrutene (**Tabell 4**). Til sammen 87 polygoner av hotspot-habitatet ble avgrenset. Det største antallet polygoner innenfor én storrute var 21 (Nakholmen, Oslo). Forekomstfrekvensen av hotspot-habitatet var lavere både i midtre og ytre Oslofjord (22 %, **Tabell 4**), og det var i snitt også færre polygoner pr. storrute i de storrutene med habitatet.

Tabell 4. Oversikt over forekomstfrekvens og antallet polygoner av hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i regionene indre, midtre og ytre Oslofjord.

	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
Antall (andel) storruter med forekomst av hotspot-habitatet	21 (44,8 %)	12 (21,8 %)	11 (22,0 %)	44 (28,8 %)
Totalt antall polygoner åpen GRUK	87	29	20	136
Antall polygoner pr. storrute (gjennomsnitt, max og min)	1,8 (0–21)	0,5 (0–8)	0,4 (0–4)	0,9 (0–21)
Antall polygoner pr. storrute (gjennomsnitt, for storruter <u>med</u> hotspot-habitatet)	4,1	2,4	1,8	3,1
Antall storruter totalt	439	264	363	1066
Antall utvalgte storruter	48	55	50	153

Gjennomsnittsstørrelsen på polygonene av åpen grunnlendt kalkmark var større i indre enn i midtre og ytre Oslofjord (**Tabell 5**), men det var stor variasjon i polygonstørrelsene, særlig i indre Oslofjord, og forskjellene i størrelse mellom regionene var ikke signifikant (**Vedlegg 4**). Gjennomsnittlig areal av åpen grunnlendt kalkmark innenfor en storrute var omlag tre ganger så stort i indre sammenlignet med midtre og ytre Oslofjord, men heller ikke denne forskjellen var signifikant (**Vedlegg 4**).

Tabell 5. Areal i m² (gjennomsnitt ± standardavvik) av avgrensede polygoner og summert areal av hotspot-habitatet innenfor en storrute (gjennomsnitt ± standardavvik) i indre, midtre og ytre Oslofjord.

	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
Polygoner	893 ± 1312	466 ± 361	676 ± 1283	770 ± 1149
Areal innenfor storrute	3699 ± 4831	1125 ± 1266	1229 ± 1339	3272 ± 4109
Totalt kartlagt areal	77673	13502	13521	104696

3.2 Hotspot-habitatets økologiske tilstand

I indre og midtre Oslofjord ligger nesten halvparten av polygonene innenfor verneområder (**Tabell 6**), mens en femtedel av polygonene i ytre Oslofjord er vernet. De store lokalitetene i indre og ytre Oslofjord er overrepresentert blant de vernede; 60,9 % av det kartlagte arealet i indre Oslofjord ligger innenfor verneområder, mens de fire vernede lokalitetene i ytre Oslofjord utgjør nesten halvparten av det kartlagte arealet her. I midtre Oslofjord er andelen lokaliteter og andelen areal som er omfattet av vern, lik.

Kjøring med tunge kjøretøyer utgjør i liten grad en påvirkning på åpen grunnlendt kalkmark; bare fire polygoner (tre i indre, én i midtre) har skåret verdi 2 (lite omfang av spor etter ferdsel med tunge kjøretøyer) på denne variabelen. Slitasje og slitasjebetinget erosjon er noe vanligere (**Tabell 6**). I halvparten av polygonene er det registrert slitasje, men bare 9 % av polygonene har slitasje 3 eller 4 (betydelig eller sterk slitasje). Det er liten variasjon i slitasjepåvirkning mellom regionene, og ingen store forskjeller i slitasje mellom vernede og ikke-vernede polygoner (snitt hhv. 1,5 og 1,7).

Tabell 6. Andel av antall polygoner og deres areal innenfor verneområder og gjennomsnittlig verdi (\pm standardavvik) for viktige påvirkningsfaktorer. Slitasje og kjørespor er skåret som trinn fra 1 (ingen) til 4 (sterk/stort omfang), se kap. 2.3, mens fremmede arter er skåret som antallet arter.

	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
Vernede polygoner (%)	46,0 %	48,3 %	20,0 %	41,9 %
Vernet areal (%)	60,9 %	47,3 %	48,0 %	57,5 %
Kjørespor (snitt \pm sd)	1,03 \pm 0,18	1,04 \pm 0,19	1,00 \pm 0,0	1,03 \pm 0,19
Slitasje (snitt \pm sd)	1,68 \pm 0,72	1,39 \pm 0,56	1,55 \pm 0,51	1,60 \pm 0,67
Polygoner uten slitasje (%)	46 %	64 %	45 %	49 %
Pol. med betydelig/sterk slitasje (%)	13 %	4 %	-	9 %
Fremmede arter (snitt \pm sd)	5,7 \pm 3,1	1,0 \pm 1,2	2,2 \pm 2,0	4,2 \pm 3,3

Antallet fremmede arter pr. polygon er høyest i indre Oslofjord (**Tabell 6, Vedlegg 2, Vedlegg 4**). Antallet fremmede arter øker med økende grad av slitasje og med økende dekning av busker i polygonene. Sammenhengen med buskdekning kan skyldes at flere av de fremmede artene i åpen grunnlendt kalkmark er busker, som f.eks. flere mispelarter *Cotoneaster* spp.

Det er gjennomgående lav dekning av tresjikt i polygonene (**Tabell 7**). I indre Oslofjord er det lavere dekning ($p = 0,012$) enn i midtre Oslofjord, mens forskjellen mot ytre ikke er signifikant ($p = 0,086$). Buskdekningen er relativt lik i alle regionene. Det samme er andelen berg i dagen.

Tabell 7. Dekning (%) av trær, busker og berg i dagen i polygonene av åpen grunnlendt kalkmark i indre, midtre og ytre Oslofjord (gjennomsnitt \pm standardavvik).

	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
Tresjikt	1,6 \pm 3,0	4,1 \pm 3,7	4,6 \pm 4,0	2,5 \pm 3,6
Busksjikt	8,2 \pm 8,8	9,7 \pm 6,8	10,1 \pm 6,1	8,8 \pm 8,0
Berg i dagen	19,8 \pm 20,1	21,4 \pm 17,0	18,4 \pm 13,4	19,9 \pm 18,5

3.3 Artsmangfold i åpen grunnlendt kalkmark

3.3.1 Karplanter

I alt er det i dette prosjektet registrert 463 karplanter i de 136 polygonene av åpen grunnlendt kalkmark. Av disse kan 59 arter karakteriseres som habitatspesialister, og 21 av disse igjen er rødlistet (**Vedlegg 1**). Fem av rødlisteartene er kritisk truet (CR), to er truet (EN), to er sårbare (VU) og de resterende 12 er nær truet (NT). Til sammen 367 funn ble gjort av de 21 rødlisteartene. I alt 15 rødlistearter ble funnet i indre og midtre Oslofjord (**Tabell 8**), mens bare fire arter ble funnet i ytre Oslofjord.

Tabell 8. Antallet funn (antallet arter i parentes) av rødlistede habitatspesialister av karplanter, fordelt på rødlistekategori og region.

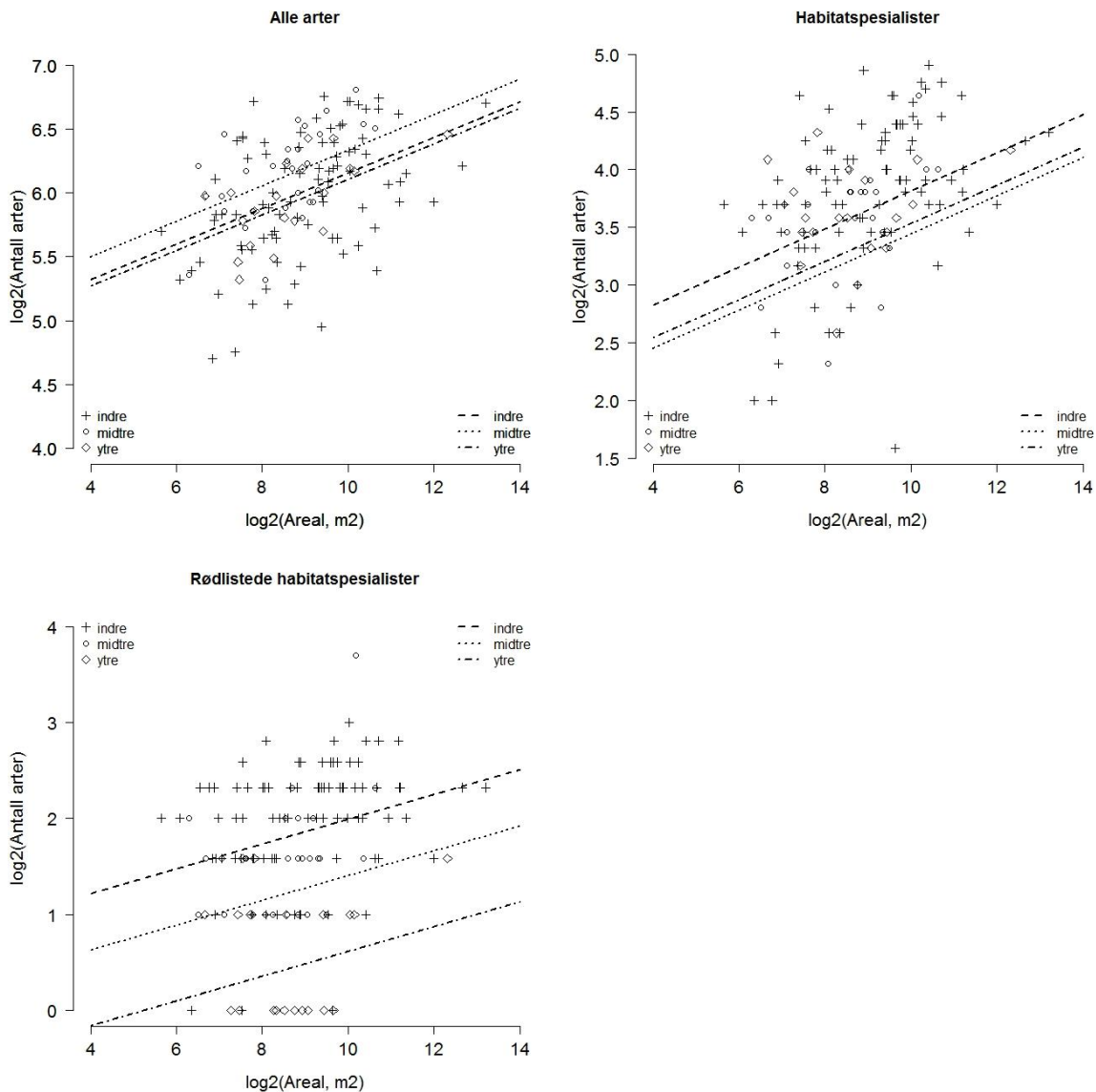
Rødlistekategori	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
CR	0	6 (5)	0	6 (5)
EN	94 (2)	0	0	94 (2)
VU	19 (2)	9 (2)	0	28 (2)
NT	168 (11)	51 (8)	20 (4)	239 (12)
Totalt	281 (15)	66 (15)	20 (4)	367 (21)

I gjennomsnitt ble det funnet 68 karplantearter pr. polygon (**Tabell 9**). Det totale antallet karplanter er positivt relatert til polygonenes areal (**Vedlegg 4**), men varierer ikke signifikant mellom regionene (**Figur 7**). Det ble i gjennomsnitt funnet 13 habitatspesialister pr. polygon. Antall habitatspesialister øker også med polygonenes areal, og med en tendens til høyere antall habitatspesialister pr. polygon i indre Oslofjord (**Figur 7, Vedlegg 2**). Forekomsten av rødlistede habitatspesialister er høyest i indre Oslofjord, med i snitt 3,3 arter pr. polygon, fulgt av midtre (2,3) og ytre Oslofjord (0,7). Antallet rødlistede habitatspesialister øker også med polygonenes areal (**Figur 7, Vedlegg 1**). Ingen andre forklaringsvariabler enn areal og region bidrar til å forklare forskjeller mellom polygoner i antall arter totalt, av habitatspesialister eller rødlistede habitatspesialister.

Hele 90 % av alle polygonene har forekomst av minst én rødlistet habitatspesialist, og så mye som halvparten av polygonene har tre eller flere rødlistearter. Polygonene i Indre Oslofjord bidrar mest til den høye frekvensen av rødlistearter, her har 69 % av polygonene tre rødlistearter eller mer.

Tabell 9. Gjennomsnittlig (\pm standardavvik) antall karplantearter pr. polygon i indre, midtre og ytre Oslofjord.

	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
Karplanter totalt	66,9 \pm 21,3	72,7 \pm 17,4	63,0 \pm 14,3	67,6 \pm 19,7
Habitatspesialister	14,4 \pm 6,0	11,9 \pm 3,9	11,7 \pm 3,6	13,4 \pm 5,5
Rødlistede habitatspesialister	3,3 \pm 1,5	2,3 \pm 2,1	0,7 \pm 0,7	2,7 \pm 1,8
Antall polygoner med ≥ 1 rødlistearter	84 (97 %)	28 (97 %)	10 (50 %)	122 (90 %)
Antall polygoner med ≥ 3 rødlistearter	60 (69 %)	7 (24 %)	0 (0 %)	67 (49 %)



Figur 7. Sammenheng mellom polygonens areal (m^2 , \log_2 -transformert) og antall karplantearter (\log_2 -transformert) totalt (oppe til venstre), habitatsspesialister (oppe til høyre) og rødlistede habitatsspesialister (nede) i indre, midtre og ytre Oslofjord.

3.4 Sopp

I alt er det registrert 70 taksa av sopp med sterk tilknytning til åpen grunnlendt kalkmark i kartleggingen i ytre Oslofjord i 2012 og 2013 og indre Oslofjord i 2013 (**Vedlegg 3**). Av disse er 35 taksa rødlistet. Fem av rødlisteartene er kritisk truet (CR), to er truet (EN), to er sårbare (VU) og de resterende 12 er nær truet (NT). Til sammen 88 funn ble gjort av de 35 rødlisteartene (**Tabell 10**). I snitt ble det funnet 8,0 habitatsspesialister og 5,4 rødlistede habitatsspesialister i polygonene i ytre Oslofjord (**Tabell 11**, se også **Figur 8**).

Sopp ble kartlagt systematisk i to påfølgende sesonger (2012 og 2013) i alle avgrensede polygoner i ytre Oslofjord, bortsett fra én lokalitet som bare ble besøkt i 2013, mens utvalgte lokaliteter i indre Oslofjord ble undersøkt i 2013 (se kap. 2.3). Ettersom det er så store mellomårsvariasjoner i fruktifisering av sopp, kan man forvente at en mindre del av det totale artssamfunnet

blir oppdaget ved en enkelt registrering. Det er derfor vanskelig å sammenligne antallet arter i indre og ytre Oslofjord.

Tabell 10. Antallet funn (antallet arter i parentes) av rødlistede habitatspesialister av sopp, fordelt på rødlistekategori og region.

Rødlistekategori	Indre	Ytre	Totalt
EN	3 (3)	10 (4)	13 (6)
VU	7 (6)	32 (15)	39 (16)
NT	2 (2)	32 (11)	34 (11)
DD	-	2 (2)	2 (2)
Totalt	12 (11)	76 (32)	88 (35)



Figur 8. *Pseudobaespora pyrifer* – en sjeldenhet også i europeisk sammenheng – ble funnet i ytre Oslofjord. Foto: Anne Molia (øverst) og Thomas Læssøe (nederst).

I ytre Oslofjord er det en svak, ikke-signifikant sammenheng mellom totalt antall arter og polygonenes areal, mens både antall habitatspesialister og antall rødlistede habitatspesialister øker med polygonenes areal (**Vedlegg 4**). For rødlisteartene er det i tillegg en tendens til lavere artsantall ved høy andel berg i dagen og høyere artsantall ved høyere dekning av busker (**Vedlegg 4**).

Også i indre Oslofjord er det polygonenes areal som er den beste forklaringsvariabelen for antall arter, antall habitatspesialister og (nesten signifikant) antall rødlistede habitatspesialister (**Vedlegg 4**). Ingen andre variabler bidrar til å forklare variasjon i artsrikdom av sopp i polygonene.

Tabell 11. Gjennomsnittlig (\pm standardavvik) antall sopparter pr. polygon i indre og ytre Oslofjord, i de polygonene som ble systematisk kartlagt for sopp.

	Indre 2013	Ytre 2012 + 2013
Sopp totalt	21,6 \pm 11,3	52,5 \pm 21,6
Habitatspesialister	1,4 \pm 2,0	8,0 \pm 4,8
Rødlistede habitatspesialister	1,0 \pm 1,3	5,4 \pm 3,9
Antall polygoner kartlagt	20	19

3.5 Resultater av utbredelsesmodellering

Maxent-modellene for åpen grunnlendt kalkmark i hvert av studieområdene ble evaluert ved bruk av de uavhengig innsamlede feltdataene, som besto av tilstedeværelse/fraværsobservasjoner gjort i de ulike rutene og tilhørende kartlagte polygonene (jf. **Tabell 4**). For hver modell ble det konstruert en ROC-kurve (*receiver operating characteristic curve*) (se Halvorsen 2011 for detaljer). Arealet under ROC-kurven, AUC (*area under curve*), ble benyttet som indikator på hvor god prediksjonsmodellen var. AUC-verdien er et estimat for sannsynligheten for at en modell vil tilordnes en høyere relativ predikert sannsynlighet av forekomst i en tilfeldig valgt observasjon av tilstedeværelse enn til en tilfeldig valgt observasjon av fravær (Halvorsen 2013). Prediksjonsmodeller karakteriseres ofte som meget gode når AUC-verdien er mellom 0,9 og 1,0, som gode når AUC er mellom 0,8 og 0,9, som akseptable når AUC er mellom 0,7 og 0,8 og som dårlige når som AUC er lavere enn 0,7 (Halvorsen 2013).

Bruk av treningsdata fra GBIF/Artsdatabanken gir høye AUC-verdier for alle de tre områdene ($>0,9$) når alle de tilgjengelige prediktorene er inkludert (**Tabell 12**). Dette kan imidlertid bety at resultatene er overtilpasset treningsdataene (Halvorsen 2011). Ved å kjøre en seleksjon av de tre viktigste variablene, noe som gjør modellene enklere å tolke økologisk, senkes AUC noe, men er fortsatt innenfor grensen for 'gode modeller'. Men når modellene evalueres mot uavhengige data (ARKO-data), samlet inn i dette prosjektet, faller AUC mye, jf. verdi for indre Oslofjord på 0,561 (0,5 vil si ingen prediksjon, bare romlige tilfeldigheter). Datagrunnlaget for å gjøre disse utregningene i midtre og ytre Oslofjord var utilstrekkelig. Kryssvalideringen av modellene viser at de er på grensen av gode til dårlige modeller.

Tabell 12. Oversikt over resultatet av utbredelsesmodellene av åpen grunnlendt kalkmark i regionene indre, midtre og ytre Oslofjord.

	Indre	Midtre	Ytre
AUC for treningsdatamodeller med alle prediktorer inkludert	0,922	0,970	0,983
AUC for treningsdatamodeller med de tre viktigste prediktorene inkludert	0,853	0,906	0,821
AUC utregnet med evalueringsdata	0,561	0,889*	*
Kryssvalideringsverdier, modell med de tre viktigste variablene	0,828	0,884	0,750
De tre viktigste prediktorene	TPI DEM AR5	TPI DEM Helning	Nordvendt AR5 Østvendt

* Datagrunnlag så tynt at resultatene er lite troverdige.

Terrengform og høyde over havet er gode prediktorer for åpen grunnlendt kalkmark i indre og midtre Oslofjord region. Høyningsretning ser ut til å bli viktigere jo lenger sør områdene ligger.

Data samlet i ARKO vil gjøre grunnlaget for å lage utbredelsesmodeller bedre innenfor Oslofjordområdet.

Den arealbaserte overvåkingen viser en forekomsthypothese av åpen grunnlendt kalkmark i de utvalgte områdene som tilsier at dette hotspot-habitatet kan overvåkes ved hjelp av denne metoden. Resultatene fra utbredelsesmodellene kan tolkes som fra nokså gode til svake. Vi anbefaler derfor at åpen grunnlendt kalkmark kan overvåkes gjennom arealbasert overvåking som skissert i kapittel 4.

3.6 Oppsummering

Forekomstene med åpen grunnlendt kalkmark er generelt små, men de har et svært høyt arts- mangfold av karplanter. Habitatet utgjør på mange måter en nordlig utløper av det kalkelskende og tørketålende «steppeelementet»: arter med et sørøstlig tyngdepunkt i Europa (Sterner 1925). Tilsvarende utløpere av dette elementet, som er svært artsrikt, finner vi bl.a. på Øland og Gotland i Sverige, og på Saremaa i Estland. Siden Oslofjordområdet har et svært begrenset areal, og mange av artene dermed har en svært begrenset utbredelse i Norge, er det naturlig at habitatet også inneholder mange rødlistede arter.

Selv om forekomstene av åpen grunnlendt kalkmark er små er de av stor betydning for regionens biologiske mangfold, og de bidrar sterkt til at Oslofjordområdet er den del av Norge som viser høyest arts- mangfold med hensyn til karplanter. Ruteanalyser vi har foretatt, indikerer at det høye mangfoldet i liten grad skyldes et høyt artsantall på liten skala (f.eks. pr. m²), men at det er stor variasjon på små avstander innen habitatet. Dette fører nok også til en økt forskjell i artsinnhold mellom naboområder.

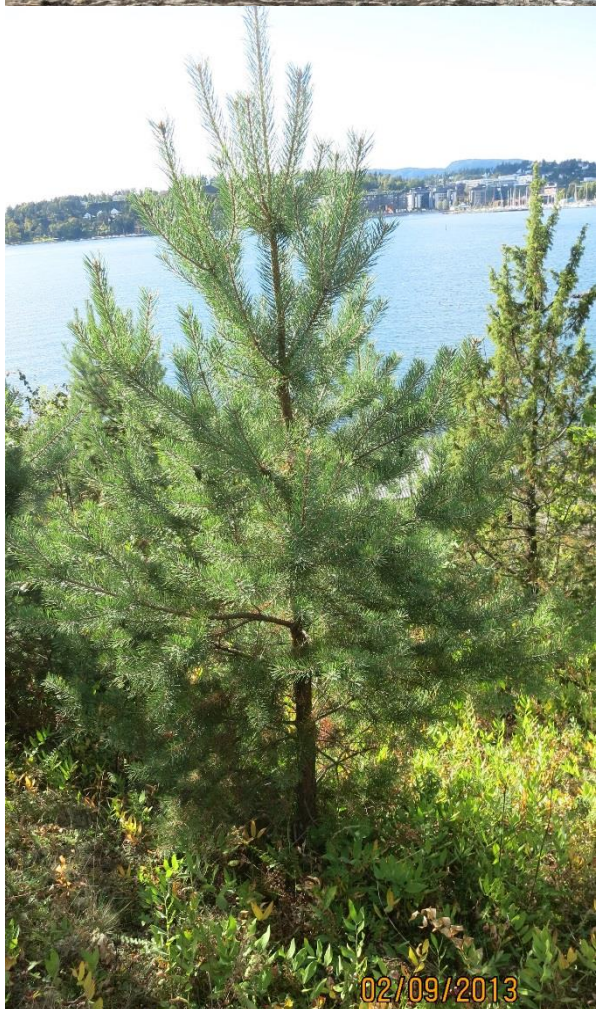
Naturtypen har et forholdsvis høyt antall habitatspesialister. Mange av artene forekommer også i lignende naturtyper, spesielt i ugjødde naturenger, lysåpen kalkfuruskog og ulike kantsam- funn.

Naturtypen blir forholdsvis sterkt påvirket av fremmede arter. Dette skyldes flere faktorer, blant annet at de fleste introduserte plantearter stammer fra områder med varmere klima. Siden lokal- klimaet i Oslofjorden er svært gunstig i norsk skala, må en forvente at mange nylig introduserte arter trives her. Dessuten er det en betydelig forstyrrelsesgrad som gjør det lettere for ankomne diasporer å etablere seg. Forekomstene av åpen grunnlendt kalkmark finnes dessuten relativt nær det som må antas å være viktige spredningssentra for introduserte arter (hager og parker med prydbusker som lett spres med fugl, havner og kaianlegg hvorfra ting kan spres med hav, vind og mennesker, urbane områder med store populasjoner av pionerarter m.m.).

Fordelingen av naturtypen, med få og små forekomster innen det tettest befolkede området i Norge, gjør at den har stor sårbarhet: Arealmessig små inngrep kan få stor konsekvens for enkeltområder. Habitatødeleggelse, spesielt i form av utbygging, må anses som den største trus- selen. Et spesielt forhold er fritidsbruk og -bebyggelse. Oslofjordkysten er svært attraktiv med hensyn til sommerhytter og småbåttbruk, og de lysåpne stedene langs kysten benyttes mye til bading og soling.

Gjengroing gjør at den lyselskende floraen erstattes med skyggetålende, mer utbredte skogsar- ter (**Figur 9**). Gjengroing er i og for seg en naturlig prosess, og den graden av gjengroing vi ser i dag, kan nok også delvis forklares ved at områdene til en viss grad ble brukt som ekstensivt beite tidligere, og at opphør av beite medfører at busker og trær kan etablere seg. Det virker imidlertid som om gjengroingen har akselerert de siste par årene, sannsynligvis på grunn av

svært høy sommernedbør, som svekker habitatspesialistenes konkurransefortrinn, og muligens også på grunn av økt langtransportert tilførsel av nitrogen.



Figur 9. Gjengroing med furu og andre busker og trær (nederst) og slitasje fra badegjester (øverst) kan påvirke artsmangfoldet i hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark negativt. Foto: Odd Stabbetorp.

Slitasje er en aktuell påvirkningsfaktor for naturtypen fordi arealene med åpen grunnlendt kalkmark er svært egnet for sommerfriluftsliv, som bading, soling, piknik osv. (**Figur 9**). Mange steder er områdene også tilrettelagt for friluftsliv fra det offentlige via anlegg av stier, oppsett av søppelbøtter og toaletter og greie transportmuligheter. Slitasje fra fotturister synes imidlertid også å ha noen positive effekter ved at gjengroingen blir mer langsom, og forstyrrelse av marka øker mulighetene for etablering av planter.

Både gjennomsnittsstørrelsen og variasjonen i størrelsen på polygonene er større i indre Oslofjord enn i de to andre regionene. Det er små forskjeller mellom regionene i tilstandsvariabler knyttet til gjengroing, selv om dekkningen av tresjiktet er noe lavere i indre. Det ser ut til å være høyere grad av slitasje i polygonene i indre og ytre Oslofjord enn i midtre Oslofjord, og fremmede arter er også mer frekvente i indre Oslofjord. Resultatene kan tyde på at fremmede arter etablerer seg lettere i lokaliteter som er utsatt for slitasje.

Både for habitatspesialister som sådan og rødlistede habitatspesialister øker antall arter med polygonenes størrelse. Polygoner i indre Oslofjord har imidlertid høyere tetthet av rødlistearter; her er det i gjennomsnitt tre rødlistede karplanter pr. polygon, mot to i midtre og én i ytre Oslofjord. Rødlistearter ble funnet på så godt som alle polygoner i indre og midtre Oslofjord, men bare på halvparten av lokalitetene i ytre Oslofjord. Majoriteten av polygonene i indre hadde tre eller flere rødlistede karplanter. Det er ingen forskjell på vernede og ikke-vernede polygoner i artsrikdom.

Vi finner liten sammenheng mellom de tilstandsvariablene som er målt og arts mangfold av habitatspesialister. Generelt er antallet arter på en lokalitet forventet å øke med lokalitetens areal (Rybicki & Hanski 2013), som vi også finner både for habitatspesialister av karplanter og sopp i ARKO-polygonene. To prosesser er antatt å være de viktigste årsakene til dette mønsteret: økende areal gir større heterogenitet av mikrohabitater, som gjør det mulig for flere arter å sameksistere innenfor et gitt polygon, og økende areal gir potensielt større populasjonsstørrelser av den enkelte arten, noe som reduserer risikoen for lokal utdøelse av populasjonen fra et gitt polygon. I et studium av artsrikdom av habitatspesialister av karplanter i indre Oslofjord fant vi i tillegg til areal var konektivitet viktig for artsrikdom; isolerte polygoner hadde færre arter enn ikke-isolerte polygoner av samme størrelse (Evju et al. 2014).

For karplanter synes det tydelig at indre Oslofjord er spesielt viktig for rødlistede habitatspesialister; forekomsten av rødlistearter er mye høyere her enn spesielt i ytre Oslofjord. Flere av de mest sjeldne rødlisteartene er imidlertid bare funnet i midtre Oslofjord (**Vedlegg 1**).

4 Utvikling av overvåkingsopplegg

For å lage et solid overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet 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. Dette overvåkingsopplegget er laget for åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet, mens egne opplegg bør utvikles for andre, nærtstående naturtyper, som for eksempel kalkberg, og for områder med åpen grunnlendt kalkmark som ligger utenfor avgrensningen av naturtypen slik den er gjort her (se kap. 2.1).

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 estimer)
 - b) dekke intern heterogenitet (stratifisering)
- 4) Hvilke overvåkingsindikatorer skal registreres?
- 5) Hva slags design for datainnsamling pr. overvåkingslokalitet?
 - a) antall prøveflater/transekter
 - b) fordeling av prøveflater: dekke intern heterogenitet
- 6) Hva slags registreringsmetoder (feltprotokoll) for indikatorvariablene?
- 7) Hva slags analysemetoder for å få fram robuste og presise estimer?
- 8) Hvor mye vil det koste/hvor mye tidsbruk vil det være per overvåkingslokalitet?

4.1 Overvåkingsformål

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

Det overordnede formålet med overvåking av åpen grunnlendt kalkmark er å få oversikt over status og tidsutvikling for antallet forekomster, arealet av hotspot-habitatet og den økologiske tilstanden til forekomstene av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Formålet med overvåkingen er også å få oversikt over status og tidsutvikling for karplanter knyttet til hotspot-habitatet, dvs. habitatspesifikke karplanter.

4.2 Avgrensning av definisjonsområdet for overvåking

Definisjonsområdet er det geografiske området som overvåkingsresultatene skal gjelde for (Framstad 2013). Vi har i denne rapporten definert åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

til å omfatte områder på marine avsetningsbergarter. Områdene skal være direkte avhengig av landhevning etter siste istid i kystnære områder.

Tre kriterier kan altså brukes til å avgrense definisjonsområdet for overvåkingen:

- N50000 geologisk kart fra NGU. Berggrunn av kambrosilursk opprinnelse og enkelte permiske eruptivbergarter inngår.
- Maksimal avstand fra kystlinja er 500 m
- Maksimal høyde over havet tilsvarer landhevningen etter siste istid.

Basert på disse kriteriene har vi avgrenset definisjonsområdet til å omfatte 92,4 km², som inkluderer alle 500 × 500 m-ruter langs kysten av Oslofjorden (se **Figur 3**) som inneholder berggrunn av kambrosilursk opprinnelse.

4.3 Utvalg og avgrensing av overvåkingslokaliteter

4.3.1 Hvordan velge ut overvåkingslokaliteter

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

Vi har i kartleggingen av åpen grunnlendt kalkmark benyttet et rutenett av 500 × 500 m utstrekning til å definere lokaliteter for utvalg. Rutenett med maskestørrelse på 500 × 500 m er også benyttet i overvåkingen av hotspot-habitatet hul eik (Sverdrup-Thygeson et al. 2013) og er foreslått for overvåking av hotspot-habitatet kulturmarkseng (Bratli et al. 2014). Gjennomsnittsstørrelsen for forekomster av åpen grunnlendt kalkmark er 770 m², og den størst forekomsten som er registrert, er nesten 9500 m², dvs. mye mindre enn arealet av en 500 × 500 m-rute (250 000 m²). Hvis overvåkingslokalitetene er små, vil imidlertid prevalensen for naturtypen avta (Framstad 2013, se også kap. 3.5). Hvis overvåkingslokalitetene er for store, vil feltinnsatsen som kreves for å oppdage naturtypen innenfor lokaliteten øke. En avveining må derfor gjøres mellom å sikre oppdagbarhet av naturtypen med en rimelig feltinnsats og å sikre høy nok prevalens av naturtypen. Erfaringene i ARKO tilsier at 500 × 500 m-ruter er en hensiktsmessig størrelse for overvåkingslokaliteten, og kartleggingsarbeidet har gitt et anslag for prevalensen av åpen grunnlendt kalkmark innenfor definisjonsområdet på 29 % (**Tabell 4**). Tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet vil sikre arealrepresentative estimater av indikatorene i overvåkingen.

4.3.2 Avgrensing av hotspot-habitatet i overvåkingslokalitetene

Overvåkingslokaliteter (ruter) som er valgt ut, analyseres før feltarbeidet ved hjelp av ortofoto. Overvåkingslokaliteter som sikkert ikke inneholder åpen grunnlendt kalkmark basert på flybilde-tolkningen, sorteres først ut. De resterende skal oppsøkes i felt.

I hver overvåkingslokalitet på 500 × 500 m avgrenses hotspot åpen grunnlendt kalkmark. Hele polygonet avgrenses selv om det strekker seg utenfor overvåkingslokaliteten. Hvert enkelt polygon avgrenses i felt med GPS, men med støtte i manuskart som består av flybilder, høydekoter og rutenett i UTM-systemet.

Minsteareal settes til 100 m². Områder som henger mer eller mindre sammen, kun skilt med smale soner av andre naturtyper, avgrenses som ett polygon når minsteavstanden er mindre enn 10 m. Ved avgrensing mot skog settes minsteavstand mellom trær til 5 m (fra stammebasis).

Arealendring er en viktig indikator for utviklingen til hotspot-habitatet. Siden all variasjon i naturen er gradvis, vil det ikke være mulig å finne fram til eksakte kriterier for avgrensing av åpen grunnlendt kalkmark mot andre naturtyper. Ved gjentak i påfølgende omdrev er det viktig å ha med seg avgrensningene av polygonene i manuskart for i størst mulig grad å sikre at endringen i areal som noteres, skyldes faktiske endringer og ikke at avgrensingen mot andre naturtyper vurderes annerledes.

4.4 Valg av overvåkingsindikatorer

Flere kriterier må være oppfylt ved valg av overvåkingsindikatorer. De indikatorvariablene som inngår i et overvåkingsopplegg, må være representative for det fenomenet vi er interessert i. De må også være følsomme for endringer, være operasjonelle og effektive å måle/observere i felt (Halvorsen 2011).

Det overordnede formålet med overvåkingen er å få en oversikt over status og utvikling over tid for antall, areal og økologisk tilstand for hotspot åpen grunnlendt kalkmark og de artene som har sterk tilknytning til habitatet innenfor definisjonsområdet (habitatspesifikke arter). Indikatorene skal derfor omfatte hotspot-habitatets mengde og tilstand, artenes forekomst og mengde, samt viktige tilstandsvariabler og påvirkningsfaktorer. Indikatorene baseres på registreringer i felt samt beregninger basert på digitaliserte kartpolygoner.

Antall og areal av hotspot-habitatet

Hel eller delvis nedbygging utgjør en viktig trussel mot hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark. Antall og areal av hotspot-habitatet er viktige indikatorer for habitatets og habitatspesialistenes utvikling. Begge beregnes fra digitaliserte polygoner av åpen grunnlendt kalkmark.

1. Antall polygoner av åpen grunnlendt kalkmark pr. overvåkingslokalitet
2. Areal av åpen grunnlendt kalkmark pr. overvåkingslokalitet

Ved fragmentering kan antallet polygoner øke, og antallet og arealet av polygonene vil derfor også vurderes samlet.

Tilstandsindikatorer

Tilstandsindikatorer er viktige for å følge utviklingen til hotspot-habitatet over tid. Som beskrevet i kap. 3.6, utgjør de viktigste påvirkningsfaktorene for åpen grunnlendt kalkmark gjengroing, slitasje fra menneskelig bruk, fremmede arter (se artsindikatorer) og nitrogenpåvirkning. Indikatorvariablene under vil fange opp endringer i disse påvirkningsfaktorene.

1. Dekning av tresjikt
2. Dekning av busksjikt
3. Dekning av berg i dagen
4. Slitasje og slitasjebetinget erosjon
5. Eutrofiering og gjødsling fra fugl
6. Forurensning og menneskelige spor/installasjoner/gjenstander beskrives

Artsindikatorer

Overvåkingen bør omfatte arter med sterk tilknytning til hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark, da endringer i artsmangfoldet av disse artene vil være en indikator for endringer i forekomstenes tilstand. Karplanter anses som den mest hensiktsmessige artsgruppen å inkludere i overvåkingen, ettersom karplanter har høy oppdagbarhet, og feltinnsatsen som kreves for gode

registreringer av denne artsgruppen, er betydelig lavere enn for sopp (som kan ha store variasjoner i oppdagbarhet både innen og mellom sesonger) og invertebrater. Gjennom artsindikatorer vil vi fange opp trender for artsgrupper (habitatspesialister og rødlistede habitatspesialister) og for enkeltarter. For enkeltarter med svært lav forekomst i datasettet vil imidlertid en slik arealrepresentativ overvåking ikke være tilstrekkelig for å fange opp trender i utviklingen.

Fremmede arter utgjør en negativ påvirkning på arts mangfoldet i åpen grunnlendt kalkmark. Alle fremmede arter som forekommer, bør derfor noteres og mengde angis.

Basert på artslister for karplanter med mengdeangivelse kan det beregnes flere indekser som gir informasjon om økologisk tilstand i hotspot-habitatet. Indekser beregnes for hvert polygon, som grunnlag for snittverdi pr. overvåkingslokalitet, dersom flere polygoner inngår i lokaliteten.

Artsindikatorer bør omfatte artslister over alle habitatspesifikke karplanter og deres rødlistestatus.

1. Habitatspesifikke karplanter (artsutvalg, antall, mengde)
2. Rødlistede habitatspesifikke karplanter (artsutvalg, antall, mengde)
3. Fremmede karplanter (artsutvalg, antall, mengde)

4.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet

Data må samles inn på en slik måte at man sikrer utsagnskraftige resultater, og her skisseres to alternative tilnærminger.

Å registrere én verdi for hver indikatorvariabel på hver lokalitet, eller for hvert polygon av habitatet innenfor en overvåkingslokalitet, er den enkleste tilnærmingen. En slik tilnærming gjør det bare mulig å vise endringer for hele populasjonen av overvåkingslokaliteter under ett, men gir ikke utsagnskraft om endringer for den enkelte overvåkingslokalitet eller forekomst av hotspot-habitatet.

Gjentak, f.eks. i form av prøveflater eller transekter, på en overvåkingslokalitet sikrer muligheten til å lage estimer med variabilitet for indikatorvariabelen på den enkelte lokalitet og gjør det mulig å sikre at lokal variasjon innenfor en overvåkingslokalitet er dekket. Faste eller tilfeldig utlagte prøveflater eller transekter er én mulig tilnærming. En slik tilnærming gjør det også mulig å avdekke endringer i tilstand for den enkelte overvåkingslokalitet over tid.

Vi foreslår derfor å registrere indikatorverdier i tilfeldig valgte, permanente punkter i hvert polygon innenfor overvåkingslokalitetene, i tillegg til å angi én verdi pr. lokalitet. For hvert punkt registreres indikatorvariabler og samtlige karplanter (med mengdeangivelse) i en analyserute på 0,5 x 0,5 m. Antallet punkter økes proporsjonalt med polygonets areal. Denne metoden ble testet ut i 20 polygoner i indre Oslofjord i 2012 i et annet prosjekt (Evju et al., upubl.). Rutene ble analysert med en analyseramme hvor ruta ble delt inn i 16 småruter. Alle karplanter ble registrert i hver smårute, mens total dekning (% i ruta) ble notert for moser og lav. Antall ruter i hvert polygon ble gjort proporsjonalt med arealet av polygonet (fra 7 til 13 ruter). Plasseringen av rutene ble gjort tilfeldig ved å trekke et tilfeldig utvalg av koordinater innenfor polygonet, og å finne disse punktenes posisjon i terrenget ved hjelp av GPS. Disse punktene ble ikke merket permanent, men permanent merking bør gjennomføres i en overvåking.

Rødlisteartene forekommer ofte med lav frekvens innen et polygon, og tilfeldig valgte punkter vil ikke fange opp lavfrekvente arter. Den eneste måten å registrere rødlistearter på er derfor systematisk søk gjennom hele lokaliteten. Dette kombineres enkelt med registrering av totalartslister for habitatspesifikke karplanter.

Feltprosedyre på lokaliteten blir da som følger:

1. Avgrense areal basert på ortofoto og vurderinger i felt
2. Beregne areal
3. Trekke punkter for registrering av vegetasjon og indikatorvariabler
4. Inventere lokaliteten med full artsliste av karplanter og detaljert registrering av rødlistearter. Registrere indikatorverdier på lokalitetsnivå
5. Punktanalyser av vegetasjon og indikatorer

4.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene

Dekning av tresjikt, busksjikt og berg i dagen anslås som prosent dekning i polygonet, og slitasje, kjørespor og eutrofiering/gjødslingpåvirkning registreres på en trinndelt skala, som beskrevet i kap. 2.3 og NiN (Halvorsen et al. 2009a). Verdi for hver av tilstandsvariablene registreres også i de faste punktene (0,5 × 0,5 m) innenfor polygonet.

Karplantearter krysses av på standardiserte sjekklister. Hvert polygon gjennomføres systematisk, slik at all observerbar variasjon i vegetasjon og økologiske forhold blir undersøkt. 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 skudd 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 klondannende arter og andre arter der det er vanskelig å angi antall skudd, anslås areal. For arter som opptrer i stor mengde over hele eller større deler av polygonet, gis ett anslag for areal, antall og fordeling i polygonet.

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/>).

Hvert punkt analyseres med en analyseramme (0,5 × 0,5 m). Ruten blir delt inn i 16 småruter. Alle karplanter registreres i hver smårute, slik at mengde av hver art kan beregnes som andel småruter pr. rute med forekomst.

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

4.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter

På samme måte som for hotspot-habitatene hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al. 2013) og kulturmarkseng (Bratli et al. 2014) har vi beregnet ønskede utvalgsstørrelser for utvalgte tilstandsvariabler for overvåking av åpen grunnlendt kalkmark, med funksjonen `power.t.test` i R. Resonnementet og dels teksten i dette kapitlet er hentet fra Bratli et al. (2014).

Tilstandsvariablene vi har brukt for å estimere utvalgsstørrelse er:

- areal av åpen grunnlendt kalkmark (gjennomsnitt pr. rute, log-transformert)
- grad av slitasje (gjennomsnitt pr. rute av NiN slitasjeklasser 1, 2, 3, 4)
- grad av gjengroing (gjennomsnitt pr. rute av % dekning av busker)
- antall habitatspesialister (gjennomsnitt pr. rute, transformert med $\log(X+1)$)
- antall rødlistede habitatspesialister (gjennomsnitt pr. rute, transformert med $\log(X+1)$)

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

For å beregne forskjeller i en tilstandsvariabel mellom to tidspunkter ved overvåking i faste overvåkingslokaliteter brukes en parvis t-test, hvor de to observasjonene på samme lokalitet ved tid t og tid $t+1$ utgjør et par. En viktig faktor ved beregning av utvalgsstørrelser er variasjonen i endring, dvs. variansen til forskjellen innen par. Jo større variasjon i endring (sett i forhold til en gitt gjennomsnittlig endring på f.eks. 20 %), desto større utvalgsstørrelse trengs for å oppdage endringen. Vi har ingen tallfestet informasjon om endring i våre datasett, men vi kan tenke oss at åpen grunnlendt kalkmark kan endres over tid på ulike måter som vil ha betydning for variasjon i endring, og dermed for utvalgsstørrelse. La oss ta areal som eksempel. Et ekstremtilfelle ville være at alle områdene opplever en lik, prosentvis nedgang i areal. Med andre ord er variasjonen i relativ (prosentvis) endring null. Variasjonen i absolutt endring vil også være liten: dersom alle forekomster i utgangspunktet er like store, vil variansen i den absolutte endringen også være null. Dette er et minimumsestimat for endringen, men ikke spesielt realistisk. Andre tilfeller vil innebære høyere variasjon i endring. Et eksempel kunne være at alle områder med åpen grunnlendt kalkmark slites fullstendig ned eller bygges ned i noen områder, mens det i andre områder ikke skjer noen endring. Eller man kan tenke seg at slitasje og nedbygging først og fremst rammer forekomster av en viss størrelse eller type, for eksempel små forekomster.

For å være på den sikre siden i forhold til utvalgsstørrelse (for mange heller enn for få) trenger vi å anslå en øvre grense for variasjon i endring. Vi tar utgangspunkt i det generelle uttrykket for variansen til en endring i tilstandsvariabel X fra tid t til $t+1$, det vil si variansen til differansen $D = X_{t+1} - X_t$:

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

For å estimere $\text{Var}(D)$ trenger vi altså informasjon om tre størrelser: variansen til X ved tid t $\text{Var}(X_t)$, variansen til X ved tid $t+1$ $\text{Var}(X_{t+1})$ og kovariansen mellom X_t og X_{t+1} $\text{Cov}(X_t, X_{t+1})$. Vi kan estimere $\text{Var}(X_t)$ fra data, men har færre holdepunkter for å si noe om $\text{Var}(X_{t+1})$ og $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$. Dersom det ikke er veldig store endringer fra t til $t+1$, vil vi anta at $\text{Var}(X_{t+1})$ er i samme størrelsesorden som $\text{Var}(X_t)$. Det er også rimelig å anta at $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t) \geq 0$. (Negativ kovarians er høyst urealistisk i vårt tilfelle: det kan bare oppstå hvis for eksempel mange små forekomster blir store og store blir små fra tid t til $t+1$.) Vi ser da av uttrykket over at en øvre grense for $\text{Var}(D)$ er omtrent $2\text{Var}(X_t)$, hvis $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$ er liten. Det er imidlertid grunn til å tro at kovariansen i mange tilfeller vil være såpass stor at $\text{Var}(D) \ll 2\text{Var}(X_t)$: de fleste små forekomster ved tid t vil trolig fortsatt være små ved $t+1$, og de fleste store forekomster forblir trolig store, om enn noe mindre. Tilsvarende betraktninger vil også gjelde for slitasje, rødlistearter og andre tilstandsvariabler.

For å forsøke å tallfeste den øvre grensen for $\text{Var}(D)$ mer presist for våre data, gjorde vi noen enkle simuleringer med utgangspunkt i arealstatistikken fra ruter med åpen grunnlendt kalkmark i ARKO-datasettet (**Tabell 4**). I disse simuleringene var den totale (og dermed gjennomsnittlige) arealendringen den samme (20 % reduksjon), men endringen ble fordelt på to ulike måter som kan tenkes å øke $\text{Var}(D)$ mot det maksimale. I den første simuleringen ble tilfeldige forekomster redusert med 90% av arealet, mens resten forble uendret. Dette kan øke $\text{Var}(X_{t+1})$ ved at noen av de små forekomstene blir betydelig mindre og redusere $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$ ved at noen av de store forekomstene blir ganske små. I den andre simuleringen ble de minste forekomstene redusert med 90 % av arealet, mens resten forble uendret. Dette øker $\text{Var}(X_{t+1})$ enda mer, men øker også kovariansen. I begge simuleringene fant vi at $\text{Var}(D) < \text{Var}(X_t)$, dvs. under halvparten av den øvre teoretiske grensen antydnet ovenfor. I beregningene av utvalgsstørrelse benyttet vi derfor $\text{Var}(X_t)$ som et øvre estimat for $\text{Var}(D)$. Dette bør gi utvalgsstørrelser på den sikre siden.

I beregningene av utvalgsstørrelser korrigerer vi også for to andre momenter. For det første korrigerer vi for usikkerhet i datagrunnlaget ved å gjenta beregninger av utvalgsstørrelser for å oppdage 20 % endring for 2000 bootstrap-replikater av det fulle datasettet (dvs. 2000 tilfeldige utvalg av samme størrelse som det originale datasettet, trukket fra det originale datasettet med tilbakelegging). Dette ble brukt til å beregne 95 % konfidensintervaller for ønsket utvalgsstørrelse ved en gitt teststyrke. For det andre korrigerer vi for forventet andel ruter uten forekomst av åpen grunnlendt kalkmark, som er 71 % (**Tabell 4**).

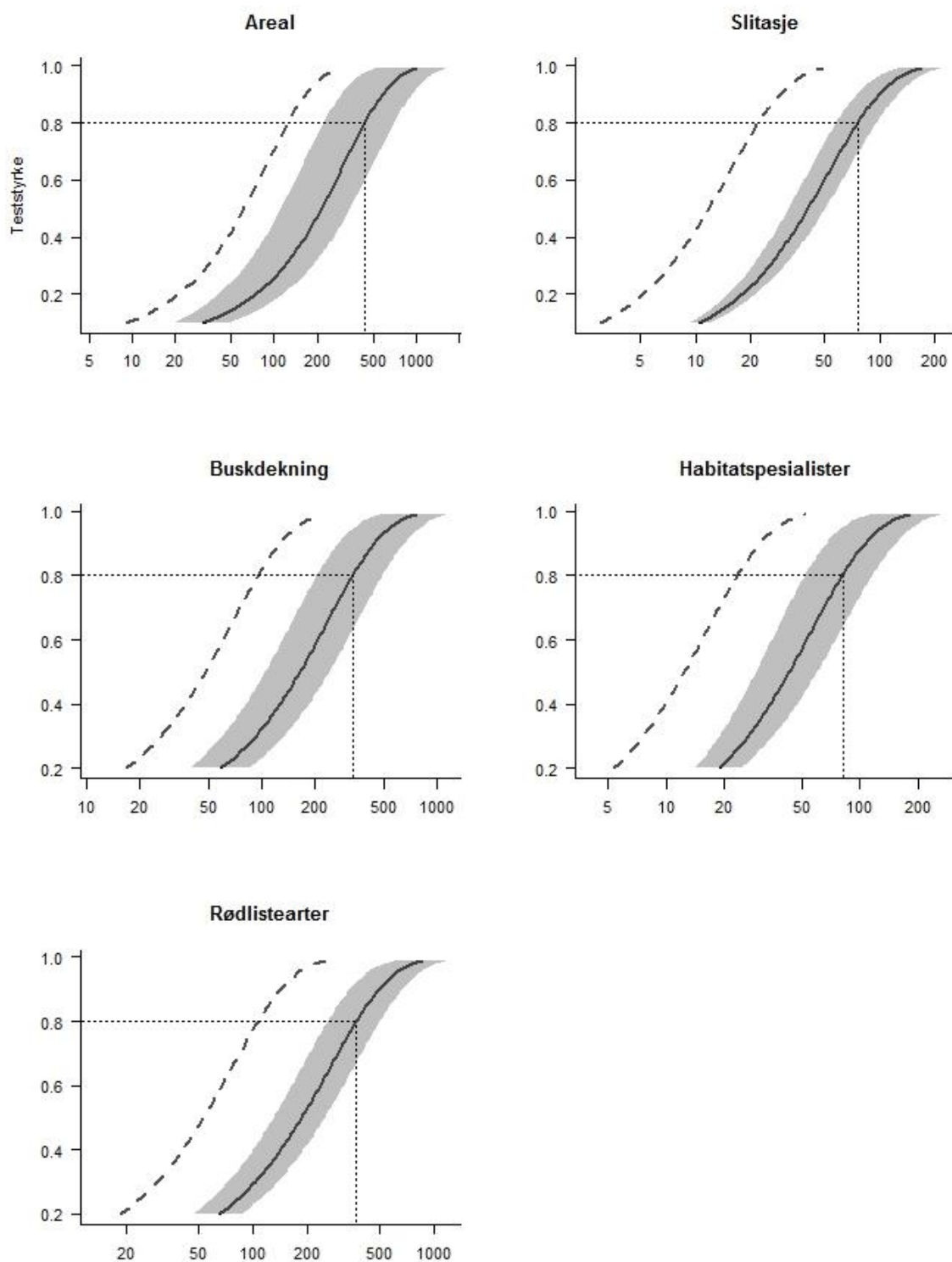
Resultatene antyder at 400 ruter er tilstrekkelig for å fange opp 20% endring i areal og antall rødlistearter, mens rundt 100 ruter er tilstrekkelig for å fange opp 20 % endring i slitasje og antall habitatspesialister (**Figur 10, Tabell 13**).

Tabell 13. Antall ruter (snitt og 95 % bootstrap konfidensintervall) som trengs for å oppdage en 20% endring i areal, slitasje, buskdekning, antall habitatspesialister og antall rødlistearter med 80% sannsynlighet (se også **Figur 10**).

Indikator	JA-ruter		
	Snitt	Nedre	Øvre
Areal	433	223	693
Slitasje	77	59	97
Buskdekning (gjengroing)	332	207	492
Habitatspesialister	82	53	117
Rødlistearter	371	258	500

Med et utvalg på 400 faste overvåkingslokaliteter vil vi altså med stor sikkerhet kunne avdekke 20 % endring i areal av og forekomst av rødlistearter i åpen grunnlendt kalkmark. Basert på kunnskapen vår om hotspot-habitatets prevalens i definisjonsområdet, vil vi forvente å finne åpen grunnlendt kalkmark i 29 % av overvåkingslokalitetene, totalt 110–120 lokaliteter. Én runde med gjentatt overvåking på de samme lokalitetene vil imidlertid gi oss større kunnskap om variansen i endringen i tilstandsvariablene, og vil gjøre det mulig å justere antallet overvåkingslokaliteter ned dersom det er hensiktsmessig.

I tråd med annen nasjonal overvåking av vegetasjon foreslår vi gjenkartlegging av faste overvåkingslokaliteter hvert femte år. Overvåkingslokalitetene fordeles med 80 ruter årlig i femårige omdrev. Overvåkingslokalitetene spres over hele definisjonsområdet hvert år, for å unngå klumpvis fordeling av effekter som har med sesongvariasjon, spesielle værforhold og lignende uforutsigbare forhold.



Figur 10. Forholdet mellom utvalgsstørrelse (antall ruter) og teststyrke (sannsynlighet for å påvise en reell endring) for fem tilstandsvariabler (areal, slitasjestadium, buskdekning, antall habitatspesialister og antall rødlistearter). Den stiplede linjen angir forholdet mellom teststyrke og antall ruter MED åpen grunnlendt kalkmark; den heltrukne linjen viser det samme forholdet korrigert for forventet antall ruter uten åpen grunnlendt kalkmark og med 95% konfidensintervall (2000 bootstrap-replikater; grått felt). Et anslag for utvalgsstørrelse for teststyrke 0,8 er angitt i hver figur (prikket linje; se også **Tabell 13**).

4.8 Datalagring, analyse og rapportering

Egenskapsdata og artsobservasjoner lagres i egen database for overvåkingen. Data lagres i formater som sikrer effektiv overføring av artsdata til Artskart/GBIF. Innsamlinger av utvalgte karplantearter foretas for dokumentasjon og for sikker bestemmelse av kritiske taksa. Alle innsamlinger leveres offentlig herbarium. Funnopplysninger dataregistreres i henhold til formater og nomenklatur spesifisert av Artskart/GBIF (Darwin Core 2m, Artsnavnebasen). Bruk av felt-PC for registrering av arter og miljøvariabler bør testes ut. Bilder lagres i fotodatabase sammen med egenskaper tilknyttet hver bilde.

Statistiske analyser vil omfatte endringer i indikatorvariabler over tid. Arealendringer i m² og antallet lokaliteter med arealtap vil kunne beregnes fortløpende etter hvert nye overvåkingsomløp. Det samme vil endringer i indikatorvariabler som representerer viktige påvirkningsfaktorer. Flere statistiske metoder er aktuelle. Avhengig av registreringsmetode kan det være nødvendig å ta høyde både for romlig og temporær autokorrelasjon og ulike feilfordelinger i variablene, f.eks. ved bruk av generaliserte miksedde modeller (GLMM; Pinheiro & Bates 2000).

For en del av de sjeldneste artene vil vi sannsynligvis ikke ha nok data til å kunne trekke statistisk holdbare slutninger om antallet forekomster og utviklingen i antallet, i hvert fall ikke på kort sikt. Beregning av endringer for habitatspesialister og rødlistearter som gruppe, vil derfor være svært relevant. Slike endringer vil knyttes opp mot overvåkingsindikatorer både på lokalitetsnivå og på punktregistreringsnivå. Siden artsantallet i et polygon henger sammen med polygonets areal, vil artsantall og mengde av bestander må relateres til polygonets areal, for eksempel ved normering til en art-arealkurve.

4.9 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse

Totalt 400 overvåkingslokaliteter fordelt på et 5-årig omdrev vil innebære flyfotovurdering av 80 overvåkingslokaliteter pr. år og feltsjekk av noe færre. I gjennomsnitt kan forventes 20–25 overvåkingslokaliteter med forekomst av hotspot-habitatet og 60–75 polygoner pr. år (jf. **Tabell 4**).

Registrering av indikatorvariabler i permanente punkter, inkludert mengde av karplanter, vil innebære noe større tidsbruk enn registrering av én gjennomsnittlig verdi for hver indikatorvariabel på lokaliteten, og noe større tidsbruk må påregnes i første overvåkingsomdrev pga. utlegging og merking av permanente punkter. Testing av utlegging av punkter og mengderegistrering av karplanter i disse (Evju et al., upublisert) antyder at team på to personer kan forventes å kartlegge 2–3 polygoner pr. dag. Det skulle tilsi 10–12 ukesverk i felt, inkludert logistikk (båttransport mm.) hvert år. En slik overvåkingsinnsats vil ha en kostnadsramme på om lag 550 000 kr årlig i 5 år (første overvåkingsomdrev), med mulighet for kutting av utgifter i påfølgende omdrev.

Et enklere design for innsamling av indikatorvariabler, med fulle artslister for karplanter, punktregistrering av rødlistearter og angivelse av én gjennomsnittsverdi pr. polygon for øvrige indikatorvariabler, vil innebære om lag 6 ukesverk årlig, og en kostnadsramme på om lag 300 000 kr pr. år.

Forarbeidet krever erfaring med GIS-arbeid og flybildetolkning. Selve overvåkingen krever spesialisert botanisk kompetanse innen artsbestemmelse av karplanter, kartlegging og identifisering av naturtypen og registrering av indikatorvariabler. Team på to personer som sørger for god arbeidsflyt og samarbeider om identifisering og avgrensing, høyner kvaliteten på registreringene. Det er nødvendig med opplæring i registreringsmetoden og kalibrering, særlig dersom flere team er involvert. Før hver feltsesong bør det arrangeres kalibreringskurs.

5 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode

Denne rapporten beskriver forslag til overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet og viser hvordan vi har kommet fram til dette forslaget. Vi har utnyttet ARKO-data samlet inn i perioden 2009-2013 og benyttet disse til å estimere grunnleggende viktige parametere for et nasjonalt overvåkingsopplegg. Med grunnlag i disse beregningene har vi foreslått et overvåkingsopplegg som gjør det sannsynlig at vi vil kunne oppdage endringer i de foreslåtte indikatorene over tid. I **Boks 2** beskriver vi dette overvåkingsopplegget.

Boks 2. Overvåkingsopplegg for hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet

Overvåkingsformål	<p>Oversikt over status og tidsutvikling for antall, areal og økologisk tilstand til forekomstene av hotspot-habitatet åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet.</p> <p>Oversikt over status og tidsutvikling for utvalgte artsgrupper knyttet til hotspot-habitatet</p>
Overvåkingsindikatorer	<p><i>Antall og areal av hotspot-habitatet</i></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Antall polygoner av hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet 2. Areal av polygoner av hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet <p><i>Tilstandsindikatorer</i></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Dekning av tresjikt 2. Dekning av busksjikt 3. Dekning av berg i dagen 4. Slitasje og slitasjebetinget erosjon 5. Eutrofiering og gjødsling fra fugl 6. Forurensing og menneskelige spor/installasjoner <p><i>Artsindikatorer</i></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Habitatspesifikke karplanter (artsutvalg, antall, mengde) 2. Rødlistede habitatspesifikke karplanter (artsutvalg, antall og mengde) 3. Fremmede karplanter (artsutvalg, antall, mengde)
Definisjonsområde	Områder rundt Oslofjorden på marine avsetningsbergarter mindre enn 500 m fra kystlinja og lavere enn maksimal høyde for landhevingen siden siste istid.
Utvalg av overvåkingslokaliteter	Definisjonsområdet deles inn i overvåkingslokaliteter på 500 x 500 m. Overvåkingslokaliteter trekkes tilfeldig. De samme overvåkingslokalitetene følges opp fra gang til gang. Antall overvåkingslokaliteter kan justeres ettersom kunnskapen forbedres.
Overvåkingsfrekvens	I alt 80 ruter, spredt på hele definisjonsområdet trekkes hvert år, totalt 400 ruter i et omløp på 5 år.
Innsamling av data på overvåkingslokaliteten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Tolkning av flyfoto. Overvåkingslokaliteter helt sikkert uten hotspot-habitatet undersøkes ikke i felt. 2. Feltarbeid.

	<ul style="list-style-type: none"> a. Undersøke om hotspot-habitatet er tilstede. b. Hvis tilstede, avgrense hotspot-habitatet og digitalisere grenser. c. Registrering av totalartslistor og indikatorvariabler (snittverdier) i hele det avgrensede arealet. d. Registrering og mengdeangivelse av rødlistede karplanter i hele det avgrensede arealet. e. Tilfeldig valg av punkter, som merkes permanent i første omdrev, antall avhengig av areal. f. Registrere karplanter og indikatorvariabler i flater på 0,5 x 0,5 m i de valgte punktene.
Registreringsmetoder for indikatorvariabler	Se kapittel 4.6
Analysemetoder	Formål: svare på overvåkingsformålet, dvs. sammenligne verdier for overvåkingsindikatorer for ulike observasjonsperioder eller overvåkingslokaliteter, analysere mønstre i endringer i indikatorverdier for lengre tidsserier og analysere sammenhenger mellom indikatorverdier og miljøvariabler/påvirkningsfaktorer som grunnlag for å forstå observerte endringer.
Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse	Forarbeidet krever kompetanse og erfaring med GIS-arbeid og flybildetolkning. Feltarbeidet krever botanisk kompetanse, god kjennskap til og erfaring med naturtypen.

6 Referanser

- Artsdatabanken 2009. Data om karplanter gjort tilgjengelig av Naturhistorisk museum, 04.08.2009.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J. B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonal overvåking fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1100. 76 s.
- Crawley, M. 2007. The R book. - Wiley, Chichester.
- Direktoratet for naturforvaltning 2010. Handlingsplan for dragehode *Dracocephalum ruyschiana* og dragehodeglansbille *Meligethes norvegicus*. - DN-rapport 2010-5
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. - *Ecography* 29: 129-151.
- Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2011. Fjell, berg, rasmark og annen grunnlendt mark. - I: Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Evju, M., Blumentrath, S., Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2014. Plant species occurrence in a fragmented landscape: the importance of species traits. - *Biodiversity and Conservation* in press. DOI: 10.1007/s10531-014-0835-y
- Framstad, E. 2013. Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåking-sopplegg. - NINA Rapport 971. 111 s.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K., red. 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10. 117 s.
- Halvorsen, R. 2013. A maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. - *Sommerfeltia* 36: 1-132.
- 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. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. - Artsdatabanken, Trondheim.
- 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. 2009b. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0. Artikkel 1. Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Bryn, A. & Bakkestuen, V. 2014. Opportunities for improved distribution modelling practice via a strict maximum likelihood interpretation of MaxEnt. - *Ecography* in press. DOI: 10.1111/ecog.00565
- Halvorsen et al. in prep. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 2.0
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. 2009. The elements of statistical learning. - Springer, New York.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L., Mazzoni, S., Bratli, H., Svalheim, E., Jordal, J.B. & Pedersen, O. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks - utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning. - *Bioforsk Rapport* 7: 129: 1-173.

- Pinheiro, J.C. & Bates D.M. 2000. Mixed-effects models in S and S-PLUS. - Springer, New York
- Reiso, S., Abel, K., Hofton, T.H., Høitomt, T. & Olberg, S. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofeltet. Innspill til faggrunnlag for handlingsplan. - BioFokus-rapport 2011-44.
- Rybicki, J. & Hanski, I. 2013. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. - Ecology Letters 16: 27-38.
- Sappington, J. M., Longshore, K. M. & Thomson, D. B. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using sheep in the Mojave Desert. - Journal of Wildlife Management 71: 1419-1426.
- Sterner, R. 1925. The Continental Element In The Flora Of South Sweden. - Centraltryckeriet, Stockholm.
- 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., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1007. 29 s.
- Thylén, A. 2012. Innspill til faglig grunnlag og handlingsplan for hvitmure. - BioFokus-rapport 2012-17.
- 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.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. 2009. Mixed effect models and extensions in ecology with R. - Springer, New York.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce swamp forests in Østmarka Nature Reserve, SE Norway. - Sommerfeltia 29: 1-190.

Vedlegg 1 Habitatspesifikke karplanter i hotspot-habitatet

Liste over habitatspesifikke karplanter i åpen grunnlendt kalkmark, deres status på Rødlista 2010 (RL) (jf. Kålås et al. 2010), og antall forekomster dokumentert i ARKO i indre, midtre og ytre Oslofjord. CR = kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = nær truet.

Latinsk navn	Norsk navn	RL	Indre	Midtre	Ytre	Totalt
<i>Acinos arvensis</i>	Bakkemynte		65	21	17	103
<i>Alchemilla glaucescens</i>	Fløyelsmarikåpe		0	0	4	4
<i>Asperula tinctoria</i>	Fargemyske	CR	0	1	0	1
<i>Arabis hirsuta</i>	Bergskrinneblom		67	25	16	108
<i>Drymocallis rupestris</i>	Hvitmure	CR	0	2	0	2
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	Murburkne		19	8	10	37
<i>Avenula pratensis</i>	Enghavre		56	14	11	81
<i>Carex caryophylla</i>	Vårstarr		10	3	0	13
<i>Helianthemum nummularium</i>	Solrose	CR	0	1	0	1
<i>Centaurea scabiosa</i>	Fagerknoppurt		14	0	1	15
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Vårarve		15	9	4	28
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	Dvergmispel		61	19	10	90
<i>Scabiosa columbaria</i>	Bakkeknepp	CR	0	1	0	1
<i>Cynoglossum officinale</i>	Hundetunge		10	1	0	11
<i>Draba verna</i>	Vårublom		17	3	0	20
<i>Thymus serpyllum</i> ssp. <i>serpyllum</i>	Smaltimian	CR	0	1	0	1
<i>Phleum phleoides</i>	Smaltimotei	EN	24	0	0	24
<i>Echium vulgare</i>	Ormehode		22	0	0	22
<i>Epipactis atrorubens</i>	Rødflangre		1	5	3	9
<i>Erysimum strictum</i>	Berggull		14	1	3	18
<i>Veronica spicata</i>	Aksveronika	EN	70	0	0	70
<i>Fragaria viridis</i>	Nakkebær		67	9	1	77
<i>Geranium sanguineum</i>	Blodstorkenebb		58	24	18	100
<i>Androsace septentrionalis</i>	Smånøkkel	NT	16	0	0	16
<i>Hypochaeris maculata</i>	Flekkgrisøre		17	12	11	40
<i>Inula salicina</i>	Krattalant		10	0	7	17
<i>Carlina vulgaris</i>	Stjernetistel	NT	18	3	8	29
<i>Lepidium campestre</i>	Markkarse		12	2	2	16
<i>Cotoneaster niger</i>	Svartmispel	NT	6	2	0	8
<i>Linum catharticum</i>	Vill-lin		26	14	13	53
<i>Filipendula vulgaris</i>	Knollmjødurt	NT	68	14	0	82
<i>Myosotis ramosissima</i>	Bakkeforglemmegei		1	2	1	4
<i>Myosotis stricta</i>	Dvergforglemmegei		2	0	0	2
<i>Lappula myosotis</i>	Sprikepiggrø	NT	3	0	0	3
<i>Ligustrum vulgare</i>	Liguster	NT	2	13	1	16
<i>Lithospermum officinale</i>	Legesteinfrø	NT	4	1	0	5
<i>Poa alpina</i> var. <i>alpina</i>	Frøfjellrapp		41	10	20	71

<i>Poa compressa</i>	Flatrapp		73	27	18	118
<i>Polygonatum odoratum</i>	Kantkonvall		70	19	17	106
<i>Potentilla crantzii</i>	Flekkmure		3	0	6	9
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	Vårmure		0	0	0	0
<i>Myosurus minimus</i>	Muserumpe	NT	1	0	0	1
<i>Rhamnus catharticus</i>	Geitved		33	16	7	56
<i>Rosa majalis</i>	Kanelrose		9	3	6	18
<i>Saxifraga granulata</i>	Nyresildre		6	11	1	18
<i>Pulsatilla pratensis</i>	Kubjelle	NT	0	1	0	1
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Trefingersildre		22	1	0	23
<i>Saxifraga osloënsis</i>	Oslosildre	NT	8	1	7	16
<i>Scleranthus perennis</i>	Flerårsknavel		30	9	2	41
<i>Seseli libanotis</i>	Hjorterot		66	0	0	66
<i>Silene nutans</i>	Nikkesmelle	NT	39	16	4	59
<i>Sorbus aria</i>	Sølvasal	NT	3	0	0	3
<i>Thymus pulegioides</i>	Bakketimian		34	0	0	34
<i>Dracocephalum ruyschiana</i>	Dragehode	VU	17	6	0	23
<i>Turritis glabra</i>	Tårnurt		0	1	0	1
<i>Veronica arvensis</i>	Bakkeveronika		8	5	2	15
<i>Odontites vernus ssp. litoralis</i>	Strandrødtopp	VU	2	3	0	5
<i>Vicia hirsuta</i>	Tofrøvikke		0	4	0	4
<i>Woodsia alpina</i>	Fjell-lodnebregne		8	0	3	11

Vedlegg 2 Fremmede karplanter i hotspot-habitatet

Oversikt over fremmede karplanter funnet i ARKO-prosjektet, deres risikostatus (FA) (jf. Gøderaaas et al. 2012), og antall forekomster dokumentert i ARKO i indre, midtre og ytre Oslofjord. SE = svært høy risiko, HI = høy risiko, PH = potensielt høy risiko, LO = lav risiko og NK = ingen kjent risiko.

Latinsk navn	Norsk navn	FA	Indre	Midtre	Ytre	Tot.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Platanlønn	SE	1	0	0	1
<i>Allium schoenoprasum</i> ssp. <i>schoenoprasum</i>	Matgrasløk	SE	6	0	0	6
<i>Amelanchier lamarckii</i>	Kanadablåhegg	SE	2	0	0	2
<i>Amelanchier spicata</i>	Blåhegg	SE	2	0	0	2
<i>Arabis caucasica</i>	Hageskrinneblom	SE	2	0	0	2
<i>Asparagus officinalis</i>	Asparges	LO	3	0	0	3
<i>Barbarea vulgaris</i>	Vinterkarse	SE	48	4	0	52
<i>Bergenia cordifolia</i>	Hjertebergblom	HI	9	0	0	9
<i>Berteroa incana</i>	Hvitdodre	LO	19	0	0	19
<i>Bromopsis inermis</i>	Bladfaks	HI	1	0	1	2
<i>Bunias orientalis</i>	Russekål	HI	4	0	0	4
<i>Campanula rapunculoides</i>	Ugrasklokke	PH	6	0	0	6
<i>Carpinus betulus</i>	Agnbøk	PH	1	0	0	1
<i>Centaurea montana</i>	Honningknoppurt	HI	1	0	0	1
<i>Cerastium tomentosum</i>	Filtarve	SE	24	0	2	26
<i>Chaenorhinum minus</i>	Småtorskemunn	PH	3	0	0	3
<i>Conyza canadensis</i>	Hestehamp	PH	3	0	0	3
<i>Cotoneaster bullatus</i>	Bulkemispel	SE	6	1	2	9
<i>Cotoneaster dielsianus</i>	Dielsmispel	SE	7	1	0	8
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	Sprikemispel	SE	16	4	12	32
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Krypmispel	SE	12	1	3	16
<i>Cotoneaster lucidus</i>	Blankmispel	SE	36	4	1	41
<i>Cotoneaster tomentosus</i>	Filtmispel	HI	1	2	0	3
<i>Cymbalaria muralis</i>	Murtorskemunn	PH	2	0	0	2
<i>Dasiphora fruticosa</i>	Buskmure	LO	0	0	1	1
<i>Dianthus barbatus</i>	Busknelik	LO	2	0	0	2
<i>Dianthus plumarius</i>	Fjærnelik	LO	1	0	0	1
<i>Diploxys muralis</i>	Mursennep	LO	1	0	0	1
<i>Echium vulgare</i>	Ormehode	LO	22	0	0	22
<i>Eryngium giganteum</i>	Kjempestikle	PH	1	0	0	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Sypressvortemelk	PH	2	0	0	2
<i>Hemerocallis lilioasphodelus</i>	Gul daglilje	LO	1	0	0	1
<i>Hesperis matronalis</i>	Dagfiol	LO	2	0	0	2
<i>Hylotelephium telephium</i>	Hagesmørbukk	PH	1	0	0	1
<i>Laburnum anagyroides</i>	Gullregn	SE	3	0	0	3
<i>Lactuca serriola</i>	Taggsalat	PH	1	0	0	1
<i>Larix europaea</i>	Europalerk	SE	1	0	0	1

<i>Lepidium campestre</i>	Markkarse	PH	12	2	2	16
<i>Lepidium ruderales</i>	Stankkarse	PH	2	0	0	2
<i>Lepidothea suaveolens</i>	Tunbalderbrå	LO	1	0	0	1
<i>Lonicera caerulea</i>	Blåleddved	SE	1	0	0	1
<i>Lonicera caprifolium</i>	Kaprifol	HI	1	0	0	1
<i>Luzula luzuloides</i>	Hvitfrytle	LO	3	0	0	3
<i>Lysimachia punctata</i>	Fagerfredløs	HI	2	0	1	3
<i>Mahonia aquifolium</i>	Mahonie	HI	1	0	0	1
<i>Malva moschata</i>	Moskuskattost	LO	2	0	0	2
<i>Melica altissima</i>	Bleikhengeaks	LO	1	0	0	1
<i>Melilotus albus</i>	Hvitsteinkløver	SE	6	0	0	6
<i>Melilotus officinalis</i>	Legesteinkløver	LO	9	0	3	12
<i>Noccaea caerulescens</i>	Vårpengeurt	PH	29	0	0	29
<i>Parthenocissus inserta</i>	Villvin	NK	5	0	1	6
<i>Phedimus hybridus</i>	Sibirbergknapp	SE	8	0	0	8
<i>Phedimus spurius</i>	Gravbergknapp	SE	41	2	2	45
<i>Pinus mugo ssp. mugo</i>	Buskfuru	SE	1	0	1	2
<i>Pinus peuce</i>	Silkefuru	HI	0	0	1	1
<i>Potentilla thuringiaca</i>	Tysk Mure	PH	4	2	0	6
<i>Prunus cerasus</i>	Kirsebær	HI	1	0	0	1
<i>Rhus typhina</i>	Hjortesumak	NK	1	0	0	1
<i>Ribes rubrum</i>	Hagerips	SE	0	0	1	1
<i>Ribes uva-crispa</i>	Stikkelsbær	LO	7	2	1	10
<i>Rosa glauca</i>	Doggrose	PH	4	0	0	4
<i>Rosa rugosa</i>	Rynkerose	SE	6	1	0	7
<i>Sambucus nigra</i>	Svarthyll	LO	1	0	0	1
<i>Sambucus racemosa</i>	Rødhyll	HI	11	0	0	11
<i>Saponaria officinalis</i>	Såpeurt	PH	1	0	0	1
<i>Sempervivum tectorum</i>	Takløk	LO	1	0	2	3
<i>Senecio squalidus</i>	Steinsvineblom	PH	2	0	0	2
<i>Senecio viscosus</i>	Klistersvineblom	HI	11	1	0	12
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadagullris	SE	8	0	0	8
<i>Sorbus intermedia</i>	Svensk Asal	SE	4	0	1	5
<i>Spiraea x arguta</i>	Brudespirea	LO	0	0	1	1
<i>Symphytum officinale</i>	Valurt	HI	2	0	0	2
<i>Syringa vulgaris</i>	Syrin	HI	35	1	2	38
<i>Veronica austriaca ssp. teucrium</i>	Firtannveronika	LO	1	0	0	1
<i>Viburnum lantana</i>	Filtkorsved	PH	1	0	1	2
<i>Vinca minor</i>	Gravmyrt	SE	1	1	0	2
<i>Vincetoxicum rossicum</i>	Russesvalerot	SE	13	0	0	13
<i>Viola odorata</i>	Marsfiol	SE	2	0	0	2

Vedlegg 3 Habitatspesifikke sopp i hotspot-habitatet

Oversikt over habitatspesifikke sopp funnet i ARKO-prosjektet, status på Rødlista 2010 (RL) (jf. Kålås et al. 2010), og antall forekomster dokumentert i ARKO i indre, midtre og ytre Oslofjord. CR = kritisk truet, EN = truet, VU = sårbar, NT = nær truet, DD = datamangel.

Latinsk navn	Norsk navn	RL	Indre	Ytre	Totalt
<i>Bovista pusilla</i> *	puslerøyksopp		0	4	4
<i>Camarophylloopsis atropuncta</i>	skrubbnarrevokssopp	EN	1	2	3
<i>Camarophylloopsis foetens</i>	stanknarrevokssopp	VU	2	2	4
<i>Camarophylloopsis hymenoccephala</i>	krattnarrevokssopp	EN	1	0	1
<i>Camarophylloopsis micacea</i>	gulfothnarrevokssopp	EN	0	1	1
<i>Cantharelloopsis prescotii</i>	kalkmosehatt		0	3	3
<i>Clavaria greletii</i>	plommekøllesopp	VU	0	1	1
<i>Clitocybe trulliformis</i>	eseltraktsopp	NT	0	1	1
<i>Clitopilus scyphoides</i>	dvergmelsopp		1	0	1
<i>Dermoloma cuneifolium</i>	grå grynmusserong	VU	0	2	2
<i>Dermoloma josserandii</i> var. <i>josserandii</i>		EN	1	0	1
<i>Dermoloma pseudocuneifolium</i>	narregrynmusserong	VU	1	1	2
<i>Entoloma aethiops</i>		VU	0	1	1
<i>Entoloma asprellum</i>	blåstilket rødspore		1	0	1
<i>Entoloma atrocoeruleum</i>		NT	1	2	3
<i>Entoloma bisporigerum</i>			0	1	1
<i>Entoloma cf. chalybaeum</i>		NT	0	1	1
<i>Entoloma cf. corvinum</i>		NT	0	1	1
<i>Entoloma cf. pratulense</i>		VU	0	1	1
<i>Entoloma chalybaeum</i>	svartblå rødspore	NT	0	2	2
<i>Entoloma chloropolium</i>			0	1	1
<i>Entoloma clandestinum</i>	dyster rødspore		0	2	2
<i>Entoloma corvinum</i>	ravnerødspore	NT	0	1	1
<i>Entoloma excentricum</i>	karstrødspore	VU	0	1	1
<i>Entoloma fernandae</i>	filtrødspore		0	4	4
<i>Entoloma fridolfingense</i>	kalkrødspore	EN	0	3	3
<i>Entoloma griseocyaneum</i>	lillagrå rødspore	VU	1	3	4
<i>Entoloma incanum</i>	grønn rødspore	NT	0	2	2
<i>Entoloma longistriatum</i>			0	1	1
<i>Entoloma mougeotii</i> var. <i>fuscomarginatum</i>		NT	0	4	4
<i>Entoloma nausiosme</i>	stankrødspore	DD	0	1	1
<i>Entoloma poliopus</i>	tjærerødspore		0	1	1
<i>Entoloma prunuloides</i>	melrødspore	VU	0	3	3
<i>Entoloma rhombisporum</i>	rombesporet rødspore	VU	1	6	7
<i>Entoloma rusticoides</i>			0	1	1
<i>Entoloma tibiicystidium</i>		DD	0	1	1
<i>Entoloma turci</i>	tyrkerrødspore	NT	0	5	5
<i>Fomitoporia ferreus</i>		VU	1	0	1

<i>Geoglossum aff. fallax</i>			0	1	1
<i>Geoglossum fallax</i>	skjelljordtunge		0	2	2
<i>Geoglossum umbratile</i>	brunsvart jordtunge		0	3	3
<i>Hygrocybe calciphila</i>	kalkvokssopp	VU	0	2	2
<i>Hygrocybe cantharellus</i>	kantarellvokssopp		0	2	2
<i>Hygrocybe ceracea</i>	skjør vokssopp		0	3	3
<i>Hygrocybe coccinea</i>	mønjevokssopp		0	1	1
<i>Hygrocybe colemanniana</i>	brun engvokssopp	VU	0	3	3
<i>Hygrocybe insipida</i>	liten vokssopp		1	3	4
<i>Hygrocybe miniata</i>	liten mønjevokssopp		0	1	1
<i>Hygrocybe mucronella</i>	bittervokssopp		0	1	1
<i>Hygrocybe ochraceopallida</i>			1	0	1
<i>Hygrocybe pratensis</i>	engvokssopp		1	1	2
<i>Hygrocybe psittacina</i>	papegøye vokssopp		0	1	1
<i>Hygrocybe russocoriacea</i>	russelærvokssopp	NT	0	2	2
<i>Hygrocybe virginea</i>	kritt vokssopp		1	1	2
<i>Hygrocybe virginea var. fuscescens</i>			0	1	1
<i>Hygrocybe virginea var. ochraceopallida</i>			1	11	12
<i>Hymenoscyphus phascoides</i>			1	0	1
<i>Lindtneria trachyspora</i>	gullporeskinn	EN	0	4	4
<i>Microglossum fusciorubens</i>	kobbertunge	VU	1	3	4
<i>Microglossum olivaceum</i>	oliventunge	VU	0	1	1
<i>Mycena atropapillata</i>			1	5	6
<i>Mycena cf. atropapillata</i>			1	0	1
<i>Mycena floridula</i>	prakthette		2	1	3
<i>Pseudobaeospora cf. calcarea</i>			2	1	3
<i>Pseudobaeospora pyrifer</i>			0	4	4
<i>Pseudobaeospora Singer emend. Bas</i>			0	1	1
<i>Ramariopsis (Donk) Corner</i>			2	4	6
<i>Ramariopsis 'arbuscula'</i>			1	2	3
<i>Ramariopsis crocea</i>	safransmåfingersopp	VU	0	2	2
<i>Tremellodendropsis tuberosa</i>	buskgelésopp	NT	1	11	12

*Skilt ut fra *Bovista limosa* erterøysopp (NT)

Vedlegg 4 Resultater av analyser

Oversikt over resultater fra statistiske analyser presentert i kapittel 3. Vi har brukt lineære mikrosede modeller (LME), med storrtute som tilfeldig faktor. Estimer for tilfeldige faktorer er ikke vist. Antall arter og areal er \log_2 -transformert og dekningsvariabler er kvadratrotransformert i analysene. Modellene som vises er «beste modell» funnet i en modellseleksjonsprosess. For detaljer om analysene, se kap. 2.4.

Areal (m^2 , \log_2 -transformert) som funksjon av region.

	Estimat	SE	df	t-verdi	p-verdi
Intercept	8,875	0,235	102	37,687	< 0,001
Midtre vs. indre	-0,305	0,372	102	-0,818	0,415
Ytre vs. indre	0,131	0,376	102	0,349	0,728

Beste modeller for å forklare antall karplantearter, habitatspesialister og rødlistede habitatspesialister i polygoner av åpen grunnlendt kalkmark.

	Estimat	SE	df	t-verdi	p-verdi
Alle arter					
Intercept	4,837	0,222	102	21,787	< 0,001
Areal	0,134	0,024	102	5,474	< 0,001
Habitatspesialister					
Intercept	2,165	0,346	100	6,264	< 0,001
Areal	0,163	0,037	100	4,403	< 0,001
Midtre vs. indre	-0,371	0,169	100	-2,192	0,031
Ytre vs. indre	-0,286	0,163	100	-1,717	0,089
Rødlistearter					
Intercept	0,700	0,316	100	2,215	0,029
Areal	0,129	0,034	100	3,831	< 0,001
Midtre vs. indre	-0,586	0,159	100	-3,694	< 0,001
Ytre vs. indre	-1,375	0,151	100	-9,112	< 0,001
Fremmede arter					
Intercept	1,789	0,235	95	7,615	< 0,001
Midtre vs. indre	-1,706	0,207	95	-8,243	< 0,001
Ytre vs. indre	-1,092	0,193	95	-5,656	< 0,001
Buskdekning	0,021	0,008	95	2,616	0,010
Slitasje	0,304	0,096	95	3,158	0,002

Beste modeller for å forklare antall sopparter, habitatspesialister og rødlistede habitatspesialister i polygoner av åpen grunnlendt kalkmark i ytre Oslofjord, i polygoner som er kartlagt i to påfølgende år.

	Estimat	SE	df	t-verdi	p-verdi
Alle arter					
Intercept	3,999	0,851	10	4,701	< 0,001
Areal	0,186	0,095	7	1,949	0,092
Habitatspesialister					
Intercept	0,343	1,006	10	0,340	0,741
Areal	0,303	0,114	7	2,664	0,032
Rødlistearter					
Intercept	-0,818	1,144	10	-0,715	0,491
Areal	0,354	0,119	5	2,979	0,031
Buskdekning	0,076	0,029	5	2,676	0,044
Berg i dagen	-0,034	0,013	5	-2,586	0,049

Beste modeller for å forklare antall sopparter, habitatspesialister og rødlistede habitatspesialister i polygoner av åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord, i polygoner som er kartlagt i ett år.

	Estimat	SE	df	t-verdi	p-verdi
Alle arter					
Intercept	1,466	1,105	9	1,327	0,217
Areal	0,318	0,125	9	2,555	0,031
Habitatspesialister					
Intercept	-2,498	1,167	9	-2,140	0,061
Areal	0,382	0,132	9	2,904	0,018
Rødlistearter					
Intercept	-1,483	1,054	9	-1,408	0,193
Areal	0,251	0,119	9	2,111	0,064



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: 978-82-426-2722-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger