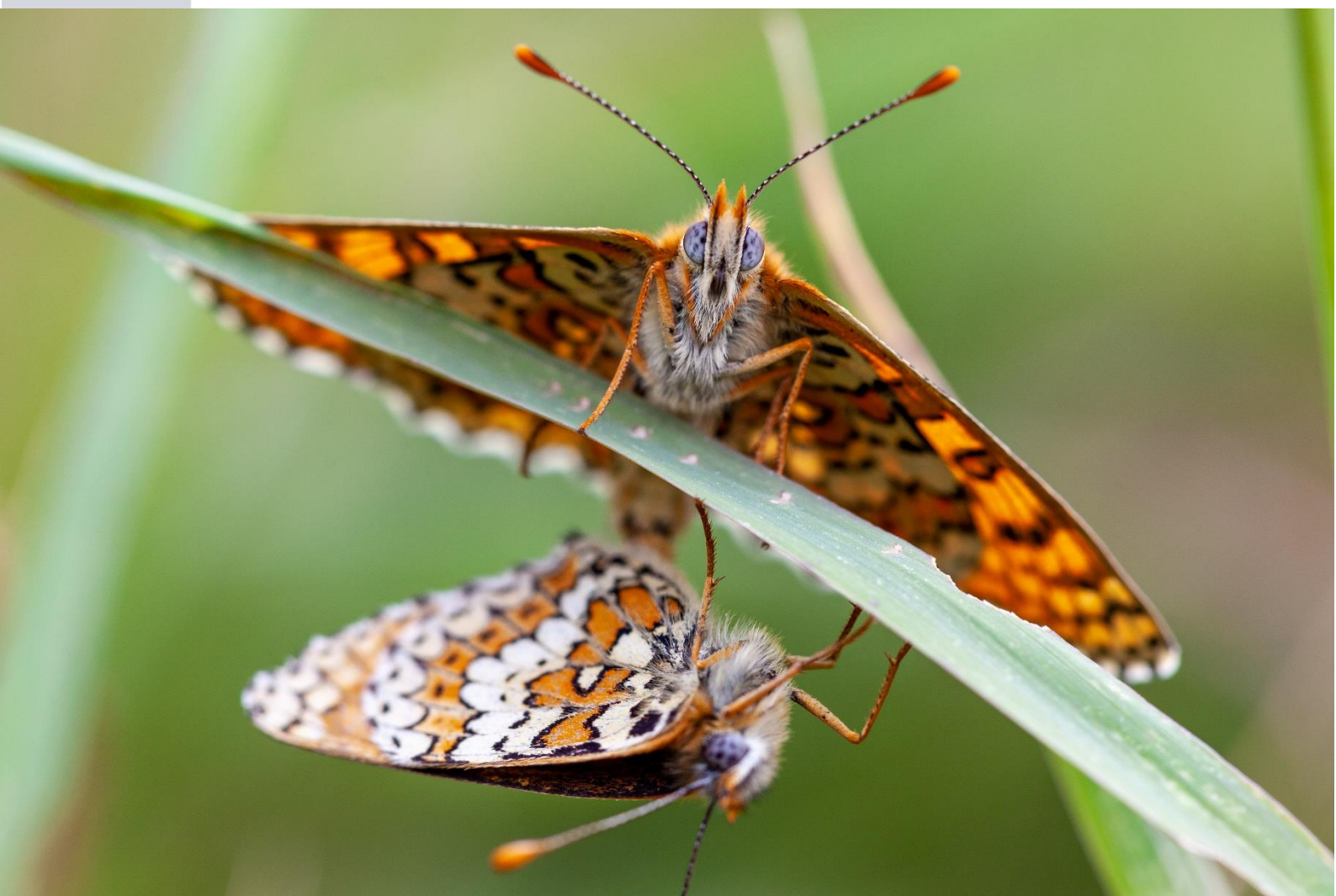


2538

NINA Rapport

Overvåking av effekter av tiltak for åtte trua arter og en naturtype i 2024

Ruben E. Roos, Marianne Evju, Anders Endrestøl, Megan Nowell, Oddvar Hanssen, Björn Nordén, Mathias Andreassen, Magni Olsen Kyrkjeeide, Fia Bengtsson og Kristian Hassel



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære 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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. 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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Overvåking av effekter av tiltak for åtte trua arter og en naturtype i 2024

Ruben E. Roos
Marianne Evju
Anders Endrestøl
Megan Nowell
Oddvar Hanssen
Björn Nordén
Mathias Andreassen
Magni Olsen Kyrkjeeide
Fia Bengtsson
Kristian Hassel

Roos, R., Evju, M., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O., Nordén, B., Andreassen, M., Kyrkjeeide, M.O., Bengtsson, F. & Hassel, K. 2024. Overvåking av effekter av tiltak for åtte trua arter og en naturtype i 2024. NINA Rapport 2538. Norsk institutt for naturforskning

Oslo, desember 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5355-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Lise Tingstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-2873|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Prikkroutevinge, *Melitaea cinxia*, i parring. Rauer i Fredrikstad Kommune, 10. juni 2024 © Ruben Erik Roos/NINA

NØKKEWORD

Truede arter, prioriterte arter, truede naturtyper, utvalgte naturtyper, tiltak, effekter, overvåking, Norge

KEY WORDS

Threatened species, priority species, threatened nature types, selected habitat types, management actions, effects, monitoring, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Roos, R., Evju, M., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O., Nordén, B., Andreassen, M., Kyrkjeeide, M.O., Bengtsson, F. & Hassel, K. 2024. Overvåking av effekter av tiltak for åtte trua arter og en naturtype i 2024. NINA Rapport 2538. Norsk institutt for naturforskning

Norge har forpliktet seg til å stanse tapet av biologisk mangfold i tråd med den globale naturavtalen. Det er også satt mål om at utviklingen av status for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres. For å nå disse ambisiøse målene trenger forvaltningen kunnskap om effekter av tiltak for trua arter og naturtyper som gir videre grunnlag for effektive restaureringstiltak. Tiltak for trua natur innebærer eksempelvis restaureringstiltak som fjerning av fremmede arter, skjøtselstiltak som slått eller beite, eller bevaringsutsetting for å gjeninnføre arten på lokaliteter der den har svært liten populasjon eller har dødd ut. Denne rapporten oppsummerer årets resultater fra effektovervåking av pågående tiltaksgjennomføring for seks arter og en naturtype: åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, dragehode, honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge og prikkkrutevinge. I tillegg er overvåking av to andre trua arter som det gjennomføres forvaltningstiltak for, lagt til prosjektet: trønderlav og trøndertorvmose.

1. Åpen grunnlendt kalkmark

Overvåking ble videreført på seks lokaliteter hvor restaureringstiltak ble igangsatt i 2022 og 2023. Resultatene viser at tiltakene er effektive og fører til en reduksjon av busksjikt og fremmede arter på flere av lokalitetene. Det er allikevel et stort behov for oppfølgingsstiltak, da det er registrert økninger i rotskudd av (fremmede) busker og i dekning av fremmede og ruderale arter etter gjennomførte tiltak. Et langsiktig perspektiv er nødvendig for å fange opp om tiltakene har ønsket effekt på naturmangfoldet over tid. Det anbefales tett dialog mellom ulike aktører, dokumentasjon av oppfølgende tiltak og videreføring av overvåkingen i 2025.

2. Dragehode

Overvåkingen ble igangsatt på én lokalitet i 2023 og videreført i 2024. Så langt tyder resultatene ikke på at sen slått utført i 2023 har ført til endring i dragehodepopulasjonen. Det anbefales en ny runde med slått i 2025 og oppfølging med forenklet datainnsamling.

3. Honningblom

Videreføring av overvåkingen på artens fire forekomstlokaliteter viser at honningblom har hatt en relativt god vekstsesong i 2024, og bestandene ser ut stabile under dagens forvaltningstiltak (slått). Detaljerte vegetasjonsanalyser tyder på en større variasjon i plantesamfunnet mellom forekomstlokalitetene enn mellom ruter med og uten honningblom. En foreløpig analyse av sammenhengen mellom bestandsstørrelse og tørkeforhold sommeren før viser kontrasterende effekter mellom lokalitetene, sannsynligvis på grunn av lokale jordforhold. I 2025 anbefaler vi å videreføre overvåkingen og å utvide overvåkingen til å inkludere klimaloggere. I tillegg anbefales det å prioritere utvikling av protokoll for utsetting og overvåking av oppformerte honningblom-planter på eksisterende lokaliteter.

4. Elvesandjeger

De største forskjellene i elvesandjegerbestanden fra foregående år var lavere totalantall og endring i artens arealbruk hos de to største delbestandene. Resultatene av effektovervåkingen viser at fullstendig lusing av lupiner (invasiv fremmedart) har en positiv effekt på bestanden av elvesandjeger, med økning i antall larver sammenlignet med delvis eller ingen lusing. Uten lusing danner lupiner en tett vegetasjon som reduserer leveområder for elvesandjeger. Effekten er spesielt merkbar i lokaliteter som har blitt luket flere ganger, noe som indikerer at regelmessig og omfattende lusing bidrar til å skape og opprettholde mer egnet habitat for arten.

5. Stor elvebreddedderkopp

Fullstendig luking av hagelupin har vist seg å være effektiv for å støtte bestanden av stor elvebreddedderkopp. Uten luking vil lupiner spre seg og danne et tett vegetasjonsdekke som reduserer dynamiske sandflater som stor elvebreddedderkopp har behov for. I tillegg viser resultatene at hyppigere luking gir en positiv effekt, særlig for voksne individer, og dette kan forventes å bidra til en økning i antall juvenile individer på sikt.

6. Klippeblåvinge

2024 ble det beste året for klippeblåvinge siden kartleggingen startet opp i 2010. Totalt ble det påvist 2192 egg og larver av klippeblåvinge (1938 egg og 254 larver) i Halden kommune. Som en del av overvåkingen kartlegges også introduserte pluggplanter av klippeblåvingens vertsplante smørbukk (*Hylotelephium maximum*) på to av klippeblåvinge-lokaliteter. Av pluggplantene plantet i 2022 ble 62% prosent av pluggplantene i Hovsbruddet og 88% i Monolittbruddet gjenfunnet i live. Pluggplantene har dermed en betydelig dødelighet også to år etter utsetting. Mellom 15 – 18 % av pluggplantene ble brukt av klippeblåvinge. Vi anbefaler at basisovervåking av klippeblåvinge videreføres i Halden kommune, og at Fredriksten festning, hvor det er gjort bevaringsutsetting av klippeblåvinge i 2024, inkluderes i denne overvåkingen.

7. Prikkroutevinge

Totalt ble det funnet 117 larvespinn av prikkroutevinge fordelt på 20 delområder på Rauer i Fredrikstad kommune i 2024. Dette er et høyere antall enn i 2023, men fortsatt under halvparten av det som ble funnet i rekordåret 2022. Larvespinn ble påvist på sju nye delområder. Det viser at arten har en god spredning på øya. Likevel kan populasjonen totalt sett karakteriseres som liten og begrenset til én øy, og den er dermed også sårbar for stokastiske hendelser. Den forenklete vegetasjonsovervåkingen gjennomført i 2024 viser en sterk økning i antall blomstrende skudd av pollinatorplanter sammenlignet med tidligere år. På grunn av stor variasjon i vegetasjonshøyde mellom rutene ble det ikke funnet signifikant effekt av slått, men det er likevel iøynefallende at det i 2024 var svært liten forskjell i vegetasjonshøyde mellom ruter som er behandlet minst én gang og ruter som aldri er slått. Det anbefales å fortsette og følge utviklingen av populasjonen av prikkroutevinge på Rauer, samt fortsette å gjøre vegetasjonsanalyser for å forstå mer om artens habitatkrav.

8. Trønderlav

Overvåking av trønderlav viser at dens eneste gjenværende bestand er stabil, men vil lett kunne trues eller forsvinne av både naturlige og menneskelige faktorer. Det er utarbeidet et forslag til protokoll for bevaringsutsetting av trønderlav. Bevaringsutsettelse bør utføres på nye egnede lokaliteter og det er gjort preliminaire forsøk med utsettelsesmetode, innhenting av klimadata samt thallus-utvikling for å finne best egnede lokaliteter. Kunnskapsgrunnlaget for arten kan styrkes ved forsøk på kultivering, populasjonsgenetikk og artens krav til livsmiljø. Det anbefales videreføring av overvåkingen i 2025.

9. Trøndertormose

Det er observert en tilbakegang i trøndertormosepopulasjonen i randsonen av artenes utbredelse (Snåsa). Dersom arten forsvinner fra lokaliteten, er bevaringsutsetting nødvendig for å reetablere arten og opprettholde dens utbredelse. Vi gjør et forslag til protokoll for bevaringsutsetting av trøndertormose og undersøker om innsamlede individer av trøndertormose kan oppformeres i veksthus.

Felles for alle naturtypene og artene i effektovervåkingsarbeidet er det viktig med god samordning, planlegging og datainnsamling før tiltak gjennomføres. Dette gir de beste forutsetningene for å kunne vurdere hvordan planlagte tiltak best kan innrettes for å oppnå målene for å bedre utviklingen for trua natur. Bevaringsutsetting vil bli aktuelt for stadig flere arter for å redusere risiko for at de dør ut. Miljødirektoratet har utviklet klare retningslinjer basert på NINAs tidligere arbeid for å sikre at slik utsetting er vellykket og ikke medfører utilsiktede utfordringer, og vi anbefaler i det sterkeste at de brukes i framtidig bevaringsutsetting.

Ruben E. Roos (ruben.roos@nina.no), Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestøl@nina.no), Megan S. Nowell (megan.nowell@nina.no), Björn Norden (bjorn.norden@nina.no), Mathias Andreassen (mathias.andreassen@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), Magni Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no), Fia Bengtsson (fia.bengtsson@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Kristian Hassel (kristian.hassel@ntnu.no), Institutt for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet Schøninghuset, B419, Kalvskinnet, Erling Skakkes gate 47A, 7012 Trondheim

Abstract

Roos, R., Evju, M., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O., Nordén, B., Andreassen, M., Kyrkjeeide, M.O., Bengtsson, F. & Hassel, K. 2024. Monitoring the effects of management actions for eight threatened species and one habitat type in 2024. NINA Report 2538. Norwegian Institute for Nature Research

Norway has committed to halting biodiversity loss in line with the Global Biodiversity Framework. Additionally, there are national goals to improve the status of endangered and near-threatened species and habitat types. To achieve these ambitious objectives, management authorities need knowledge about the effects of management actions on endangered species and habitats, providing a basis for effective restoration efforts. Management actions for threatened nature include restoration efforts such as the removal of invasive species, management such as mowing or grazing, and translocation or reintroduction of species to areas where their populations are very small or have gone extinct.

This report summarises the results from this year's monitoring of ongoing conservation actions for six species and one habitat type: open calcareous grassland in the boreonemoral zone, northern dragonhead (*Dracocephalum ruyschiana*), musk orchid (*Herminium monorchis*), *Cicindela maritima*, northern bear spider (*Arctosa cinerea*), checkered blue (*Scolitantides orion*), and Glanville fritillary (*Melitaea cinxia*). Additionally, two other threatened species are included in the project: boreal felt lichen (*Erioderma pedicellatum*) and *Sphagnum troendelagicum*.

1. Open calcareous grassland

Monitoring continued at six sites where restoration was initiated in 2022 and 2023. The results indicate that restoration is effective, leading to a reduction in the cover of shrubs and invasive species at several locations. However, there is a significant need for follow-up actions, as an increase in suckers of (invasive) shrubs and cover of invasive and ruderal species was observed following the implemented actions. A long-term perspective is necessary to assess whether restoration efforts have the desired effect on biodiversity over time. Close collaboration between stakeholders, documentation of follow-up actions, and continued monitoring in 2025 are recommended.

2. Northern dragonhead

Monitoring began at one site in 2023 and continued in 2024. So far, results do not indicate that the late mowing carried out in 2023 has led to changes in the dragonhead population. Another round of mowing is recommended in 2025, with follow-up through simplified data collection.

3. Musk orchid

Ongoing monitoring at the species' four known locations shows that musk orchid has had a relatively good growing season in 2024, and the populations appear stable under current conservation measures (mowing and grazing management). Detailed vegetation analyses suggest greater variation in plant communities between locations than between plots with and without musk orchid. A preliminary analysis of the relationship between population size and drought conditions in the preceding summer shows contrasting effects between locations, likely due to local soil conditions. In 2025, we recommend continuing the monitoring and expanding it to include climate loggers. Additionally, we recommend prioritising the development of protocols for planting and monitoring propagated musk orchid at existing sites.

4. *Cicindela maritima*

The most significant changes in the *C. maritima* population compared to previous years were a lower total number of individuals and changes in habitat use within the two largest subpopulations. Monitoring data indicate that complete removal of lupines (*Lupinus*

polyphyllus, an invasive alien species) has a positive effect on the beetle population, with an increase in larval numbers compared to partial or no removal. Without weeding, lupines form dense vegetation, reducing the beetle's habitat. This effect is particularly evident in sites that have undergone repeated weeding, suggesting that regular and extensive removal helps create and maintain more suitable habitats for the species.

5. **Northern bear spider**

Complete removal of lupines has proven effective in supporting northern bear spider population. Without weeding, lupines spread and form dense vegetation cover, reducing the dynamic sand habitats that the spider relies on. The results also show that more frequent weeding has a positive effect, particularly on adult individuals, which is expected to contribute to an increase in juvenile numbers over time.

6. **Chequered blue**

2024 was the best year for the chequered blue since monitoring began in 2010. A total of 2,192 eggs and larvae were recorded (1,938 eggs and 254 larvae) in Halden Municipality. As part of the monitoring efforts, introduced plug plants of the chequered blue's host plant, orpine (*Hylotelephium maximum*), were surveyed at two locations. Of the plug plants planted in 2022, 62% were found alive at Hovsbruddet and 88% at Monolittbruddet, indicating significant mortality even two years after planting. Between 15–18% of the plug plants were utilised by the butterfly. We recommend continuing the baseline monitoring of chequered blue in Halden Municipality and including Fredriksten Fortress, where conservation translocation efforts took place in 2024, in future monitoring.

7. **Glanville fritillary**

A total of 117 larval webs of Glanville fritillary were found across 20 localities on Rauer Island in Fredrikstad Municipality in 2024. This is a higher number than in 2023 but still less than half of what was recorded in the record year of 2022. Larval webs were detected in seven new sub-areas, indicating good dispersal of the species on the island. However, the overall population remains small and confined to a single island, making it vulnerable to stochastic events. Simplified vegetation monitoring conducted in 2024 showed a strong increase in the number of flowering shoots of pollinator plants compared to previous years. Due to considerable variation in vegetation height between plots, no significant effect of mowing was found. However, it is noteworthy that in 2024, there was very little difference in vegetation height between plots that had been mown at least once and those that had never been mown. It is recommended to continue monitoring Glanville fritillary on Rauer and to conduct further vegetation analyses to better understand its habitat requirements.

8. **Boreal felt lichen**

Monitoring of the boreal felt lichen shows that its only remaining population is stable but highly susceptible to threats from both natural and human factors. A proposal for a conservation translocation protocol for boreal felt lichen has been developed. Translocation should be carried out at new, suitable locations, and preliminary trials have been conducted on translocation methods, climate data collection, and thallus development to identify the best sites. The knowledge base for this species can be strengthened through research on cultivation, population genetics, and habitat requirements. Continued monitoring is recommended in 2025.

9. ***Sphagnum troendelagicum***

A decline in *S. troendelagicum* has been observed at the edge of its distribution range (Snåsa). If the species disappears from this site, conservation translocation will be necessary to re-establish and maintain its presence. A proposal for a conservation translocation protocol has been developed, and trials are underway to assess whether collected individuals can be propagated *ex-situ*.

For all the habitat types and species included in the project, proper coordination, planning, and data collection before implementing management actions is crucial. This ensures the best conditions for evaluating how management actions can be designed to improve the conservation status of threatened species and nature types. In the future, we expect that translocation and reintroduction will become relevant for an increasing number of species. The Norwegian Environmental Agency has developed clear guidelines to ensure that such translocations have the best chance of succeeding and do not lead to unintended consequences. We strongly recommend that these guidelines be followed in future translocation and reintroduction.

Ruben E. Roos (ruben.roos@nina.no), Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestøl@nina.no), Megan S. Nowell (megan.nowell@nina.no), Björn Norden (bjorn.norden@nina.no), Mathias Andreasen (mathias.andreasen@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), Magni Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no), Fia Bengtsson (fia.bengtsson@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Kristian Hassel (kristian.hassel@ntnu.no), Institutt for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet Schøninghuset, B419, Kalvskinnet, Erling Skakkes gate 47A, 7012 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	6
Innhold	9
Forord	13
1 Innledning.....	14
2 Åpen grunnlendt kalkmark	17
2.1 Innledning	17
2.2 Formål med delprosjektet	17
2.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling	18
2.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak	18
2.3.2 Metodikk for datainnsamling	33
2.4 Dataanalyser.....	35
2.5 Resultater.....	35
2.6 Anbefalinger.....	45
2.6.1 Hva viser årets resultater?.....	45
2.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking i åpen grunnlendt kalkmark.....	46
3 Dragehode	49
3.1 Innledning	49
3.2 Formål med delprosjektet	50
3.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling	50
3.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak	50
3.3.2 Metodikk for datainnsamling	50
3.4 Dataanalyser.....	51
3.5 Resultater.....	52
3.6 Anbefalinger.....	54
3.6.1 Hva viser årets resultater?.....	54
3.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for dragehode	55
4 Honningblom.....	57
4.1 Innledning	57
4.2 Formål med delprosjektet	58
4.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling	58
4.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak.....	58
4.3.2 Metodikk for datainnsamling	62
4.4 Dataanalyser.....	64
4.4.1 Populasjonsovervåking.....	64
4.4.2 Vegetasjonssammensetning.....	65
4.4.3 Værdata	65
4.5 Resultater.....	66
4.5.1 Populasjonsovervåking.....	66
4.5.2 Vegetasjonssammensetning.....	71
4.5.3 Værdata	72
4.6 Anbefalinger.....	73
4.6.1 Hva viser årets resultater?.....	73
4.6.2 Hva betyr resultatene for framtidige utsettelseslokaliteter og anbefalinger for tiltak? 74	

4.6.3 Status og anbefalinger for videreføring av program for bevaringsutsetting av honningblom	75
5 Elvesandjeger	79
5.1 Innledning	79
5.2 Formål med delprosjektet	79
5.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling	80
5.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak	80
5.3.2 Metodikk for datainnsamling	82
5.4 Dataanalyser	84
5.4.1 Bestandsovervåking	84
5.4.2 Dynamikk i rom og tid	84
5.4.3 Effekter av luking	85
5.5 Resultater	85
5.5.1 Bestandsovervåking	85
5.5.2 Dynamikk i rom og tid	89
5.5.3 Effekter av luking	94
5.6 Anbefalinger	96
5.6.1 Hva viser årets resultater?	96
5.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for elvesandjeger	96
6 Stor elvebreddedderkopp	98
6.1 Innledning	98
6.2 Formål med delprosjektet	98
6.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling	99
6.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak	99
6.3.2 Metodikk for datainnsamling	99
6.4 Dataanalyser	100
6.4.1 Bestandsovervåking	100
6.4.2 Dynamikk i rom og tid	100
6.4.3 Effekter av luking	100
6.5 Resultater	101
6.5.1 Bestandsovervåking	101
6.5.2 Dynamikk i rom og tid	102
6.5.3 Effekter av luking	106
6.6 Anbefalinger	110
6.6.1 Hva viser årets resultater	110
6.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for stor elvebreddedderkopp	110
7 Klippeblåvinge	111
7.1 Innledning	111
7.2 Formål med delprosjektet	111
7.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling	112
7.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak	112
7.3.2 Metodikk for datainnsamling	113
7.4 Dataanalyser	114
7.5 Resultater	115
7.5.1 Basisovervåking	115
7.5.2 Effektovervåking	119
7.5.3 Klimadata	120
7.6 Anbefalinger	122
7.6.1 Hva viser årets resultater?	122
7.6.2 Hva betyr resultatene for framtidig utsetting av arten?	125
7.6.3 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for klippeblåvinge	125

8 Prikkroutevinge.....	127
8.1 Innledning	127
8.2 Formål med delprosjektet	128
8.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling	128
8.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak.....	128
8.3.2 Metodikk for datainnsamling	133
8.4 Dataanalyser.....	136
8.4.1 Basisovervåking	136
8.4.2 Effektovervåking	136
8.5 Resultater.....	136
8.5.1 Basisovervåking	136
8.5.2 Effektovervåking	139
8.6 Anbefalinger.....	143
8.6.1 Hva viser årets resultater	143
8.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåkingen for prikkroutevinge	143
9 Trønderlav	144
9.1 Innledning	144
9.2 Formål med delprosjektet	145
9.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling	145
9.3.1 Beskrivelse av lokalitetene	145
9.3.2 Metodikk for datainnsamling	148
9.4 Dataanalyser.....	152
9.4.1 Translokasjonsovervåking	152
9.4.2 Klimavariabler	153
9.5 Resultater.....	153
9.5.1 Populasjonsovervåking.....	153
9.5.2 Translokasjonsovervåking	154
9.5.3 Klimavariabler	155
9.5.4 pH og konduktivitet	157
9.5.5 Fotobionter	158
9.6 Anbefalinger.....	159
9.6.1 Hva viser resultatene?	159
9.6.2 Hva betyr resultatene for bevaringsutsetting av trønderlav?	160
9.6.3 Status og anbefalinger for videreføring av program for bevaringsutsetting av trønderlav.....	160
10 Trøndertorvmose.....	164
10.1 Innledning	164
10.2 Formål med delprosjektet	165
10.3 Bevaringsutsetting	165
10.4 Oppformering i veksthus.....	166
10.5 Forslag til protokoll for bevaringsutsetting.....	167
10.6 Anbefalinger.....	169
11 Oppsummering og anbefaling for videre arbeid.....	170
12 Referanser	172
Vedlegg 1: Feltprotokoll	178
Åpen grunnlendt kalkmark.....	178
Dragehode	180
Honningblom.....	182
Elvesandjeger	184
Stor elvebreddedderkopp	185

Klippeblåvinge	186
Prikkroutevinge	187
Trønderlav	189
Vedlegg 2: Datainnsamling honningblom	191

Forord

Overvåking av effekter av tiltak for et utvalg trua arter startet i 2021 som et FoU-prosjekt finansiert av Miljødirektoratet. Dette prosjektet er videreført i 2022 og 2023 med overvåking av naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, og de seks artene dragehode, honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddedderkopp, klippeblåvinge og prikkroutevinge. I 2024 ble prosjektet utvidet med overvåking av trønderlav og et forslag til en protokoll for bevaringsutsetting for trøndertorvmose

Gjennomføringen av prosjektet har vært helt avhengig av god dialog med Statsforvalteren i Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus, Statsforvalteren i Innlandet og Statsforvalteren i Trøndelag.

Vi takker Statsforvalterne, Bymiljøetaten i Oslo kommune og Naturrestaurering AS for godt samarbeid om planlegging og overvåking av restaureringstiltak på åpen grunnlendt kalkmark. Et erfaringsseminar i desember arrangert av Statsforvalteren var særdeles nyttig for å utveksle erfaringer og legge til rette for samarbeid i årene fremover. Takk til Hans Birger Stensrud, grunneier på Nordre Horgen, for godt samarbeid i overvåkingen av dragehode. Skjærgårdstjenesten Ytre Oslofjord Øst hjalp oss med rask og trygg transport til Filletassen. I tillegg takker vi Midtnorsk naturundersøkelse for gjennomført luking og kartlegging av lupiner på elvesandjegerlokaliteter i Trøndelag og deling av data og informasjon. Takk til Forsvarsbygg for tillatelse og hjelp med logistikk til kartlegging av prikkroutevinge på Rauer og deling av data. Vi takker Statsforvalterne og grunneiere som har gitt deres tillatelse til translokasjon av trønderlav.

I tillegg til rapportens forfattere har Ulrika Jansson i NINA bidratt til innsamling av vegetasjonsdata for dragehodeovervåkingen. Thea Aurland Storholt har samlet inn vegetasjonsregistreringer for honningblom på Hvaler - vi ønsker henne lykke til med levering av masteroppgaven! Vi takker også Arne Endre Laugsand i NINA for sitt bidrag til tellingen av elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp, og Roald Bengtson og Amund Dahle for hjelp til kartlegging av klippeblåvinge. Jostein Gohli har bidratt med analysene av klimadata for klippeblåvinge, og Roald Vang (begge i NINA) har bistått med tilgjengeliggjøring av overvåkingsdata.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Tomas Holmern. Takk for god og konstruktiv dialog underveis i prosjektet.

Livet tar uventede vendinger. Vi takker alle kolleger i NINA for støtten og er stolte av lagånden dere har vist i vanskelige tider.

Oslo, 12. desember 2024
Ruben E. Roos

1 Innledning

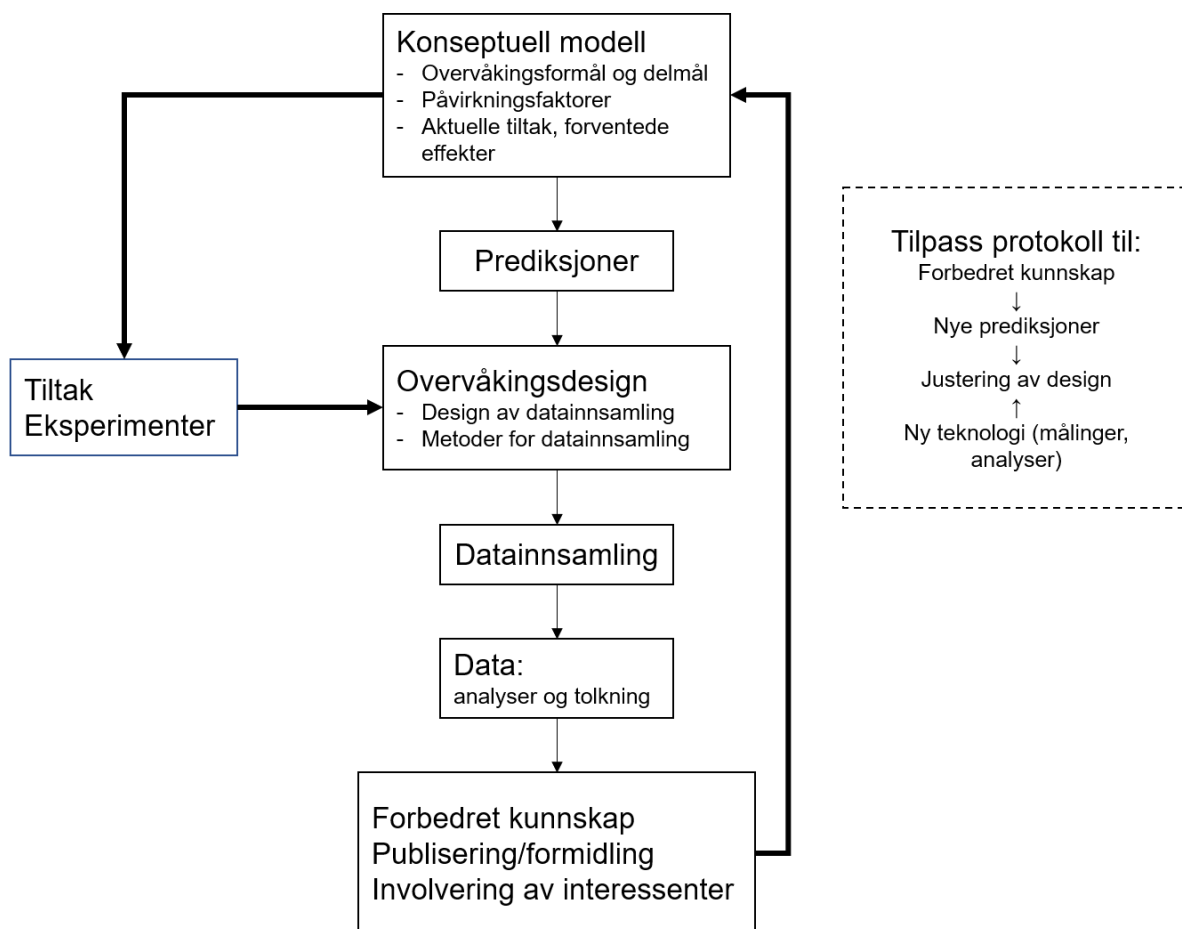
Naturmangfold er nødvendig for menneskers eksistens og velferd. Likevel dør arter ut i et tempo som er sammenlignbart med en masseutryddelse. Globalt er mer enn én million arter truet av utryddelse (IPBES 2019), og i Norge er mer enn 2700 arter vurdert som truet på Norsk rødliste for arter 2021 (Artsdatabanken 2021). Norge har forpliktet seg til å bevare biologisk mangfold og har nasjonalt en målsetning om at utviklingen for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres (Meld. St. 14 2015-2016, Norges miljømål 1.2¹). Den globale Naturavtalen setter klare mål fram mot 2030 om å handle umiddelbart for å stanse og reversere tapet av naturmangfold (CBD 2022).

Svært mange trua arter og naturtyper er avhengige av målrettede tiltak for å opprettholde populasjoner og forekomster (Bolam et al. 2023, Kyrkjeeide et al. 2018, 2021, 2023). Miljøforvaltningen og andre offentlige instanser finansierer en rekke tiltak for å bedre utviklingen for trua arter og naturtyper. Overvåking av effekten av tiltak er avgjørende for å sikre langsiktige og kostnadseffektive tiltak. Effektovervåkingen har som formål både å dokumentere effekter av tiltak som skjøtsel eller utsetting ved den enkelte forekomst der tiltak gjennomføres, men også å bedre kunnskapsgrunnlaget om tiltakene, slik at hensiktsmessige og kostnadseffektive tiltak kan settes i gang for andre forekomster.

Dette prosjektet er ledd i en systematisk kunnskapsoppbygging om effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. Miljødirektoratet initierte i 2019 et FoU-prosjekt for å få bedre kunnskap om hvordan overvåking av effekter av tiltak for trua arter og naturtyper kan gjennomføres. I første omgang ble det foreslått et metodisk rammeverk for effektovervåking (Evju et al. 2020a). Rammeverket tar utgangspunkt i eksisterende overvåking og internasjonal litteratur og er forankret i et konsept for adaptiv overvåking (**Figur 1.1**). I en effektiv effektovervåking formuleres målsetninger og forventede effekter av tiltaket tydelig før tiltak gjennomføres. Overvåkingen innrettes mot å undersøke om de forventede effektene oppnås, og resultatene fra overvåkingen legges til grunn for eventuell revisjon av tiltakene, utføring av tiltak på andre lokaliteter og justering av overvåkingsopplegg.

Effektovervåking skiller seg fra basisovervåking, som har som formål å få oversikt over utvikling i utbredelse og/eller tilstander/populasjonsstørrelser. Basisovervåking kan utgjøre et viktig grunnlag for å utforme tiltaksovervåking, men svarer ikke direkte på spørsmålet om effekter av tiltak. For flere av delprosjektene (hønningblom, elvesandjeger, stor elvebreddeadder, klippeblåvinge, prikkkrutevinge og trøndertorvmose) inngår resultatene fra basisovervåkingen i denne rapporten.

¹ <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/naturmangfold/miljomal-1.2>



Figur 1.1. Metodisk rammeverk for overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Fra Evju et al. (2020a).

Strategier for overvåking ble diskutert i Evju et al. (2021a). To konsepter ble presentert: optimal-overvåking og minimumsovervåking, der optimalovervåking er det best tenkelige overvåkingsopplegget som tar hensyn til alle elementer i det metodiske rammeverket, mens et minimumsopplegg kun tar sikte på å fange opp de viktigste effektene av de viktigste tiltakene, og med mindre statistisk robusthet (Evju et al. 2021a).

Basert på disse konseptene ble det utarbeidet konkrete forslag til overvåkingsopplegg for et sett arter og naturtyper (Evju et al. 2021a, b), og i 2021 ble overvåking igangsatt for fem arter (Evju et al. 2022a). Overvåkingen ble videreført og utvidet i 2022 (Evju et al. 2022b), og videreutviklingsprosjekter og utvidelser (Roos et al. 2023a, b, 2024) gjør at dette prosjektet nå omfatter følgende naturtype og arter:

1. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone
2. Dragehode
3. Honningblom
4. Elvesandjeger
5. Stor elvebreddeleder
6. Prikkrotevinge
7. Klippeblåvinge
8. Trønderlav

I tillegg er det i 2024 gjennomført et mindre pilotprosjekt for trøndertorvmose for å foreslå en protokoll for bevaringsutsetting og undersøke om innsamlede individer av trøndertorvmose kan oppformerer *ex-situ*.

Gjennom effektovervåking sikres systematisk tilnærming til dokumentasjon av tiltak og effektene tiltakene har på forekomstene til artene/naturtypen. I felt samles det inn data på variabler som direkte måler artens/naturtypens tilstand (direkte indikatorer som populasjonsstørrelse, størrelse på forekomst, artsrikdom av stedegne arter) og variabler som beskriver påvirkningsfaktorer eller habitatkvalitet (indirekte indikatorer, som for eksempel mengde fremmede arter og luftfuktighet).

I den grad det er mulig er overvåkingen lagt opp for å sikre statistisk robuste estimer av effektene av tiltak. Imidlertid er det krevende å designe statistisk sikker overvåking for arter og naturtyper som er svært sjeldne (Evju et al. 2022a). Utvalgsstørrelsen er ofte begrenset av at artene/naturtypene har få forekomster, og/eller få individer på hver lokalitet. Mulighetene for kvantitative analyser av effekter av tiltak med høy presisjon kan derfor være begrenset. Til tross for dette dokumenterer prosjektet om de igangsatte tiltakene har effekt på status og tilstand for artene og naturtypen som tiltakene er rettet mot, og prosjektet bidrar samtidig til å sikre tidsserier på status for truede arter og naturtyper, og å bygge opp systematiske oversikter over igangsatte og nye tiltak.

I dette prosjektet er tiltakene som overvåkes i hovedsak finansiert fra andre kilder enn prosjektmidlene. Prosjektarbeidet krever derfor tett dialog med ulike aktører, både Miljødirektoratet og Statsforvalteren som finansierer og koordinerer tiltak, i tillegg til de som utfører tiltakene.

Rapporten oppsummerer status og arbeid med naturtypen og artene som inngår i prosjektet i 2024. Hver art og naturtype har sitt eget delkapittel, med en innledning, et eksplisitt formål med delprosjektet, beskrivelse og kartfesting av tiltak, beskrivelse av overvåkings-design og datainnsamling, dataanalyser, resultater og anbefalinger for videre overvåking. Feltprotokoller er lagt ved i **Vedlegg 1**.

I **kap. 11** gis en overordnet oppsummering av resultater og kunnskapsbehov, samt anbefalinger til miljøforvaltningen og forskningsaktører for videre arbeid med effektovervåking og tiltak for bevaring.

2 Åpen grunnlendt kalkmark

2.1 Innledning

Naturtypen «åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone» finnes i åpne områder med kalkrik berggrunn og er i hovedsak knyttet til kystnære områder i Oslofeltet. Det er en artsrik naturtype med mange sjeldne og truede arter fra mange artsgrupper. Forekomstene av naturtypen er små og naturlig fragmenterte, men naturtypen er truet av arealbruksendringer og tilstandsendringer og ble vurdert som sterkt truet (EN) på Rødlista for naturtyper i 2018 (Artsdatabanken 2018a). Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone ble utvalgt naturtype i 2020 (Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata).

Åpen grunnlendt kalkmark ble prioritert for restaureringstiltak i 2022 (Miljødirektoratet 2021), og Statsforvalteren i Oslo og Viken koordinerte oppstart av restaurering på flere lokaliteter i verneområder i 2022 og 2023. Overvåking av effekter av restaureringstiltakene ble startet opp i 2022 på fire lokaliteter, og utvidet i 2023 med to nye lokaliteter. En viktig del av arbeidet med å dokumentere effekter av tiltak er regelmessig kontakt med Statsforvalteren i Oslo og Viken og Bymiljøetaten i Oslo kommune, som har ansvaret for gjennomføring av restaureringstiltakene. Det ble gjennomført befaringer med Statsforvalter, Oslo kommune, SNO og NINA i april 2024, samt en befaring med Statsforvalter, SNO, Naturrestaurering AS og NINA i juni 2024 på Torvøya, der videre oppfølging av igangsatte restaureringsprosjekter ble diskutert.

Per 2024 inngår skjøtselstiltak gjennomført på seks lokaliteter i overvåkingen.

2.2 Formål med delprosjektet

Målsetningen med tiltakene

Tiltakene som gjennomføres varierer noe mellom de seks overvåkingslokalitetene, men kan deles i to typer: (1) bekjempelse av den fremmede arten gravbergknapp (*Phedimus spurius*) (svært høy risiko, SE; Solstad et al. 2023) og (2) fjerning av gjengroende busker og kratt, se **Tabell 2.1** og **kap. 2.3.2**.

Målsetningen med tiltakene er å redusere de negative påvirkningene (fremmede arter, gjengroende busker og kratt), og derved forbedre tilstanden til naturtypeforekomstene samt øke habitatkvalitet for og mengde/populasjonsstørrelse av habitatspesifikke og rødlistede karplanter.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåkingen er å dokumentere effekten av restaureringstiltak, især effektene på artsmangfold og sammensetning av stedegne (habitatspesifikke) karplantearter.

Et viktig delmål er å dokumentere behovet for oppfølgende tiltak (restaurering, skjøtsel og revegetering) over tid for å opprettholde/øke økologisk tilstand på forekomstene.

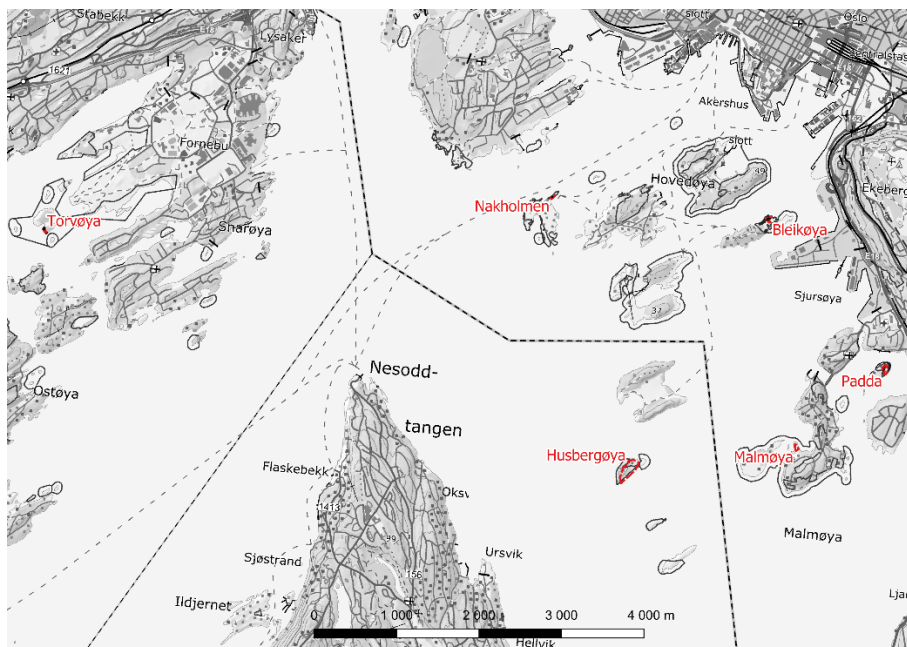
Forventninger

Forventningen er at tiltakene som gjennomføres bidrar til å redusere de negative påvirkningene, og at denne effekten kan observeres på relativt kort sikt. Effekter på stedegent naturmangfold (artsantall, mengde/populasjonsstørrelser) kan forventes på lengre sikt, og kan være avhengig av aktive revegeteringstiltak.

2.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling

2.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

Til sammen inngår seks lokaliteter i Indre Oslofjorden i overvåkingen: Bleikøya, Loffen på Nakholmen, Padda, Torvøya, Malmøya og Husbergøya (**Figur 2.1, Tabell 2.1**).



Figur 2.1. Lokaliteter for overvåking av restaureringstiltak på åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord markert med rød skravering og tekst.

Tabell 2.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og frekvens på datainnsamling. Forenklet datainnsamling betyr at bare tiltak og tilstand i 5-m sirkelen rundt vegetasjonsrutene er gjennomført. Vegetasjonsanalyser betyr registrering av alle forekommende plantearter med dekningsgrad.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainn-samling 2022	Datainn-samling 2023	Datainn-samling 2024
Bleikøya NR, nord for kløften	Matter med gravbergknapp, samt gjengroing med busker og trær, inkl. hagemispler	2022: Duk som dekker gravbergknapp lagt ut Fjerning av hagemispler og en del andre trær og busker. 2023: fjerning av liten del av duk (september). 2024: fjerning av ny liten del av duk (mai), luking av gravbergknapp i det området der duken ble fjernet.	Før-data (juni) Etter-data (forenklet; september)	Etter-data (forenklet; oktober)	Etter-data (forenklet; september)
Loffen på Nakholmen	Matter med gravbergknapp samt	2022: Duk som dekker liten del av gravbergknapp lagt ut.	Før-data (august)	-	Befaring, men ingen

	andre fremmede arter	2023: Supplerende liten duk lagt ut.	Etter-data (forenklet; september)		datainnsamling (september)
Padda	Gjengroing med hagemispler, samt liguster og andre trær og busker	2022: Fjerning av busker og trær. 2023: Supplerende fjerning av busker og trær. Luking av vinterkarse og andre ugrasarter. 2024: Videreføring av luking og fjerning av oppslag av kratt	Før-data (juni) Etter-data (forenklet; september)	Vegetasjonsanalyser (juni) Forenklete analyser (oktober)	Vegetasjonsanalyser (juni)
Torvøya	Matter med gravbergknapp	2022: Duk som dekker gravbergknapp lagt ut på nordlige delen. Delvis sprøytet på sørlig del. 2023: Sørlig del sprøytet i to omganger. 2024: Ingen nye tiltak før datainnsamling, men fjerning av duk og revegetering i september 2024	Før-data (august) Etter-data (forenklet; oktober)	Vegetasjonsanalyser (juni) Forenklete analyser (oktober)	Vegetasjonsanalyser (juni)
Malmøya	Gjengroing med trær og busker, særlig syrin, men også hagemispler	2023: Ryddet busker og trær 2024: Videreføring av rydding, luking av oppslag av ugrasarter	Ny i 2023	Før-data (juni) Etter-data (forenklet; oktober)	Vegetasjonsanalyser (juni)
Husbergøya	Gjengroing med trær og busker	2023: fem geiter satt på lokaliteten (NoFence-teknologi) fra slutten av juli til slutten av oktober. Manuell rydding av busker og trær i oktober. 2024: ti geiter satt på lokaliteten (NoFence-teknologi) fra 6. september til 19. november.	Ny i 2023	Før-data (august)	Etter-data (forenklet; september)

Bleikøya

Overvåkingslokaliteten omfatter en del av Bleikøya naturreservat, som Statsforvalteren og Oslo kommune prioriterte for tiltak i april 2022. Den største utfordringen i tiltaksområdet er gravbergknapp (*Phedimus spurius*), som er vurdert å ha svært høy risiko (SE) på Artsdatabankens fremmedartsliste (Solstad et al. 2023). Området er i tillegg preget av gjengroing med busker og trær, hvorav en god del hagemisplarter (*Cotoneaster* spp.), som er fremmedarter med i hovedsak svært høy risiko (Artsdatabanken 2023). De to stedeagne mispelartene dvergmispel (*C. scandinavicus*) og svartmispel (*C. niger*; NT) forekommer også.

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i juni 2022, se beskrivelse i Evju et al. (2022b). Det antatte tiltaksområdet ble avgrenset basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal, men tok også hensyn til topografi på lokaliteten. Området utgjorde ca. 2000

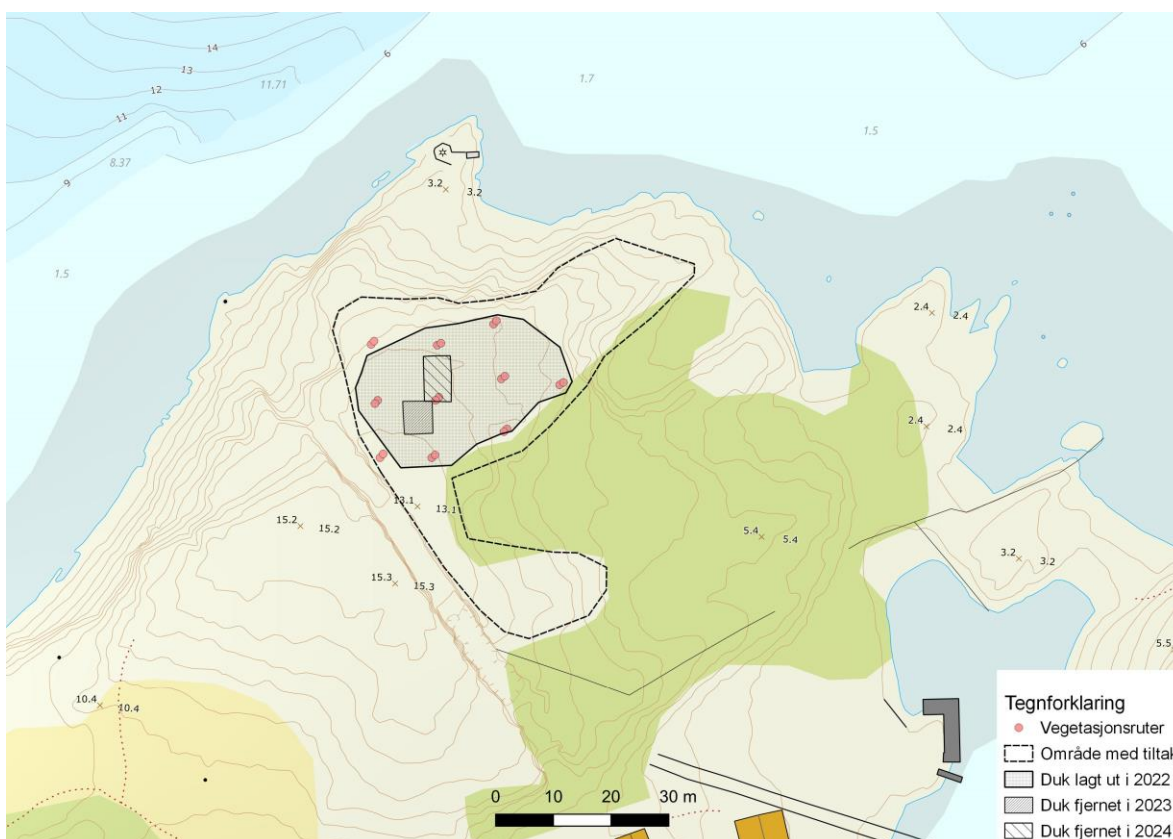
m². De ytterste bratte områdene nær kysten ble unngått, både av hensyn til vår sikkerhet og av hensyn til hekkende fugl. Det ble etablert til sammen 10 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m, merket med høypresisjons-GPS.

Tiltakene på Bleikøya ble i hovedsak gjennomført av Bymiljøetaten og Vaktmesterkompaniet i perioden 2. til 26. august. Det ble lagt duk (grønn 650 g/m² PWC-presenning) som dekket gravbergknapp (**Figur 2.2**). Duken dekket omtrent 1000 m² og ble sikret med steiner hentet opp fra steinbruddet i området. I tillegg ble det ryddet kratt og busker, også utenfor området der duken ble lagt.

Første gjenbesøk ble gjennomført 30. september 2022. To av de etablerte overvåkingsrutene lå rett i utkanten av det tildekkede området. Det sto igjen ganske mye fremmede mispelarter i deler av området på det tidspunktet. Vi registrerte tiltakene som var gjort, samt variablene knyttet til sirkelene rundt hver vegetasjonsrute (Evju et al. 2022b).

I løpet av høsten 2022 og sommeren 2023 ble det ryddet noe mer hagemispler i området. Duken ble utbedret (teipet sammen i skjøtene, utvidet i kantene og forsterket med mer stein). Noen deler av duken ble fjernet i september 2023, for å kunne vurdere om én eller to vekstsesonger er nødvendig for å fjerne gravbergknappen, og det ble plantet inn små tuer av stedegen vegetasjon i ett av de avdekkede områdene.

Andre gjenbesøk ble gjennomført 3. oktober 2023 av Marianne Evju og Jenny Hansen i NINA. Vi registrerte de samme variablene for hver vegetasjonsrute som ved første gjenbesøk, og noterte om det var gjennomført nye tiltak, inkludert aktive revegeteringstiltak.



Figur 2.2. Overvåkingslokaliteten på Bleikøya. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. Det skraverte området viser området som ble tildekket med duk i 2022, mens den lille firkanten viser omtrentlig område der noe duk ble fjernet i 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Under befaringen våren 2024 ble det oppdaget at en del av duken var ødelagt, og denne ble fjernet. Sommervikarer i Oslo kommune har i etterkant ryddet og luket på Bleikøya gjennom sommeren. Det ble oppdaget en god del gravbergknapp i områdene der duken var fjernet. Dette ble luket fortløpende.

Tredje gjenbesøk ble gjennomført 3. september 2024 av Marianne Evju og Ruben E. Roos i NINA. Vi registrerte de samme variablene som ved første og andre gjenbesøk, og vi noterte om det var gjennomført nye tiltak, for hver vegetasjonsrute/sirkel (**Figur 2.3**).



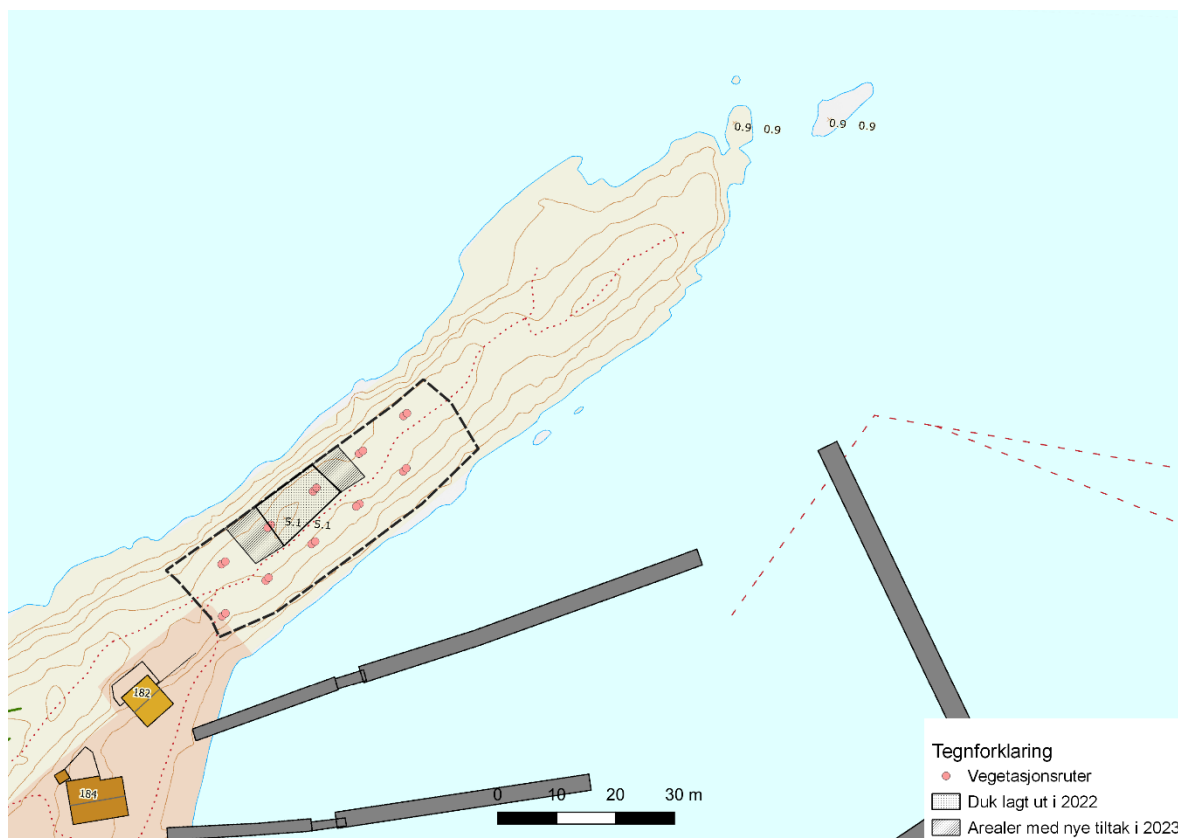
Figur 2.3. Rute B6 på Bleikøya i juni 2022, før tiltak (til venstre) og i september 2024 etter tiltak (til høyre). Duken over ruten ble fjernet våren 2024. Oppslag av gravbergknapp ble luket gjennom sommeren. Foto: Marianne Evju/NINA.

Loffen på Nakholmen

Loffen på nordsiden av Nakholmen er del av Nakholmen naturreservat. Området har svært høy dekning av gravbergknapp, og det forekommer i tillegg en rekke andre fremmede arter. Loffen er et viktig hekkeområde for fugl, og det er i tillegg vindutsatt. Sommeren 2022 ble det derfor bare lagt ut en liten duk, for å høste erfaring med hvilken type bardunering som var nødvendig for at duken skulle bli liggende (B. Bredesen, pers. medd.). Duken ble sikret med bruk av snor, paller og stein. Det ble i tillegg ryddet fremmede arter (utenom gravbergknapp) utenfor det tildekkede området.

Det ble gjennomført kartlegging av moser på lokaliteten i april og august 2023 (Biofokus, på oppdrag fra Bymiljøetaten), der det ble funnet flere trua arter (Brynjulvsrud & Nilsson 2023). Basert på disse funnene ble det bestemt å legge en ekstra duk kant i kant med den opprinnelige duken på sørvestsiden (på et område uten forekomster av trua arter), mens det på området nordøst for duken ble luket gravbergknapp manuelt, for å ta hensyn til forekomster av trua moser og lav (**Figur 2.4**). Disse ekstra tiltakene ble gjennomført i september 2023.

Datainnsamling på artsmangfold og tilstand før tiltak ble gjennomført i august 2022, se beskrivelse i Evju et al. (2022b). Det antatte tiltaksområdet ble avgrenset basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal og utgjorde ca. 900 m². 10 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m ble etablert og merket med høypresisjons-GPS (**Figur 2.4**). Det ble foretatt et gjenbesøk i september 2022, men lokaliteten ble ikke prioritert for gjenbesøk i 2023.



Figur 2.4. Overvåkingslokaliteten på Loffen på Nakholmen. Det skraverte området viser området som ble tildekket med duk i 2022. Den lille firkanten sørvest for denne viser omtrentlig område der duk ble lagt ut i 2023, mens firkanten nordøst ble luket manuelt for gravbergknapp for å ivareta trua moser. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

I 2024 var vi innom på en kort befaring 3. september, men fordi arealet med tiltak er så lite, ble det ikke prioritert datainnsamling.

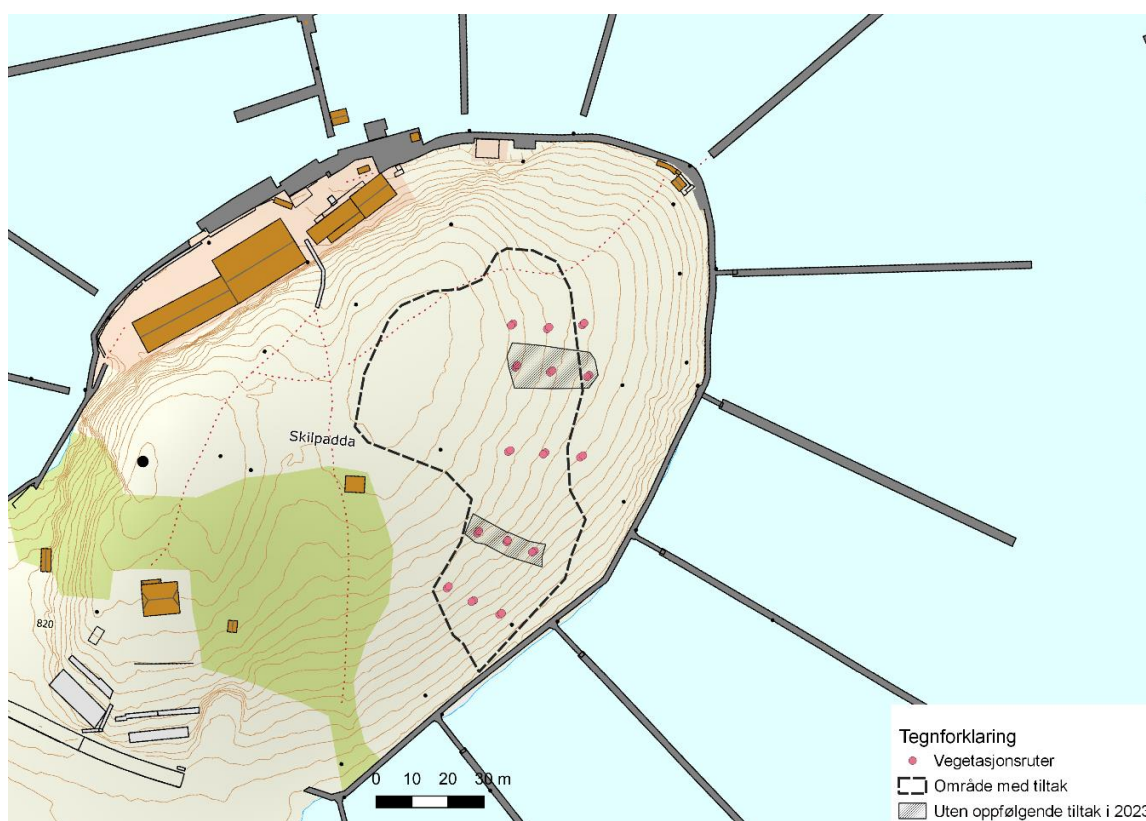
Padda

Tiltaksområdet ligger i Padda plantefredningsområde og omfatter både kalkfuruskog og åpen grunnlendt kalkmark. Her er utfordringen at store områder er mer eller mindre dominert av kratt og busker. Mange av buskene er stedeigne, som liguster (*Ligustrum vulgare*), men det er også en god del fremmede mispelarter. Det er tidligere gjennomført en del skjøtsel på Padda, inkludert rydding av furuforyngelse, hagemispler og berberis (*Berberis vulgaris*), og Padda er også lokalitet for utsetting av dvergtistel (*Cirsium acaulon*, CR; Bjureke & Bredesen 2005). Områdene med åpen grunnlendt kalkmark varierer i tilstand – noen partier er åpne, andre er veldig gjengrodd med busk og kratt. Statsforvalteren og Oslo kommune gjennomførte en felles befaring i april 2022, der de ble enige om det viktigste tiltaksområdet i verneområdet (**Figur 2.5**; K. Bredland, pers. medd.).

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i juni 2022, se beskrivelse i Evju et al. (2022b), fra i alt 15 permanent merkede overvåkingsruter (**Figur 2.5**). Det antatte tiltaksområdet ble avgrenset basert på tegninger fra Statsforvalteren av prioritert tiltaksareal på ca. 6000 m². Tiltakene på Padda ble gjennomført i perioden 15. august til 1. september av NCC på oppdrag fra Oslo kommune, Bymiljøetaten. Det ble ryddet busker og trær, og både vinsj, gravemaskin med klype og skogsmaskin ble benyttet. Noen små områder med gravbergknapp ble dekket med duk, men dette var utenfor området dekket av overvåkingen.

Første gjenbesøk ble gjennomført i september 2022. Da registrerte vi variabler i sirklene rundt vegetasjonsrutene (se **kap. 3.3.22** og Evju et al. 2022b). Den 25. mai 2023 gjennomførte vi andre gjenbesøk (Marianne Evju, Ruben E. Roos og Mathias Andreasen). Da registrerte vi både vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene samt variabler i sirklene, for å ha et grunnlag for å vurdere behov for og effekt av oppfølgingstiltak. Vi avgrenset to områder, som dekket seks av de femten overvåkingsrutene, der Bymiljøetaten ble bedt om ikke å gjennomføre oppfølgende tiltak (**Figur 2.6**), slik at vi kunne vurdere effekten av oppfølging og behovet for etter-rydding. Et tredje gjenbesøk ble gjennomført 4. oktober 2023 (Marianne Evju og Ruben E. Roos). Vi noterte nye tiltak samt variabler i sirklene rundt hver vegetasjonsrute (se Roos et al. 2023a).

Også i 2023 ble det ryddet kratt og trær. Det meste av arbeidet ble gjennomført på toppen av kollen (nordvest; **Figur 2.5**), og tiltakene der fanges ikke opp av overvåkingsrutene. Det er sannsynlig at en del av dette er gjort etter vår befaring 4. oktober (Oslo kommune 2023). Det ble også gjort oppfølgende rydding, særlig av mispler og liguster, i områdene i sørskråningen som ble ryddet i 2022, men i 2023 ble alt arbeid gjennomført manuelt (vinsj, jekk mv.), uten bruk av kjøretøy. Alt plantematerialet ble fraktet ut med leker. I tillegg ble det luket, særlig hvitsteinkløver, legesteinkløver og sneglebelg, i september 2023. Til sammen 20 fulle, store sekker ble luket med disse artene. Det ble ikke luket og etter-ryddet innenfor de områdene vi hadde avgrenset (**Figur 2.5**, **Figur 2.6**). Arbeidet ble gjennomført av Vaktmesterkompaniet på oppdrag fra Bymiljøetaten, Oslo kommune.



Figur 2.5. Overvåkingslokaliteten på Padda. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. De skraverte områdene viser arealene som ble gjerdet inn i mai 2023, der det ikke ble gjennomført oppfølgende tiltak i 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.

Et fjerde gjenbesøk ble gjennomført 27. juni 2024 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Vi registrerte vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene samt variabler i sirklene, men kun for de ni overvåkingsrutene som lå på åpen grunnlendt kalkmark (seks overvåkingsruter lå i kalkfuruskog innenfor tiltaksområdet; se Roos et al. 2023a).

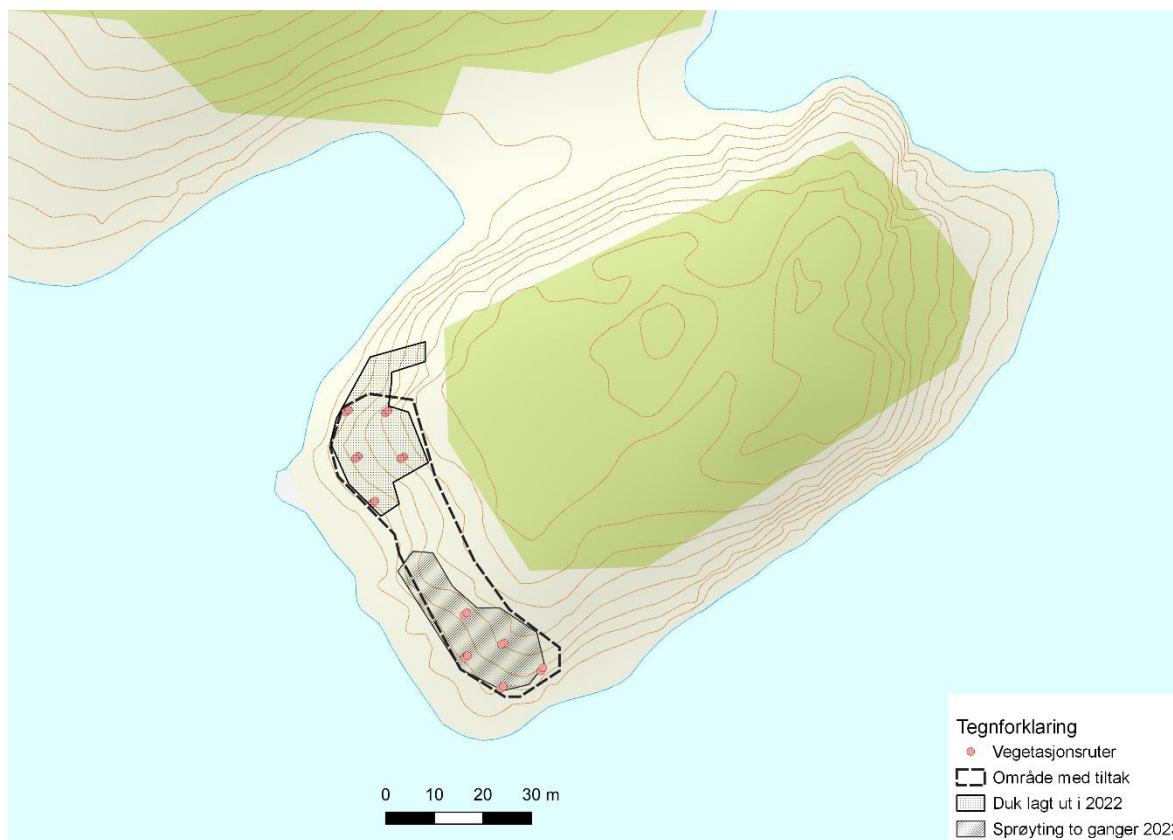


Figur 2.6. Noen områder på Padda ble gjerdet inne i mai 2023, og her ble det ikke ryddet/luket resten av vekstsesongen, slik at vi kunne undersøke hvor stort behovet for etter rydding er. Disse bildene viser rute P6 i juni 2022 (A), juni 2023 (B), oktober 2023 (C) og juni 2024 (D). Området rundt ruten ble ikke luket i 2023, men gjerdet ble tatt ned og området luket etter datainnsamling i juni 2024. Foto: NINA.

Etter feltarbeidet ble gjerdene som sperret to områder for lusing (**Figur 2.5**), fjernet. Vaktmesterkompaniet og innleide sommerhjelpere i Bymiljøetaten har luket området for fremmede og uønskede, ruderale arter, i hovedsak steinkløver, hvitdodre og sneglebelg, og fjernet oppslag av hagemispler, liguster og løvtrær. Lusing har vært gjennomført hver tredje uke fra juni til oktober. Oppslag av busker, samt yngre løvtrær, har vært fjernet med spett, trejekk og vinsj.

Torvøya

Overvåkingslokaliteten omfatter en del av Torvøya og Bjerkholmen naturreservat. Hovedfokuset for restaureringsarbeidet på Torvøya er å fjerne de store feltene med gravbergknapp på den sørvestre delen av øya. I 2022 ble det gjennomført en felles befarings (se Evju et al. 2022b), og det viktigste overvåkingsområdet, som omfattet omtrent 1000 m², ble avgrenset (**Figur 2.7**).



Figur 2.7. Overvåkingslokaliteten på Torvøya. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. Det nordlige området ble tildekket med duk i 2022, og duken ble liggende hele 2023. Det sørlige området ble delvis sprøytet i oktober 2022 og ble sprøytet to ganger i løpet av 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn. Tiltak gjennomført etter datainnsamling i 2024, er ikke vist.

Data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble samlet inn i august 2022. Til sammen 10 vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m ble etablert og merket med høypresisjons-GPS (**Figur 2.7**). Fem ruter ble etablert i den nordlige delen av overvåkingslokaliteten, og disse ble dekket med duk i oktober 2022. Fem ruter ble etablert i den sørlige delen av overvåkingslokaliteten, som skulle sprøytes (se detaljer under).

Første gjenbesøk ble gjennomført 18. oktober 2022. Det nordlige området var da tildekket, og vi registrerte dekningsgrad av duk, fremmede arter og vedplanter i sirklene rundt vegetasjonsrutene. Første runde med sprøyting ble gjennomført i deler av det sørlige området samtidig som vi gjorde etterundersøkelser, og det ble derfor ikke registrert endringer i noen variabler. Det ble

sprøytet direkte på matter av gravbergknapp. Det ble brukt en 50-50-blanding av Express Gold SX² og Roundup³, som var tilført klebemiddel (Biowet)⁴, for å sikre at sprøytemiddelet skulle holde seg på plantene. Blandingsforholdet for en 5 liters ryggssprøyte med sprøytemiddel var ¼ Roundup og ¾ vann, ca. 1 g Express Gold og noen milliliter klebemiddel (Løkken et al. 2022).

Andre gjenbesøk ble gjennomført 29. juni 2023 (Marianne Evju og Ruben E. Roos). Vi registrerte både vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene og variabler i sirkelene, men bare i det sørlige (sprøytete) området, da det ikke var noen endringer i området dekket med duk. Denne registreringen gjorde det mulig å vurdere effekten av en gangs sprøyting på dekingen av gravbergknapp.

På det nordlige området ble det lagt ut en ekstra duk oppå duken som ble lagt ut i 2022, da man observerte at gravbergknapp spirte under duken. På det sørlige området ble det sprøytet to ganger til direkte på gravbergknapp (18. juli og 17. august). Alle overvåkingsrutene lå innenfor det området som ble sprøytet, men ikke alle var sprøytet direkte (lav til ingen deking av gravbergknapp i selve ruta, men sprøyting i sirkelen).

Tredje gjenbesøk ble gjennomført 3. oktober 2023 av Marianne Evju. Bare variablene i sirkelene ble registrert.

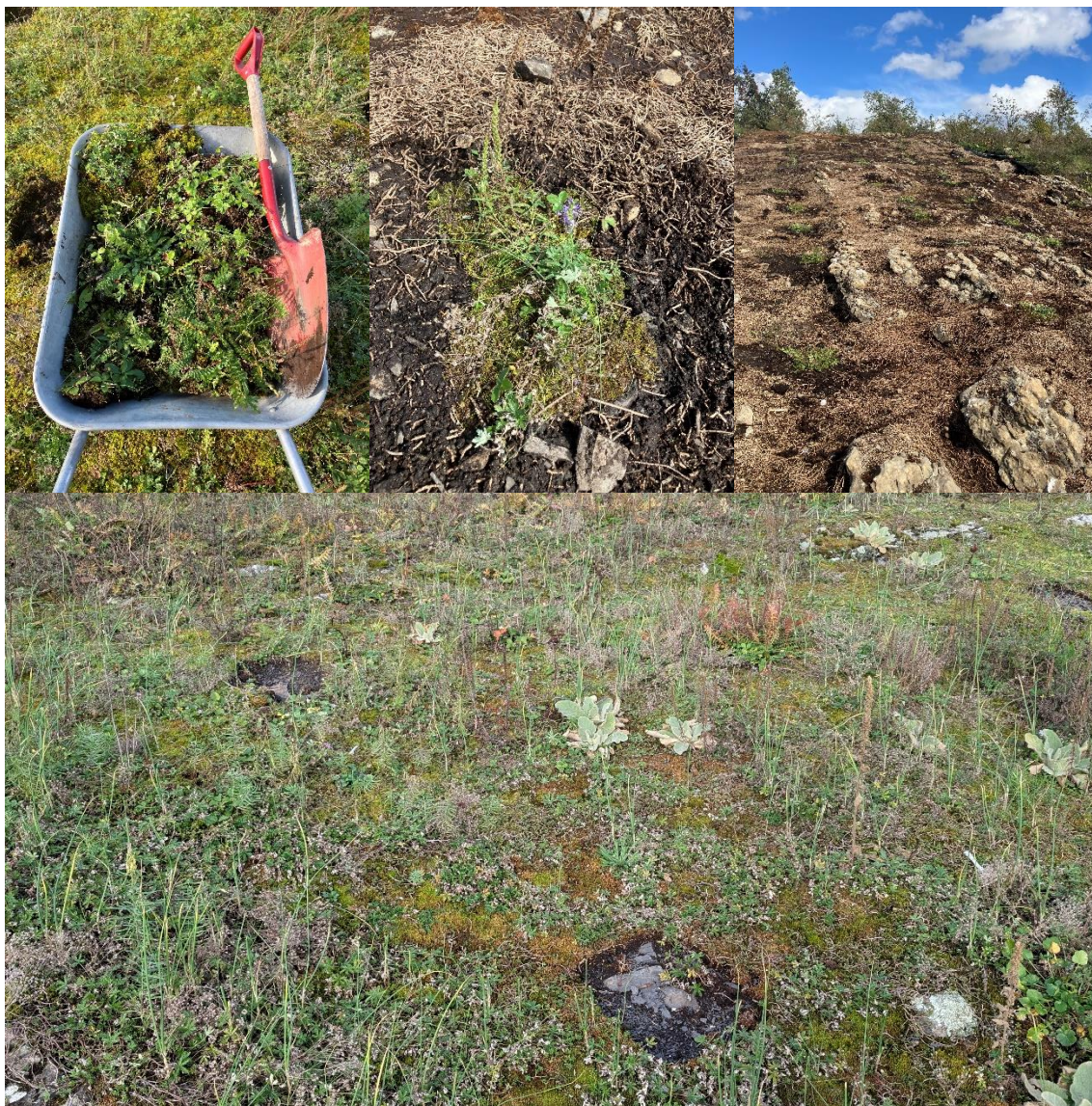
Fjerde gjenbesøk ble gjennomført 7. juni 2024 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Vi registrerte både vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene og variabler i sirkelene, men bare i det sørlige (sprøytete) området. Ingen nye behandlinger var gjennomført mellom tredje og fjerde gjenbesøk. Duken i det nordlige området lå hele vekstsesongen 2024.

I september 2024 ble halve duken på Torvøya fjernet. Området ble revegetert med tuer på 0,25 × 0,25 m, som ble plantet med ca. 1,5 m avstand (Jørn Olav Løkken, Naturrestaurering AS, pers. medd.). Tuene ble gravd ned i flukt med eksisterende jordsmonn og trykket godt til berggrunn og tilliggende jord (**Figur 2.8**). Tuene var hentet fra andre steder på Torvøya med intakt vegetasjon typisk for åpen grunnlendt kalkmark. For å kunne følge med på vegetasjonsutviklingen fra donorstedene ble det tatt GPS-punkter der tuene ble hentet. For tuene ble det notert hvilke arter som dominerte.

² <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/vaarhvete/ugras/express-gold-250gr-fmc-61060/>

³ <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/vaarhvete/ugras/roundup-50-l-61930/>

⁴ <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/bygg/klebemidler/biowet-5-l-68814/>



Figur 2.8. Transplantering av vegetasjonstuer på Torvøya til områder som tidligere har vært dekket med duk (tre bilder øverst). Tuene ble hentet fra andre steder på Torvøya med intakt vegetasjon typisk for åpen grunnlendt kalkmark (nederst). Foto: Jørn Olav Løkken/Naturrestaurering AS.

Malmøya

Restaureringsområdet på Malmøya ligger i Malmøya og Malmøykalven naturreservat, som er et stort naturreservat på ca. 509 daa, hvorav 274 daa er landareal. Området går sørover langs Malmøyas vestkyst fra Malmøytoppen, omfatter Malmøykalven og strekker seg videre langs kysten, til nordøst for Ormsund roklubb⁵. Verneformål er knyttet til verdifulle geologiske forekomster med fossilførende bergarter, samt å bevare et særpreget område med stor variasjon i vegetasjonstyper knyttet til kambrosilurske kalkområder⁶. Odden i Skinnarbukta er åpen grunnlendt kalkmark i mosaikk med nakent tørkeutsatt kalkberg, men deler av området er sterkt gjengrodde med syrin, hagemispel og en del furu. Området er mye brukt til friluftsliv, og det er et nettverk av stier og en god del slitasje på lokaliteten.

⁵ <https://faktaark.naturbase.no/?id=VV00000370>

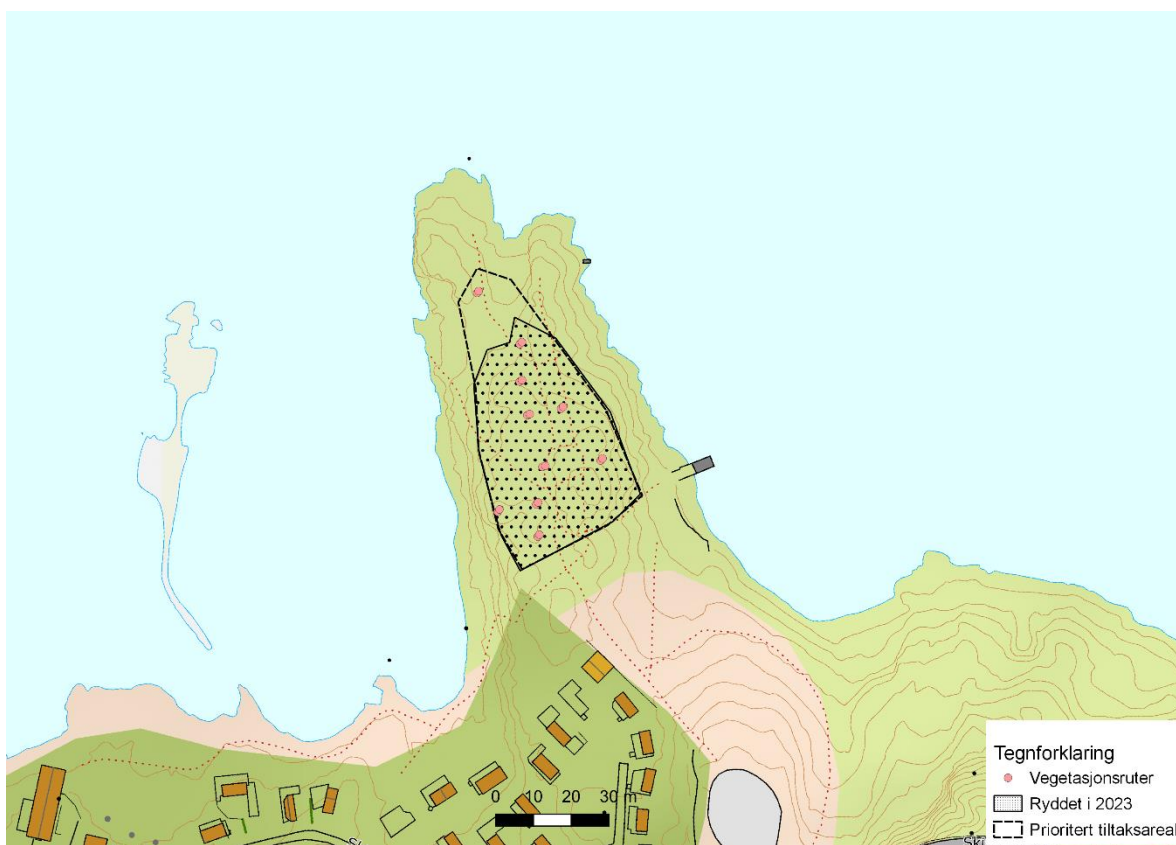
⁶ <https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2008-06-27-687>

Statsforvalteren, Oslo kommune, SNO og NINA gjennomførte en felles befaring i mai 2023. Det ble diskutert ulike løsninger for restaurering, og det viktigste tiltaksområdet ble avgrenset (**Figur 2.9**). Området utgjorde ca. 2000 m².

Innsamling av data på artsmangfold og tilstand før tiltak ble gjennomført 3. august 2023 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Vi la forsøksvis ut ett langt transekt fra den innerste delen av tiltaksområdet ut til spissen av odden, men pga. tett buskas var det vanskelig å legge transektet rett. Langs transektet etablerte vi vegetasjonsruter med 10 m avstand, totalt sju ruter, mens tre supplerende ruter ble lagt øst og vest for transektet, innenfor tiltaksområdet. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.9**) og analysert som beskrevet i **kap. 2.3.2**.

Tiltakene på Malmøya ble i hovedsak gjennomført i september-oktober 2023 av Vaktmesterkompaniet. Syrin, anslagsvis 100 m², ble kappet ned og stubbene og eventuelle gjenværende blader ble penslet med glyfosat i begynnelsen av oktober. Busker, i hovedsak mispler, men også noe liguster og unge løvtrær, ble dratt opp med rota. Det ble i hovedsak brukt vinsj, men også jekk, rothakke og spett. I tillegg ble det kappet en del ungfuru. Planteavfallet ble fraktet til parkeringsplassen og kjørt vekk. Det ble også gjennomført bekjempelse av russesvalerot innenfor området (luking).

Vi gjennomførte en befaring den 4. oktober 2023 (Marianne Evju og Ruben E. Roos), der vi noterte tiltak samt variabler i sirklene rundt hver vegetasjonsrute (**Figur 2.9** og **Figur 2.10**).



Figur 2.9. Overvåkingslokaliteten på Malmøya. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak skal gjennomføres, mens det skraverete området viser hva som ble ryddet i 2023. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn.



Figur 2.10. Lokalteten på Malmøya i 2024, der store syrinkratt og hagemispler er ryddet. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Andre gjenbesøk ble gjennomført 27. juni 2024 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Vi registrerte vegetasjonssammensetning i overvåkingsrutene samt variabler i sirkelene.

I løpet av vekstsesongen 2024 – i hovedsak etter datainnsamlingen – er det gjennomført gjentatt luking av vinterkarse, løkurt, engryllik, steinkløver og andre uønskede urter hver tredje uke. I tillegg er gjenstående små syrinbusker forsøkt fjernet med spett, trejekk og/eller vinsj. Større gjenstående busker og oppslag av syrin er bekjempet med glyfosat. Oppslag av løvtrær etter tiltakene i 2023 er kuttet lavt over bakkenivå (mindre trær er dratt opp med vinsj/trejekk). Unge furutrær er fjernet.

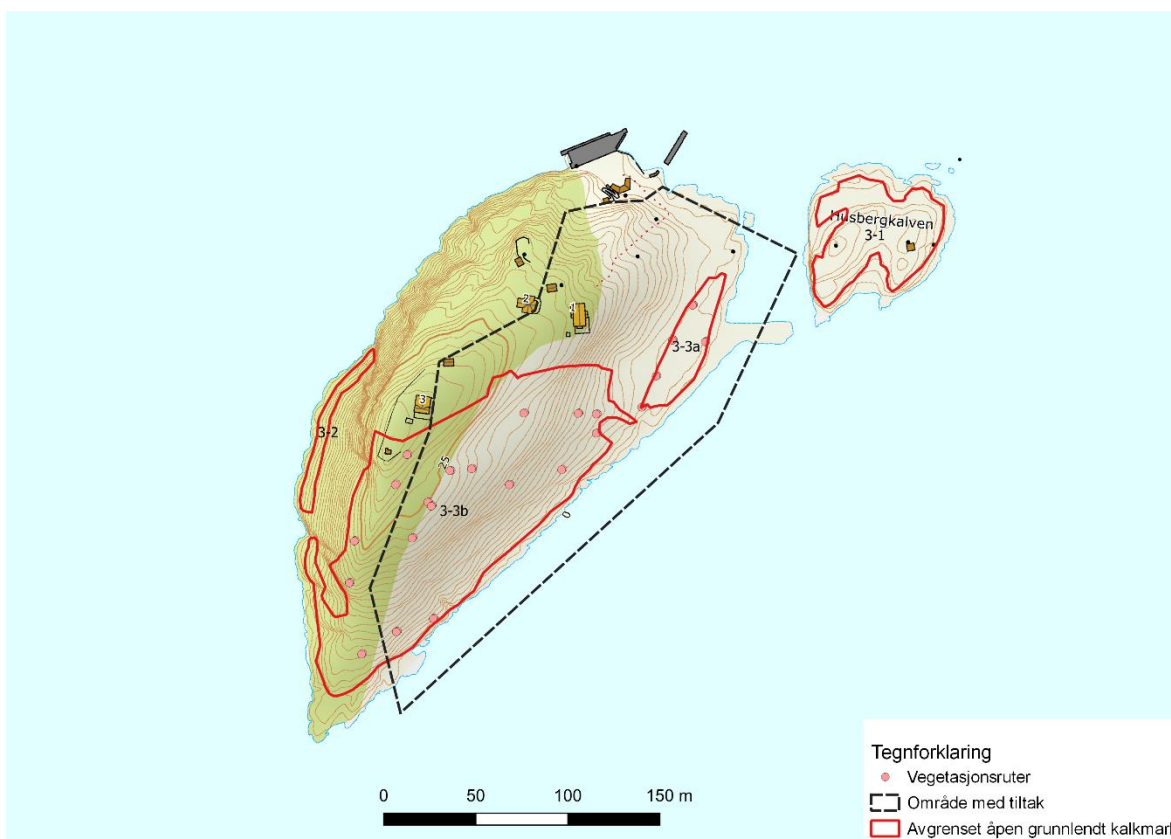
Husbergøya

Restaureringsområdet på Husbergøya ligger i Husbergøya naturreservat. Øya er «en typelokalitet for en geologisk formasjon som kalles Husbergøyformasjonen og består av kambrosilurbergarter»⁷. Verneformål er å bevare geologisk og biologisk mangfold i form av naturtyper, arter og naturlig økologiske prosesser. En del av øya er skogbevokst, mens østskråningen og Husbergkalven er åpen grunnlendt kalkmark. Det er en god del gjengroing av den åpne grunnlendte kalkmarka på Husbergøya, i hovedsak av stedegne arter som roser, berberis og andre løvtrær, men dels også med hagemispler. I noen mindre områder forekommer også gravbergknapp.

Statsforvalteren, Oslo kommune og NINA gjennomførte en felles befarings i april 2023. Det ble diskutert ulike løsninger for restaurering, og det viktigste tiltaksområdet ble avgrenset (**Figur 2.11**). Området utgjorde i overkant av 30 000 m².

⁷ <https://faktaark.naturbase.no/?id=VV00002670>

Innsamling av data på arts mangfold og tilstand før tiltak ble gjennomført 31. juli og 1. august 2023 av Marianne Evju, Ruben E. Roos og Heidi Solstad (Multiconsult AS). Lokaliteten inngår også i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark, og datainnsamling ble samkjørt mellom de to prosjektene. Først ble polygoner av åpen grunnlendt kalkmark avgrenset (**Figur 2.11**). Deretter etablerte vi vegetasjonsruter i de områdene som var omfattet av tiltak. Vi benyttet metoden som brukes i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark (Evju et al. 2020b): For å finne posisjonen for vegetasjonsrutene ble et rutenett på 10 × 10 m konstruert og lagt over polygonene. Alle skjæringspunkter i rutenettet ble definert som potensielle vegetasjonsruter, og deretter ble rutene trukket tilfeldig. Dette sikret en minsteavstand på 10 m mellom vegetasjonsrutene. Fordi tiltaksområdet var så stort, etablerte vi totalt 18 vegetasjonsruter i det største delområdet for å fange opp variasjonen i tilstand innenfor tiltaksområdet. Noen av rutene lå også utenfor tiltaksområdet, og kan da brukes til å sammenligne endringer i områder med og uten tiltak. Vi etablerte også fem ruter i det minste delområdet. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.11**) og analysert som beskrevet i **kap. 2.3.2**.



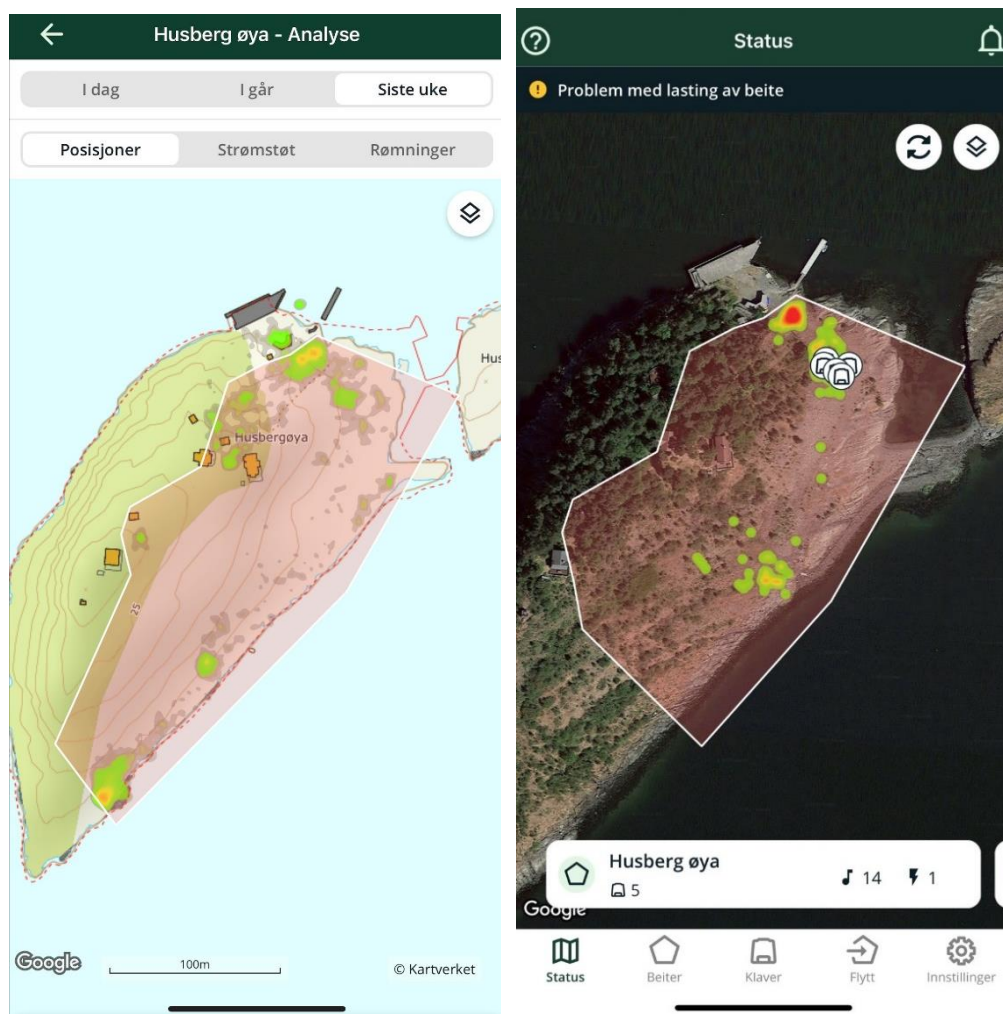
Figur 2.11. Overvåkingslokaliteten på Husbergøya. De røde linjene viser avgrensede polygoner med åpen grunnlendt kalkmark. Den stiplede linjen viser en omtrentlig avgrensning av arealet der restaureringstiltak er gjennomført. De rosa prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute) der overvåkingsdata samles inn, fordelt på fem ruter i delområde 1 (3-3a) og atten ruter i delområde 2 (3-3b).

Den siste uka i juli 2023 ble det satt ut fem geiter på Husbergøya. Geitene er av rasen «kystgeit» og eies av Oslo kommune/Bogstad gård. Området som geitene kunne bevege seg på, ble avgrenset med tanke på å være stort nok til at de kunne bevege seg fritt uten å «stange» i ytterkantene for ofte, samtidig som de kunne beite i de områdene med mest busker og trær. Geitene hadde GPS-halsbånd som varslet med lyd og deretter støt når de nærmet seg/gikk over

grensene (Nofence⁸). Ideelt sett skulle etableringen av overvåkingen blitt gjort før geitene kom utpå øya, men dette lot seg ikke gjøre av logistiske årsaker. Beitetrykket den første uka var imidlertid lavt – vi så få eller ingen beitespor i vegetasjonsrutene som ble etablert, men noen stier/tråkk var dannet.

GPS-data fra geitene viser hvilke områder som er mest brukt i løpet av tiden de har vært ute (**Figur 2.12**). Bymiljøetaten gjennomførte en befaring i slutten av september og konkluderte med at beiteeffekten var relativt liten (for stort areal for så få dyr), og beitingen ble videreført til slutten av oktober, totalt 93 dager. Den 5. oktober ble det manuelt ryddet en del ungfuru, mispler og andre busker i de områdene hvor buskdekningen var høyest, totalt 2–3 containere, som ble fjernet og skal brennes. I tillegg ble det luket engryllik (*Achillea nobilis*, H1). Ryddingen ble gjort av to deltakere fra Bymiljøetaten og åtte fra Natur og Ungdoms lokallag i Nesodden samt Nesodden kommune.

Fordi tiltakene ikke var avsluttet da feltsesongen nærmet seg slutten, ble det ikke gjennomført en ekstra befaring på Husbergøya.



Figur 2.12. Skjerm bilde av geitenes beiteområde på Husbergøya i 2023, fra Bymiljøetaten Oslo kommune fra juli (t.v.) og fra siste periode (oktober (t.h.)), da området var noe redusert. Varmekartet viser områdene som er mest brukt.

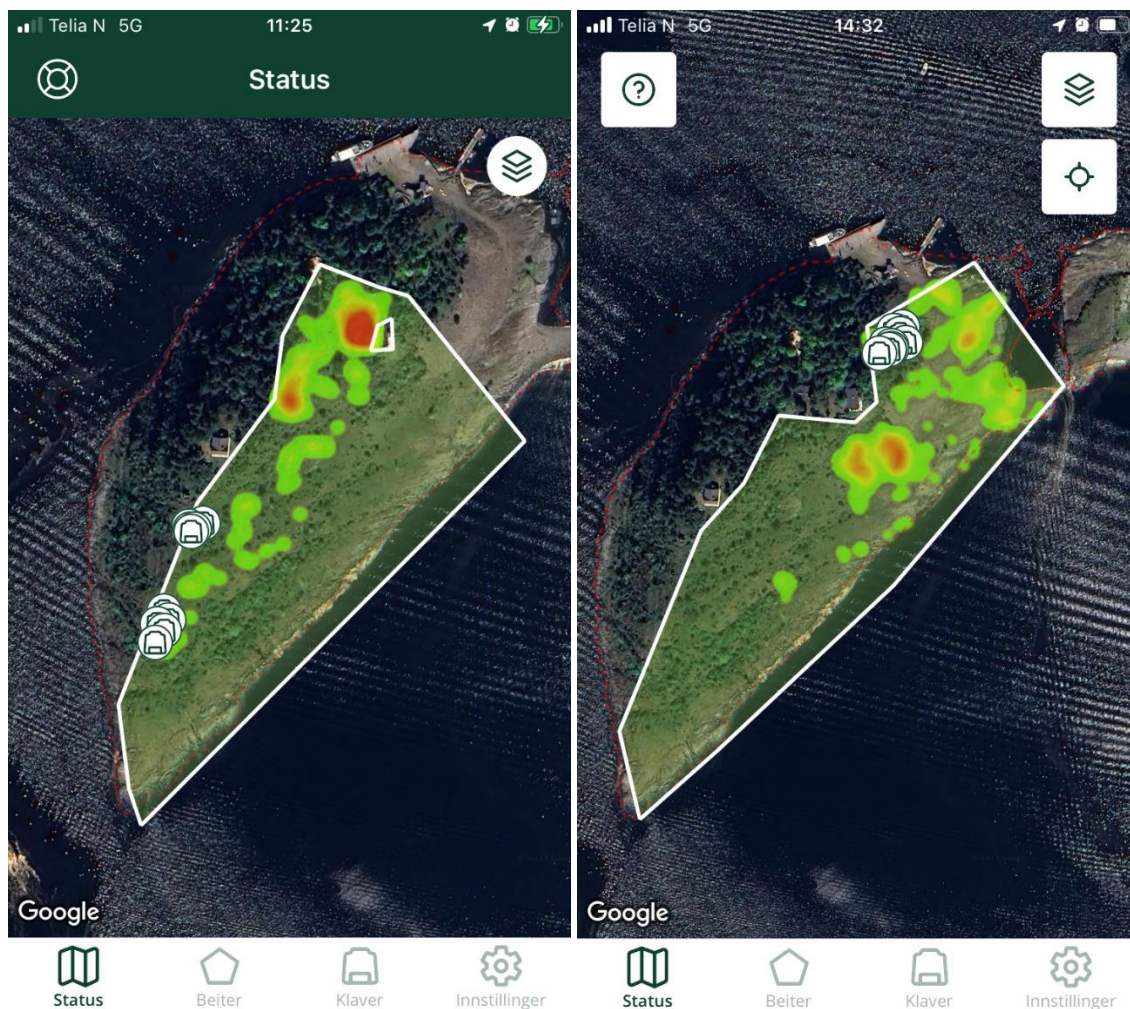
⁸ <https://www.nofence.no/en/>

I 2024 ble ti geiter satt ut på Husbergøya (**Figur 2.13**). Geitene var på øya fra og med 6. september til 19. november. Fra og med 6. september til 18. oktober hadde geitene området som vist til venstre i **Figur 2.14** og området ble utvidet noe nordover i perioden 18. oktober – 4. november (til høyre i **Figur 2.14**). Fra 4. til 19. november ble geitene sluppet løs på hele øya. I denne perioden gikk geitene uten NoFence, så ingen kart over geitenes oppholdssteder er tilgjengelig

Første gjenbesøk ble gjennomført 11. september 2024 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Gjenbesøket avdekker imidlertid først og fremst effektene av ryddejobben (geiter og manuelt) som ble gjennomført høsten 2023.



Figur 2.13. Kystgeitene på Husbergøya i 2024. Foto: Ruben E. Roos/NINA.



Figur 2.14. Skjerm bilde av geitenes beiteområde på Husbergøya i 2024, fra Bymiljøetaten Oslo kommune, til venstre for perioden 6. september til 18. oktober, til høyre for perioden 18. oktober til 4. november da området var noe utvidet nordover. Etter 4. november fikk geitene gå på hele øya til de ble flyttet 19. november. Varmekartet viser områdene som er mest brukt.

2.3.2 Metodikk for datainnsamling

Metodikken for datainnsamling er hentet fra forslaget til optimalovervåking av åpen grunnlendt kalkmark (Evju et al. 2021b) og innebærer:

- etablering av faste overvåkingsruter på $0,5 \times 0,5$ m (5–15, avhengig av tiltaksareal)
- registrering av alle forekommende karplanter i rutene, med dekningsgrad
- registrering av dekning av ulike vegetasjonssjikt (inkl. fremmedarter og problemarter), slitasje, kjørespor og menneskelige objekter i sirkler med 5 m radius rundt hver overvåkingsrute

Metodikk for utlegging og gjenbesøk, samt datainnsamling i felt, er beskrevet i detalj i Evju et al. (2022b) og Roos et al. (2023a). Metodikken tilsvarer den som er brukt i basisovervåking av åpen grunnlendt kalkmark (Evju et al. 2020b). Indikatorer for overvåkingen er beskrevet i **Tabell 2.2**.

Tabell 2.2. Indikatorer for overvåking av effekter av restaureringstiltak i åpen grunnlendt kalkmark.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalgsenhet	Utlekking av utvalgseenhet	Antall utvalgseenheter	Frekvens for datainnsamling
Arts-sammensetning	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplanter	0,5 × 0,5 m ²	Tilfeldig	5–15	Varierer (se Tabell 2.1)
Artsrikdom - alle karplanter - rødlistearter - habitatspesialister	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplanter	0,5 × 0,5 m ²	Tilfeldig	5–15	Varierer (se Tabell 2.1)
Dekning av habitatspesialister	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplanter	0,5 × 0,5 m ²	Tilfeldig	5–15	Varierer (se Tabell 2.1)
Dekning av vedplanter - feltsjikt - busksjikt - tresjikt	% dekning av vedplanter i hvert sjikt	78,5 m ² sirkel	Tilfeldig	5–15	Årlig
Dekning av fremmede arter	% dekning av fremmede karplanter*	78,5 m ² sirkel	Tilfeldig	5–15	Årlig
Dekning av problemarter*	% dekning av problematiske karplanter**	78,5 m ² sirkel	Tilfeldig	5–15	Årlig
Dekning av slitasje	% dekning av slitasje, kjørespor og andre jordforstyrrelser (f.eks. ved oppgraving av busker)	78,5 m ² sirkel	Tilfeldig	5–15	Årlig
Tiltak i vegetasjonsrute	Type tiltak i vegetasjonsruten: - duk - sprøyting - krattrydding - lusing - annet	0,5 × 0,5 m ²	Tilfeldig	5–15	Varierer (se Tabell 2.1)
Omfang av tiltak i vegetasjonsrute	Andelen (%) av vegetasjonsruten omfattet av tiltak	0,5 × 0,5 m ²	Tilfeldig	5–15	Varierer (se Tabell 2.1)
Tiltak i vegetasjonssirkel***	Type tiltak i vegetasjonsruten: - duk - sprøyting - krattrydding - lusing - annet	78,5 m ² sirkel	Tilfeldig	5–15	Årlig
Areal med tiltak	Areal med tiltak	Polygon	Heldek-kende	-	Årlig

* planter i kategoriene SE, HI og PH i gjeldende fremmedartsliste

** for problemarter, se diskusjon i teksten

** erfaring fra felt viser at det er vanskelig å anslå andelen av sirkelen som er omfattet av et gitt tiltak. I stedet registreres tiltak gjennomført siden forrige overvåkingstidspunkt.

Feltprotokoll er vist i **Vedlegg 1**. Vi har utviklet feltskjema for datainnsamling gjennom applikasjonen Survey123 (ArcGIS Online, for nettbrett og mobil). Appen ble benyttet også for datainnsamling i 2023 (Roos et al. 2023a).

Problemarter i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark er definert som fremmede arter med lav økologisk risiko (LO) samt produksjonsarter som ikke ble risikovurdert i fremmedartslista 2018 (Evju et al. 2021c). Imidlertid så vi etter restaureringstiltakene et oppslag av mange arter som ikke nødvendigvis er fremmede, men som er ugrasarter som er uønsket på åpen grunnlendt kalkmark, og som det kan være behov for å gjøre aktive tiltak mot slik at de ikke etablerer permanente bestander på lokalitetene. Problemarter er dermed her definert videre enn i basisovervåkingen, og vi har notert artsidentitet i felt.

Fremmedartslista har også endret seg underveis i prosjektet. En art som vinterkarse ble tidligere kategorisert som SE (Artsdatabanken 2018b), men er i den nye fremmedartslista ikke risikovurdert (NR; Artsdatabanken 2023), fordi man anser at arten var etablert i norsk natur før 1800. Den økologiske risikoen til arten er imidlertid ikke endret mellom 2018 og 2023. Motsatt var eksempelvis syrin ikke risikovurdert i 2018, fordi arten ble regnet som produksjonsart som var unntatt risikovurderinger, men på grunn av endrede vurderingskriterier, er syrin kategorisert som SE i fremmedartslista 2023.

Vi anbefaler at registreringen av fremmedarter og problemarter framover følger anbefalingene i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark (Evju et al. 2024 under utarb.).

2.4 Dataanalyser

For å synliggjøre korttidseffektene av tiltak har vi sammenstilt data fra sirklene rundt vegetasjonsrutene før og etter tiltak. Vi har fokusert på de variablene som vi vurderte som relevante i forhold til tiltakene som ble gjennomført på hver lokalitet.

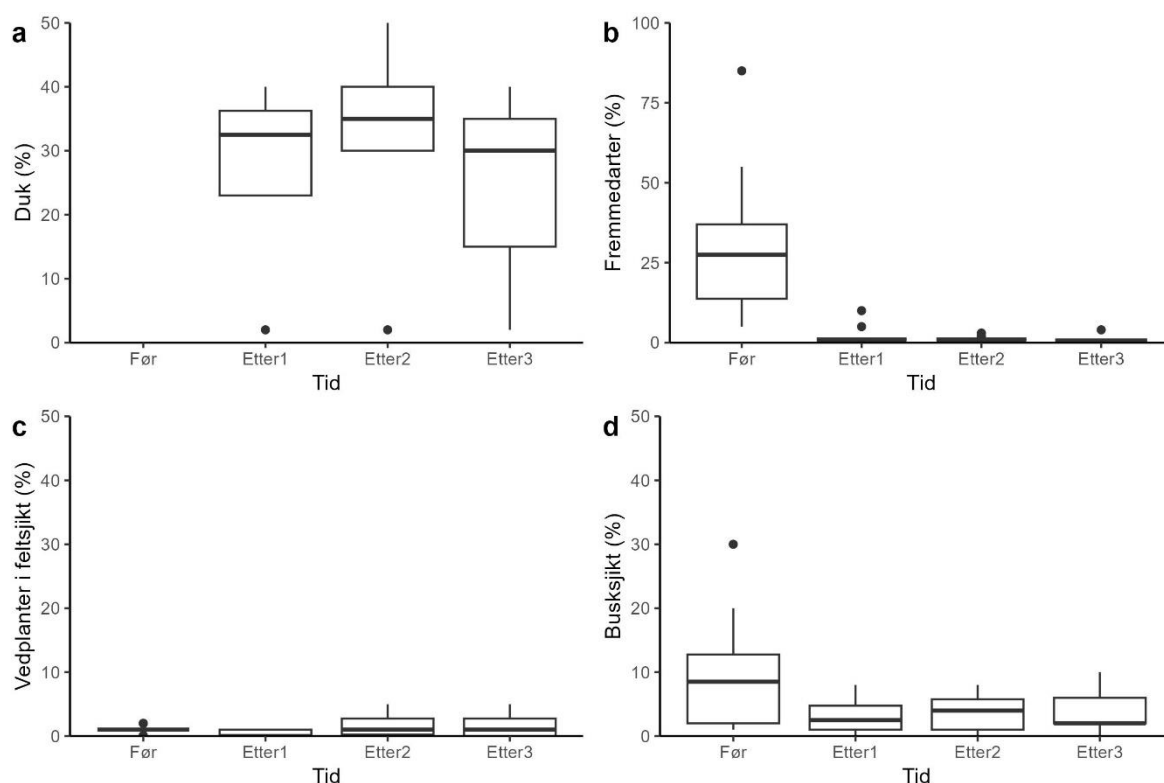
NINA foreslår at det gjennomføres statistiske analyser av artsregistreringer i overvåkingsrutene etter at flere registreringer i overvåkingsrutene er gjennomført i 2025.

Datasettet er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=calcareous_grassland_monitoring&v=1.4 og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/pn7j2k>. Script for dataanalyser er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Apen-grunnland-kalkmark>.

2.5 Resultater

Bleikøya

Mellom oktober 2023 og september 2024 ble det fjernet noen områder med duk som gjør at det har blitt registrert mindre dekning av duk i noen av overvåkingsrutene (**Figur 2.15a**). Dekningen av fremmede arter i sirklene har blitt redusert etter gjennomføring av ryddingen av hagemispler gjennomført i 2022 og dekningen av fremmedarter var fortsatt svært lav under undersøkelsen gjort i 2024 (**Figur 2.15b**). Dekningen av vedplanter i feltsjikt økte noe i 2022 og en lignende lav dekning er fortsatt til stede i 2024 (**Figur 2.15c**). Dette kan tyde på en beskjeden mengde rotskudd av (stedegne) vedplanter. Dekningen av busker ble redusert etter ryddingen og holdt seg i 2024 på omtrent samme nivå som i de forrige undersøkelser (**Figur 2.15d**).

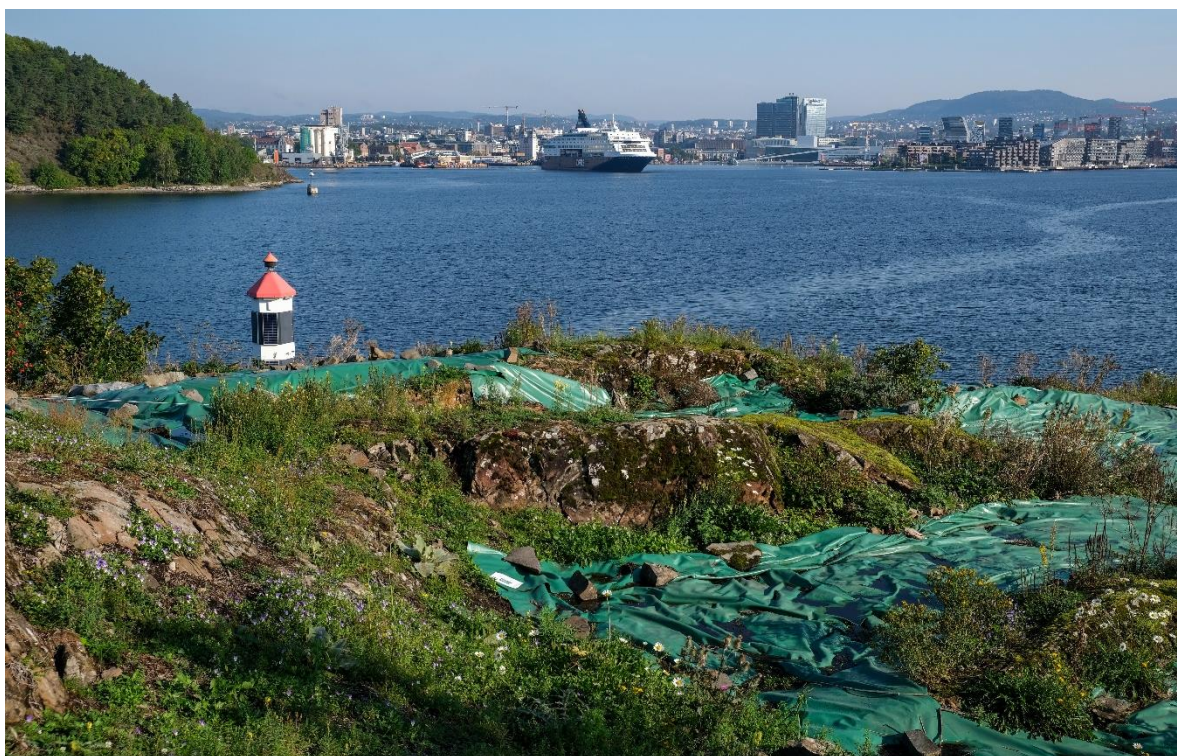


Figur 2.15. Bleikøya: endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (utlegging av duk, fjerning av fremmede arter; før; juni 2022), etter en vekstsesong (september 2022; etter1), etter to vekstsesonger (oktober 2023; etter2) og etter tre vekstsesonger (september 2024; etter3). Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Som i 2023, observerte vi også noen store individer av veitistel (*Cirsium vulgare*) langs kantene av duken (**Figur 2.16**), samt noen døde individer som vi antar kan ha blitt sprøytet. I tillegg ble det observert noen få unge individer av gravbergknapp. Det ble observert mange individer av prestekrage (*Leucanthemum vulgare*) og stemorsblom (*Viola tricolor*) på lokaliteten (**Figur 2.17**). Selv om disse artene ikke er fremmedarter, kan de anses som uønskede i åpen grunnlendt kalkmark og store forekomster kan være et tegn på forstyrrelser eller andre forhold som favoriserer arter med mer ruderales strategier.



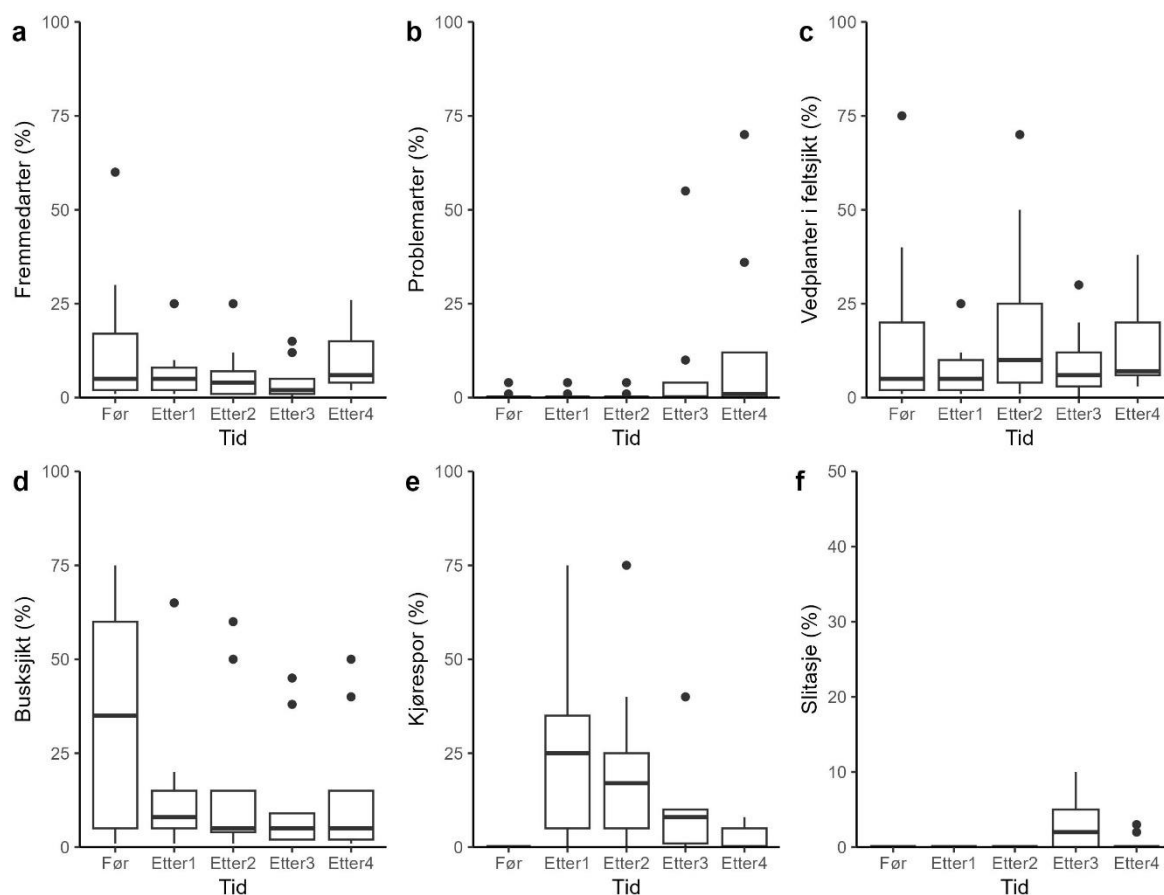
Figur 2.16. Store individer av veitistel (*Cirsium vulgare*) langs kantene av duken på Bleikøya. Foto: Ruben E. Roos/NINA.



Figur 2.17. Overvåkingslokaliteten på Bleikøya i september 2024. I forgrunnen står prestekrage (*Leucanthemum vulgare*) og stemorsblom (*Viola tricolor*) i blomst. Disse artene er ikke direkte assosiert med åpen grunnlendt kalkmark. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Padda

Det er observert en økning av fremmedarter i sirklene rundt rutene klassifisert som åpen grunnlendt kalkmark på Padda fra 2023 til 2024 (**Figur 2.18a**). Legesteinkløver (*Melilotus officinalis*), vinterkarse (*Barbarea vulgaris*) og sprikemispel (*Cotoneaster divaricatus*) er oftest registrert. Samtidig har dekningsgraden av problemarter økt og er ganske høy i to av sirklene (hhv. 36 og 70%) (**Figur 2.18b**). Dette skyldes i hovedsak registreringer av sneglebelg (*Medicago lupulina*) som, selv om arten har kommet til Norge før 1800 og derfor ikke er vurdert på fremmedartslista, er registrert som problemart på Padda (**Figur 2.19**). Dekningen av vedplanter i feltsjikt har vært stabilt i hele overvåkingsperioden (**Figur 2.18c**). Busksjiktet avtok etter skjøtselstiltak ble gjennomført i 2022, og har holdt seg stabilt siden det. Busksjiktdekningsgraden er fortsatt høy i to av rutene og dette er i hovedsak stedege busker som liguster (*Ligustrum vulgare*) (**Figur 2.18d**). Dekningen av kjørespor (**Figur 2.18e**) og slitasje (**Figur 2.18f**) var minimalt i 2024.



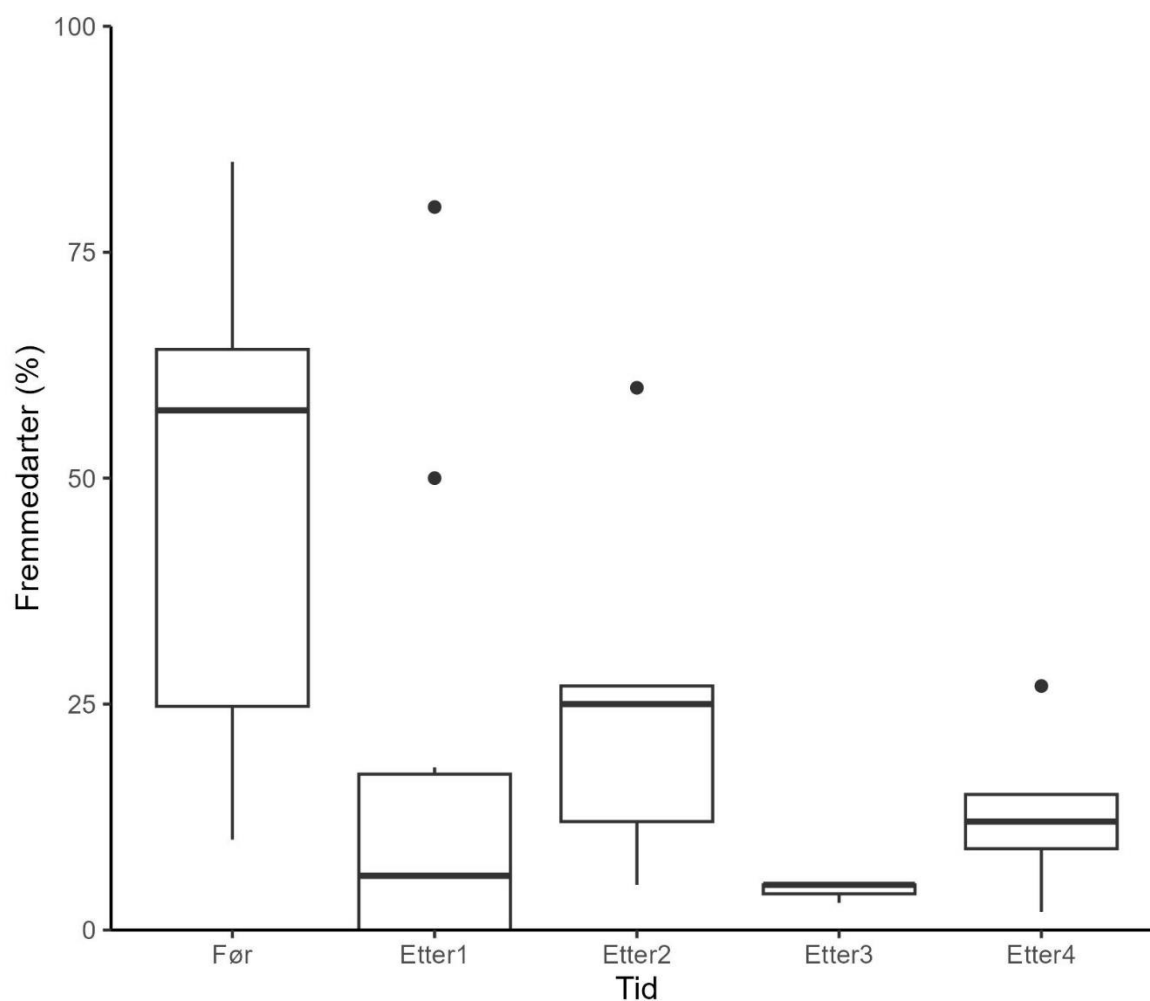
Figur 2.18. Padda: endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (juni 2022; Før), etter en vekstsesong (september 2022; Etter1), i starten av andre vekstsesongen (mai 2023; Etter2), etter videre tiltak gjennomført i andre vekstsesongen (oktober 2023; Etter3) og etter videreføring av lusing og fjerning av oppslag av kratt (juni 2024; Etter4). Data inkluderer sikler registrert som åpen grunnlendt kalkmark (T2-C7, T2-C8). Tykk horisontal strek viser medianverdien. Boksene viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikene viser utliggere.



Figur 2.19. Padda. Sneglebelg (*Medicago lupulina*) danner tette matter i områdene hvor jorda er forstyrret etter krattrydding. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Torvøya

Dekningen av fremmede arter på søndre delen av overvåkingslokaliteten på Torvøya (**Figur 2.20**) var på sitt laveste nivå i 2023 etter tre runder med sprøyting mot gravbergknapp. I 2024 økte deknningen av fremmede arter noe, trolig på grunn av hyppig forekomst av vinterkarse (*Barbarea vulgaris*) og noe gjenvekst av gravbergknapp (**Figur 2.21** og **Figur 2.22**).



Figur 2.20. Torvøya, søndre del: dekning av fremmede arter i sirklene rundt vegetasjonsrutene før tiltak (august 2022; før og oktober 2022; Etter1), etter en gangs sprøyting (juni 2023; Etter2), etter ytterligere to runder med sprøyting (oktober 2023; Etter3) og i juni 2024 (Etter4). Det ble ikke sprøytet mellom 2023 og 2024. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.



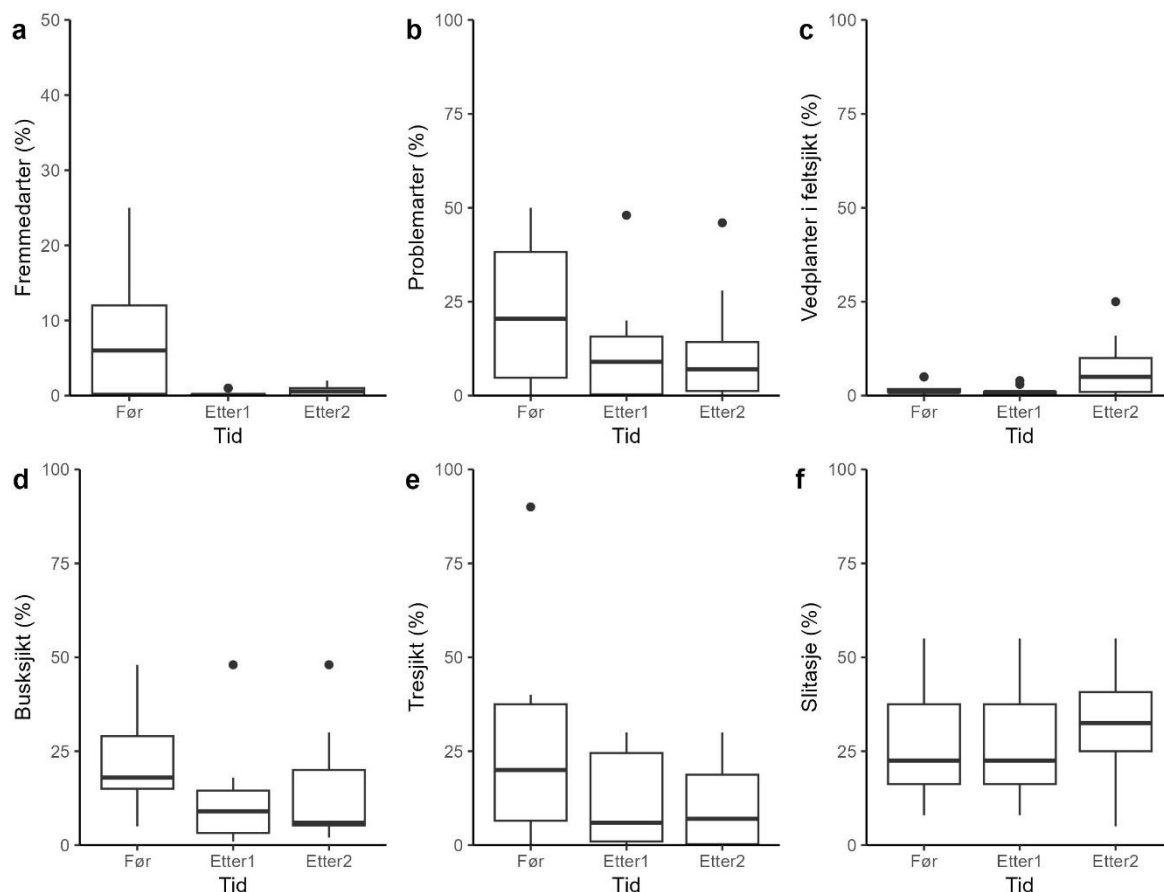
Figur 2.21. Overvåkingsrute TS4 på Torvøya på (fra venstre til høyre) den 18. oktober 2022, 29. juni 2023, 3. oktober 2023 og 7. juni 2024. Dekningen av gravbergknapp (*Phedimus spurius*) er kraftig redusert etter sprøytingen, mens det siste bildet viser en økning i forekomst av vinterkarse (*Barbarea vulgaris*, med rosetter med store, grønne blader). Bildene er tatt mot nord. Foto: Marianne Evju og Ruben E. Roos/NINA.



Figur 2.22. Torvøya. Hyppig forekomst av vinterkarse (*Barbarea vulgaris*) på områder hvor gravbergknappen ble sprøytet. Slyngsøtvier (*Solanum dulcamara*, til venstre på bildet) har også etablert seg. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Malmøya

Dekning av fremmede arter på overvåkingslokaliteten på Malmøya har gått ned etter tiltak gjennomført i 2023 (**Figur 2.23a**). Samtidig er deknningen av problemarter (inkl. syrin, *Syringa vulgaris*) noe redusert, men fortsatt høy i en av sirklene hvor ingen tiltak ble gjennomført (**Figur 2.23b**). Dekningen av vedplanter i feltsjikt har økt noe, som trolig skyldes rotskudd fra bl.a. syrin (**Figur 2.23c** og **Figur 2.24**). Dekningen av busksjiktet (**Figur 2.23d**) og tresjiktet (**Figur 2.23e**) har gått ned noe i takt med fjerning av fremmedarter mens slitasje har økt noe siden tiltakene ble gjennomført (**Figur 2.23f**).



Figur 2.23. Malmøya: endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (august 2023; Før), etter en vekstsesong (oktober 2023; Etter1) og i andre vekstsesong (juni 2024; Etter2). Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksene viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Under befaringen fant vi et område som virket gravd opp (noe som var mulig etter at mispler ble fjernet) og hvor noen dekorative planter ble plantet (**Figur 2.25**). Det virker som at noen kan ha gravd ned kjæledyret sitt her.



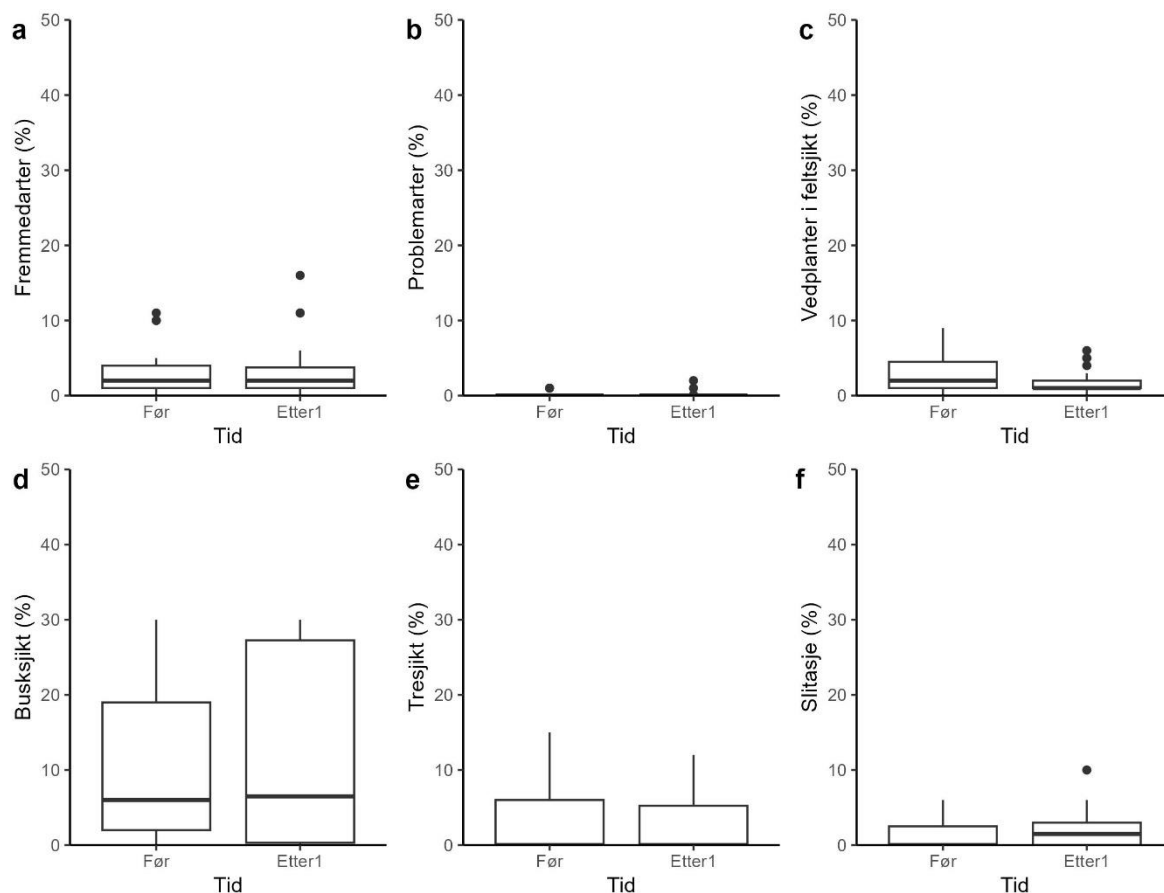
Figur 2.24. Overvåkingslokaliteten på Malmøya hvor syrinkratt ble ryddet i 2023. Bildet er tatt i juni 2024 og viser rotskudd av syrin til høyre for stien. Foto: Ruben E. Roos/NINA.



Figur 2.25. Et merkelig funn: her ser det ut til at noen kan ha begravet kjæledyret sitt. Det ligger innenfor naturreservatet og i nærheten av en av overvåkingsrutene. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Husbergøya

Fram til nå har beite av geiter hatt liten effekt på dekningen av fremmede arter (**Figur 2.26a**), problemarter (**Figur 2.26b**), vedplanter i feltsjikt (**Figur 2.26c**), busksjiktet (**Figur 2.26d**) og tresjiktet (**Figur 2.26e**) mens det har vært en marginal økning av slitasje (**Figur 2.26f**). Effekten av beite er synlig på buskene, men dette gjenspeiler seg ikke i registreringene NINA har gjennomført ennå (**Figur 2.27**). Det forventes at effektene blir synlige i årene som kommer, når busker faktisk begynner å dø tilbake på grunn av beiteskader.



Figur 2.26. Husbergøya: endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før tiltak (august 2023; Før) og etter en vekstsesong (september 2024; Etter1). Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksene viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.



Figur 2.27. Buskene på Husbergøya bærer preg av beite, men dette gjenspeiler seg ikke i de systematiske registreringene NINA har gjennomført ennå. Det forventes at effektene blir synlige i årene som kommer, når buskene forventes å dø på grunn av beiteskader. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

2.6 Anbefalinger

2.6.1 Hva viser årets resultater?

Overvåkingen til nå viser at tiltak har ført til en reduksjon i dekning av fremmede arter, problemarter og busk- og tresjikt på alle overvåkingslokaliteter bortsett fra Husbergøya. Dette samsvarer bra med fjorårets resultater (Roos et al. 2023a), og viser først og fremst at tiltak har funnet sted. Det er ikke overraskende at man ikke finner slike umiddelbare effekter på Husbergøya fordi det vil ta litt lengre tid før geitene kan ha samme effekt som en målrettet menneskelig innsats. Der-som sterke, umiddelbare effekter av beite hadde vært synlige, ville det tyde på overbeiting som ikke er ønsket. Det er derfor behov for å vurdere effekten av beitedyr på naturtypen over flere år og en gradvis økning av beitetrykket.

Gjennomføring av tiltak, særlig der fjerning av busker har ført til jordforstyrrelser, har fremkalt en umiddelbar respons, enten av rotskudd av stedegne (f.eks. liguster) og fremmede busker (hagemispler og syrin), eller en økning i dekning av ruderalearter (f.eks. sneglebelg, steinkløverarter, prestekrage og vinterkarse). Her er det viktig å merke seg at arter som tilhører den norske floraen, men ikke vanligvis assosieres med naturtypen (f.eks. sneglebelg på Padda, se **Figur 2.19**) kan ha et like sterkt invasivt potensial (og dermed trolig like sterk negativ innvirkning på naturmangfoldet) som noen fremmede arter kan ha.

Et langsiktig perspektiv er imidlertid nødvendig for å fange opp om tiltakene har ønsket effekt på naturmangfoldet.

2.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking i åpen grunnlendt kalkmark

Våre registreringer av oppslag av rotskudd samt økningen av fremmede og ruderale arter etter jordforstyrrelser bekrefter behovet for at skjøtels- og restaureringstiltak følges opp over lengre tid. Nedenfor gir vi noen forslag og anbefalinger for oppfølgingstiltak per lokalitet:

Bleikøya

Duken anbefales fjernet i 2025 og dette bør følges opp med en full vegetasjonsanalyse i overvåkingsrutene, samt registrering i sirkelene. Avdekkingen bør følges opp med luking av evt. gravbergknapp som kommer opp. Det er sannsynlig at gravbergknapp til en viss grad vil komme opp fra frø (Bård Bredesen, pers. komm.), og det er derfor usannsynlig at en lengre dekningstid vil redusere spiring av gravbergknapp fullstendig. I tillegg bør ruderale arter som stemorsblom, prestekrage og veitistel vurderes luket.

Nakholmen

Denne lokaliteten er i liten grad egnet til å evaluere effekten av tiltakene som er gjennomført fordi bare én eller to vegetasjonsruter er omfattet av dukene som er lagt ut (Roos et al. 2023a). Overvåkingsrutene NINA har lagt ut på lokaliteten er imidlertid kartfestet med høypresisjons-GPS og kan bidra til fremtidig og utvidet overvåking når innsatsen om å fjerne gravbergknapp på denne lokaliteten økes. Utfordringen med gravbergknapp på denne lokaliteten er stort, og Loffen er trolig et av områdene som er mest dominert av gravbergknapp. Det omfattende restaureringsarbeid som skal til for å fjerne alt av gravbergknapp fra lokaliteten må veies opp mot eventuelle effekter på hekkefugler og lokalt friluftsliv.

Padda

Effektene av å ikke luke etter fjerning av busker er nokså tydelige og NINA ser dermed ikke lenger behovet for å avgrense områder hvor det ikke blir luket. Vi anbefaler å videreføre luking og etterrydding som kan følges opp med sirkelregistreringer i 2025. Revegetering kan vurderes i noen områder.

Torvøya

Revegetering ved tuer er påbegynt sensommeren 2024 i regi av Naturrestaurering AS i et område som har vært dekket av duk, og i et område hvor gravbergknapp ble sprøytet med ugressmiddel. Disse områdene, i tillegg til områdene tuene ble hentet fra, må følges opp i 2025. NINA har en god dialog om dette med Naturrestaurering AS. Videreføringen av overvåkingen av tiltakene på Torvøya vil bidra med viktig kunnskap om effekten av sprøyting på gravbergknapp og effektiviteten av revegeteringstiltak etter sprøyting og tildekking med duk.

Malmøya

Store områder av overvåkingslokaliteten har blitt åpnet opp og disse områdene er sårbare for gjengroing med rotskudd (særlig syrin). Eventuelle tiltak mot dette (sprøyting) kan følges opp med sirkelregistreringer før og etter tiltak i 2025.

Husbergøya

Vi anbefaler at geiter settes på beite på øya også i 2025. Effekten av geitene på vegetasjonen vil sannsynligvis øke ettersom størrelsen på beiteområdet reduseres, men dyrevelferd bør være førsteprioritet. Samtidig vil høy tetthet øke risikoen for slitasje. Det er også viktig å ta hensyn til forekomster av trua lav og moser på øya, slik at ikke geitene ødelegger forekomstene (**Figur 2.28**). Dette krever en god dialog mellom Bymiljøetaten i Oslo og Bogstad gård som eier geitene og avgrenser arealene geitene kan gå på. Vi anbefaler å følge opp effektene av beite av 10 geiter i 2024 med sirkelregistreringer i 2025.



Figur 2.28. Røde prikker viser forekomst av trua lav og moser på Husbergøya (eks. belagte funn med dårlig presisjon). Skjermdump fra artskart.artsdatabanken.no.

På seminaret i regi av Statsforvalteren i november 2024, var det en diskusjon om praktiske utfordringer rundt fjerning av gravbergknapp. Tilstedeværelsen av gravbergknapp resulterer i et tykt organisk lag. Denne «nye» jordmatten har trolig store konsekvenser for jordforhold, spesielt jordfuktighet og næringstilgjengelighet, mens den muligens også begrenser tilgjengelighet av ulike mineraler fra berggrunnen (samlet referert til som «kalkrikhet»). I tillegg skaper det et gunstig sted for ruderale og fremmede arter å etablere seg (**Figur 2.29**). Bekjempelsesmetodene i bruk i dag (manuell luking, sprøyting og tildekking med duk) fjerner ikke dette jordlaget. Vi anser fjerning av jordlaget som gunstig for sjansene for at restaurering skal lykkes, særlig der hvor gravbergknapp har gått inn i områder som tidligere var nakent berg. Det er derimot også åpenbare utfordringene knyttet til de store mengder jord og biomasse forurensset med rotfragmenter av en fremmedart med svært høy økologisk risiko som må håndteres på en riktig måte. Det er behov for å teste ut metoder for å bli kvitt dette materialet, for eksempel ved å tørke og deretter brenne det, eller kompostering på stedet.

I tillegg ble veien videre for revegetering diskutert. Naturrestaurering AS har nå satt i gang revegetering med tuer på Torvøya som vil være en viktig test av hvordan denne metoden fungerer i praksis. Resultatene skal suppleres med et eksperiment på Fyrsteilene (**Figur 2.29**) hvor ulike revegeteringsmetoder testes ut (Jørn Olav Løkken, pers. komm.). Man diskuterte også når det er best å komme i gang med revegetering. Dess lenger jord forblir eksponert, dess større er sjansen for at uønskede arter etablerer seg. Det er derfor viktig å planlegge for en umiddelbar oppstart med revegetering så snart tiltakene er gjennomført.

Rollen til den lokale frøbanken i naturlig revegetering i åpen grunnlendt kalkmark er ukjent (**Figur 2.29**). På den ene siden kan frøbanken være en kilde til fremmede arter (som nevnt for gravbergknapp), men kan på den andre siden øke hastigheten på etablering for stedegne arter. På seminaret ble ønsket om mer kunnskap om dette temaet løftet opp. NINA har god erfaring med spiringsforsøk, f.eks. gjennom arbeidet med overvåking av spredningsveien import av planteprodukter (Davey et al. 2024). Et viktig framtidig prosjekt kan være å nærmere undersøke spirings-evne og artssammensetning fra lokal frøbank der dette kan gi økt informasjon om effekten av naturlig revegetering som restaurerings- og skjøtselstiltak.



Figur 2.29. På Fyrsteilene eksperimenterer Naturrestaurering AS med ulike metoder for å bli kvitt gravbergknapp. I området direkte rundt værstasjonen ble hele jordsmonnet fjernet, noe som gir betydelig mindre vekst av ruderale arter. Til sammenligning: det mørkegrønne feltet til høyre ble luket manuelt og her har det kommet opp rikelig med sneglebelg. Fjerning av hele jordsmonnet vil imidlertid også fjerne frøbanken av stedsne arter som kan være viktig for naturlig revegetering. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

For å oppnå målsetningen om at utviklingen for trua naturtyper som åpen grunnlendt kalkmark skal bedres må restaureringsinnsatsen økes kraftig i årene fremover. Lokalitetene som inngår i dette overvåkingsprogrammet, er viktige case-studier for å fastslå effektiviteten av ulike skjøtsel- og restaureringstiltak. Bruk av områdene som forsøksområder vil ikke nødvendigvis gi best resultat av tiltakene på kort sikt, men gir mulighet til å dokumentere viktige erfaringer som kan brukes videre i nye restaureringstiltak på nye steder (Roos et al. 2023a). En effektiv og adaptiv koordinering av restaureringstiltak for åpen grunnlendt kalkmark forutsetter god informasjonsflyt, god beskrivelse samt kartfesting av områder med oppfølgingstiltak. I tillegg må disse erfaringene kunne deles med de som skal utføre restaureringstiltak. Roos et al. (2023) utviklet derfor en mal for dokumentasjon av tiltak, mål og evaluering av måloppnåelse og uttrykte behovet for et system for å for å dokumentere tiltakene. Et slikt system kan også veilede hvordan nye restaureringsprosjekter blir utlyst av forvaltningsmyndighetene.

3 Dragehode

3.1 Innledning

Dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) er en urt i leppeblomstfamilien som vokser på tørre, lysåpne skråninger, skogkanter og enger på baserik berggrunn (**Figur 3.1**). Arten har en bred utbredelse fra Vest-Europa østover til Sentral-Asia, men en stor del av den europeiske bestanden finnes i Norge (Kyrkjeeide et al. 2020). Dragehode er vurdert til sårbar på Norsk rødliste for arter 2021 (Solstad et al. 2021). De viktigste påvirkningsfaktorene som ligger til grunn for denne vurderingen, er oppdyrking, gjødsling og sprøyting (fra åkerkanter), gjengroing med kratt (fra skogkanten), og på noen av voksestedene også av nedbygging. Dragehode er utpekt som prioritert art iht. naturmangfoldloven og har også egen forskrift⁹.



Figur 3.1. Dragehode, *Dracocephalum ruyschiana*, i åpen grunnlendt kalkmark på Malmøya i Oslo kommune. Foto: Ruben E. Roos/NINA

⁹<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-20-517#:~:text=Enhver%20form%20for%20uttak%2C%20skade,m%C3%A5te%20forringe%20individer%20av%20arten>

3.2 Formål med delprosjektet

Formålet med dette delprosjektet er å undersøke om slått annet hvert år bidrar til å øke populasjonsstørrelser av dragehode. Delprosjektet blir gjennomført på Horgen i Frogn kommune, hvor dragehodepopulasjonen er i nedgang (Evju et al. 2024). Formålet er tidligere beskrevet av Roos et al. 2023a.

Målsetning med tiltaket

Tiltaket er å gjennomføre sen slått, etter frøsetting. Målsetning med dette tiltaket er å fjerne biomasse og derved øke habitatkvalitet, overlevelse og rekruttering av dragehode, og øke populasjonsstørrelsen lokalt.

Formål med overvåking

Formålet med overvåkingen er å kunne fange opp effekten av slått på dragehodes populasjonsstørrelse og -struktur, gjennom å telle antall individer i ulike størrelsesklasser. Formålet er også å undersøke tiltakets effekt på den øvrige vegetasjonens sammensetning og struktur, og avdekke om tiltaket også ivaretar andre naturverdier, målt som artsrikdom av karplanter, med særlig fokus på viktige arter for pollinatorer.

Forventninger

Tiltaket med fjerning av biomasse og dels åpning av vegetasjonsdekket – er forventet å gi økt rekruttering fra frø for dragehode og dermed økt populasjonsstørrelse på sikt, men vi antar skjøtsel vil måtte gjennomføres flere ganger før effekter observeres på dragehodepopulasjonen og vegetasjonsstruktur- og sammensetning.

3.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling

3.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

Skjøtselstiltak for å forbedre tilstanden til dragehode er som regel rettet mot å åpne opp jengrodde arealer, bl.a. høstbeite, slått, brenning, og rydding av jengroingsarter (Larsen & Høitomt, 2022). NINA har tidligere vurdert aktuelle skjøtelsesmetoder og mulighetene for eksperimentelt å vurdere effektene på dragehode (Evju et al., 2022b; Roos et al., 2023b), og i 2023 etablerte vi et eksperiment for å teste effekten av sen slått etter frøsetting, gjennomført annethvert år. Eksperimentet ble etablert på Horgen i Frogn kommune.

Eksperimentområdet er delt opp i striper som ble slått eller ikke ble slått. I hver stripe ble det plassert overvåkingsruter slik at det var fem ruter med og uten dragehode som ble slått, og fem ruter med og uten dragehode som ikke ble slått (Roos et al. 2023a). Totalt omfatter eksperimentet altså 20 overvåkingsruter. Slått ble gjennomført 1. september 2023 med ryddesag med trekantblad, og høyet ble fjernet et par dager etter. Kratt og oppslag av trær ble ryddet med beskjæringssaks. Det ble ikke gjennomført skjøtsel i 2024, jf. forslag til delprosjekt (Evju et al. 2022b).

3.3.2 Metodikk for datainnsamling

Datainnsamling ble gjennomført etter protokoll som beskrevet av Roos et al. (2023a). I alle 20 overvåkingsrutene (1×1 m) ble det registrert:

- dekningsgrad av alle forekommende karplanter
- antall forekommende fertile og vegetative individer samt småplanter av dragehode i rutene med dragehode. Denne metodikken samsvarer med metodikken som benyttes i basisovervåkingen av dragehode (Evju et al. 2023). I tillegg ble forekomst/fravær av

dragehodeplanter registrert for hver av 16 småruter (25×25 cm) innenfor hver 1×1 m overvåkingsrute.

- vegetasjonshøyden i fire hjørner for hver rute.

Indikatorene for overvåking av effekter av sen slått er oppsummert i **Tabell 3.1**. Størrelsen av utvalgsenheter (ruter) er større enn som brukt for åpen grunnlendt kalkmark (**Tabell 2.2**) på grunn av frodigere vegetasjon og for å ha sammenlignbar rutestørrelsen som brukt i bassisovervåking for dragehode (Evju et al. 2023). Feltskjema for datainnsamling var lagt i ArcGIS Survey123 (ArcGIS Online, for nettbrett og mobil) og er vist i **Vedlegg 1**. Feltarbeidet ble gjennomført 14. og 21. juni 2024 av Ruben E. Roos og Ulrika Jansson (begge i NINA).

Tabell 3.1. Indikatorer for overvåking av effekter av sen slått annethvert år for dragehode.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalgsenhet	Utlekking av utvalgsenhet	Antall utvalgsenheter	Frekvens for datainnsamling
Populasjonsstørrelse dragehode	Antall individer av dragehode	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig
Populasjonsstruktur dragehode	Antall individer i tre størrelsesklasser: - småplanter - vegetative - fertile	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig
Artsrikdom - alle karplantearter	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplanter	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig første to år, deretter annethvert år
Artssammensetning	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplanter	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig første to år, deretter annethvert år
Artsrikdom og dekning av pollinatorplanter	Forekomst og mengde (% dekning) av alle urter (ikke-vedaktige blomstrende planter)	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig første to år, deretter annethvert år
Vegetasjonshøyde	Vegetasjonshøyde (cm) registrert i fire hjørner i hver rute	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig første to år, deretter annethvert år
Tiltak i vegetasjonsrute	Slått - ja - nei	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig
Areal med tiltak	Areal med tiltak	Polygon	Heldek-kende	-	Annethvert år

3.4 Dataanalyser

For å teste forskjellen i artsmangfold av karplantearter, antall dragehodeplanter, og dekning av dragehode planter mellom 2023 og 2024 i ruter som ble slått og som ikke ble slått ble en ANOVA

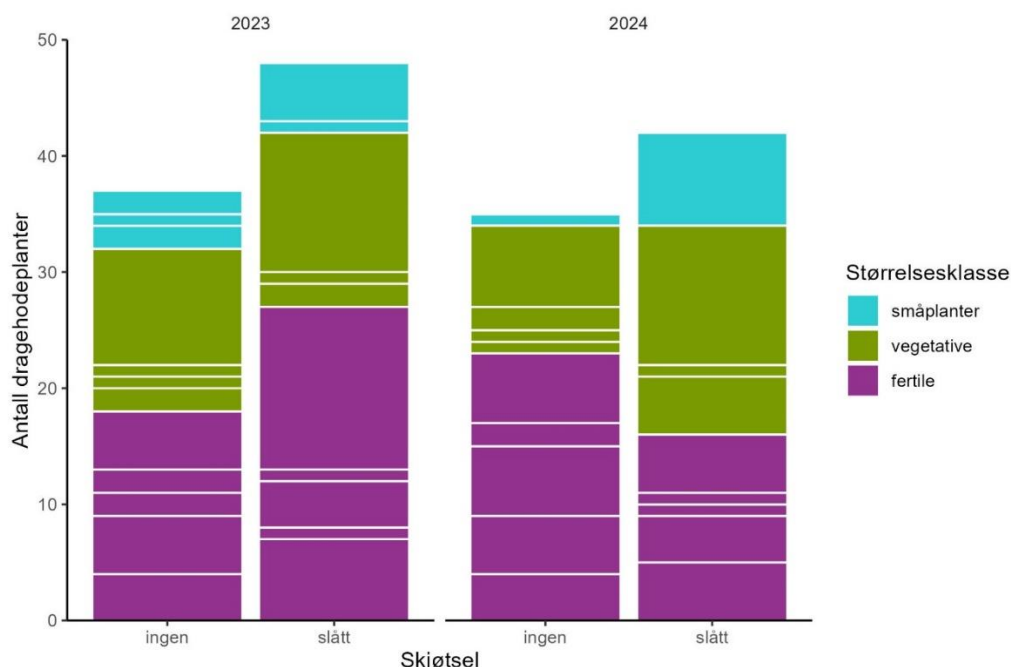
gjennomført. For mengde pollinatorplanter ble dekningen for urter (ikke-vedaktige blomstrende planter) beregnet, og forskjellen mellom år og behandling (slått, ikke slått) ble testet med en ANOVA.

For å visualisere eventuelle endringer i artssammensetningen fra 2023 til 2024 og eventuelle effekter av slått gjorde vi en ordinasjonsanalyse («non-metric multidimensional scaling»; NMDS). Analysen ble gjennomført på den relative abundansen av karplanteartene i vegetasjonsrutene (dvs. der total dekning over alle arter i ruten summeres til 1), og Bray-Curtis ulikhetsmål («dissimilarity coefficients») ved hjelp av R-pakken vegan (Oksanen et al. 2024). I analysen ble det brukt to dimensjoner (stress = 0.18). Vi testet forskjellene mellom år og skjøtsel for signifikans med en PERMANOVA analyse ved bruk av funksjonen adonis i R-pakken vegan.

Datasettet er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=dracocephalum_monitoring og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/ub34jj>. Script for dataanalyser er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Dragehode>.

3.5 Resultater

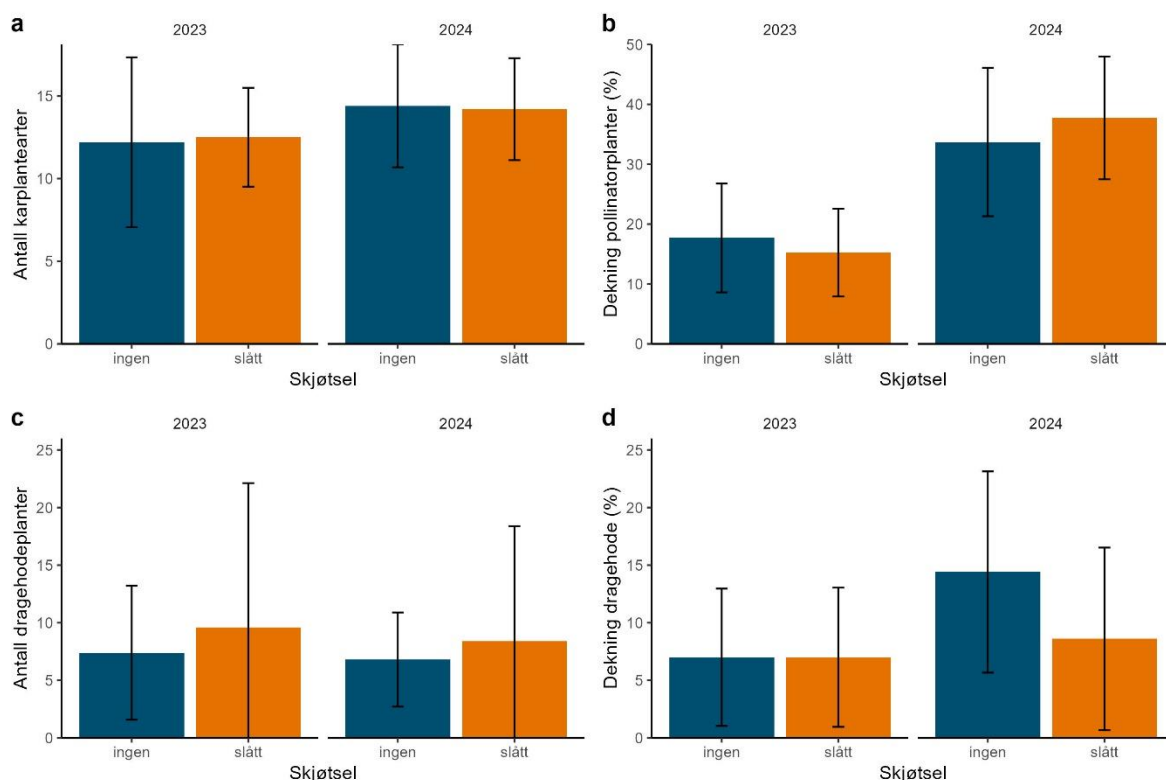
I 2023 ble det observert totalt 85 dragehodeplanter i overvåkingsrutene (**Figur 3.2**). Av disse ble 48 funnet i ruter som ble slått og 37 i ruter som ikke ble slått. I 2024 ble det registrert totalt 77 individer (42 versus 35 individer). I både 2023 og 2024 var de fleste individer fertile (53% og 51%). Det var omtrent like mange småplanter i 2023 (11) som i 2024 (9), mens det i 2023 var flere ruter med registrerte småplanter, hhv. 5 og 2. Både i 2023 og i 2024 fantes det flere individer i rutene som ikke ble slått, mens det i 2024 var relativt flere vegetative individer i rutene som har blitt slått (**Figur 3.2**). I 2024 ble det observert ett vegetativt individ i en rute som ikke hadde dragehode i 2023.



Figur 3.2. Summert antall fertile og vegetative individer og småplanter av dragehode for 2023 og 2024 i ruter som ble slått og ruter som ikke ble slått sommeren 2023. Data for 2023 er basert på registreringer som ble gjort før slått.

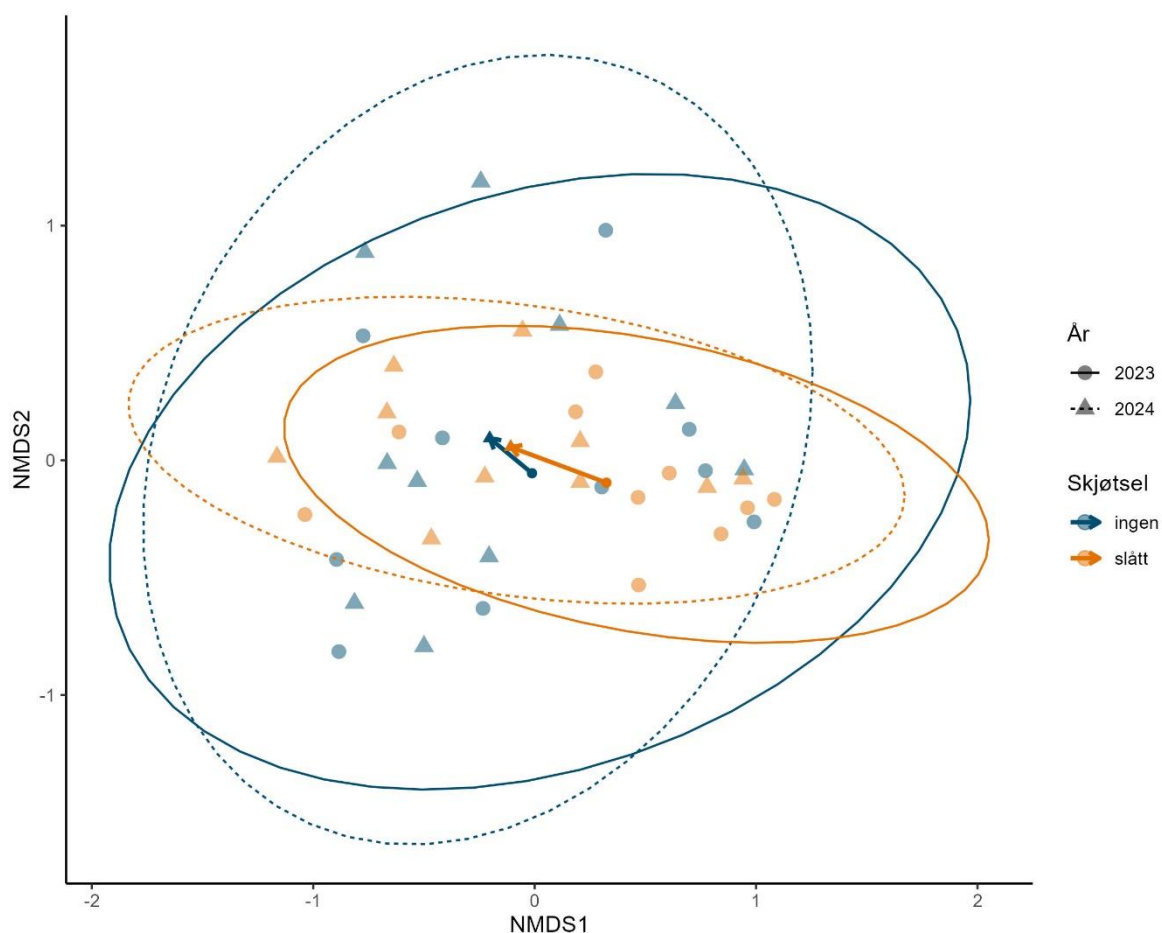
Artsmangfoldet av karplanter endret seg ikke mellom år ($p = 0,116$) og det var ingen signifikant forskjell i artsmangfoldet i ruter som ble slått og ikke ble slått ($p = 0,967$) (**Figur 3.3a**). Det var

heller ingen forskjell i dekning av pollinatorplanter mellom ruter som ble slått og ruter som ikke ble slått ($p = 0.857$), men det var signifikant høyere dekning ($p < 0.001$) av pollinatorplanter i 2024 sammenlignet med 2023. Interaksjonen mellom år og behandling var ikke signifikant ($p = 0.466$), som betyr at dekningen var høyere uavhengig av om rutene ble slått eller ikke (**Figur 3.3b**). Antallet dragehodeplanter i overvåkingsrutene endret seg ikke signifikant fra 2023 til 2024 ($p = 0.821$), og det var ingen forskjell i antall dragehodeplanter i ruter som ble slått sammenlignet med de som ikke ble slått ($p = 0.634$) (**Figur 3.3c**). Forskjellen i dekning av dragehodeplantene mellom ruter som ble slått og ruter som ikke ble slått var ikke signifikant ($p = 0.385$), tross en trend mot noe høyere dekning i 2024 for ruter som ikke ble slått (**Figur 3.3d**). Det var ingen signifikant forskjell i dekning av dragehodeplanter mellom 2023 og 2024 ($p = 0.185$).



Figur 3.3. Gjennomsnittlig antall karplantearter registrert (a), gjennomsnittlig summert dekning (%) av pollinatorplanter (b), antall dragehodeplanter (c) og dekning av dragehodeplantene (d) i overvåkingsrute i 2023 og 2024 for ruter som ble slått og ruter som ikke ble slått. Usikkerhetsstolper viser 95 % konfidensintervall. Data for 2023 er basert på registreringer som ble gjort før slått.

Artssammensetningen (**Figur 3.4**) endret seg fra 2023 til 2024 ($p = 0.033$) men det var ingen forskjell mellom behandlinger ($p = 0.200$) og heller ingen signifikant interaksjon mellom år og behandling ($p = 0.934$). Dette betyr at selv om sammensetningen av vegetasjonen på Horgen har endret seg noe fra 2023 til 2024, at dette ikke er en effekt av slått gjennomført i 2023.



Figur 3.4. NMDS-analysen på artssammensetningen i ruter som ble slått i 2023 (oransje) versus ruter som ikke ble slått (blå). Ellipsene viser 95% konfidensintervall rundt gjennomsnittlig artssammensetning etter skjøtselstype (farger) og år (heltrukne linjer for 2023 og stiplede linjer for 2024). Pilene viser endringen i gjennomsnittlig artssammensetning per skjøtselstype fra 2023 til 2024.

3.6 Anbefalinger

3.6.1 Hva viser årets resultater?

Dataene samlet så langt tyder ikke på at skjøtsel har hatt kraftige effekter på dragehodepopulasjonen på Horgen ennå. Den nedadgående trend på Horgen har fortsatt også i 2024 (Evju et al. 2024). Dette er forventet fordi vegetasjonen trenger tid for å reagere på slått/skjøtsel.

Det ble derimot observert endringer i artssammensetning fra 2023 til 2024. Disse skyldes sannsynligvis ulike værforhold. I 2023 var vegetasjonen på Horgen preget av tørke, mens sommer 2024 var mye våtere (**Figur 3.5**). Disse forskjellene viser at det er viktig at overvåking av skjøtselstiltak foregår over flere år, slik at tilfeldige hendelser som tørke ikke fører til feiltolkning av f.eks. endringer i plantesamfunn.



Figur 3.5. Bilder av overvåkingsruten H-F-S-D1 på Horgen. Bildene er tatt 14. Juni, 2023 (til venstre) og 21. Juni, 2024 (til høyre) og viser de store effekter tørken i sommeren 2023 hadde på vegetasjonen. Denne ruten ble slått i 2023. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

3.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for dragehode

Dragehodepopulasjonen på Horgen er i tilbakegang (Evju et al. 2024). Det er derfor positivt å se at slått, som forventet, ikke har gitt noen umiddelbare negative effekter på antallet dragehodeplanter i overvåkingsrutene. Samtidig er det trolig for tidlig å se noen positive effekter. Populasjonen på Horgen domineres av store, fertile individer og antallet småplanter og vegetative planter har vært lavt de siste årene (Evju et al. 2024). Dette kan tyde på manglende rekruttering, noe som vi forventer vil øke når slått åpner opp rundt dragehodetuene. Jordforstyrrelsene som slått medfører forventer vi også kan bidra positivt til rekruttering. For at antallet frøplanter skal øke, er det imidlertid nødvendig at plantene produserer fruktbare frø. Tørkeperioden i 2023 ga dessverre svært dårlig frøsetting på lokaliteten (pers. observasjoner og se **Figur 3.5**). Basert på våre observasjoner i felt var frøproduksjonen trolig mye bedre i 2024.

På Horgen anbefaler vi at en ny runde med skjøtsel gjennomføres i 2025 (sen slått med ryddesag), samt en forenklet undersøkelse av vegetasjonen hvor det registreres i overvåkingsrutene:

- Vegetasjonshøyde
- Antall og dekning av dragehodeplanter
- Dekning av karplanter i feltsjikt, bunnsjikt, bar jord og strø.

4 Honningblom

4.1 Innledning

Honningblom (*Herminium monorchis*) er en orkidé som finnes på fire kystnære lokaliteter (se **Figur 4.1**) på Hvaler, Østfold: tre på Asmaløy (Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær) og en relativt nyoppdaget populasjon på øya Filletassen utenfor Asmaløy (Høitomt & Brynjulvsrud 2017). På grunn av kraftig tilbakegang de siste hundre årene er honningblom vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter 2021 (Artsdatabanken 2021).

Honningblompopulasjonene på Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær har vært overvåket siden 2014 og populasjonen på Filletassen siden 2020 (Roos et al. 2023a). Fordi honningblom er flerårig og viser stor mellomårsvariasjon i andelen individer som har overjordiske skudd (Wells et al. 1998, Kravdal et al. 2016), er det viktig med årlige data over mange år for å kunne skille mellomårsvariasjon fra trender i populasjonsstørrelse.

Det er utarbeidet et forslag til bevaringsutsetting av honningblom (Roos et al. 2023b). Som ledd i dette arbeidet, ble det i 2023 samlet jordprøver og analysert soppsamfunn i jorda på overvåkingslokalitetene (Roos et al. 2024). I 2024 har NINA i samarbeid med en masterstudent fra NMBU gjennomført detaljert undersøkelse av artssammensetningen av karplanter i ruter med og uten honningblom for å bygge opp kunnskapsgrunnlaget for bevaringsutsetting av honningblom (Thea Aurland Storholt, under utarb.). I tillegg har vi gjennomført noen utforskende data-analyser om hvordan bestandsstørrelsen til honningblom påvirkes av tørke.

NINA var i kontakt med Statsforvalteren i Oslo og Viken og nasjonalparkforvalter i Ytre Hvaler nasjonalpark i forkant av årets feltarbeid. Ingen nye tiltak var planlagt i år (se under).



Figur 4.1. Forekomstlokaliteten Teneskjær på Asmaløy i Hvaler kommune. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

4.2 Formål med delprosjektet

Målsetningen med tiltakene

Tiltakene som gjennomføres, varierer noe mellom de fire overvåkingslokalitetene, men omfatter i hovedsak fjerning av biomasse gjennom slått, en eller flere ganger årlig (se **kap. 4.3**). Målsetningen med tiltakene er å redusere vegetasjonshøyden og derigjennom øke habitatkvalitet for og mengde/populasjonsstørrelse av honningblom.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåking av honningblom er å få kunnskap om populasjonsstørrelse og -struktur, og hvordan dette endrer seg over tid. Denne kunnskapen kan fungere som grunnlag for vurdering av forvaltningstiltak, men bidrar også med data til rødlistevurdering av arten.

Felles for de fire lokalitetene er at tiltakene gjennomføres på hele arealet. Det er per nå derfor ikke grunnlag for å undersøke effektene av skjøtsel mot kontrollområder uten skjøtsel.

Forventninger

Forventningen er at overjordisk populasjonsstørrelse av honningblom vil variere mellom år, avhengig av i hovedsak værforhold. Forventningen er også at skjøtselstiltakene skal bidra til å stabilisere og på sikt øke de lokale populasjonsstørrelsene.

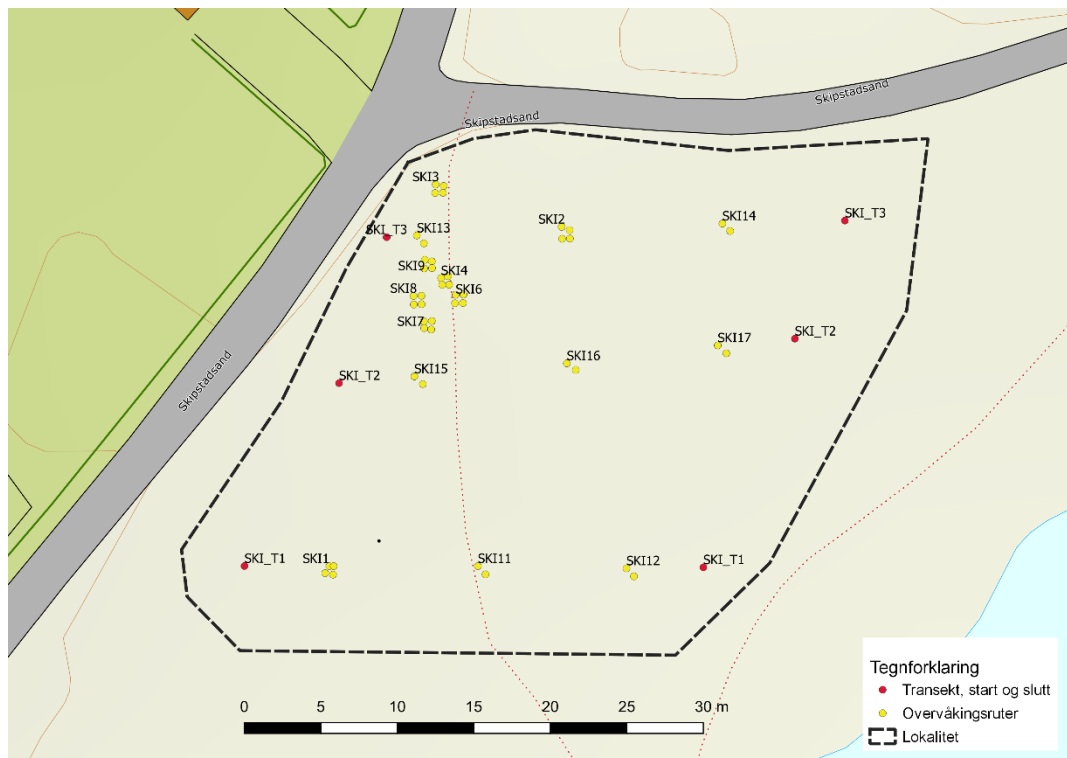
4.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling

4.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

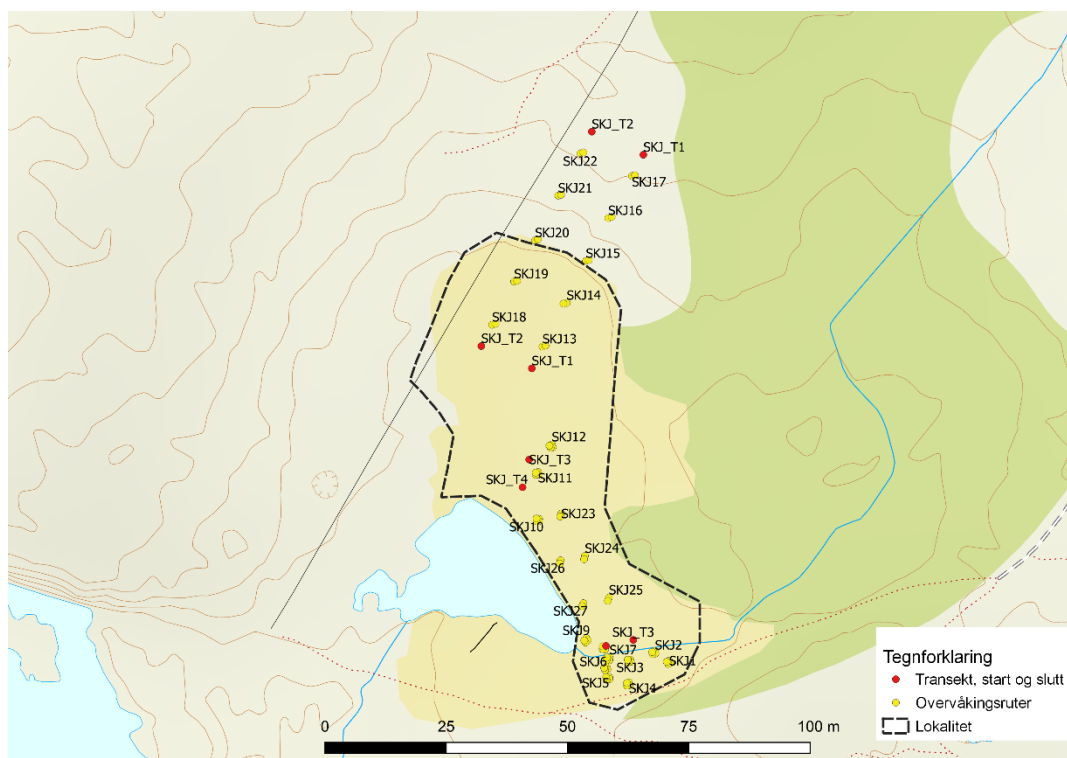
Alle forekomstene av honningblom er knyttet til semi-naturlige naturtyper. Slike naturtyper er åpne, men gror igjen med høyvokste arter ved opphør av drift som beite og slått. Arten kan også være utsatt for tråkkskader, både fra mennesker og beitedyr. Skjøtsel på de fire overvåkingslokalitetene er grundig beskrevet i Evju et al. (2022a), Evju (2021) og i Ekelund (2019a, b).

På Skipstadsand slås det to ganger per sesong: i juni, før honningblom er kommet opp og etter frøsetting. Slått plantemateriale fjernes, og i tillegg lukes det rundt plantene. Over-sikt over lokaliteten er vist i **Figur 4.2**. Honningblom er konsentrert i den nordøstlige delen av lokaliteten, men med en forekomst også i sørøst (ved rute SKI1).

Oversikt over lokaliteten på Skjellvik er vist i **Figur 4.3**. Honningblom forekommer spredt innenfor hele lokaliteten, men ikke langs transekrutene mot nord (fra SKJ15 og SKJ20 og nordover). På Skjellvik ble det i 2024 gjennomført svært lett sommerslått da veksten på lokaliteten var ganske moderat. Små oretrær og -røtter ble fjernet i høst 2023, slik at det ble lettere å slå lokaliteten med maskin. Under den årlige tellingen av honningblom ble det funnet flere klumper med torvlignende materiale oppå vegetasjonen (**Figur 4.4**). Dette er trolig kanten av dammen som har løftet og veltet inn over enga pga. brottsjøer. Fordi dette anses som en naturlig prosess og skaper variasjon i jordforhold på enga, ble disse klumpene ikke fjernet.



Figur 4.2. Oversikt over overvåkingsruter på Skipstadsand. Ruter SKI1-10 ble etablert i 2014, mens SKI11-17 ble etablert i 2021 langs tre nyetablerte transekter (SKI_T1-3).

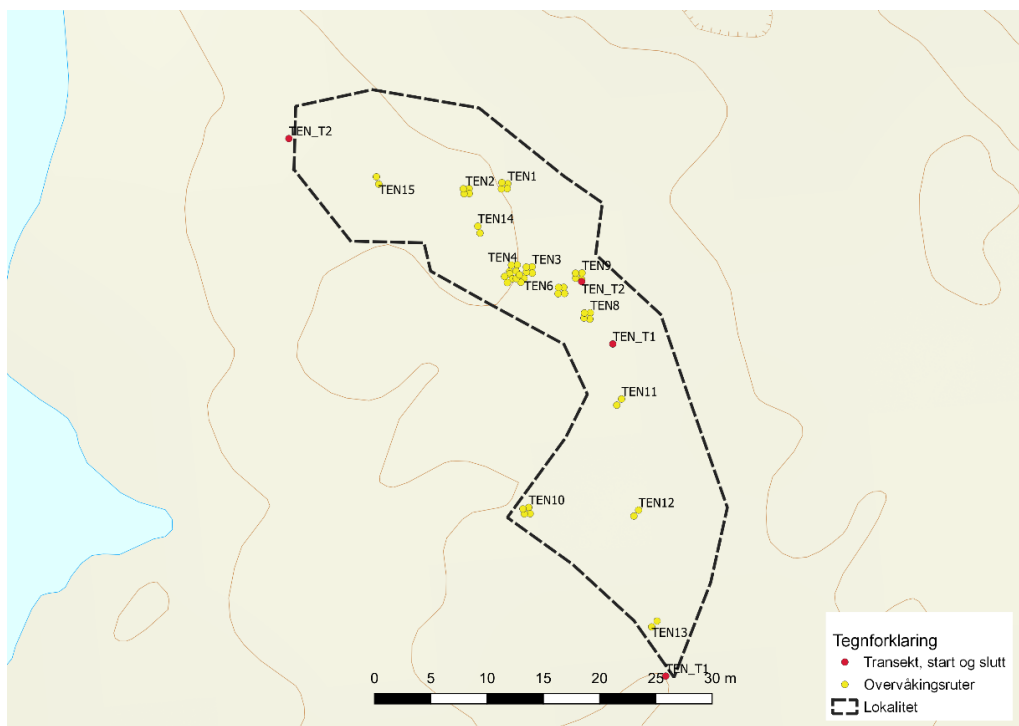


Figur 4.3. Oversikt over overvåkingsruter på Skjellvik. Ruter SKJ1-12 ble etablert i 2014, mens SKJ13-27 ble etablert i 2021 langs fire nyetablerte transekter (SKJ_T1-4).



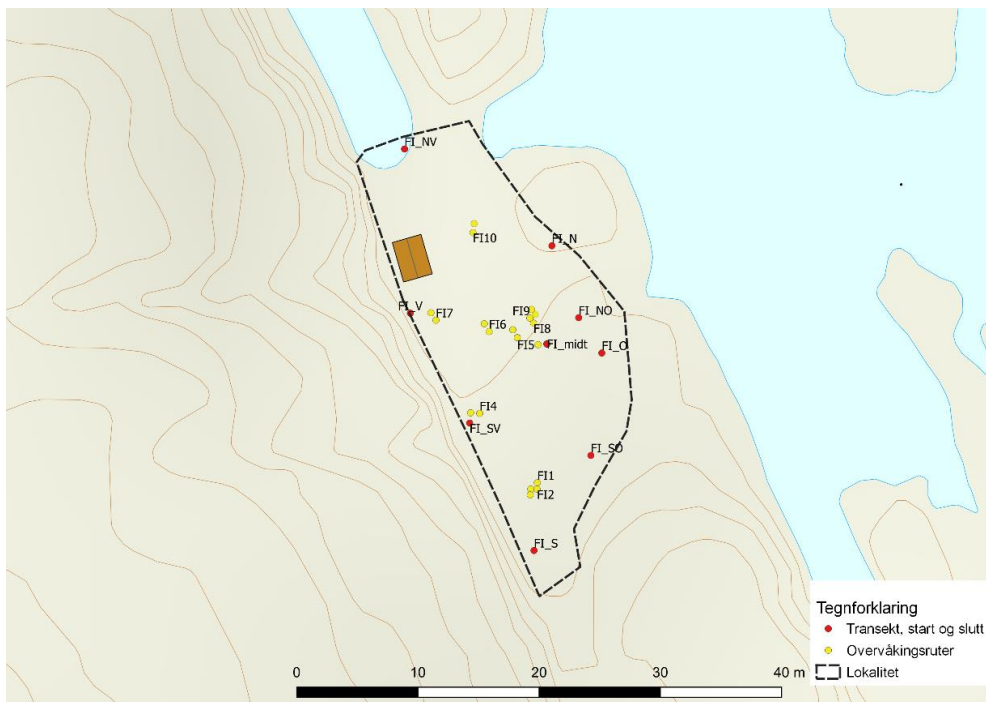
Figur 4.4. Klumper med torv oppå vegetasjonen på Skjellvik. Her har brottsjøer trolig løftet opp kanten av dammen og veltet torvmassene inn på enga. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Som i tidligere år beites lokaliteten på Teneskjær (**Figur 4.1** og **Figur 4.5**) av frittgående Herefordkyr. Det er ingen aktiv skjøtsel utover dette.



Figur 4.5. Oversikt over overvåkingsruter på Teneskjær. Ruter TEN1-10 ble etablert i 2014, mens TEN11-15 ble etablert i 2021 langs to nyetablerte transekter (TEN_T1–2).

På Filletassen (**Figur 4.6**) ble det gjennomført lett slått på forsommeren (høydemessig over honningblomstene), for å redusere dominansen til myrtistel. Enga ble også slått helt ned i slutten av august/september.



Figur 4.6. Oversikt over overvåkingsruter på Filletassen. Alle ruter ble etablert i 2020.

4.3.2 Metodikk for datainnsamling

Design for overvåking er beskrevet i Evju et al. (2022a). Overvåkingen omfatter 67 permanente vegetasjonsruter på $0,5 \times 0,5$ m, fordelt på Skipstadsand (15; **Figur 4.2**), Skjellvik (27; **Figur 4.3**), Teneskjær (15; **Figur 4.5**) og Filletassen (10; **Figur 4.6**). Alle rutene er merket med aluminiumsrør og med høypresisjons-GPS.

Oversikt over indikatorer og datainnsamling i felt er gitt i **Tabell 4.1**, og feltprotokoll er vist i **Vedlegg 1**.

Tabell 4.1. Indikatorer for overvåking av honningblom. For detaljer rundt datadekning, se **Vedlegg 2**.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalg-senhet	Utlekking av utvalg-senhet	Antall utvalg-senheter	Frekvens for datainn-samling
Populasjonsstørrelse honningblom	Antall individer av honningblom	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	10–27	Årlig
Populasjonsstørrelse honningblom	Forekomst/fravær av honningblom for hver meter langs transekt	Transekt, 0,5 m bredt, varierende lengde	Systematisk	2–4	Årlig
Populasjonsstruktur honningblom	Antall individer i to størrelsesklasser: - vegetative - fertile	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	10–27	Årlig
Vegetasjons-høyde	Vegetasjonshøyde (cm) i fire hjørner, målt til nærmeste 0,5 cm	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	10–27	Årlig
Vegetasjonsstruktur	% dekning av - feltsjikt - bunnsjikt - vedplanter i feltsjikt - dødt organisk materiale (strø)	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	10–27	Årlig
Jorddybde	Jorddybde (cm) målt to steder per rute, til nærmeste 0,5 cm	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	5–27	En gang (2023)
Arts-sammensetning karplanter	Forekomst og mengde (forekomst/fravær i 16 småruter per rute) av alle karplanter	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	5–27	En gang (2024)
Artssammensetning sopp	DNA-metastrekkoding av jordprøver	$0,5 \times 0,5$ m ²	Tilfeldig/systematisk	10	En gang (2023)
Areal med tiltak	Areal med tiltak (m ²)	Polygon	Heldekkende	-	Årlig

I tillegg til datainnsamling i faste overvåkingsruter registreres forekomst/fravær av honningblom langs faste transekter, for hver meter av transektene (**Figur 4.2**, **Figur 4.3**, **Figur 4.5**, **Figur 4.6**). Start- og slutt punkt for transektene er merket med aluminiumsrør og høypresisjons-GPS. Det ble registrert forekomst/fravær av honningblom langs totalt 416 meter med transekter, fordelt på Skipstadsand (3 transekter, 90 m), Skjellvik (4 transekter, 180 m), Teneskjær (2 transekter, 60 m) og Filletassen (8 transekter, 86 m).

Som supplerings til populasjonsovervåkingen ble det i 2024 gjennomført detaljerte registreringer av artssammensetning. Forekomst av alle karplantearter ble registrert i hver av 16 småruter ($12,5 \times 12,5$ cm) per rute (**Figur 4.7**). Vegetasjonsregistreringer ble gjort i 52 av de 67 faste overvåkingsrutene: Skipstadsand (15/15), Skjellvik (27/27), Teneskjær (10/15) og Filletassen (5/10) (se **Vedlegg 2**). Overvåkingsruter som ble analysert for soppsamfunn i jord (Roos et al. 2024) ble prioritert. På Filletassen var vi avhengig av båttransport med Skjærgårdstjenesten, og der ble overvåkingsruter med honningblom prioritert.



Figur 4.7. Vegetasjonsrammene som brukt til vegetasjonsanalysene, her fra lokaliteten på Filletassen. Bilde: Ruben Erik Roos/NINA.

Datainnsamling ble gjennomført 22.–25. juli 2024 av Marianne Evju og Ruben E. Roos. Masterstudent Thea Aurland Storholt (NMBU) gjennomførte feltarbeid i perioden 22. juli til 7. august 2024.

4.4 Dataanalyser

4.4.1 Populasjonsovervåking

Metodikk for å beregne populasjonsstørrelse og -struktur er beskrevet tidligere av Evju et al. 2022a, og bruker to tilnærminger:

- Beregning av gjennomsnittlig antall individer per overvåkingsrute
- Beregning av andel fertile individer per overvåkingsrute

For å kvantifisere populasjonsstørrelsen av honningblom ble antallet individer i overvåkingsrutene analysert for hver forekomstlokalitet. Siden forekomst av honningblom ikke har blitt registrert over hele overvåkingsperioden på noen av lokalitetene, skiller vi mellom «opprinnelige» og «alle» ruter. I tillegg ble transektdataene (omtalt under som transektruter) brukt for å estimere populasjonsstørrelse på de fire lokalitetene.

For å estimere populasjonsstørrelse tar vi utgangspunkt i en oppdeling av lokaliteten (eller mer presist den undersøkte delen av lokaliteten, ua) i et forekomstareal (fa) med individer av honningblom og et fraværs-areal uten individer, der antall individer med overjordskudd (n) estimeres for hvert år som produktet av forekomstarealet og den gjennomsnittlige tettheten (d) av planter innenfor forekomstarealet.

$$\hat{n} = \hat{fa} * \hat{d}$$

Forekomstarealet estimeres i utgangspunktet som andelen av transektrutene (at) med forekomst av honningblom multiplisert med arealet av det undersøkte området.

$$\hat{fa} = ua * \hat{at}$$

Denne tilnærmingen forutsetter at noen av plantene i populasjonen vokser i transektene, noe som ofte ikke er tilfelle da plantene er svært klumpvis fordelt ved flere av lokalitetene. Dette gjelder for populasjonen på Teneskjær, mens på Skipstadsand forekommer det planter kun i en liten brøkdel av transektrutene. For disse estimeres forekomstarealet som

$$\hat{fa} = ua * (1 - p0)$$

der $p0$ er sannsynligheten for ikke å observere honningblom i en transektrute. Sannsynligheten estimeres ut fra en negativ binomisk fordeling tilpasset registreringene av honningblom i både transektruter og overvåkingsruter. Parameterne i fordelingen estimeres vha. sannsynlighetsmaksimeringsprinsippet der transektrutene og overvåkingsrutene vektes i forhold til antall ruter av hver type som inngår i datagrunnlaget. Ved Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær ble overvåkingsrutene etablert i 2014, mens transektene ble etablert først i 2021. Populasjonsestimatene for årene 2014–2020 er basert på antagelsen at forekomsten av honningblom i transektrutene i 2021 reflekterer tilstanden i disse rutene i perioden fra 2014.

Usikkerheten i $\hat{n}$ estimeres som et 95% konfidensintervall ved hjelp av ikke-parametrisk bootstrap der hele tidsserier av honningblomregistreringer fra transektruter og overvåkingsruter velges med tilbakelegging slik at antall transektruter og antall overvåkingsruter er som i det observerte datagrunnlaget. Estimatenes beregnes for overjordiske individer totalt og for fertile individer.

4.4.2 Vegetasjonssammensetning

For å visualisere forskjeller i sammensetning av karplantesamfunn mellom lokalitetene, og mellom rutene med og uten forekomst av honningblom, har vi gjennomført en ordinasjonsanalyse («non-metric multidimensional scaling»; NMDS). Analysen ble gjennomført på den relative abundansen av karplanteartene, basert på antallet småruter artene har blitt registrert i, og Bray-Curtis ulikhetsmål («dissimilarity coefficients»). I analysen ble det brukt tre dimensjoner (stress = 0,12) og ble gjennomført i R v4.4.0 med hjelp av pakken vegan (Oksanen et al. 2024). I resultatene vises bare de to første aksene fordi de forklarer mest variasjon.

Videre analyser av datasettet på artssammensetning og vegetasjonsstruktur vil bli gjennomført som del av Thea Aurland Storholts masteroppgave og blir presentert i årsrapport 2025.

4.4.3 Værdata

For å visualisere tørkeperioder ble interpolerte døgnverdier for fordampning og nedbør hentet fra NVEs datatjeneste (www.xgeo.no) med bruk av R-pakken rgts (<https://github.com/thomas-kvalnes/rgts>). Dataene ble hentet inn for tidsperioden 1. januar 2012 til 10. oktober 2024 for Vikør på Asmaløy (Nord = 6551444, Øst = 267568, UTM33N).

Det potensielle kontinuerlige nedbørunderskudd eller -overskudd ble regnet ut for hver dag i dataserien som forskjellen mellom fordampning og nedbør på dagen, pluss under- eller overskuddet fra dagen før. For å unngå at overskuddet øker uendelig, multipliserte vi overskuddet fra dagen før med 0,925. Med andre ord, 7,5% av nedbøroverskuddet ansås å forsvinne for eksempel ved at regnvann renner bort. Dette representerer et økosystem som har middels stor evne til å holde på vann, som skal være både representativt både for lokaliteter med skjellsand, med høy drenering (Teneskjær), og lokaliteter med mer torv i jorda (Skipstadsand, Skjellvik og Filetassen). Et evt. nedbørunderskudd ble i sin helhet overført til neste dag. Data for 2012 ble brukt for å tillate over- eller underskuddet å stabilisere seg og ble senere fjernet fra analysene. Disse beregningene er enkle og reflekterer dermed ikke de reelle jordfuktighetsforholdene i et økosystem (som avhenger av mange variabler som vegetasjon og jordtype, topologi, osv.), men gjør det mulig å sammenligne værforhold mellom år. Data for temperatur og fordampning mangler i NVEs database for tidsperiodene 11. juni til 20. august 2024 og 2. september til 26. september 2024. For disse periodene ble fordampning satt til 1mm per døgn.

Vi sammenlignet nedbørunderskuddet i juni og juli med den estimerte populasjonsstørrelsen året etter for hver forekomstlokalitet. Vi hadde ikke kapasitet til å utforske andre tidsspenn (for eksempel tørke to år før) eller mere avanserte statistiske analyser enn å plote en vanlig linear modell med konfidensintervall.

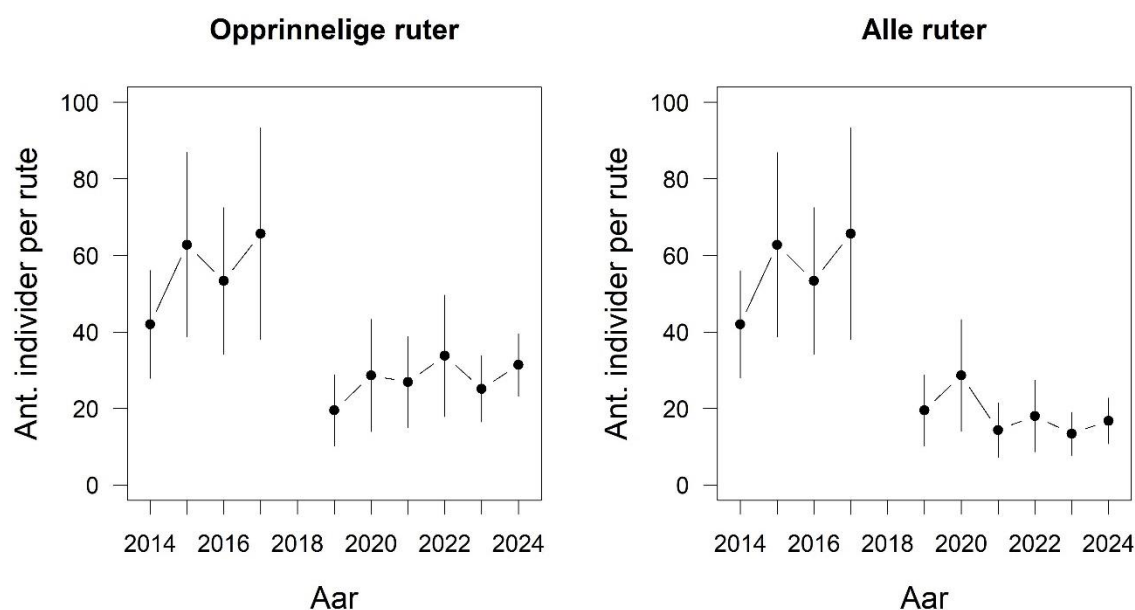
Datasettet er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=herminium_monitoring_nina og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/rt6t88>. Script for dataanalyser er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Honningblom>.

4.5 Resultater

4.5.1 Populasjonsovervåking

Skipstadsand

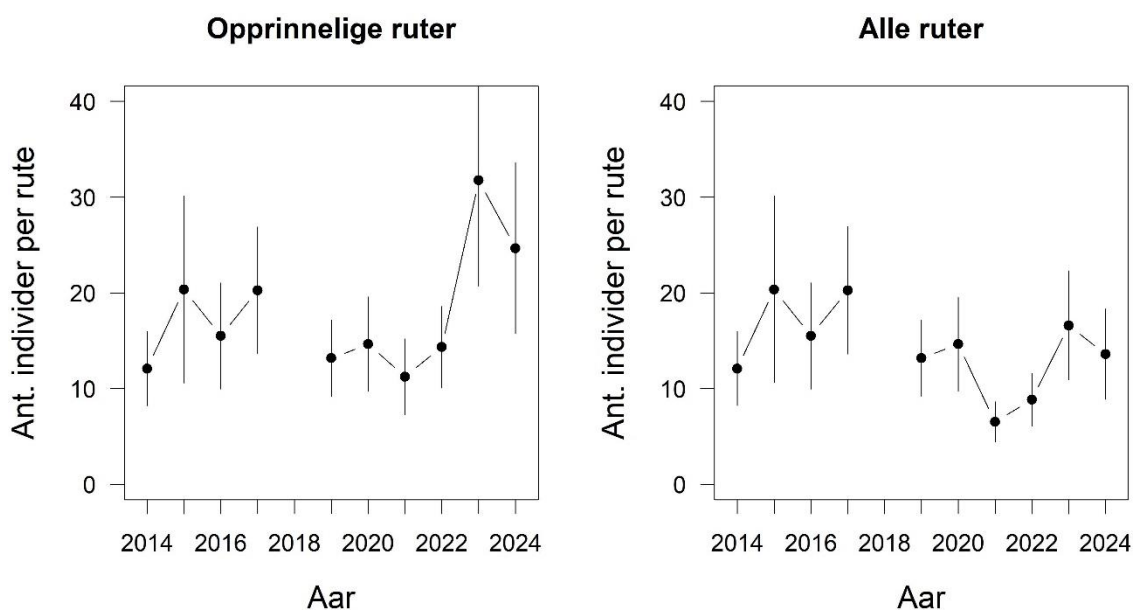
På Skipstadsand viser antallet individer i overvåkingsrutene en kraftig nedgang etter 2018 (**Figur 4.8**). I 2024 lå gjennomsnittlig antall individer i overvåkingsrutene rundt det som har vært normalt for perioden 2019–2024. Sammen med observasjonene langs transektene ga observasjonene i overvåkingsrutene grunnlag for et litt høyere estimat på populasjonsstørrelsen i 2024 enn i 2023 (570 vs. 457 individer, **Figur 4.12**). Dette var derimot noe lavere enn gjennomsnittet for perioden 2019–2023 (649). Antallet og andelen fertile individer var omtrent det samme som i tidligere år (**Figur 4.12** og **Figur 4.13**).



Figur 4.8. Antall honningblom per rute fra 2014 til 2024, Skipstadsand. Gjennomsnitt +/- 95 % konfidensintervall.

Skjellvik

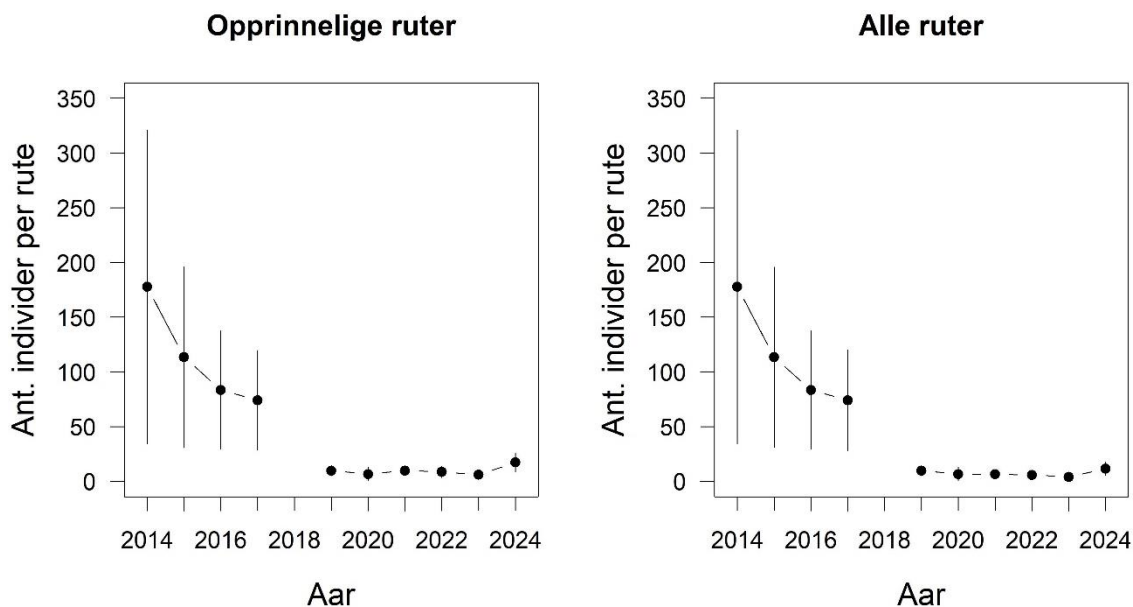
Skjellvik har den største bestanden av honningblom, men antallet individer varierer kraftig fra år til år. Det gjennomsnittlige antall individer per rute har i 2024 gått ned fra topp-året 2023 i både opprinnelige og alle overvåkingsruter, men ligger fortsatt høyere enn i 2021 og 2022 (**Figur 4.9**). Dette gir grunnlag for et bestandsestimat av 22 020 individer, som er det nest høyeste estimatet, etter 2023 (**Figur 4.12**). Andelen fertile individer var den laveste i dataserien (**Figur 4.13**).



Figur 4.9. Antall honningblom per rute fra 2014 til 2024, Skjellvik. Gjennomsnitt +/- 95 % konfindensintervall.

Teneskjær

Det gjennomsnittlige antallet individer i overvåkingsrutene på Teneskjær viser en kraftig nedgang i overvåkingsperioden og har vært lavt men stabilt siden 2018 (**Figur 4.10**). I 2024 var antallet honningblomindivider i overvåkingsrutene noe høyere enn årene før. Disse observasjonene gir grunnlag for noe høyere bestandsestimater, med en økning fra 397 individer i 2023 til 638 i 2024 (**Figur 4.12**). Andelen fertile individer var den nest høyeste i dataserien (**Figur 4.13**).

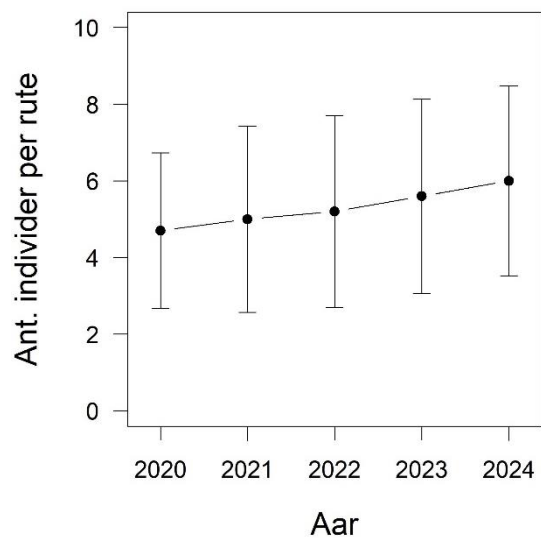


Figur 4.10. Antall honningblom per rute fra 2014 til 2024, Teneskjær. Gjennomsnitt +/- 95 % konfindensintervall.

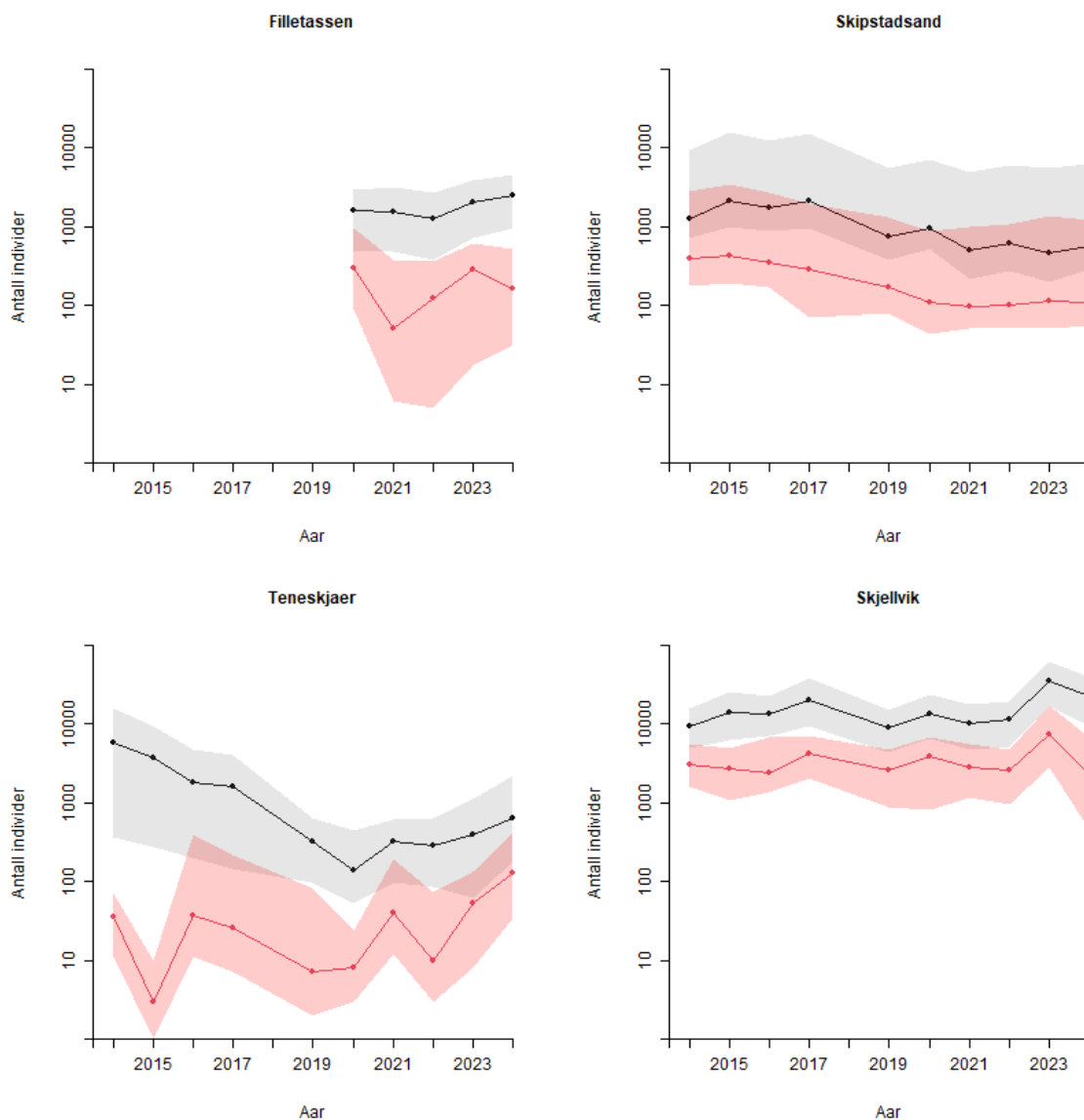
Filletassen

Gjennomsnittlig antall individer per overvåkingsrute på Filletassen har økt sakte men stødig siden overvåkingen startet i 2020 (**Figur 4.11**). Estimater på bestandsstørrelsen har dermed også

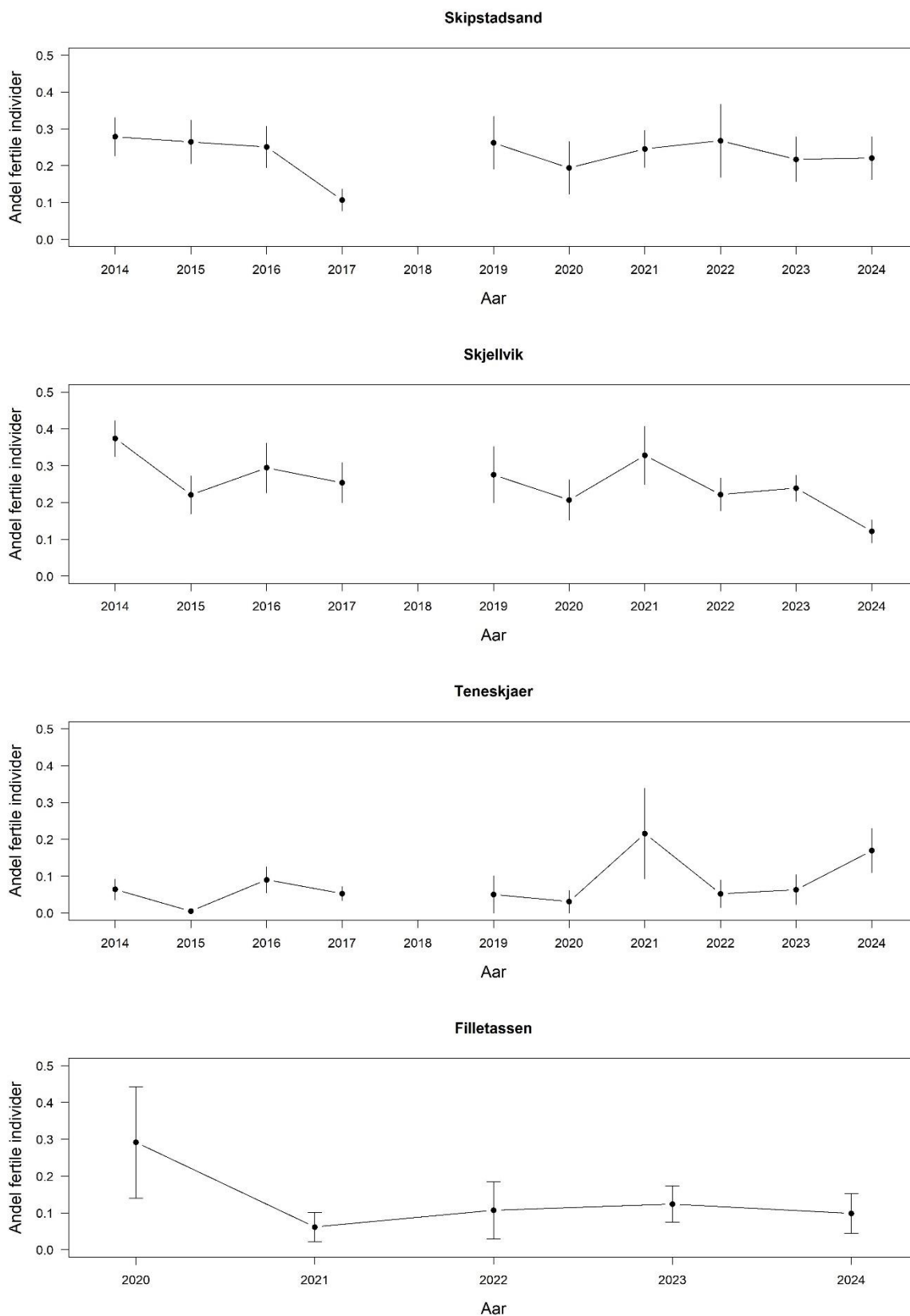
økt fra 1990 i 2023 til 2443 i 2024 (**Figur 4.12**). Andelen fertile individer på Filletassen var derimot lav i 2024, slik tilfellet var de tre foregående årene (**Figur 4.13**).



Figur 4.11. Antall honningblom per rute fra 2020 til 2024, Filletassen. Gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall.



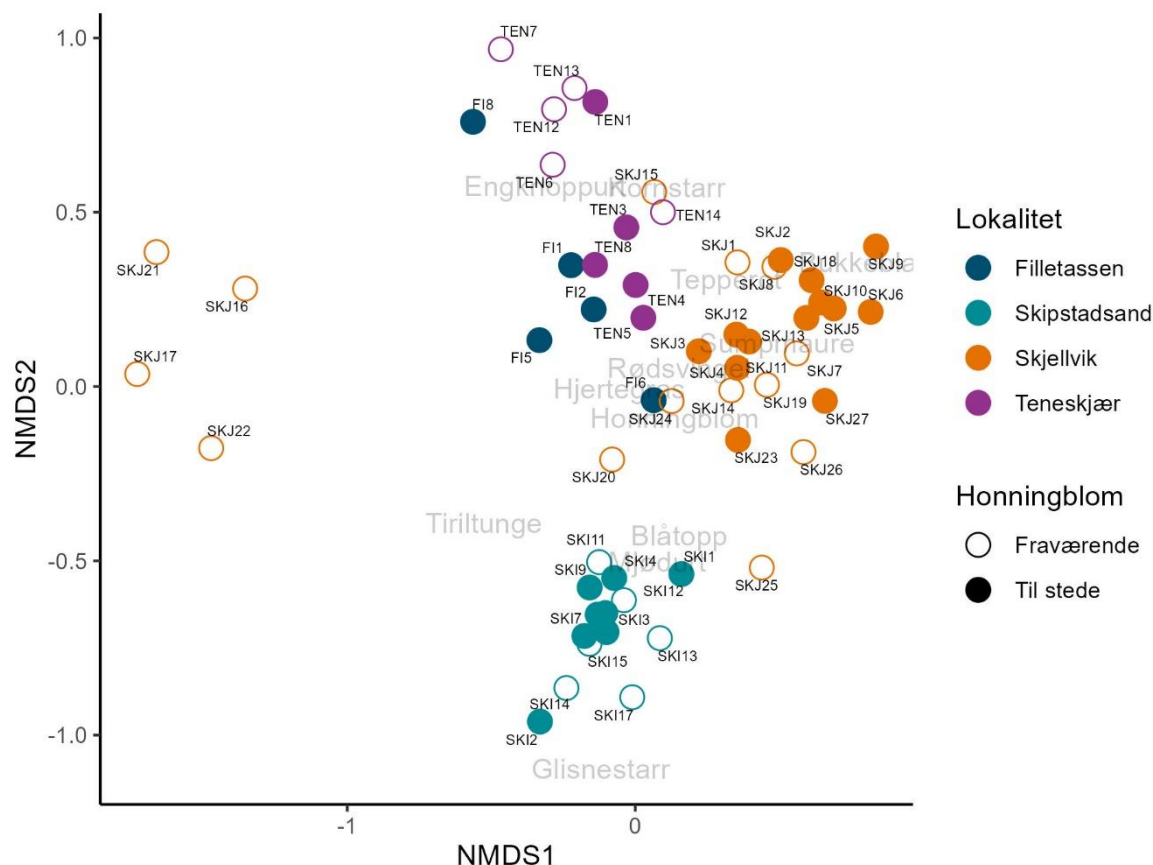
Figur 4.12. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Filletassen, Skipstadsand, Teneskjær, og Skjellvik i perioden 2014–2024. Skravede områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Legg merke til at y-aksen er på log-skala.



Figur 4.13. Andelen fertile individer av honningblom for alle lokaliteter, gjennomsnitt $\pm$ 95 % konfidensintervall. Tallene er basert på observasjoner fra alle ruter med data for hvert år, og individer uten overjordisk biomasse er ikke tatt med.

4.5.2 Vegetasjonssammensetning

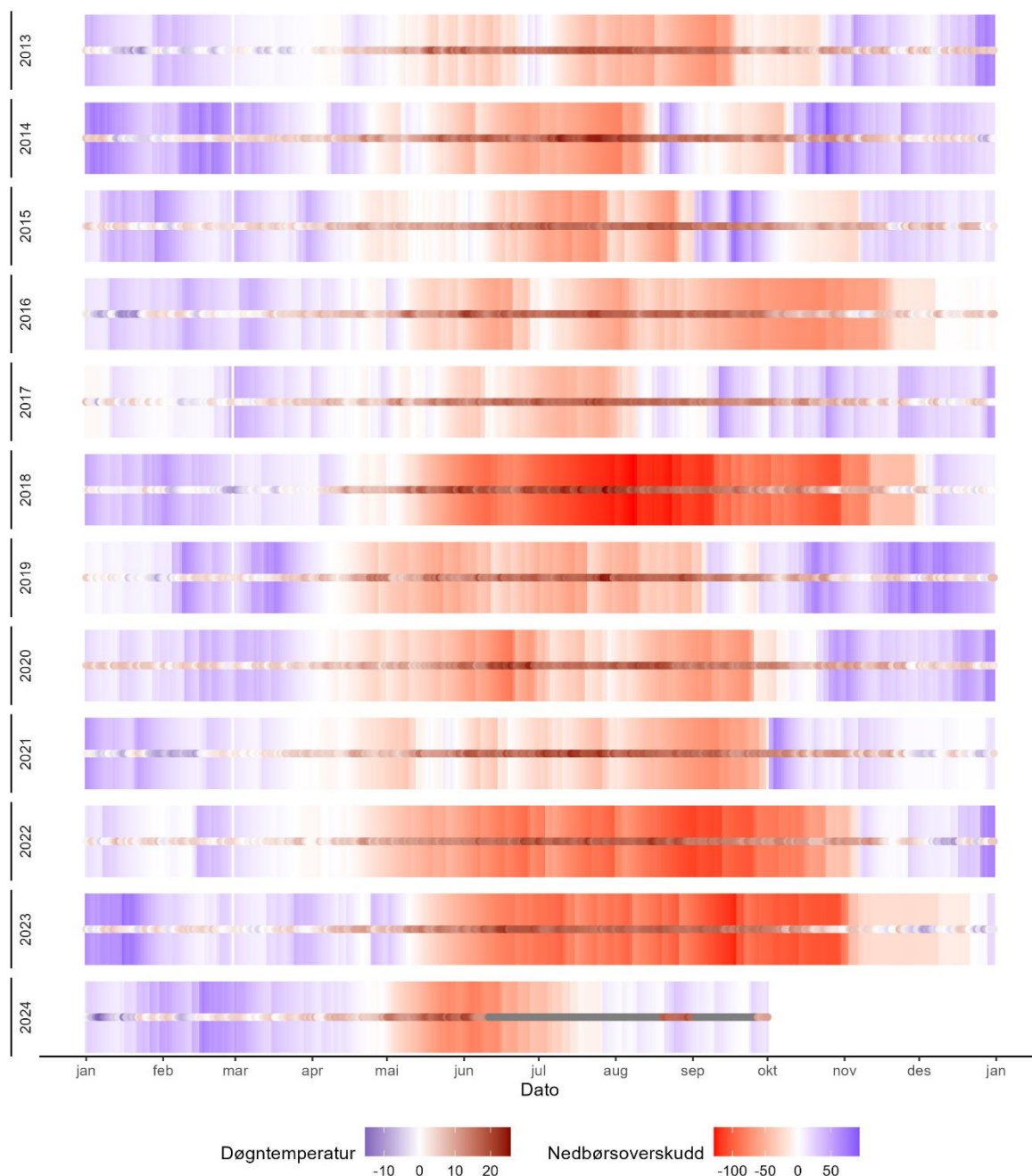
Ordinasjonsanalysen viser at vegetasjonssammensetningen på de fire lokaliteter er ulike der de skiller seg langs ordinasjonsakse to (**Figur 4.14**). Skjellvik og Skipstadsand opptar hver sin plass i ordinasjonsrommet, mens ruter på Teneskjær og ruter på Fillettassen (alle med honningblom) er relativt like i artssammensetningen. Fire ruter på Skjellvik skiller seg ut langs ordinasjonsakse en. Disse ruter ligger lengst nord i lokaliteten (**Figur 4.3**) og er preget av relativt tørre jordforhold som trolig ikke er egnet for honningblom. Honningblom, hjertegras og rødsvingel grupperer seg sammen i ordinasjonsrommet, som tyder på at disse artene ofte finnes i den samme overvåkingsruten.



Figur 4.14. Første to akser av NMDS-analysen på vegetasjonssammensetning på de fire forekomst-lokaliteter av honningblom. Hver prikk framstiller artssammensetningen i en overvåkingsrute. Jo lengre prikkene eller artene er fra hverandre i ordinasjonsrommet, jo større er forskjellen i artssammensetningen. Ens-fargede prikker framstiller plantesamfunn med forekomst av honningblom og åpne prikker plantesamfunn uten honningblom. Artsnavn viser hvor de 10% vanligste artene plasseres i ordinasjonsrommet.

4.5.3 Værdata

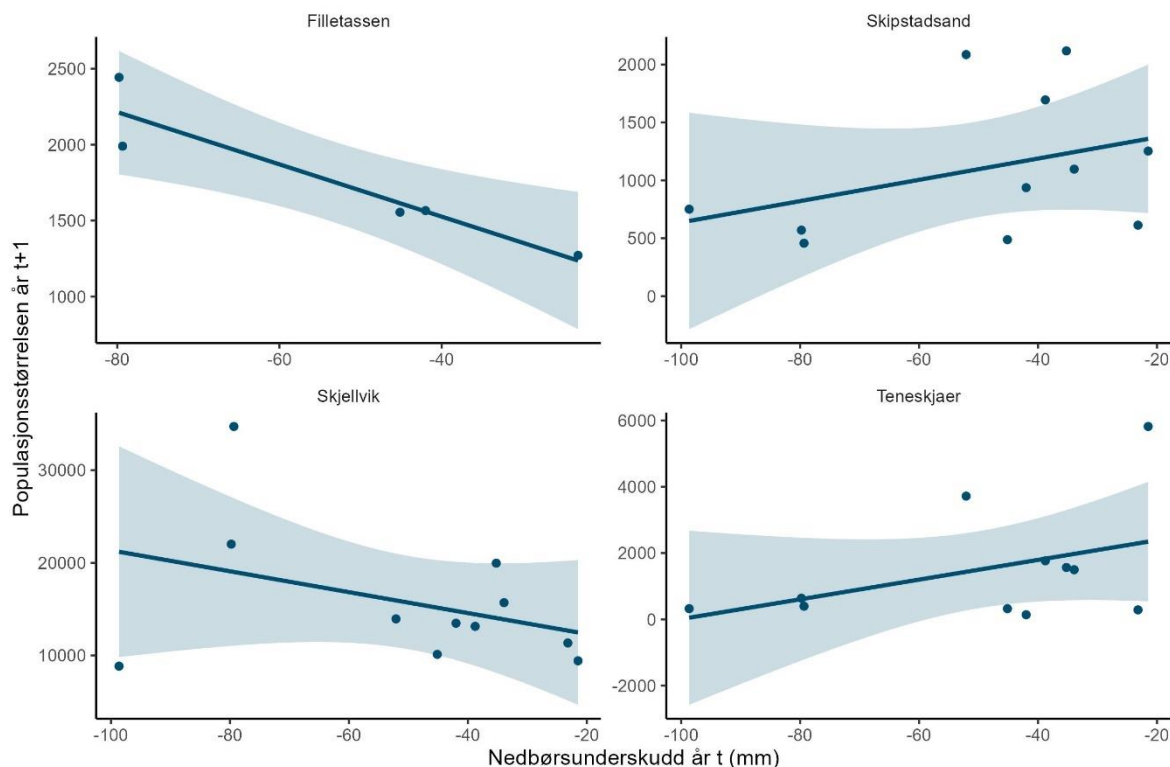
Værdata for Vikar viser at det er vanlig med nedbørunderskudd i sommermånedene mens det er overskudd av nedbør om høsten og vinteren (**Figur 4.15**). Tre år med spesielt sterke tørkeperioder kan identifiseres: 2018, 2022 og 2023.



Figur 4.15. Nedbørsoverskudd (i blå) og -underskudd (i rød) for Vikar, Asmaløy fra 2013 til 2024. Beregninger er basert på interpolerte døgnaverdier for nedbør og fordampning fra NVEs datatjeneste. Prikkene viser døgntemperatur fra samme datakilde. Grå prikker viser perioder med datamangel.

Sammenhengen mellom populasjonsstørrelse og nedbørunderskuddet året før er negativ for populasjonene på Filletassen og Skjellvik (**Figur 4.16**). Det vil si at våte somre har en negativ effekt på populasjonsstørrelsen året før som er mot våre forventninger. Populasjonsstørrelsen på

Skipstadsand og Teneskjær viser en positiv sammenheng med relativ våte somre året før (**Figur 4.16**). Fillettassen og Skjellvik er de to forekomstlokalitetene med dypest, mest torvrikt jordsmonn (Roos et al. 2023a) som trolig sikrer tilstrekkelig jordfuktighet for honningblomplantene i tørre somre. I motsetning har Skipstadsand og Teneskjær en grunnere jordprofil med et skjellsandlag nærmere jordoverflaten som kan gjøre honningblomplanter her mer utsatt for tørke. Dette er en mulig forklaring på den kontrasterende effekten av tørke mellom lokalitetene.



Figur 4.16. Nedbørsunderskudd i år t versus den estimerte populasjonsstørrelsen av honningblom i år $t+1$. Nedbørsunderskuddet er beregnet for perioden juni til juli.

4.6 Anbefalinger

4.6.1 Hva viser årets resultater?

Resultatene fra årets populasjonsovervåking tyder på at honningblom har hatt en relativt god vekstsesong, til tross for betydelig tørke i mai (Grinde et al. 2024). En våt og kjølig juni til august (Gangstø et al. 2024) har trolig gitt gunstige vekstforhold for honningblom i år. Alle populasjonene ser ut til å være stabile de siste årene, og ingen av dem har hatt nevneverdig tilbakegang. Dette tyder på at nåværende tiltak fungerer for å opprettholde stabile populasjoner. På Teneskjær ble det funnet betydelig flere (fertile) individer utenfor overvåkingsrutene enn i tidligere år (**Figur 4.17**).

Resultatene av karplanteregistrering i overvåkingsrutene viser forskjeller i artssammensetning mellom lokalitetene, med de «tørre» rutene på Skjellvik som tidligere har blitt ryddet for einerkratt (**Figur 4.3**) som utliggere. Det virker som forskjellene i artssammensetning mellom lokaliteter er større enn mellom ruter med og uten honningblom. Det er mulig at det finnes en signifikant forskjell i artssammensetning mellom ruter med og uten honningblom, selv om den forklarte variasjonen er liten sammenlignet med variasjonen forklart av for eksempel lokalitet, slik vi fant for

soppsamfunn i jorda (Roos et al. 2024). Ytterligere analyser (som del av masteroppgaven til Thea Aurland Storholt) vil forsøke å finne ulikheter i artssammensetning mellom ruter med og uten honningblom, samt identifisere indikatorarter av karplanter, som tidligere gjort for soppsamfunnet (Roos et al. 2024).



Figur 4.17. I 2024 ble relativt tette forekomster av honningblom funnet på Teneskjær. Det har vært noen år siden slike observasjoner ble gjort. NB på bildet til venstre har få av de fertile individene klart å danne frø. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

4.6.2 Hva betyr resultatene for framtidige utsettelseslokaliteter og anbefalinger for tiltak?

Det ble arrangert et møte i oktober 2024 for å diskutere fremdriften i arbeidet mot utsetting av honningblom. Til stede var NIBIO, NINA og nasjonalparkforvalteren for Ytre Hvaler Nasjonalpark. NIBIO presenterte sin fremgang med dyrkning av honningblom på lab. Resultatene er veldig lovende, og det vil sannsynligvis kunne produseres opp til et par hundre planter som er klare for utplantning i løpet av de nærmeste to-tre årene.

Dersom det skal settes ut honningblom på nye lokaliteter snart, er det et presserende behov for å legge til rette for utplantning snarest mulig, enten på nye lokaliteter eller på eksisterende lokaliteter f.eks. ved å skjerme områdene for beitedyr i etableringsfasen. Nasjonalparkforvaltningen er positiv til å legge til rette for utplantning innen sine forvaltningsområder. På kort sikt vurderer vi at det mest aktuelt å starte utplantingen på Skjelvik hvor det går bra med populasjonen og det er plass utenfor det nå inngjerdede området. Strømgjerdet må i så fall utvides litt for å beskytte de introduserte plantene mot tråkk.

NINAs arbeid med vegetasjonssammensetning så langt viser at honningblom er i stand til å leve i noe ulike plantesamfunn, som sannsynligvis gjenspeiler ulike klimatiske forhold på de nåværende forekomstlokalitetene. Dette indikerer at honningblom kan trives blant en rekke arter, noe

som øker sannsynligheten for å finne egnede utsettelseslokaliteter. Det er imidlertid viktig å merke seg at dataene som ligger til grunn for analysen presentert i **Figur 4.14** utelukkende er samlet fra kjente forekomstlokaliteter av honningblom (bortsett fra rutene på Skjelvik som med sikkerhet er uegnet). Variasjonen i artssammensetning som kan assosieres med forekomst av honningblom kan dermed se betydelig mindre ut når datasettet suppleres med registreringer fra lokaliteter der honningblom ikke finnes (lenger). Dette betyr at det er nødvendig med detaljerte vegetasjonsundersøkelser på eventuelle utsettingslokaliteter for å se om artssammensetningen faller innenfor variasjonen som i dag assosieres med honningblom.

NINA fant tidligere at soppsamfunnet i overvåkingsruter med honningblom skiller seg fra rutene uten honningblom, og identifiserte sopp i familien Ceratobasidiaceae som sannsynlige symbionter til honningblom (Roos et al. 2024). Fremgangen NIBIO har gjort med steril (asymbiotisk) spiring og dyrking av planter viser at det er mulig for honningblom å vokse uten sin sopp-partner, men det er ikke kjent hvordan dette slår ut i overlevelsessevne etter utplantning i felt. Vi anbefaler derfor å eksperimentere med noen av de dyrkede plantene for å se om veksthastigheten og overlevelsessevnen deres endres når de pottes opp i jord samlet fra forekomstlokalitetene (evt. blandet med vanlig plantejord for å minisere mengden som må samles fra naturen). Et målrettet søk etter tilstedeværelsen av sopp i familien Ceratobasidiaceae vil være mest (kostnads)effektiv (kontra miljø-dna-analyse av hele soppsamfunnet) for å fastslå om gode sopp-partnere er til stede på utsettingslokaliteter.

Vi anbefaler å supplere overvåkingen med installasjon av opptil fem klimaloggere på hver forekomstlokalitet. Som rimelig løsning kan TMS4-loggere¹⁰ brukes til å registrere både jordfuktighet og temperatur i og like over jorda. Dette vil kunne gi mer detaljert informasjon om mikroklima på forekomstlokalitetene enn modellerte klimadata i 1 km² rutenettceller som brukt for analysene i **Figur 4.16**, og vil etter hvert kunne sammenlignes med mikroklimaet på eventuelle utsettingslokaliteter. Installasjon av slike loggere vil kreve dispensasjon fra verneforskriftene hos de aktuelle forvaltningsmyndighetene.

Et første steg i arbeidet for å finne potensielle utsettingslokaliteter utenom dagens forekomster vil gjøres i prosjektet «Utvikling av metodikk for å sette bevaringsmål og stanse tap av arter» som NINA gjennomfører på oppdrag for Miljødirektoratet. Prosjektet skal produsere kart over historisk utbredelse, nåværende utbredelse og lage modeller for artens potensielle utbredelse. Modelleringsmetodikken som brukes vil bygge på metodikken brukt av Hansen et al. (2024) for å kartlegge potensielt utbredelsesområde av klippeblåvinge (se **kap. 7.6.3**). Kartene kan danne et viktig grunnlag for å lage en prioriteringsliste over de mest aktuelle områdene for utsetting av honningblom. Disse områdene kan deretter undersøkes i felt for karplantesamfunn, tilstedeværelse av sopp-partneren og egnede jordforhold og klima.

4.6.3 Status og anbefalinger for videreføring av program for bevaringsutsetting av honningblom

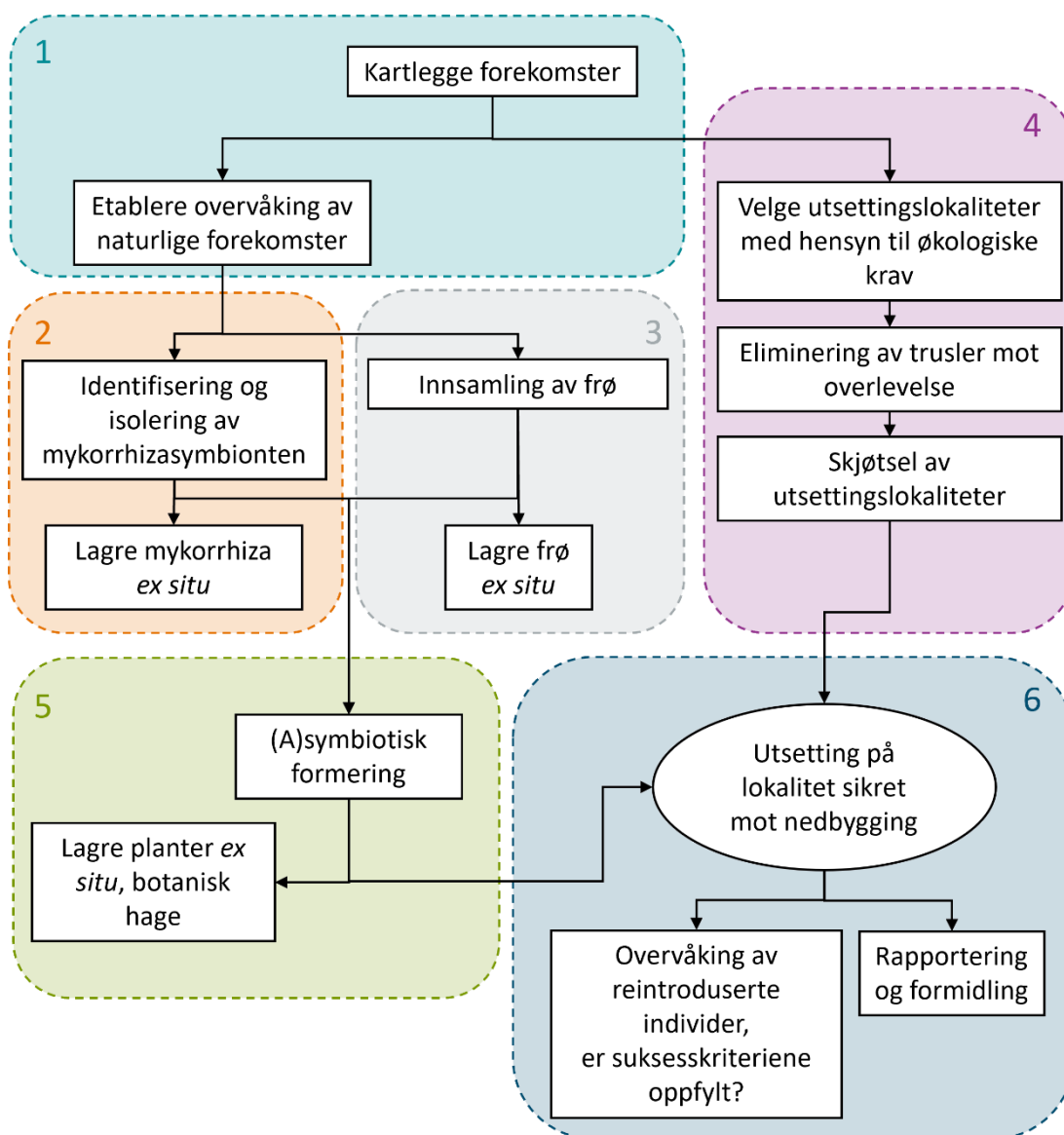
Arbeidet med de ulike delprosjektene i det foreslåtte programmet for bevaringsutsetting av honningblom er oppsummert under (Roos et al. 2023a og 2023b, Roos et al. 2024). Status etter feltsesong 2024 er:

- Delprosjekt 1: Populasjonene på de kjente forekomstene overvåkes årlig. I 2024 er det gjort analyser av karplantesamfunn på de fire lokalitetene.
- Delprosjekt 2: Analyser av soppsamfunn i jord, røtter og frø i 2023 har avdekket arter som sannsynligvis er viktige for etablering av frøplanter av honningblom, særlig en art i familien Ceratobasidiaceae.

¹⁰ <https://tomst.com/web/en/systems/tms/tms-4/>

- Delprosjekt 3: Frø ble samlet inn og lagret i nasjonal frøbank i 2023. NIBIO har også samlet blader fra norske og svenske honningblompopulasjoner for å undersøke genetisk variasjon innen og mellom populasjoner.
- Delprosjekt 4: arbeidet med å identifisere utsettelseslokaliteter er ikke startet enda.
- Delprosjekt 5: In vitro oppformering av honningblom fra frø pågår i regi av NIBIO, finansiert av Statsforvalteren i Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus.
- Delprosjekt 6: Dialog med relevante institusjoner i fagfeltet er startet, og en første kartlegging vil bli gjort i prosjektet «Utvikling av metodikk for å sette bevaringsmål og stanse tap av arter»

For 2025 anbefaler vi videreføring av populasjonsovervåkingen på de fire forekomstene med honningblom. Det vil være en stor fordel å utvide overvåkingen til å inkludere overvåking av jordfuktighet og mikroklima. I tillegg bør arbeidet med å identifisere egnede områder for utsetting av oppformerte planter starte jf. Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting (Miljødirektoratet 2023). Datainnsamlingen av samfunn av sopp og karplanter på de fire forekomstene, sammen med eksisterende kunnskap fra Norge og internasjonalt (se f.eks. Leten et al. 2002, Wells et al. 1998), bør brukes til å utarbeide kriterier for aktuelle utsettingslokaliteter, og en prosedyre for datainnsamling fra potensielle lokaliteter bør utarbeides (Delprosjekt 4). Gjennomført arbeid og anbefalingene for 2025 oppsummeres i **Tabell 4.2**.



Figur 4.18. Program for bevaringsutsetting av honningblom, fra Roos et al. 2023b. Figuren er tilpasset fra Reiter et al. 2016.

Tabell 4.2. En oppdatert tidsplan for bevaringsutsetting av honningblom, med de seks ulike pilotprosjektene som opprinnelig ble planlagt der åpne bokser viser den opprinnelige tidsplanen i Roos et al. (2023b).

Delprosjekt/aktivitet	Gjennomført	Planlagt	Publisering
1. Utvidet kartlegging og overvåking	2024	På eventuelle utsettingslokaliteter Anbefales utvidet med klimaloggere i 2025	Denne rapporten, MSc Thea Aurland Storholt, under utarb.
2. Mykobionter	2023, 2024	På eventuelle utsettingslokaliteter	Roos et al. (2024)
3. Innsamling av frø	2023	Framtidig behov for innsamling vurderes av NIBIO	Svalheim (2023), upublisert notat til Statsforvalteren

4. Identifisere og tilrettelegge utsettingslokaliteter	Nei	Oppstart anbefales i 2025	-
5. Formering <i>ex-situ</i>	2023, 2024	Pågår, fortsettes i regi av NIBIO	Svalheim (2023), upublisert notat til Statsforvalteren
6. Bevaringsutsetting, overvåking og formidling			
Bevaringsutsetting	Nei	Trolig aktuelt i 2026	-
Overvåking	Nei	Protokoll anbefales utarbeidet i 2025	-
Formidling	2023, 2024	Fortsettes i 2025	På NINAs sine sosiale medier: https://www.instagram.com/reel/C-aG2T7ty3z/?utm_source=ig_web_copy_link&igsh=MzRIODBiN-WFIZA== Storymaps og miljøhistorie: https://www.nina.no/Om-NINA/Aktuelt/Stories/Har-tiltak-for-trua-natur-%C3%B8nsket-effekt-og-https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/miljohistorier/har-tiltak-for-trua-natur-onsket-effekt/

Forskning på bevaringsutsetting av planter viser at sannsynligheten for suksess – dvs. at planten etablerer en levedyktig ny populasjon – er relativt lav (Godefroid et al. 2011, Reiter et al. 2016). En flaskehals er i mange tilfeller at utsettingslokaliteten ikke er egnet for arten (økologiske forhold er ikke riktige), og at pågående trusler, som f.eks. gjengroing eller tråkk fra husdyr, ikke er håndtert før utsetting (Bellis et al. 2024). Arbeidet med å identifisere egnede utsettingslokaliteter må dermed skje i nært samarbeid med forvaltningsmyndighetene, slik at oppfølging av lokalitetene sikres over tid.

Gode protokoller for utsetting og oppfølging av de utplantede individene er også viktig, for å samle kunnskap om betydningen av ulike faktorer som antall og tetthet av utplantede individer, tidspunkt for utplantning, livsstadium hos individene, og hvordan disse faktorene påvirker sannsynligheten for overlevelse, vekst og reproduksjon.

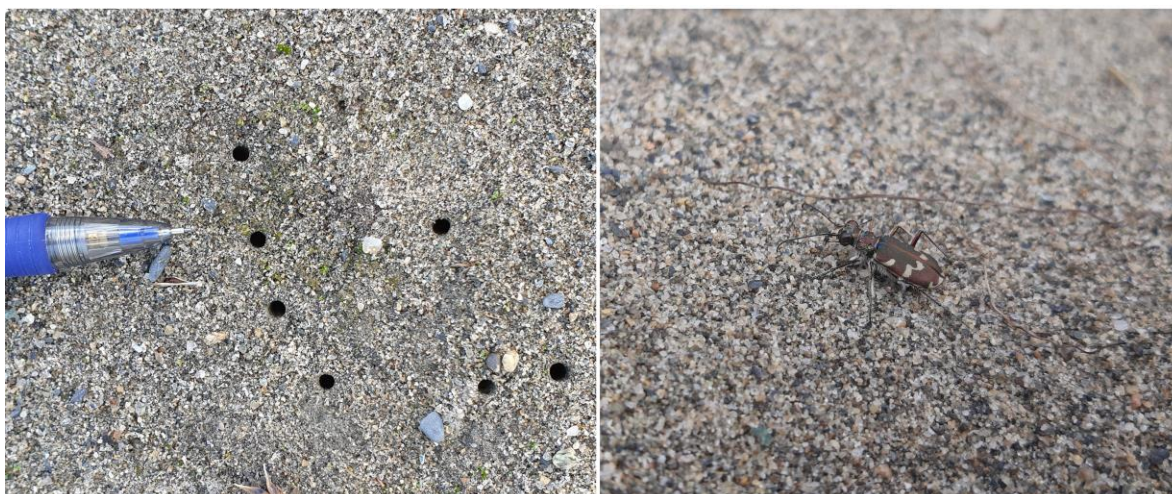
5 Elvesandjeger

5.1 Innledning

Elvesandjeger (*Cicindela maritima*) er en art innen familien løpebiller (Carabidae), som i Norge er spesialisert på sandflater langs større elveløp (**Figur 5.1**). Arten har i dag en begrenset utbredelse og finnes kun i Tanavassdraget (inkludert Tana, Karasjohka, og Anarjohka), Altaelva, Gaula i Trøndelag, Gudbrandsdalslågen med Ottavassdraget, samt Glomma og sideelva Folla i Alvdal (Direktoratet for naturforvaltning 2009, Ødegaard et al. 2014, Hanssen 2023). Fordi elvesandjegeren lever i sterkt fragmenterte habitater med få forekomster, er den vurdert som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for arter og har vært utvalgt som prioritert art siden 2011 (Ødegaard et al. 2021).

Hunnen legger eggene sine direkte i sanden, og larvene utvikler seg over to til tre år før de når voksenstadiet (**Figur 5.1**). Arten er dermed avhengig av finere substrat som silt og finsand, som akkumuleres på stillere og høyereliggende områder under flom. Dette gjør at artens habitat er dynamisk og utsatt for gjengroing og endringer over tid (Ødegaard & Hanssen 2010). Elvesandjegerens populasjoner trues også av endringer i habitatet, for eksempel som følge av vassdragsreguleringer og kanaliseringer som påvirker elvenes naturlige dynamikk. Andre trusler inkluderer gjengroing på grunn av fremmede arter som hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), samt fysisk ødeleggelse av larvehull på grunn av kjøring og tråkk på sandflatene (Evju et al. 2022b).

Som del av handlingsplanen for arten inngår overvåking av bestanden på fire lokaliteter langs Gaula i Melhus kommune, Trøndelag: Kregnesteigen, Storrønningen, Fornes og Gravvær Midtre.



Figur 5.1. Elvesandjegerlarver i stadium 3 (til venstre) og en voksen (til høyre). Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

5.2 Formål med delprosjektet

Målsetning med tiltaket

Målsettingen med tiltaket, fjerning av hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), er å åpne opp gjengrodd arealer slik at fluvialt sediment blir tilgjengelig som levested for elvesandjeger.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåkingen er å overvåke populasjonen av elvesandjeger og fastslå effekten av rydding av fremmede plantearter som lupin på populasjonsdynamikk hos elvesandjeger.

Forventninger

Det forventes at nyåpnede arealer hvor lupin har blitt luket blir tatt i bruk til egglegging av elve-sandjeger. Dette vil sannsynligvis skje året etter selve lukingen, etter at en vinter og vårfloem har jevnet ut de lukede flatene, siden arten ikke ser ut til å trives på sterkt påvirkete sandflater.

5.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling

5.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

De fire lokalitetene som inngår i effektovervåkingen ligger ved Gaula i Melhus kommune, og utgjør for tiden alle lokaliteter for elvesandjeger i Trøndelag fylke (**Figur 5.2**).



Figur 5.2. Overvåking ble gjennomført på fire lokaliteter som består av sandbanker langs elva Gaula. Bildet er tatt på lokaliteten Fornes. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

Fornes

Lokaliteten ligger én kilometer oppstrøms fra Kvålsbrua, ved utløpet av Gammelelva naturreservat på østsiden av Gaula: UTM 32V N7010719–Ø565072 (**Figur 5.3**). Lokaliteten er en elveør på 28 da, som i hovedsak ble dannet mellom 2005 og 2009. Den består av store sandflater med silt i og omkring et frodig klåved-kratt på østsiden, mot Gammelelva. På vestsiden av øra er det store flater med grus og stein, og lite vegetasjon, jf. Hanssen (2023).

Storrønningen

Lokaliteten ligger på vestsiden av Gaula ved Kvål: UTM 32V N7011902–Ø563513 (**Figur 5.3**). På denne 1,3 km lange elveøra består de nederste 500 meterne av et ca. 50 m bredt overløp hvor det regelmessig blir avsatt mye sand og silt, og hvor det har vært en bestand av elvesandjeger i mange år, jf. Hanssen (2023). Gjengroing og styrtregnflommer har forringet habitatene til arten de senere år. I 2021 etablerte arten seg på en nylig anlagt siltflate i den øvre delen, og her har en stadig større andel av bestanden vært lokalisert.

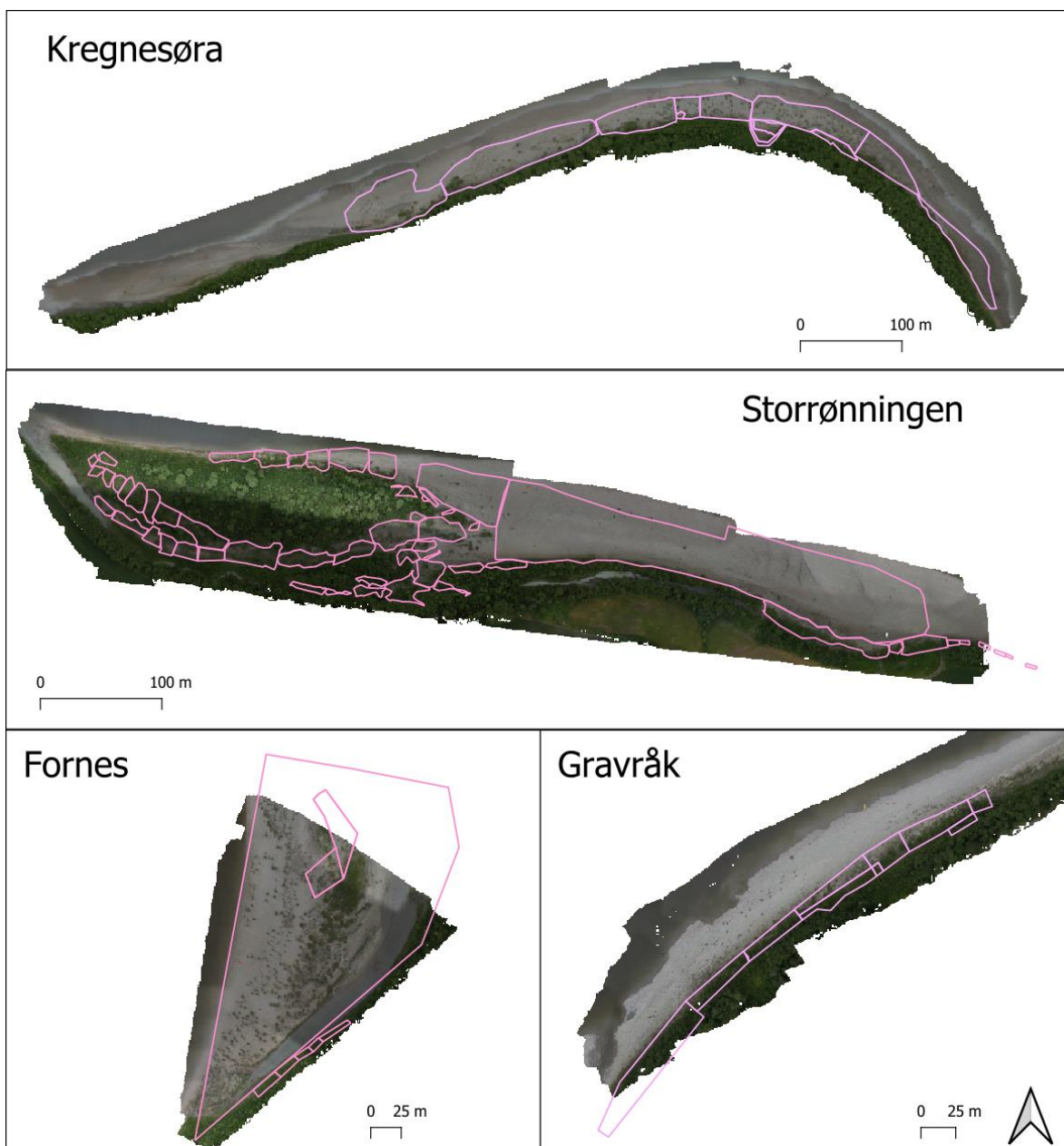
Kregnesteigen

Lokaliteten ligger på vestsiden av Gaula, sør for Gravråk og vest for Skjerdingsstad: UTM 32V N7013652–Ø563041 (**Figur 5.3**). Lokaliteten er en langsmal elveør i innersving, 1 km lang og 20–50 m bred ved normalvannstand, jf. Hanssen (2023). De største arealene med sand- og siltflater med elvesandjeger befant seg frem til 2023 nedstrøms svingen, som en smal sone inn

mot kantvegetasjonen. En gradvis gjengroing av gråor her, samt flomepisodene i august 2023 reduserte habitatkvaliteten for arten, som nå i stor grad befinner seg på en nyrestaurert flate 100 m oppstrøms.

Gravråk midtre

Lokaliteten ligger på østsiden av Gaula, vest for Gravråk-gårdene: UTM 32V N7014478–Ø562682 (**Figur 5.3**). Lokaliteten er en 600 m lang grusør med litt sand og silt inn mot vegetasjonen, som har hatt noen små siltflater og en liten, ustabil bestand av elvesandjeger over mange år, jf. Hanssen (2023).



Figur 5.3. Dronebilder av overvåkingslokalitetene.

5.3.2 Metodikk for datainnsamling

Kartlegging av elvesandjeger i Gaula ble startet opp i 2009 (Ødegaard et al. 2014). Overvåkning av arten ble etablert i 2015 (Hanssen 2023) og gjennomføres ved å registrere larvetunnelene (larvehull) årlig. Overvåkingen omfatter både aktive og potensielle lokaliteter, hvor det gjøres en totalkartlegging for å oppnå et helhetlig bilde av bestanden. Den optimale fremgangsmåten innebærer at larvehull på de aktive lokalitetene telles to–tre ganger i løpet av hver sesong. Dette for å kunne registrere data om de ulike generasjonene av arten, både med hensyn til arealbruk og overlevelse. Tidspunktene for registrering vil variere med flomforhold og vær, men for Gaula-lokalitetene er midten av juni og overgangen mellom juli og august generelt sett gunstige perioder, alternativt i midten av hver av de tre månedene.

Ved kartlegging av larvehullene gjennomføres alle egnede arealer med silt og finsand på lokaliteten, med forsiktighet for å unngå å trække på selve hullene. Larvehullene registreres ved hjelp av håndholdt GPS, hvor antall hull og larvestadium (vurdert ut fra hullstørrelse) registreres per GPS-punkt eller polygon. Ny posisjon tas etter 2–5 meter, avhengig av tettheten og antallet hull. For ytterligere detaljer om kartleggingsmetodikken henvises det til Evju et al. (2021) og Hanssen (2023).

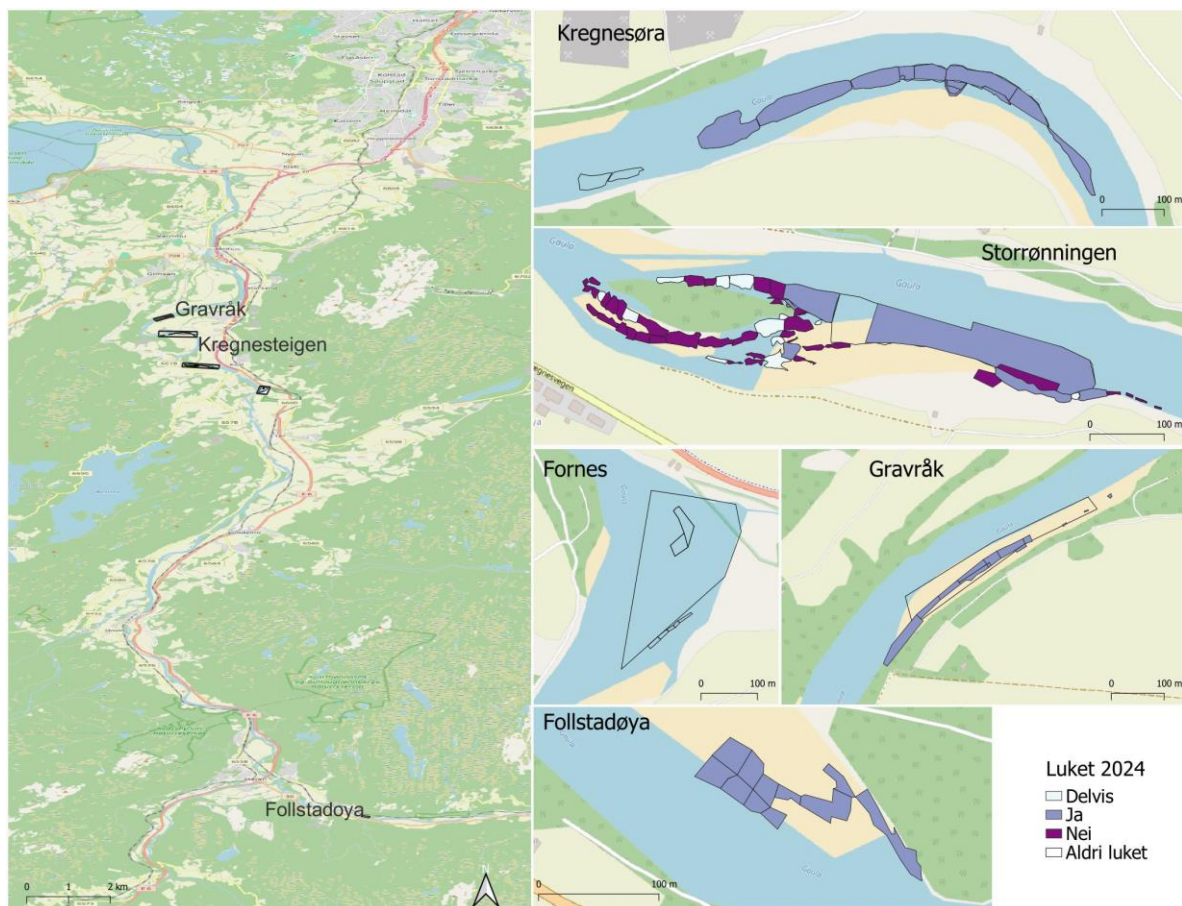
Systematisk kartlegging og lusing av lupiner ble først gjennomført av Midtnorsk naturundersøkelse i 2020 og 2021 (Solberg 2020, Solberg et al. 2022, Solberg & Vullum 2022, 2023). Kartfesting av arealer med lupiner ble utført ved hjelp av GPS, og antallet lupiner ble beregnet ut fra gjennomsnittlig antall per kvadratmeter. Lusing ble utført manuelt med minimal forstyrrelse av sandområdene. Til lukearbeidet ble det benyttet greip, potetgrev og løvetannstikkere, tilpasset forhold som rottybde og jordtype. Lupinene ble luket opp med roten, og alle plantedeler ble samlet i tette, tykke søppelsekker, som deretter ble levert til gjenvinningsstasjoner med mottak for fremmede arter.

For standard rapportering av lusing, uavhengig av utførende firma, kreves et minimum av informasjon for at dataene skal kunne brukes i effektovervåking:

- Inndeling av lokaliteten i relevante, kartfestede polygoner,
- Status for hver polygon om det ble luket eller ikke, og hvilke plantearter som ble luket,
- Beskrivelse av lukemetode (f.eks. manuell bruk av mindre redskaper eller maskinelt med gravemaskin),
- Registrering av problematiske plantearter i hver polygon, som for eksempel lupiner og rynkerose,
- Estimerer for antall eller tetthet av problematiske plantearter før og etter lusing, også i polygoner som ikke lukes,
- Tidspunkt for lusing (dato).

Et kart over områdene som ble luket i 2024 finnes i **Figur 5.4**.

Disse dataene sikrer en systematisk oversikt over arbeidet og er nødvendige for å kunne evaluere effekten av tiltakene over tid. Indikatorer for overvåking av elvesandjeger og effekten av lusing er oppsummert i **Tabell 5.1**.



Figur 5.4. Kart over overvåkingslokalitetene og hvilke polygoner ble luket. Lokaliteten på Follstadøya ble luket, men ingen tellinger ble utført her. Elvesandjeger har i realiteten aldri eksistert på Follstadøya, men et mislykket utsettingsforsøk av arten ble gjort tidligere (Hanssen 2023). Forsøket kan gjenntas når luking av lupiner har kommet langt nok og habitatene ser bra ut. Stor elvebreddekkopp (se kap. 6) har ellers en god bestand her.

Tabell 5.1. Indikatorer for overvåking av elvesandjeger og effekter av skjøtselstiltak på arten.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalgseenhet	Utlegging av utvalgseenhet	Antall utvalgseenheter	Frekvens for datainnsamling
Populasjonsstørrelse elve-sandjeger	Antall individer av elve-sandjeger i hvert livssyklusstadium	GPS punkter	Lokaliteter	4	3-4 ganger hver sommer
Luking	Luking status i 3 klasser: - nei - delvis - ja	Polygoner	Polygoner innenfor lokaliteter	5	Årlig
Areal av dellokaliteter langs elvestrekningen	m ²	Totalkartlegging (kartfesting av polygoner)		4	Flyfoto, 5 årlig
Areal med tiltak (Trøndelag - Gaula)*		Totalkartlegging og kartfesting		4	Årlig

* Data deles av Midtnorsk naturundersøkelse

5.4 Dataanalyser

5.4.1 Bestandsovervåking

For å dokumentere endringer i elvesandjegerbestanden over tid, ble vektete tetthetskart utarbeidet for hvert stadium i artens livssyklus (larvestadiene 1, 2 og 3, samt voksne). Kartene ble laget ved hjelp av observasjoner fra august hvert år siden 2018, etter første augustflom, for å sikre sammenlignbare data og unngå dobbelttelling av larver som kan utvikle seg til nye stadier gjennom sesongen (jf. Evju et al. et al. 2022b). Augustflommer har tidligere ikke vært vanlige, men synes å ha økt i hyppighet de senere år, og utgjør dermed en endring i dynamikken på elvesandjegerens habitater. Kun observasjoner fra Kregnesteigen og Storrønningen ble inkludert, da tettheten ved Gravråk og Fornes var for lav til å vises i kartene.

Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektdatabase (Ødegaard et al. et al. 2023): <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb> og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/cf4c2s>.

5.4.2 Dynamikk i rom og tid

Tettheten ble beregnet med ArcGIS' (v 10.8.2) «Point Density»-verktøy, som estimerer antall observasjoner per kvadratmeter basert på en sirkulær radius på 20 meter og celleoppløsning på 2 meter. Denne metoden tar hensyn til usikkerhet i GPS-posisjoner og gir et nøyaktig bilde av fordelingsmønstre og hotspots innenfor lokalitetene. Resultatene ble deretter analysert i R Studio (v. 4.4.2) ved hjelp av pakkene «raster» og «dplyr». Gjennomsnittlig tetthet av larvestadier og voksne ble beregnet for både lukede og ikke-lukede polygoner, og det totale antallet observasjoner ble utledet fra tettheten ved å multiplisere med arealet av hvert område. Effekten av luking på larveantallet ble analysert med en negativ binomial modell for å håndtere overdisperserte data, og visualisert med R-pakkene «DHARMA» og «effects».

5.4.3 Effekter av lusing

For å vurdere effekten av lusing av hagelupin på elvesandjegerbestanden, ble antall larver i august 2024 sammenlignet med tidligere år. Data fra august ble valgt for å unngå dobbelttelling av individer som kan ha skiftet livsstadium i løpet av sommeren. Dataene viste seg å være både overdisperserte og «zero-inflated», og derfor ble en «zero-inflated negativ binomial modell» tilpasset for analysene. Modellen ble anvendt for å analysere tettheten av elvesandjeger i forskjellige stadier i 2024, hvor tettheten av elvesandjeger i 2023 og tiltakene i 2024 ble brukt som forklaringsvariabler (Evju et al. 2022b).

Flere forklaringsvariabler ble testet, inkludert antall lukinger og tid siden siste lusing, men disse forbedret ikke modellens ytelse. Analyser ble utført i R v. 2024.10.31, og tilhørende scripts er tilgjengelige på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Elvesandjeger>.

5.5 Resultater

5.5.1 Bestandsovervåking

Tellingene av elvesandjeger på de fire lokalitetene Fornes, Storrønningen, Kregnesøra og Gravråk M ble i år foretatt i uke 24, 30 og 34 (**Tabell 5.2**) av Arne Endre Laugsand og Oddvar Hanssen.

Tabell 5.2. Antall larvehull i de tre ulike stadiene på de fire lokalitetene og på tre ulike tidspunkter sommeren 2024.

Lokalitet	13.-14. juni 2024				25.-26. juli 2024				19.-20. august 2024			
	1. st.	2. st.	3. st.	sum lar-ver	1. st.	2. st.	3. st.	sum lar-ver	1. st.	2. st.	3. st.	sum lar-ver
Fornes	1	27	169	197	45	207	233	485	1	54	150	205
Storrønningen	54	143	195	392	210	643	415	1268	12	295	465	772
Kregnestei-gen	21	102	112	235	41	203	248	492	2	31	78	111
Gravråk M	0	0	0	0	0	6	2	8	0	0	10	10

I uke 24 ga tellingene på de fire lokalitetene hhv. 197, 392, 235 og 0 larvehull. Tilsvarende tall fra uke 30 var hhv. 485, 1268, 492 og 8, dvs. som normalt en del høyere på de tre førstnevnte lokalitetene fordi det har tilkommet en ny generasjon. En positiv overraskelse var 8 larvehull på Gravråk M, hvor vi antok at bestanden hadde gått ut. I uke 34 var tallene hhv. 205, 772, 111 og 10. Denne sommeren var det ingen styrtflomepisoder slik som i august 2023 (Roos et al. 2023a), og reduksjonen i antall fra juli-tellingene kan bare forklares med diapauser i forbindelse med forpopping (3. stadium) og forberedelser til overvintring (2. stadium). Det er fremdeles uvisst om høye tall med 2.-stadiumslarver i juli-tellingene tilhører årets eller fjorårets generasjon. Det er ikke helt usannsynlig at det er et lite vindu hvor dette stadiet overlapper med individer fra begge årganger.

Totalbestanden er for tiden under halvparten av hva den var i 2022. Til tross for den store dødeligheten i larvebestandene i 2023, grunnet de to styrtregnflommene i august, hadde relativt mange voksne (2022-generasjonen) overlevd på Storrønningen. De ble ikke observert, men deres avkom, 1. og 2. stadiumslarver utover sommeren, vitner om det. Hele 84% av den nye

generasjonen befant seg nå i det øvre området, fordi det nedre området ble sterkt endret under de nevnte flomepisodene i 2023.

På Kregnesteigen må det ha vært tilsvarende lavere overlevelse av de voksne (2022-generasjonen) og dermed langt færre 1. og 2.-stadiumslarver i år enn i de foregående årene. På grunn av all sanden som har lagt seg over store deler av de tidligere arealene med silt har den ny-restaurerte flata foran fiskerhytta fått en ekstra stor betydning for totalbestanden på Kregnesteigen, med hele 83% av den nye generasjonen! Flere av årets 3.-stadiumslarver som overlevde augustflommene som 2.-stadiumslarver, slet i år veldig med å holde sine hull åpne fordi den nye løse sanden som la seg oppå «siltflaten deres» rant ned i hullene. Disse individene ser ikke ut til å gjøre noe forsøk på å forflytte seg og søke til arealer med ren silt, jf. Hanssen (2023).

På Fornes var overlevelsen av voksne også relativt god. Etter styrtregnflommene i august 2023 ble det ikke sett tegn til overlevelse i det nordvestre området, verken sent i august 2023 eller i juni i år. Men, sent i juli var det her flere larvehull i 3. st. Dvs. at mange av de som «forsvant» likevel hadde overlevd, men det er vanskelig å forklare deres lange fravær.

På Gravråk var det tilsynelatende helt tomt for larver etter augustflommene i 2023 og i juni 2024, men i juli ble det observert 6 larver i 2. st. og 2 larver i 3.st. Senere i august befant alle disse larvene seg i 3. st., hvilket betyr at mange av larvene i 2. st. som overvintret fra 2023 til 2024 enda ikke hadde skiftet hud til 3. st. før inn i august måned. Så sent på sommeren har det vært ansett at 2. st.-larver tilhører årets generasjon og nylig har skiftet hud fra 1. st. For å forstå artens livssyklus må det derfor enda hyppigere oppfølging til, men i forhold til artens fortløpende arealbruk synes metoden med å telle tre ganger å være tilfredsstillende.

Figur 5.5 viser antallet observerte individer i ulike stadier (1., 2., 3. stadiet og voksne) på de fire lokalitetene Fornes, Gravråk, Kregnesteigen og Storrønningen i løpet av sommeren 2024. Observasjoner ble gjennomført fire ganger, i juni, juli, august og september.

- Fornes: Antall individer i 1. og 2. st. er høyest i juni og juli, før det avtar mot september. 3. st. har lavere tall gjennom hele perioden, mens voksne individer er nesten fraværende. Dette viser en kort-varig toppaktivitet i de tidlige stadiene på denne lokaliteten.
- Gravråk: Det ble ikke observert noen larvehull her i juni 2024. Andre st. viser en svak økning i juli før det også avtar. Tredje st. og voksne individer er nesten ikke til stede, noe som antyder begrenset habitatkvalitet eller ufordelaktige forhold for utvikling av senere stadier.
- Kregnesteigen: Første og 2. st. har en jevn fordeling gjennom juni og juli, med en nedgang mot august og september. Tredje st. har en toppaktivitet i juli, mens voksne individer er sjeldne, men observeres i små antall i juni og juli. Dette antyder moderat egnethet for larveutvikling, men begrenset støtte for voksne individer.
- Storrønningen: Denne lokaliteten viser en klar toppaktivitet i 1. og 2. st. i juni og juli, som deretter avtar mot august og september. Tredje st. har også en markant topp i juli. Voksne individer har den høyeste observasjonen i juni, med en liten nedgang i de senere månedene. Dette mønsteret indikerer at Storrønningen er det mest egnede habitatet for både larver og voksne sammenlignet med de andre lokalitetene.

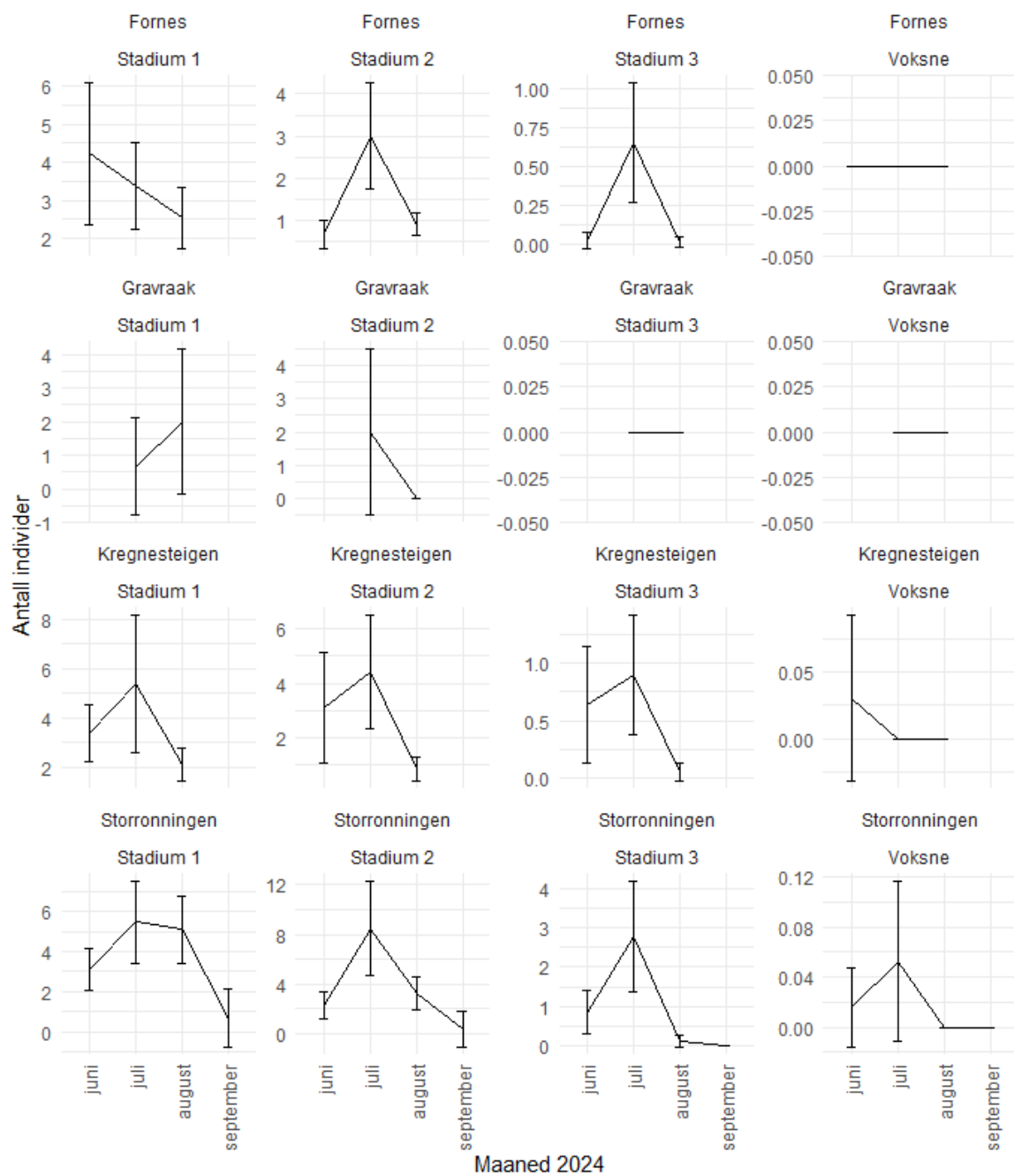
Antallene er høyest i juni og juli på alle lokaliteter, med en klar nedgang i alle stadier mot september. Tidligstadiene (1. og 2. st.) er mest tallrike i de første månedene, mens 3. stadiet toppe senere i juli. Voksne individer er få og påvirkes sannsynligvis av værforhold og habitatspesifikke faktorer. Storrønningen skiller seg ut som det beste habitatet for alle stadier, mens Gravråk og Fornes viser lavere tall gjennom hele perioden.

Figur 5.6 viser antallet individer i ulike larvestadier (1., 2. og 3. st.) fordelt på de fire lokalitetene Fornes, Gravråk, Kregnesteigen og Storrønningen over perioden 2018–2024.

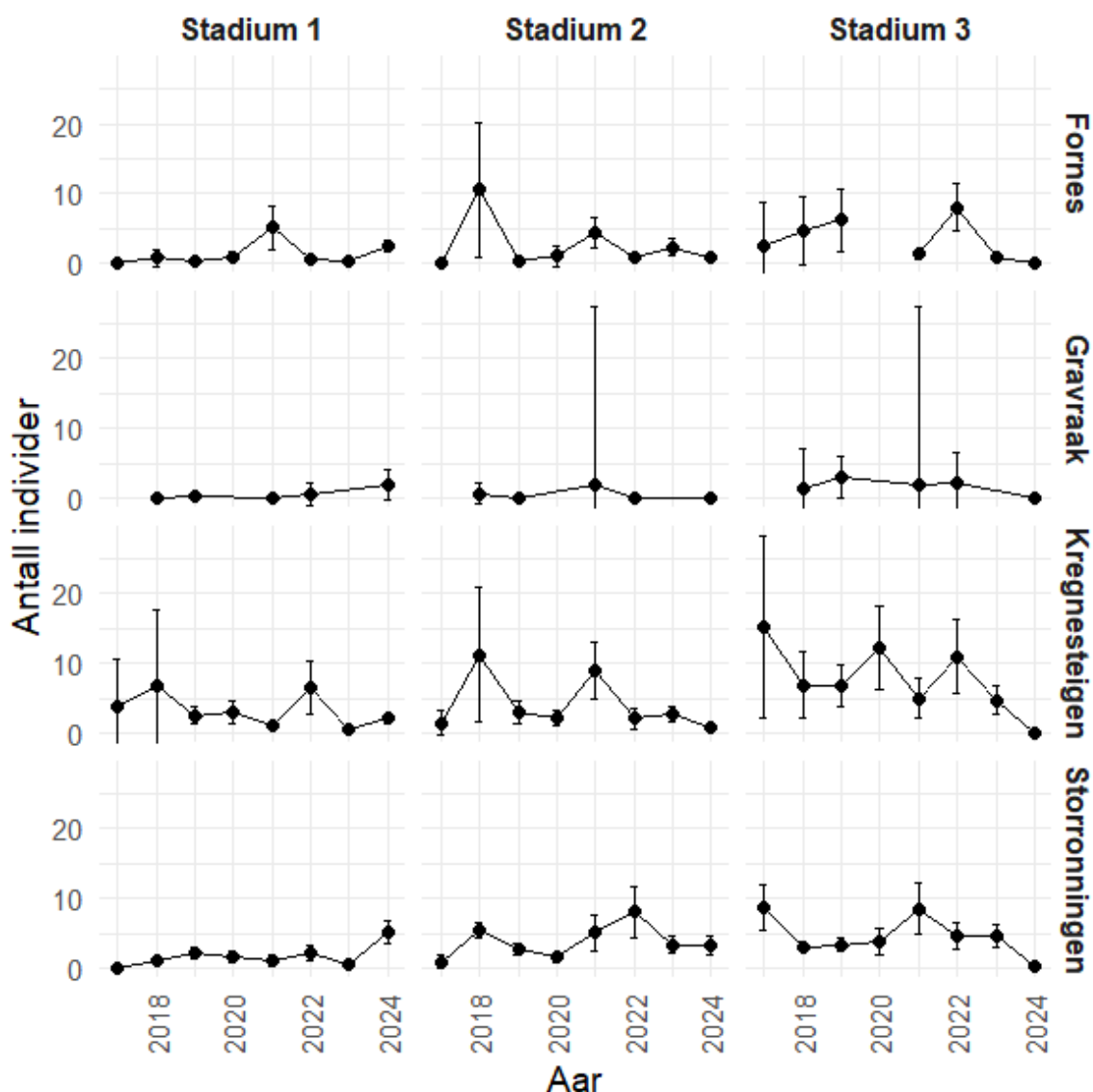
- Fornes: Antallet individer er konsekvent lavt gjennom hele perioden, med små variasjoner i alle stadier. Dette indikerer en stabil, men begrenset populasjon uten tydelige toppår.

- Gravråk: Også her er antallet individer lavt og relativt stabilt. Variasjonen mellom år er minimal, og det er ingen klare tegn til økning eller reduksjon i noen av stadiene.
- Kregnesteigen: Det er mer variasjon i antallet individer i Kregnesteigen sammenlignet med Fornes og Gravråk. Det observeres topper i noen år, spesielt i 2. og 3. st., noe som kan indikere bedre forhold for utvikling og rekruttering i enkelte perioder.
- Storrønningen: Denne lokaliteten har de høyeste antallene og den største variasjonen i alle stadier. Topper i antallet individer kan observeres i flere år, spesielt i 2. og 3. st., noe som tyder på at dette området gir bedre habitatforhold for arten sammenlignet med de andre lokalitetene.

Første. st. viser jevnt lavere antall individer på tvers av alle lokaliteter sammenlignet med 2. og 3. st. Kregnesteigen og Storrønningen skiller seg ut som lokaliteter med større populasjoner og populasjonsdynamikk, mens Fornes og Gravråk opprettholder lave og stabile populasjoner gjennom perioden. Dette antyder at habitatforholdene varierer betydelig mellom lokalitetene.



Figur 5.5. Antallet observerte individer i ulike stadier på de fire lokalitetene i løpet av sommeren 2024

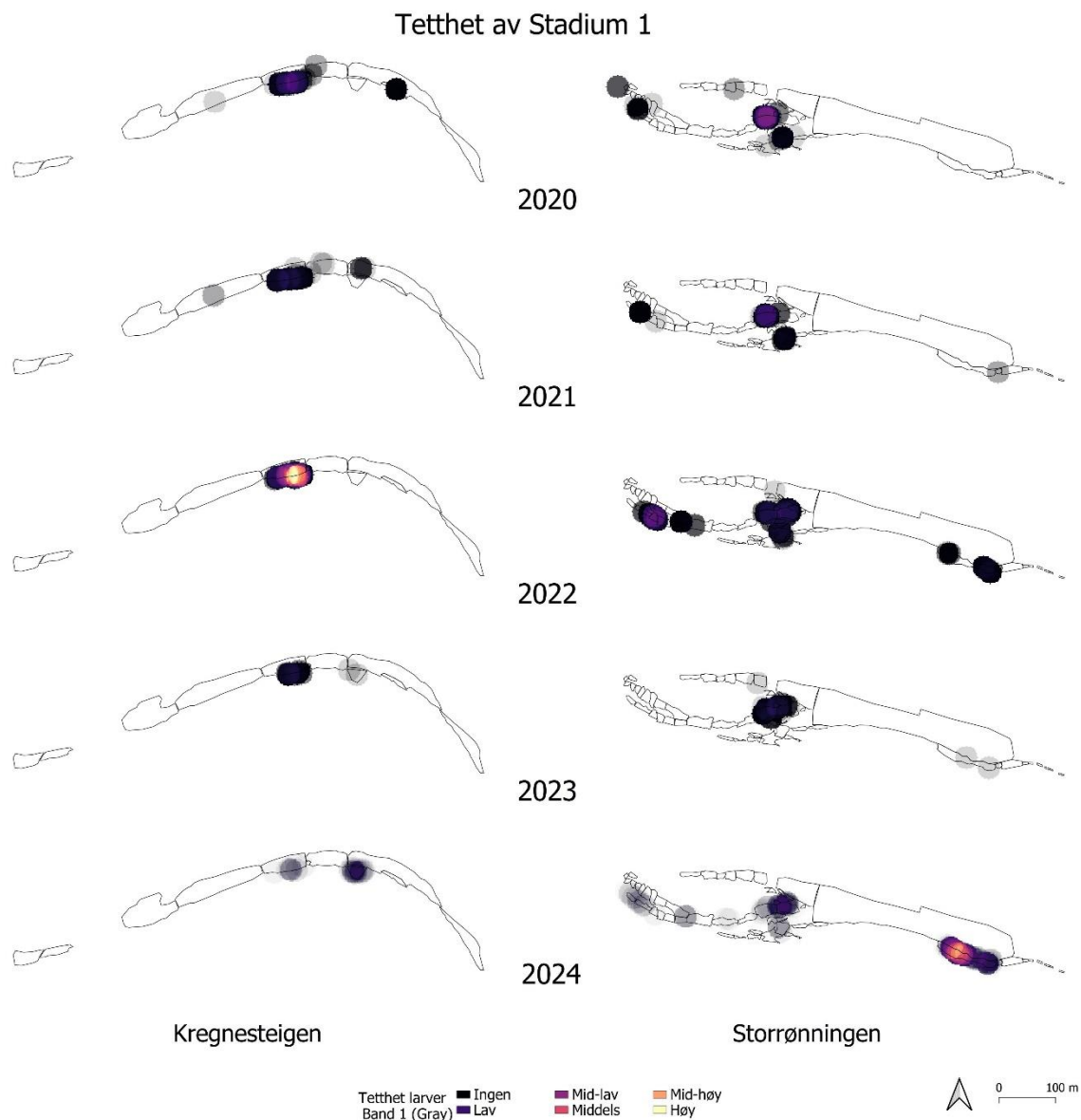


Figur 5.6. Antallet individer i ulike larvestadier fordelt på de fire lokalitetene over perioden 2018–2024.

5.5.2 Dynamikk i rom og tid

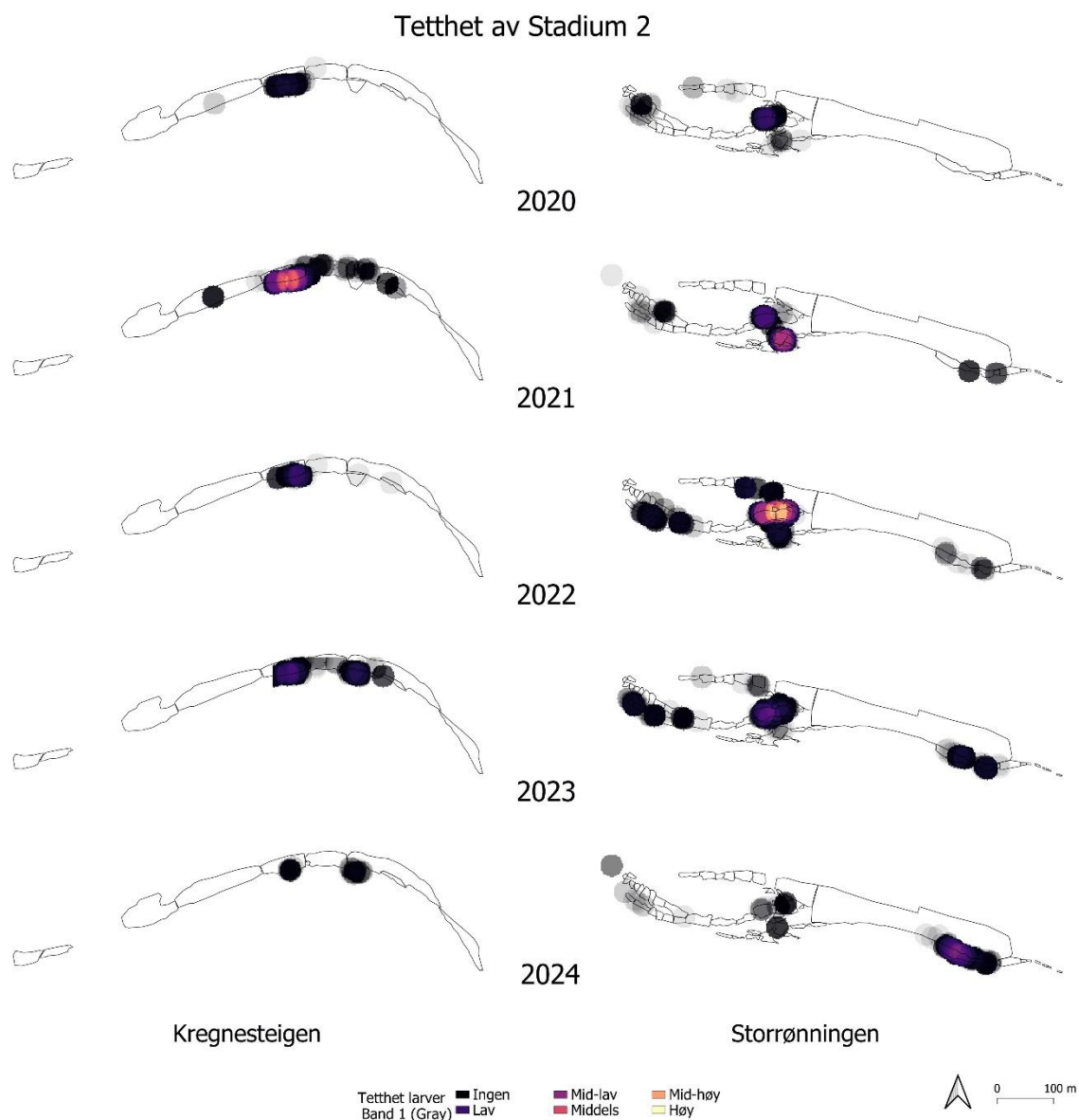
Figur 5.7, Figur 5.8 og Figur 5.9 viser den tidsmessige og romlige dynamikken for hvert stadium av elvesandjegerlarvene på Kregnesteigen og Storrønningen. Polygongrensene markerer de ulike lokalitetene hvor hagelupin overvåkes og lukes. De mørke fargene viser områdene med færrest individer, mens lys gult markerer hotspots der mange individer er til stede. Denne typen kart er nyttige for å kunne identifisere foretrukne lokaliteter og hvordan preferansen endrer seg over tid.

Det er tydelig at antallet larver første stadiet på Kregnesteigen (**Figur 5.7**) er lavt gjennom hele perioden, bortsett fra i midtre delen av lokaliteten i 2022. På Storrønningen har det oppstått en tydelig hotspot i den østlige delen av lokaliteten i 2024, markert med lys gule farger, som indikerer høy tetthet av larver.



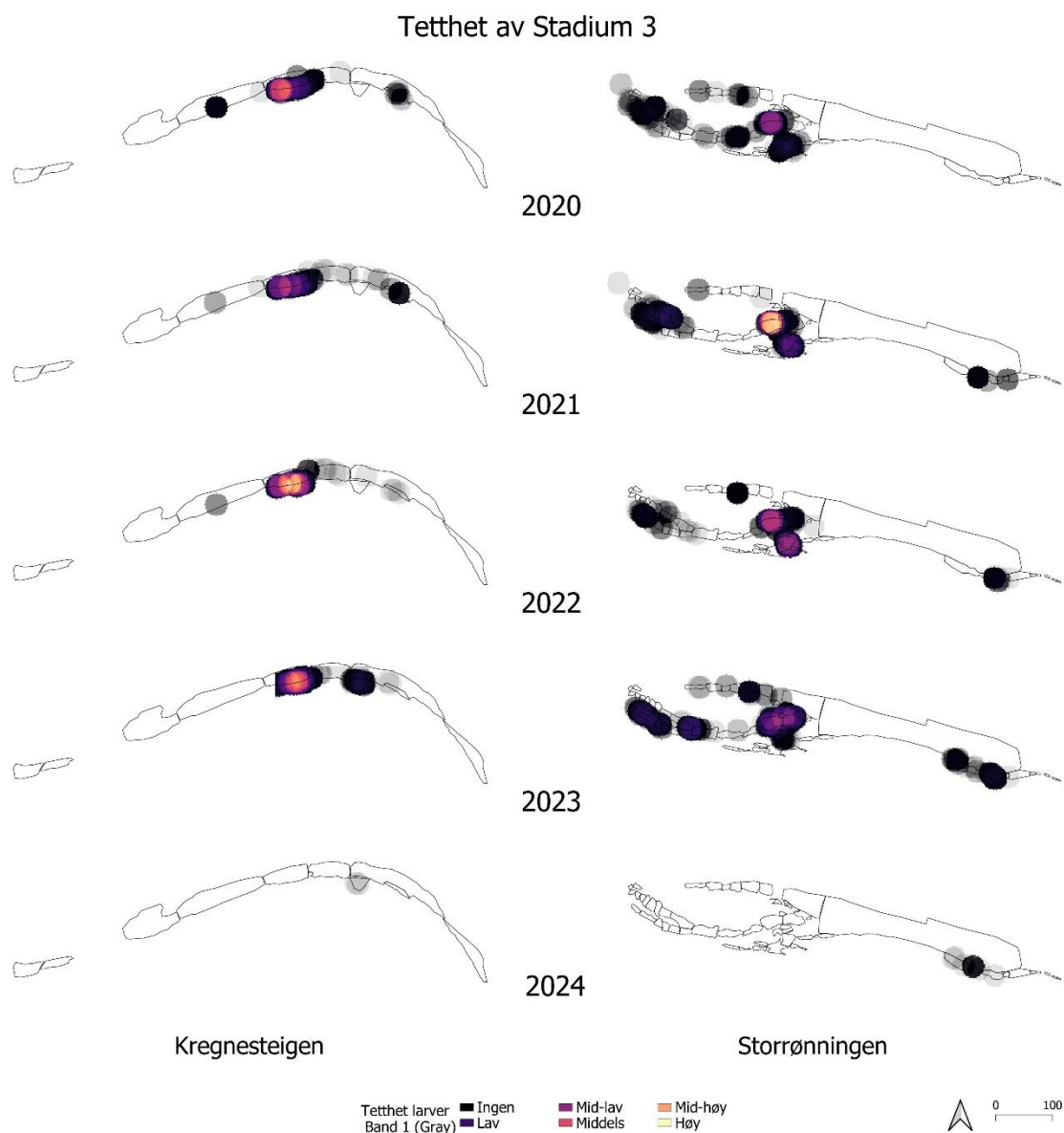
Figur 5.7. Tettheten av elvesandjegerlarver i første stadiet over fem år (2020–2024) på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen.

Tetthetskartet for 2. st. viser et mønster som ligner på 1. st. (**Figur 5.8**), noe som er forventet siden begge stadier er fra samme generasjon. Kregnesteigen fortsetter å vise lave tettheter uten tydelige konsentrasjoner av larver, bortsett fra en noe høyere tetthet i midtre delen i 2021. På Storrønningen var det imidlertid en tydelig kjerne i det midtre området i tidligere år. Mot 2024 ser vi en nedgang i tettheten også her, noe som gjenspeiler endringer i habitatforhold og -kvalitet etter augustflommene i 2023. Tettheten økte imidlertid noe øst på lokaliteten.



Figur 5.8. Tettheten av elvesandjegerlarver i andre stadiet over fem år (2020–2024) på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen.

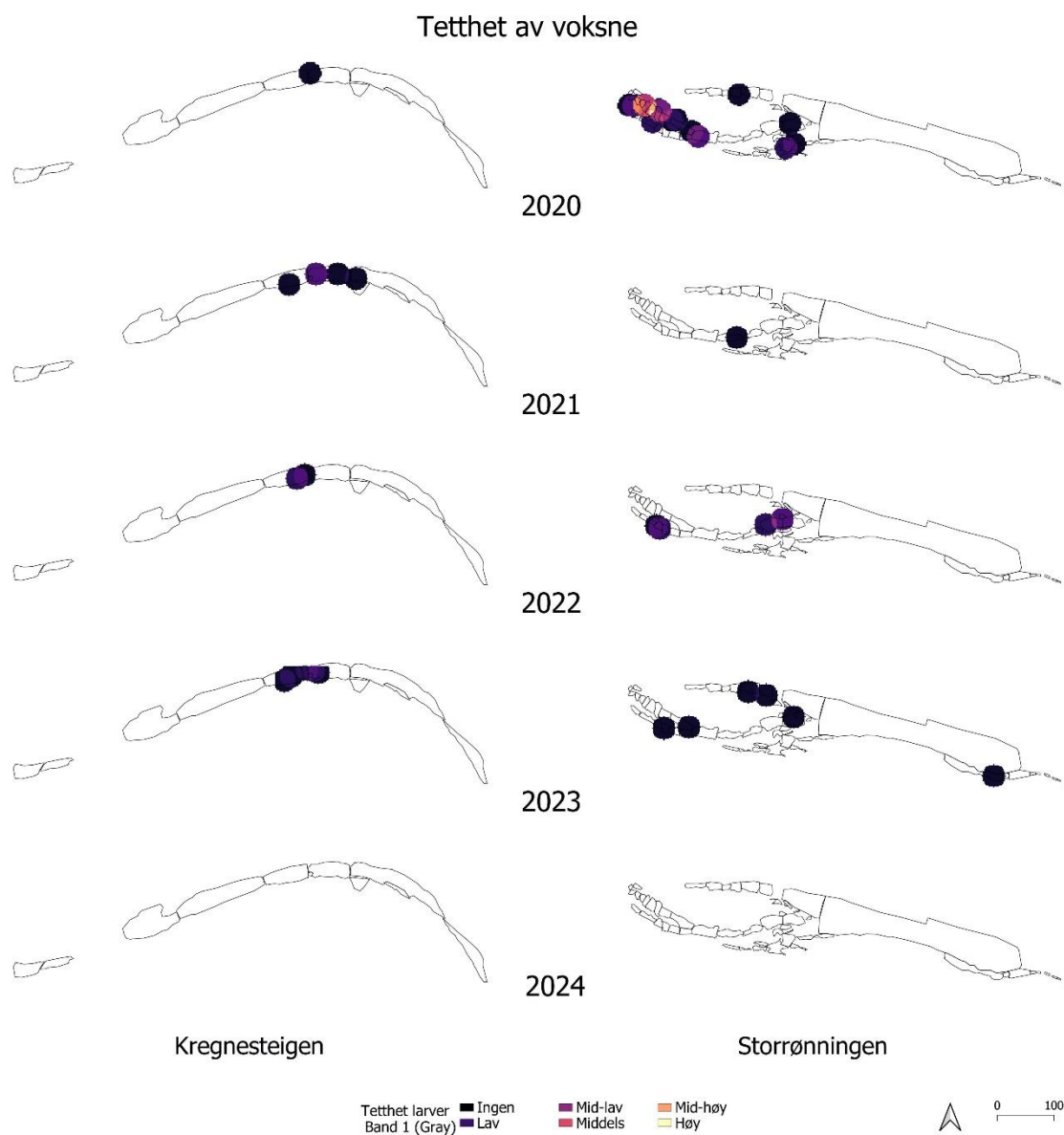
Tetthetskartet for 3. st. (**Figur 5.9**) viser et noe annerledes mønster sammenlignet med 1. og 2. st. Dette stadiet representerer larver fra samme generasjon som 2. st. året før. På begge lokaliteter er det en markant reduksjon i tettheten av 3. st. i 2024. Bare i østre delen av Storrønningen opprettholder forekomsten av 3. st. larvene seg, om enn med lavere tetthet enn i årene før. Dette kan indikere at habitatforholdene for larver i 3. stadiet har endret seg negativt over tid.



Figur 5.9. Tettheten av elvesandjegerlarver i tredje stadiet over fem år (2020–2024) på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen.

Tetthetskartet for voksne (**Figur 5.10**) viser en betydelig variasjon mellom årene, noe som delvis kan forklares av værforholdene under feltarbeidet. Voksne individer av elvesandjeger foretrekker solrike forhold, og dette påvirker hvor mange som blir observert hvert år. Fravær av observasjoner betyr derfor ikke nødvendigvis at det ikke er voksne til stede, men kan være et resultat av ugunstige værforhold.

På Kregnesteigen er det generelt lave tettheter gjennom hele perioden. På Storrønningen viser kartene en høyere tetthet av voksne individer i enkelte år, spesielt i 2020 og 2022, med konsentrasjoner i visse områder. Mot 2024 er det derimot en kraftig reduksjon i antallet observerte voksne, som kan skyldes både endringer i habitatforhold og variasjoner i vær under observasjonene. Dette understreker behovet for å tolke resultater om voksne med forsiktighet, da deres tilstedeværelse kan være påvirket av mer kortsiktige miljøfaktorer.



Figur 5.10. Tettheten av voksne elvesandjegerlarver over fem år (2020–2024) på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen.

5.5.3 Effekter av lusing

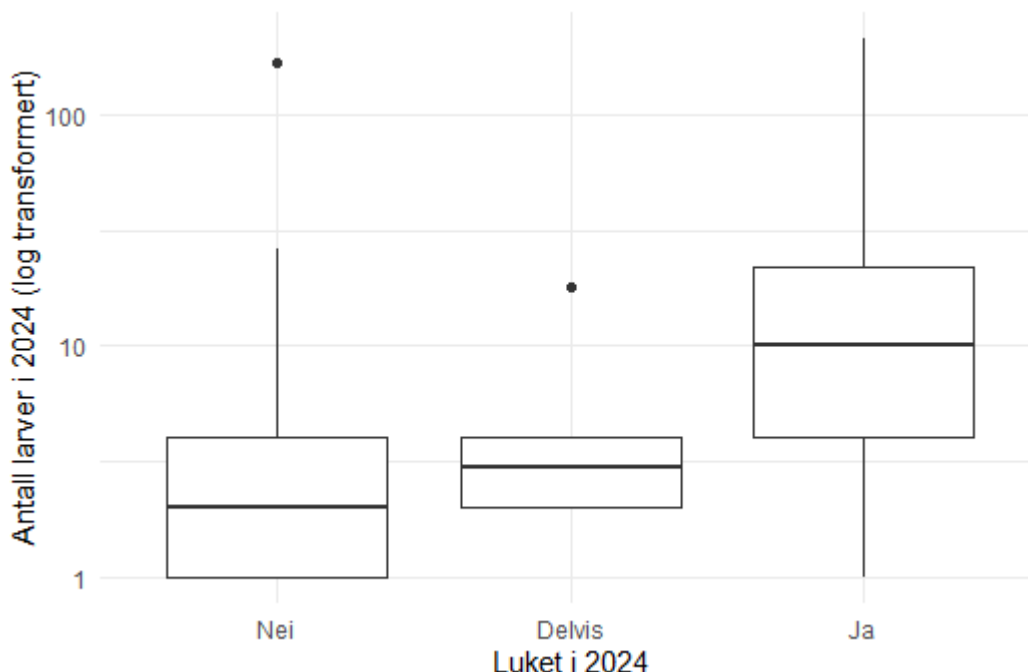
For lokaliteter hvor hagelupin ikke ble luket i 2024, er det forventede antall elvesandjegerlarver rundt 6,1 (**Tabell 5.3**). På lokaliteter hvor hagelupin delvis ble luket, er det forventede antallet larver betydelig lavere enn på lokaliteter uten rydding (2,42). På lokaliteter hvor all hagelupin ble luket i 2024, er det estimerte antallet larver 2,63 ganger høyere enn på lokaliteter uten rydding (16,06). Dette antyder at rydding av hagelupin har en positiv effekt på antallet elvesandjegerlarver.

Tabell 5.3. Resultater fra en «zero-inflated» negativ binomial modell for å analysere tettheten av elvesandjeger i forskjellige stadier i 2024, hvor tettheten av elvesandjeger i 2023 og tiltakene i 2024 ble brukt som forklaringsvariabler.

Koeffisient	Negbin med log link	Estimert antall
Skjæringspunkt (ikke luket i 2024)	1,809	6,11
Luket delvis i 2024	-0,927	2,42
Luket i 2024	0,967	16,06
Theta = 0,1357		

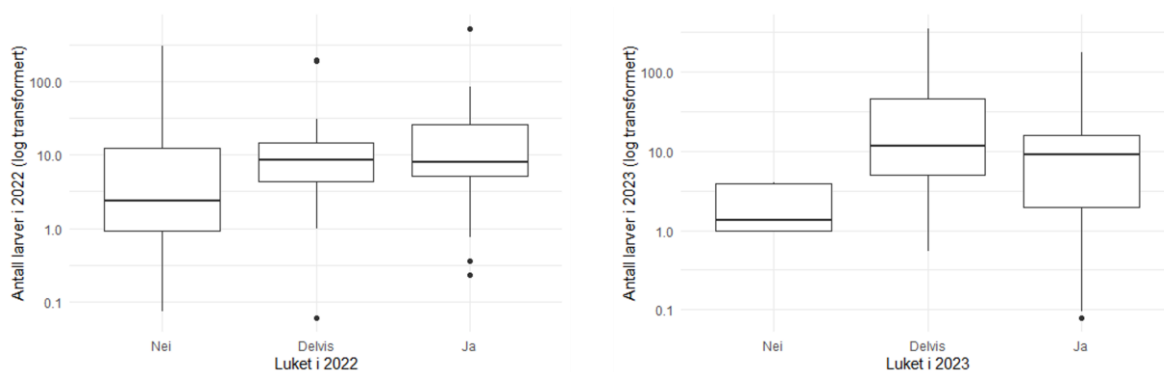
Dataene var imidlertid for sparsomme og ustabile til å gjøre noen modelleringer for blandede effekter eller analyser på tvers av flere år.

Lokaliteter som ble fullstendig ryddet for lupin i 2024 hadde flere larver (**Figur 5.11**). Lokalitetene som ble delvis ryddet, hadde i gjennomsnitt noe flere larver enn lokaliteter uten rydding. Disse resultatene indikerer at fullstendig rydding av hagelupin har en positiv effekt på bestanden av elvesandjegerlarver.



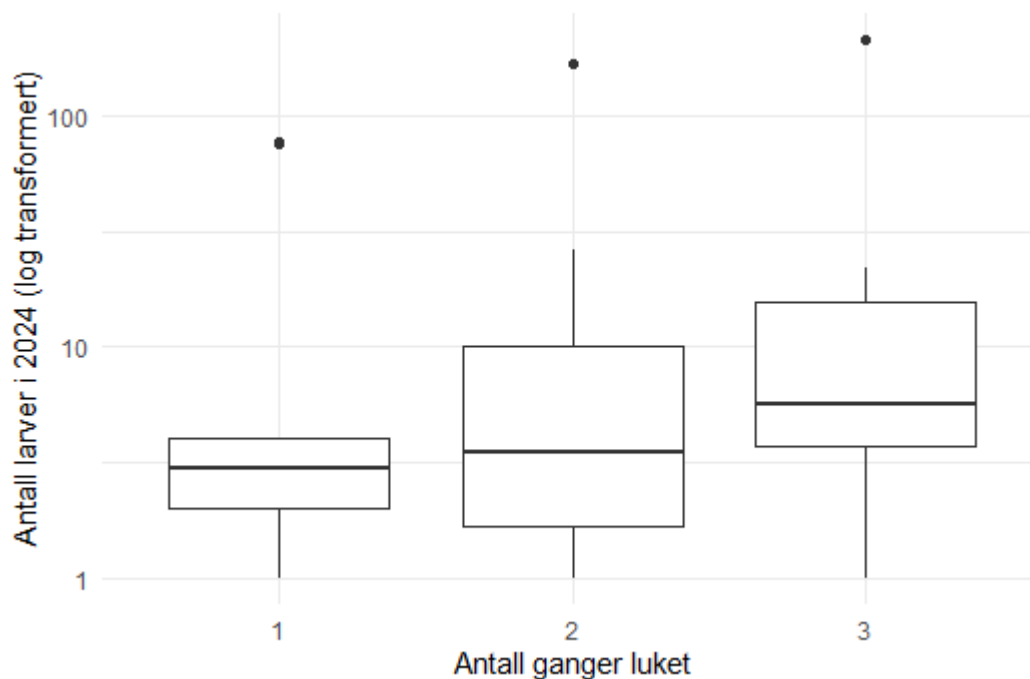
Figur 5.11. Log-transformerte verdier for antall larver i 2024, fordelt på tre kategorier for lusing av hagelupin.

Ved å sammenligne resultatene fra 2024 med de fra 2023 og 2022 (**Figur 5.12**), kan et lignende, men svakere mønster observeres. I både 2022 og 2023 var det liten forskjell mellom lokaliteter der lupin var fullstendig luket og de der lupin var delvis luket, men begge behandlingene viste seg å være bedre for elvesandjegerlarver enn ingen luking i det hele tatt. Det er viktig å merke seg at lokaliteter som ikke lukes, ofte ikke har egnet substrat for elvesandjegerlarver å etablere seg i. Dette er ofte områder som er dekket av stein eller tett vegetasjon som også gjør det vanskelig for hagelupin å vokse der.



Figur 5.12. Log-transformerte verdier for antall larver i 2022 og 2023, fordelt på tre kategorier for luking av hagelupin.

Antall ganger et område er luket (**Figur 5.13**) ser ut til å påvirke antallet larver positivt, med økende tetthet ved hyppigere luking. Variasjonen i respons mellom lokaliteter antyder imidlertid at andre faktorer, som habitatkvalitet og substratforhold, også spiller en viktig rolle i artens suksess. Regelmessig og intensiv luking anbefales som en del av forvaltningstiltakene for elvesandjeger.



Figur 5.13. Antall elvesandjegerlarver i 2024 (log-transformert) fordelt på lokaliteter basert på antall ganger området har blitt luket for hagelupin.

5.6 Anbefalinger

5.6.1 Hva viser årets resultater?

De største forskjellene i elvesandjegerbestanden fra foregående år var lavere totalantall og endring i artens arealbruk hos de to største delbestandene. Årsakene er sannsynligvis de to styrt-regnflommene i august 2023, som både vasket vekk en stor andel av larvene, begravde flere siltflater med grov sand, samt la opp silt på nye arealer.

På Kregnesteigen ble det beste arealet for arten svært endret, og har igjen kun en liten del av larvebestanden. Majoriteten av larvene befinner seg nå på den nye flata som ble restaurert fra lupineng til siltflate med gravemaskin høsten 2022. På Storrønningen er antall larver sterkt redusert i nedre og midtre del, mens den største andelen larver nå befinner seg på det relativt nye siltområdet i sør. På Fornes var bestanden ikke så negativt påvirket av 2023-flommene, mens det på Gravråk befinner seg svært få larver, og et litt bedre habitatgrunnlag for neste år grunnet luking i 2024.

Resultatene viser at luking av hagelupin har en klar positiv effekt på bestanden av elvesandjeger. Lokalteter som har blitt fullstendig luket har høyere tetthet av larver og voksne individer sammenlignet med områder som enten har blitt delvis luket eller ikke luket i det hele tatt. Effekten er spesielt merkbar i lokaliteter som har blitt luket flere ganger, noe som indikerer at regelmessig og omfattende luking bidrar til å skape og opprettholde mer egnet habitat for arten.

Luking bidrar til å holde sandbankene åpne og fjerner konkurrerende vegetasjon som reduserer tilgjengeligheten av substrat som elvesandjeger er avhengig av. Det er imidlertid viktig å merke seg at luking alene ikke er tilstrekkelig. Habitatets kvalitet er også avhengig av naturlig flomdynamikk, som bidrar til å opprettholde substratet i en tilstand som er gunstig for arten.

Disse resultatene understreker behovet for langsiktig og målrettet luking kombinert med tiltak som støtter naturlige elveprosesser for å sikre artens overlevelse. En holistisk tilnærming som inkluderer regelmessig overvåking, beskyttelse av sandbanker og kontroll av fremmede arter er avgjørende for å opprettholde og styrke elvesandjegerens populasjoner over tid.

5.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for elvesandjeger

NINA anbefaler følgende:

- Fortsette luking av hagelupin. For å støtte bestanden av elvesandjeger bør luking gjennomføres jevnlig, med prioritet til lokaliteter med egnet substrat og habitat.
- Beskyttelse av områder med stabile populasjoner: lokalitetene Storrønningen og Kregnesteigen har vist seg å være spesielt viktige for elvesandjeger, med større populasjoner og bedre habitatforhold enn Fornes og Gravråk. Det anbefales å beskytte bestandene på Storrønningen og Kregnesteigen mot ytterligere forstyrrelser og sikre at tiltak som luking og habitatrestaurering opprettholdes over tid. Fokus bør rettes mot å opprettholde og forbedre forholdene i områder som har vist seg å være hotspots for larvene.
- Inkludere habitatkvalitet og miljøfaktorer i forvaltningen: forståelsen av artens habitatbehov må forbedres ved å inkludere miljøvariabler som substratkvalitet, mikroklimaforhold og påvirkning fra flomhendelser i forvaltningen. Lokaliteter med egnet substrat, som ren silt og finsand, bør prioriteres for tiltak.
- Implementering av ny metodikk for registrering av individer i polygoner: årets feltarbeid inkluderte testing av en ny metodikk for registrering av individer innenfor polygoner, basert på dronebilder av lokalitetene. Denne tilnærmingen erstatter registreringer ved GPS-

punkter og gir muligheten til å samle inn flere miljøvariabler, som substrattype og vegetasjonstetthet, for hver polygon. Drone ortofotoene ble tatt som grunnlag for å teste metodikken, og feltresultatene var positive (**Figur 5.14**). Det anbefales å gjennomføre denne metodikken fra 2025, ved bruk av ArcGIS FieldMaps for å digitalisere feltarbeidet og integrere data direkte i analyseverktøy. Dronebilder bør tas i slutten av mai eller begynnelsen av juni, slik at de kan brukes av Midtnorsk Naturundersøkelse for å lage foreløpige planer for lusing av hagelupin. Dette vil forbedre både effektiviteten og kvaliteten på registreringsarbeidet og bidra til en mer helhetlig overvåking av elvesandjegerens habitat og miljøforhold.



Figur 5.14. Dronebildene viser et detaljnivå som flyfoto fra Norge i Bilder ikke kan tilby.

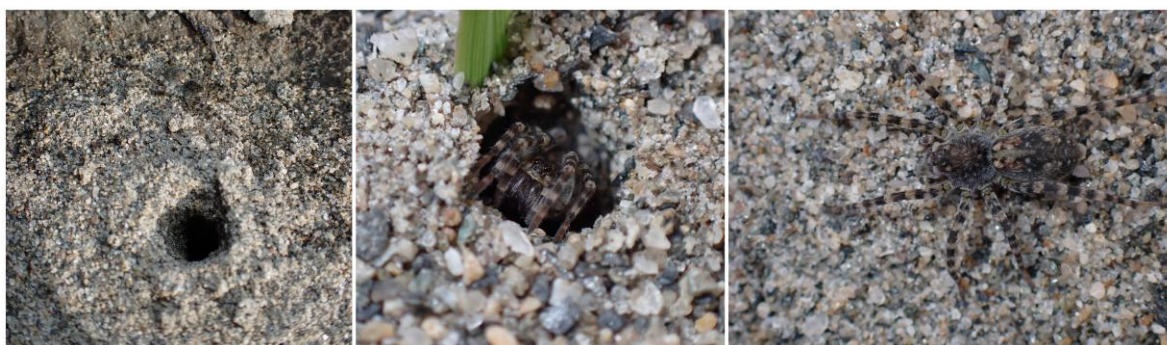
6 Stor elvebreddedderkopp

6.1 Innledning

Stor elvebreddedderkopp (*Arctosa cinerea*) er en edderkopp i familien ulveedderkopper (Lycosidae). I Norge finnes arten bare på ulike sand- og grusdominerte elveavsetninger fra seks vassdrag i Trøndelag (Öberg 2013, Åström et al. 2017, Hanssen 2023). Arten er vurdert som sterkt truet (EN) på Norsk rødliste for arter på grunn av fragmentering av eksisterende populasjoner og pågående reduksjon av egnede leveområder (Åström et al. 2017, Artsdatabanken 2021).

Stor elvebreddedderkopp (**Figur 6.1**) graver et silkeforet rør ned i løs sand, og jakter derfra på byttedyr som biller, fluer, og andre invertebrater (Åkra 2010). Fordi edderkoppen er veldig godt kamuflert, er hullene vanligvis lettere å oppdage enn selve dyret. Arten har en toårig livssyklus, som medfører at voksne individer kan påtreffes det meste av året (Framenau et al. 1996, Erlingsson 2022). I likhet med elvesandjeger (**kap. 5**), er stor elvebreddedderkopp avhengig av naturlig dynamikk i leveområdene hvor det etter flom dannes nye sand- og grusflater mens de gamle gror igjen (**Figur 6.2**). Arten trues derfor av de samme påvirkningsfaktorene som elvesandjeger: fragmentering og kvalitetsreduksjon av artens habitat på grunn av landbrukets arealbruk langs vassdrag, flomforbygninger, vassdragsregulering og gjengroing av fremmedarter som hagelupin. Ved Gaula foregår det også en generell gjengroing av elvebreddene, forårsaket av omfattende masseuttak fra elvebunnen som har senket elva.

Hullene som edderkoppene graver sent på høsten, er primært for overvintring, men det er sannsynlig at de som på denne tiden ennå er åpne, også brukes som utgangspunkt for fangst av byttedyr, siden de voksne edderkoppene ofte går til angrep på et grasstrå om man pirker med det i åpningen på hullet. Disse åpne hullene blir normalt tettet igjen i løpet av siste halvdel i september eller i oktober. Edderkoppene spinner da et lokk over hullet og bygger en haug over det med sand og/eller småstein. En liten sideinngang til hullet som de kan presse seg gjennom gjør at de kan smette inn og ut av hullet etter at haugen er på plass. Det ser ut til at hele bestanden i et område trekker inn til sandflatene for å grave seg overvintringshull. Tidligere på sommeren sees bare en brøkdel av bestanden på de samme sandområdene, og vi har ennå ikke oversikt over hvor de er (Hanssen 2023).



Figur 6.1. Stor elvebreddedderkopp med sine rør/hull nede i sanden. Foto: Oddvar Hanssen/NINA

6.2 Formål med delprosjektet

Målsetning med tiltaket

Formålet med tiltaket, fjerning av hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), er å åpne opp gjengrodd arealer slik at fluvialt sediment blir tilgjengelig som levested for stor elvebreddedderkopp.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåkingen er å overvåke populasjonen av stor elvebreddedderkopp og fastslå effekten av rydding av fremmede plantearter som lupin på populasjonsdynamikk hos stor elvebreddedderkopp.

Forventninger

Det forventes at nyåpnede arealer hvor lupin har blitt luket blir tatt i bruk av stor elvebreddedderkopp.

6.3 Overvåkingslokalitetene – tiltak og datainnsamling

6.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

De fire studerte lokalitetene er de samme som for elvesandjeger (se **kap. 5.3.1**). Lokalitetene består av sand- og grusflater som dannes etter flom (**Figur 6.2**). Stor elvebreddedderkopp forekommer til sammen ved ca. 15 lokaliteter langs Gaula.



Figur 6.2. Stor elvebreddedderkopp er avhengig av naturlig dynamikk i leveområdene. Etter flom dannes nye sand- og grusflater mens de gamle gror igjen. Bildet er tatt på Fornes ved Gaula. Foto: Oddvar Hanssen/NINA.

6.3.2 Metodikk for datainnsamling

Under feltarbeidet på elvesandjeger i uke 24, 30 og 34 (se **kap. 5.3.2**) ble det også notert forekomst av hull og/eller individer av stor elvebreddedderkopp. Hovedtellingen av stor elvebreddedderkopp ble foretatt i uke 38 (19. og 20. september). Dette fordi antall edderkopper øker kraftig på sandflatene i løpet av september når de skal grave seg dype overvintringssjakter, som de til slutt tetter igjen med en liten haug med sand og/eller småstein (se **kap. 6.1**). For videre detaljer rundt datainnsamlingen henviser vi til Evju et al. (2022b). Indikatorer for effektovervåking finnes i **Tabell 6.1**. Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektbase (Ødegaard et al. 2023): <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb>.

Tabell 6.1. Indikatorer for overvåking av effekter av restaureringstiltak for elvebreddedderkopp (*Arc-tosa cinerea*).

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalg-senhet	Utlekking av utvalg-senhet	Antall utvalg-senheter	Frekvens for datainnsamling
Populasjonsstørrelse av voksne	Antall voksne individer og hull av elvebreddedderkopp	Antall	Heldekkende	-	Årlig
Populasjonsstørrelse av juveniler	Antall juvenile individer og hull av elvebreddedderkopp	Antall	Heldekkende	-	Årlig
Luking	Luking status i 3 klasser: - nei - delvis - ja	Polygoner	Lokaliteter	-	Årlig

6.4 Dataanalyser

6.4.1 Bestandsovervåking

For å unngå dobbelttelling av individer ble bare observasjoner fra september inkludert i analysene. Som for elvesandjeger (**kap. 5.4.1**), beregnet vi tetthet av stor elvebreddedderkopp (antall observasjoner per m²) istedenfor å bruke det absolutte tallet på observasjoner for å ta høyde for usikkerhet i GPS-posisjoner for hver observasjon. En mer detaljert beskrivelse av metodikken finnes i Evju et al. (2022b).

Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektdatabase (Ødegaard et al. 2023): <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb> og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/cf4c2s>.

6.4.2 Dynamikk i rom og tid

Analysene er det samme som gjort for elvesandjeger (**kap. 5.4.2**) men for juvenile og adulte individer.

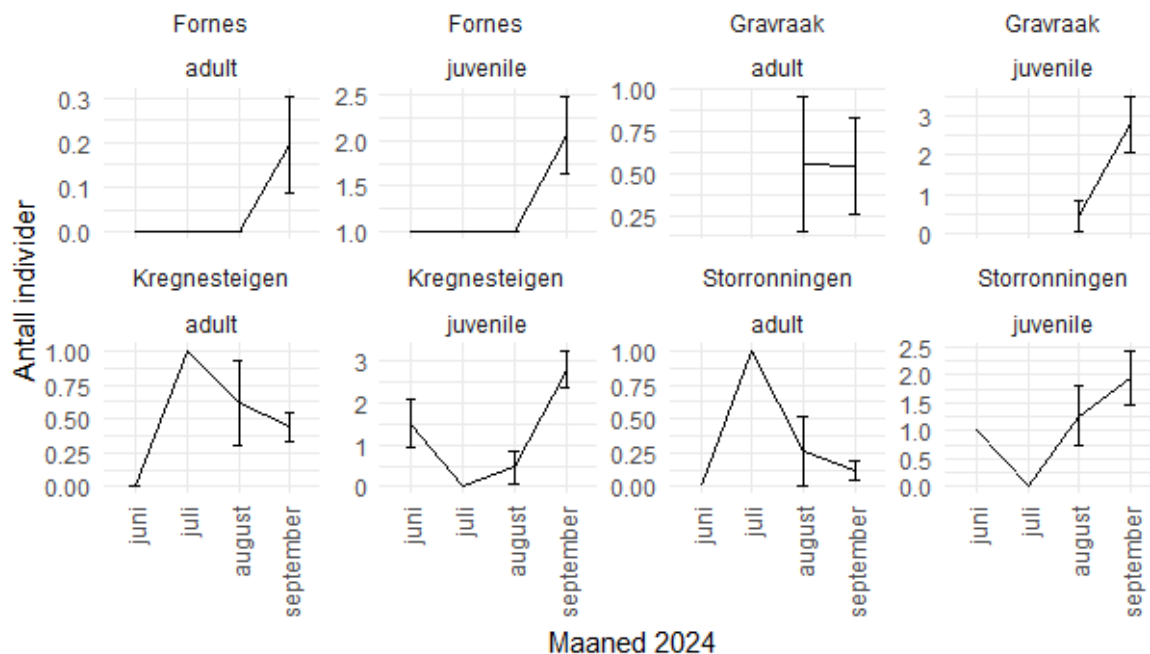
6.4.3 Effekter av luking

For å undersøke effekten av luking på forekomst av juvenile og adulte individer av stor elvebreddedderkopp ble den gjennomsnittlige tettheten av hvert stadium hentet ut for hvert av de lukede polygonene og analysert med en negativ binomial analyse i R v. 2023.09.1, jf. Evju et al. (2022b). I modellene ble tettheten av hhv. adulte og juvenile i 2022 og gjennomført skjøtsel i 2023 brukt som forklaringsvariabler. I tillegg bygget vi modeller for å teste effekten av tid siden siste luking, og antall ganger lokaliteten har blitt luket siden 2020 på forekomst av elvebreddedderkopp i 2023. Script for dataanalyser er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Stor-elvebreddedderkopp>.

6.5 Resultater

6.5.1 Bestandsovervåking

Stor elvebreddedderkopp ble registrert samtidig med elvesandjegertellingene, men i tillegg sent i september, hvor arten samler seg på de beste sandområdene for overvintring. Tellingene ble i 2024 foretatt av Oddvar Hanssen og Arne Endre Laugsand.



Figur 6.3. Antallet voksne og juvenile individer av stor elvebreddedderkopp registrert på de fire overvåkingslokalitetene ved Gaula i 2024.

I uke 24 (13. og 14. juni) ble det kun observert juvenile stadier av stor elvebreddedderkopp; 1 på Fornes, 1 på Storronningen og 9 ved Kregnesteigen. I uke 30 (25. og 26. juli) ble det kun observert hull etter to voksne hunner; 1 på Storronningen og 1 ved Kregnesteigen (**Figur 6.3** og **Tabell 6.2**).

I uke 34 (19. og 20. august) hadde det dukket opp langt flere edderkopper i sandområdene; på Fornes ble det sett 3 hull med juvenile individer, på Storronningen 4 hull med voksne hunner og 19 juvenile, ved Kregnesteigen 8 voksne og 6 juvenile, og på Gravraak M 5 voksne hunner og 4 juvenile (**Tabell 6.2**). Ved flere av disse registreringene ble edderkoppen observert sittende nede i hullet sitt.

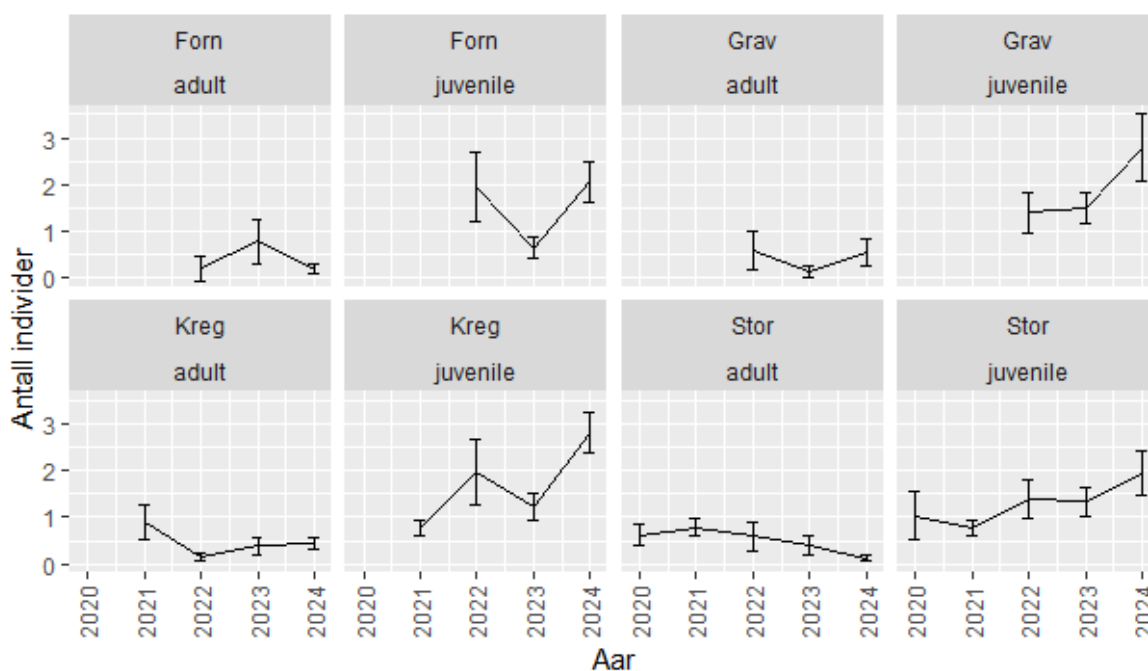
Under hovedtellingen i uke 38 (19. og 20. september) ble det til sammen observert 147 voksne hunner og 1065 juvenile edderkopper: på Fornes 13 adulte og 136 juvenile, på Storronningen 12 ad. og 190 juv., ved Kregnesteigen hele 90 ad. og 575 juv., og på Gravraak M 32 ad. og 164 juv. (**Tabell 6.2**). Det høye antallet av både voksne hunner og juvenile på Kregnesteigen i 2024 kan trolig forklares med det store påfyllet av sand på store deler av lokaliteten i løpet av flomepisodene i august 2023, jf. Roos et al. 2023.

Tabell 6.2. Antall juvenile og adulte individer av stor elvebreddedderkopp registrert på de fire overvåkingslokalitetene i 2024.

	13.-14. juni		25. og 26. juli		19. – 20. aug.		19. – 20. sept.	
Lokalitet	Juv.	Ad.	Juv.	Ad.	Juv.	Ad.	Juv.	Ad.
Fornes	1	0	0	0	3	0	136	13
Storrønningen	1	0	0	1	19	4	190	12
Kregnesteigen	9	0	0	1	6	8	575	90
Gravværk M	0	0	0	0	4	5	164	32

Også under denne tellingen kunne edderkoppene skimtes nede i noen hull, men de fleste av hullene var allerede dekket av en haug med grus og sand, hvilket da nesten er en garanti for at edderkoppene befinner seg nede i sine respektive hull. Hull som ikke var vedlikeholdt og helt eller delvis var falt sammen, ble ikke telt med.

Figur 6.4 viser antall observerte voksne og juvenile individer av elvebreddedderkopp over perioden 2020–2024 fordelt på de fire lokalitetene: Fornes (Form), Gravværk (Grav), Kregnesteigen (Kreg), og Storrønningen (Stor). Juvenile individer viser en generell økning i antall på alle lokaliteter i 2024, noe som kan indikere forbedrede forhold for larver, muligens som følge av habitatforvaltning som lusing av lupin. Antallet voksne individer er generelt lavt og mer stabilt, men med en nedgang på enkelte lokaliteter. Lokalitetene har ulike mønstre i responsen, noe som antyder at spesifikke habitatforhold, som substrattypen og dynamikk, spiller en avgjørende rolle.



Figur 6.4. Gjennomsnitt for antall juvenile og voksne (adult) fra 2020 til 2024 for de fire overvåkingslokalitetene. Feilstolpene representerer 95 % konfidensintervaller for gjennomsnittet av observerte individer på hver lokalitet for hvert år

6.5.2 Dynamikk i rom og tid

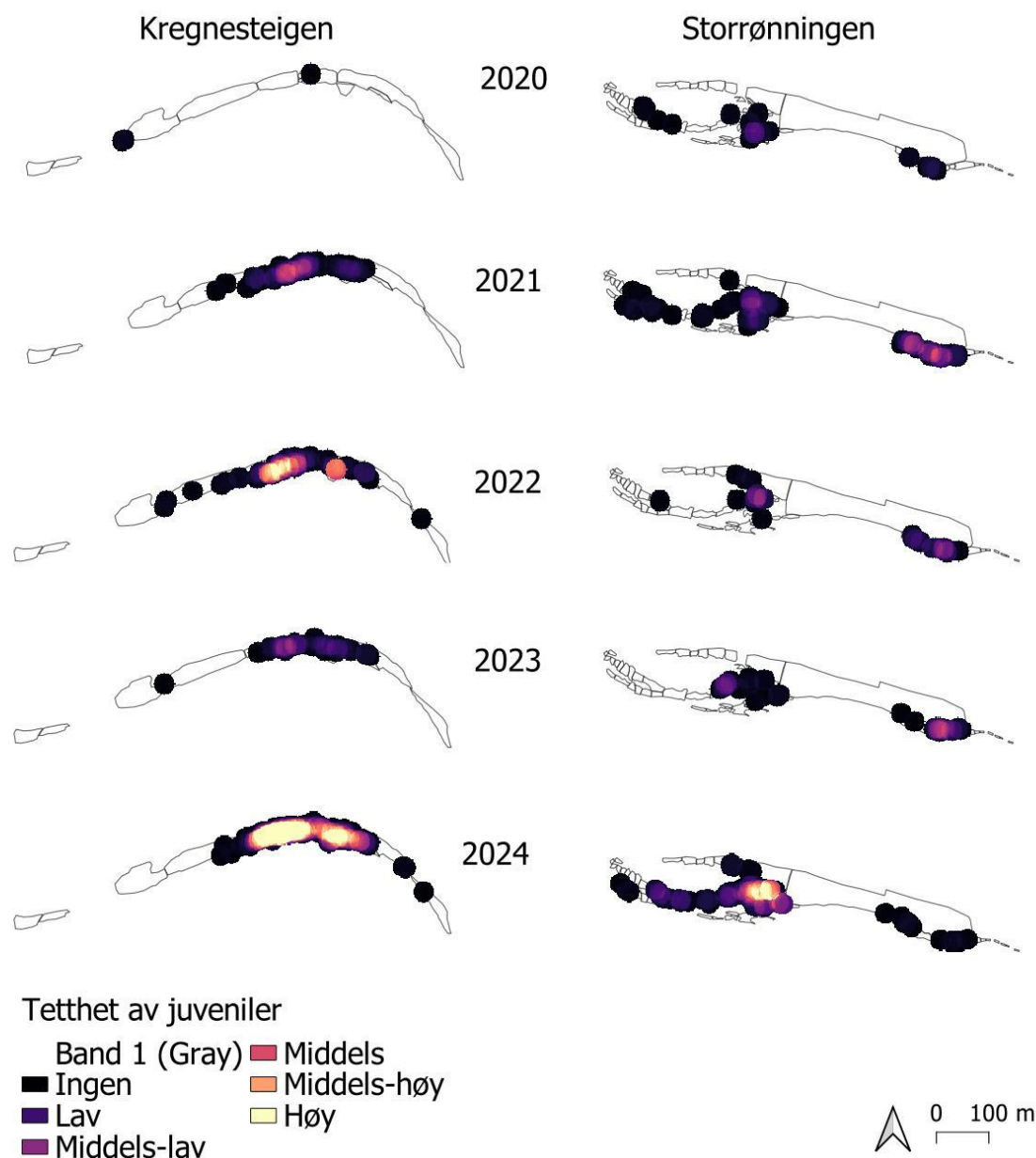
Tetthetskartene (**Figur 6.5** og **Figur 6.6**) viser fordelingen av elvebreddedderkopp ved lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen over perioden 2020–2024. Kartene viser den tidsmessige

og romlige dynamikken for voksne og juveniler. Polygongrensene markerer de ulike lokalitetene hvor hagelupin overvåkes og lukes. De mørke fargene viser områdene med færrest individer, mens lys gult markerer hotspots der mange individer er til stede. Denne typen kart er nyttige for å identifisere foretrukne lokaliteter.

På Kregnesteigen øker tettheten av juveniler over perioden (**Figur 6.5**), med særlig fremtredende hotspots i 2022 og 2024. Disse årene er det tydelige konsentrasjoner av høy tetthet i midtre og østlige deler av lokaliteten, noe som tyder på at forholdene for juvenile individer har blitt bedre i disse områdene. Årene 2020 og 2021 viser lavere tetthet og mer spredte forekomster.

På Storrønningen er tettheten av juvenile individer mer variabel (**Figur 6.5**). I 2021 og 2022 er det konsentrerte områder med middels tetthet, mens 2024 viser en tydelig hotspot i midtre deler av lokaliteten. Dette indikerer dynamiske habitatforhold som varierer fra år til år. 2023 har generelt lavere tetthet sammenlignet med andre år, noe som kan skyldes ugunstige miljøforhold eller begrenset tilgang på ressurser.

Juvenile individer har en tendens til å samle seg i hotspots der habitatforholdene er mest gunstige. Kregnesteigen viser en tydelig forbedring i tetthet i løpet av perioden, spesielt i de senere årene. Storrønningen har mer uforutsigbare mønstre, med stor årlig variasjon i både tetthet og plassering av hotspots. Disse forskjellene mellom lokalitetene kan skyldes variasjoner i habitatkvalitet, substrattypen eller andre miljøfaktorer som påvirker overlevelse og utvikling av juvenile individer.



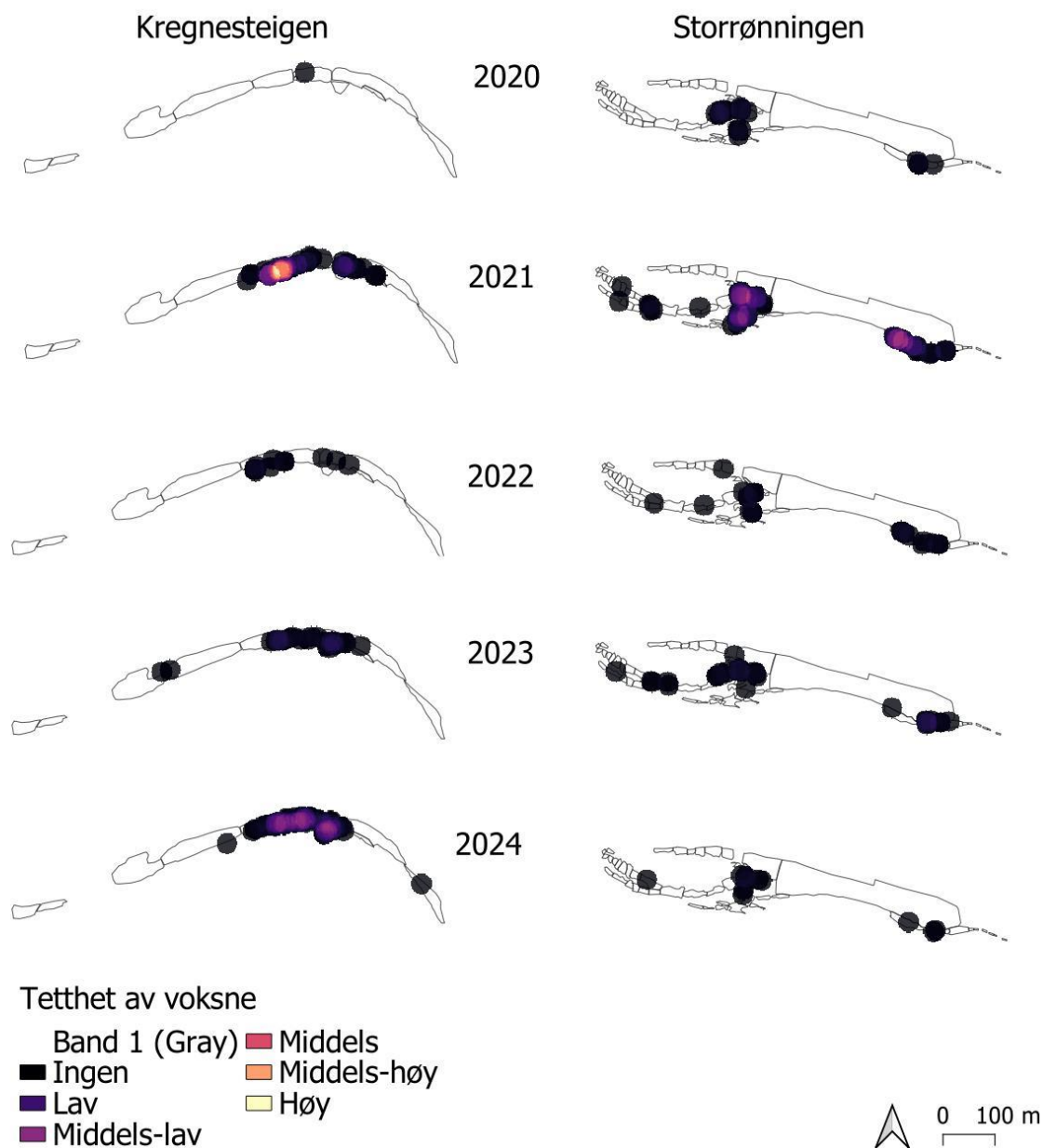
Figur 6.5. Tetthet av juvenile individer av stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen og Storrønningen i perioden 2020 — 2024.

Tettheten av voksne individer har vært gjennomgående lav på Kregnesteigen i hele perioden, uten tydelige hotspots (**Figur 6.6**). Enkelte år, som 2024, viser en økning i tetthet på midtre deler av lokaliteten, men området har generelt en jevn fordeling med lave antall voksne individer.

På Storrønningen er tettheten av voksne mer variabel mellom år og viser konsentrasjoner i enkelte områder (**Figur 6.6**). I 2021 oppstår det en tydelig kjerne med høyere tetthet i midtre del av lokaliteten, mens andre år, som 2022 og 2024, har en mer jevn fordeling med lavere tetthet. Dette tyder på at habitatkvalitet og miljøforhold varierer over tid og kan påvirke fordelingen av voksne individer.

Tettheten av voksne elvebreddedderkopper viser betydelig variasjon både mellom lokaliteter og

år. Kregnesteigen opprettholder en lav og stabil tetthet gjennom hele perioden, mens Storrønningen har større dynamikk og periodiske hotspots. Dette kan indikere at Storrønningen tilbyr mer variabelt og dynamisk habitat, som noen år gir gode forhold for voksne individer, mens Kregnesteigen har mer stabile, men begrensede ressurser.



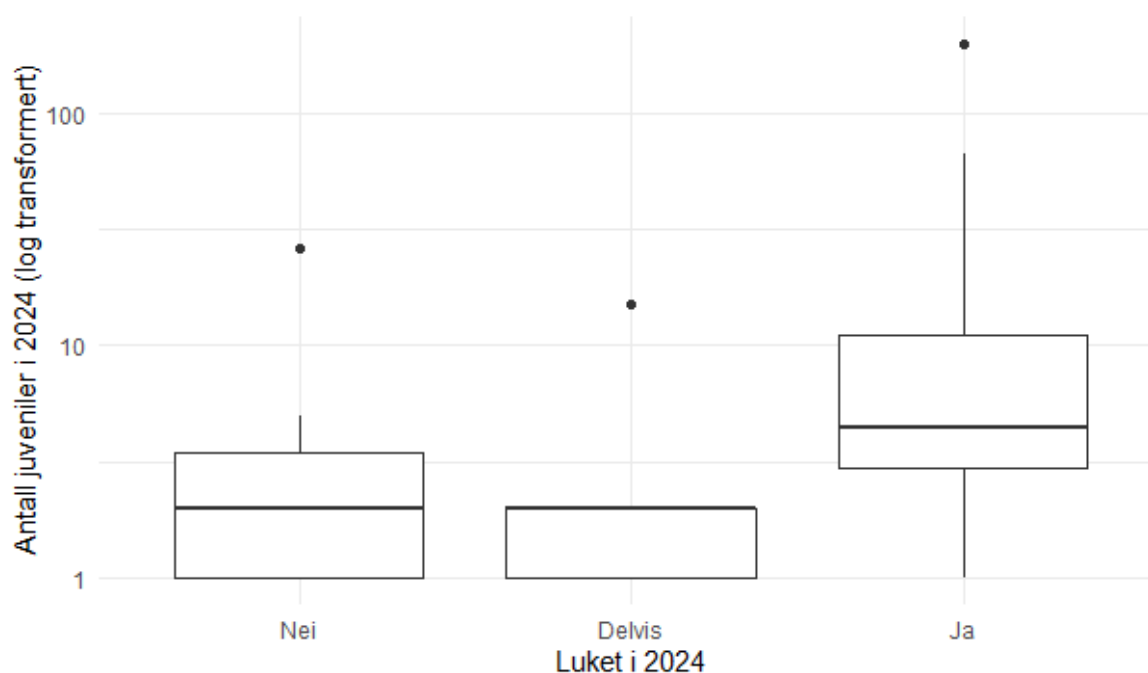
Figur 6.6. Tetthet av adulte individer av stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen og Storrønningen i perioden 2020 — 2024.

6.5.3 Effekter av lusing

Resultatene viser at delvis rydding av lupiner gir en liten økning i antall juvenile individer av elvebreddedderkopp, mens fullstendig rydding har en sterkere positiv effekt, med en forventet økning i antall på omtrent 10 ganger sammenlignet med ingen rydding (**Tabell 6.3**). Dette antyder at full rydding skaper betydelig mer egnet habitat for juvenile individer enn delvis rydding eller ingen rydding.

Tabell 6.3. Resultater av negativ binomial analyse for juvenile individer av stor elvebreddedderkopp.

Koefisient (juvenile 2024)	Negbin med log-link	Forventet antall
Luket = nei (intercept)	0,3429	1,41
Luket = delvis	0,2168	1,24
Luket = ja	2,3091	10,06
Theta	0,2407	

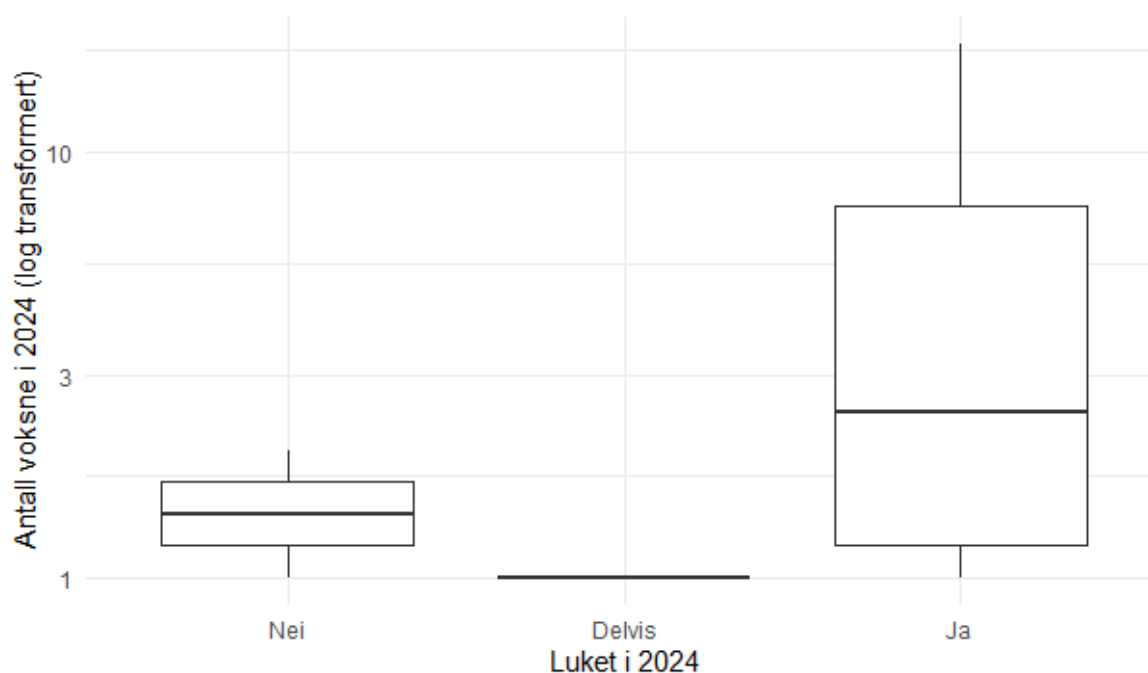


Figur 6.7. Log-transformerte antall juvenile elvebreddedderkopper i 2024 fordelt på lokaliteter basert på om området ble luket i 2024: ingen lusing ("Nei"), delvis lusing ("Delvis"), eller fullstendig lusing ("Ja").

Fullstendig rydding av lupiner har en sterk positiv effekt på antallet voksne elvebreddedderkopper (**Tabell 6.4** og **Figur 6.8**). Dette antyder at fjerning av lupiner skaper mer gunstige forhold for arten. Delvis rydding har derimot en negativ effekt på antall voksne individer sammenlignet med ingen rydding, muligens på grunn av forstyrrelser eller ufullstendig restaurering av habitatet.

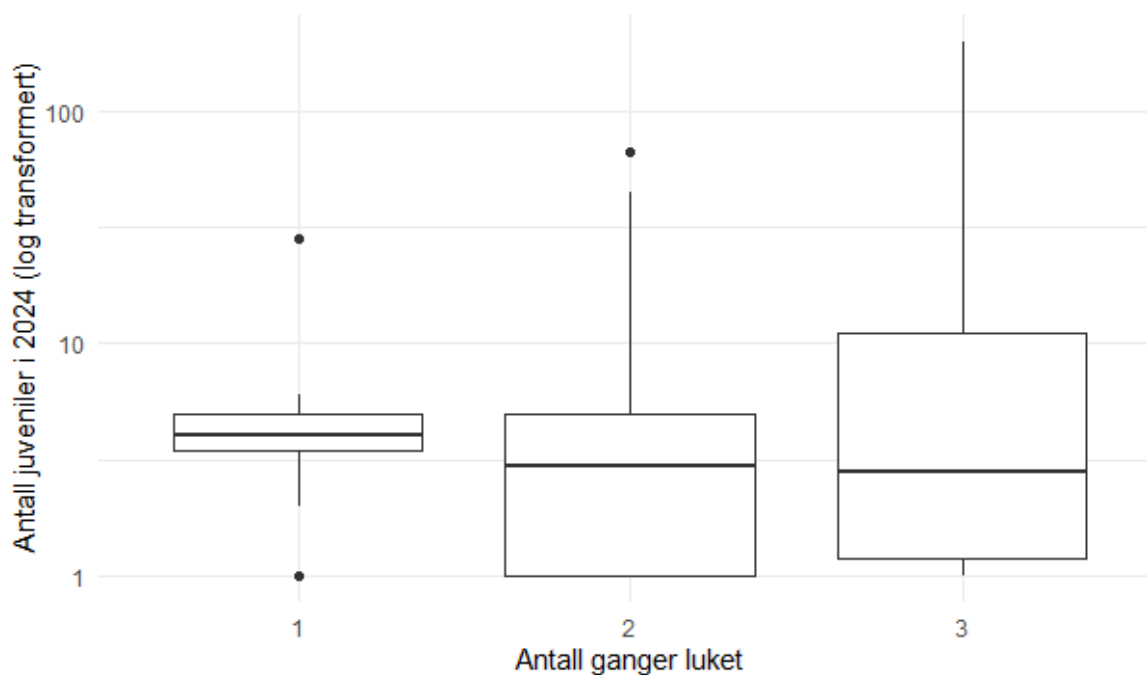
Tabell 6.4. Resultater av negativ binomial analyse for adulte individer av stor elvebreddedderkopp.

Koeffisient (voksne 2024)	Negbin med log-link	Forventet antall
Luket = nei (intercept)	-1,204	0,3
Luket = delvis	-1,280	0,083
Luket = ja	2,332	3,089
Theta	0,3948	

**Figur 6.8.** Log-transformerte antall voksne elvebreddedderkopper i 2024 fordelt på lokaliteter basert på om området ble luket i 2024: ingen luking ("Nei"), delvis luking ("Delvis"), eller fullstendig luking ("Ja").

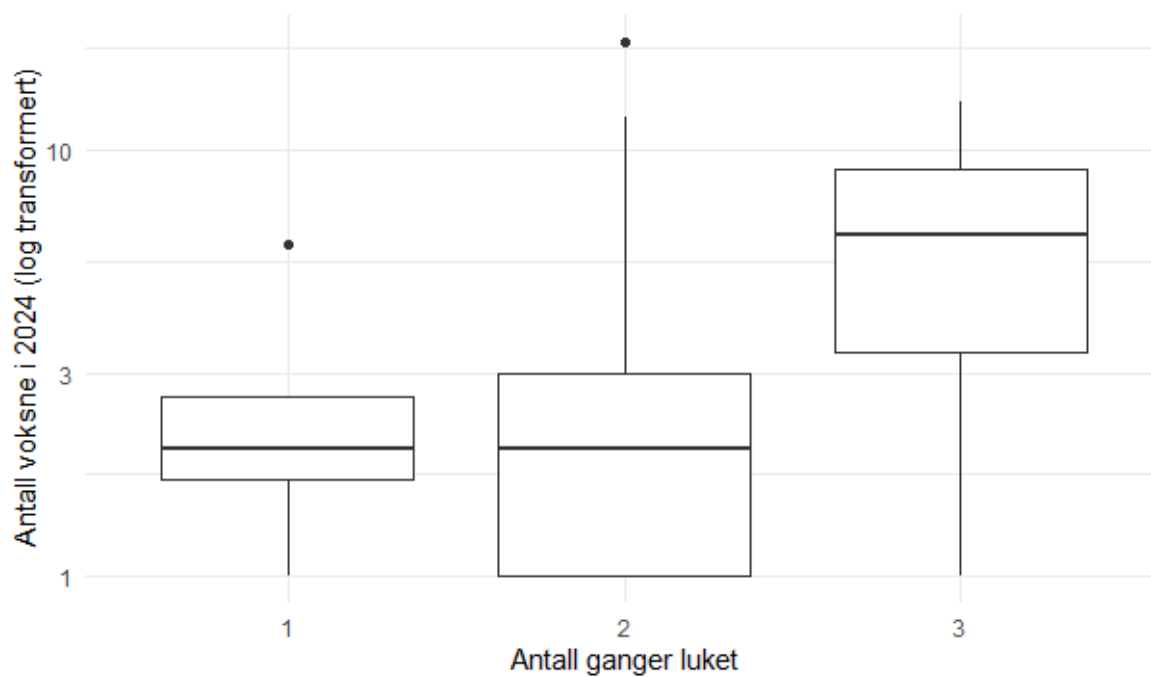
Disse resultater understreker viktigheten av fullstendig luking av lupiner for å forbedre habitatkvaliteten for elvebreddedderkopp, spesielt for å øke antall juvenile og voksne individer. Delvis rydding kan gi uønskede effekter, spesielt for voksne individer.

Figur 6.7 og **Figur 6.8** viser log-transformerte verdier av antall individer av elvebreddedderkopp i 2024, fordelt på lokaliteter basert på hvor mange ganger området har blitt luket (1, 2 eller 3 ganger). Resultatene i **Figur 6.9** indikerer en liten, men positiv sammenheng mellom antall ganger et område lukes og antall juvenile. De viser at antall ganger et område ble luket ikke hadde stor gjennomsnittlig effekt på antallet juvenile individer, men det økte variasjonen i responsen. Dette antyder at enkelte lokaliteter hadde betydelig fordel av å bli luket flere ganger, mens for andre lokaliteter hadde antallet lukinger liten innvirkning. Samtidig ser vi at hyppigere luking har en tydelig positiv effekt på antallet voksne individer (**Figur 6.9**), noe vi forventer også vil bidra til en økning i antall juvenile individer i fremtiden. Disse funnene bekrefter behovet for fortsatt luking over tid for å støtte artens langsiktige vekst og stabilitet.



Figur 6.9. Log-transformerte antall juvenile elvebreddedderkopper i 2024 fordelt på lokaliteter basert på antall ganger området ble luket (1, 2 eller 3 ganger).

Resultatene i **Figur 6.10** viser en tydelig sammenheng mellom antall ganger et område er luket og antall voksne individer. Områder som kun er luket én gang, viser de laveste verdiene for antall voksne individer, med en jevn fordeling og liten spredning. Dette indikerer at minimal innsats i lusing gir begrensede forbedringer i habitatet. Områder som er luket to ganger, har en større variasjon i antall voksne individer. Selv om medianverdien ikke øker markant sammenlignet med én gang luket, viser spredningen at enkelte områder kan oppleve en betydelig økning i antall voksne individer. Områder som er luket tre ganger, har den høyeste medianverdien og den største økningen i antall voksne individer. Dette indikerer at intensiverte luketiltak har en betydelig positiv effekt på artens populasjon.



Figur 6.10. Log-transformerte antall voksne elvbreddedderkopper i 2024 fordelt på lokaliteter basert på antall ganger området ble luket (1, 2 eller 3 ganger).

6.6 Anbefalinger

6.6.1 Hva viser årets resultater

Fullstendig lusing av hagelupin har en sterk positiv effekt på bestanden av elvebreddedderkopp, både for juvenile og voksne individer. Fullstendig lusing bidrar til å skape og opprettholde habitat av høy kvalitet, med en forventet økning i antall individer på opptil 10 ganger sammenlignet med lokaliteter der ingen lusing finner sted. Delvis lusing har derimot en begrenset eller til og med negativ effekt, spesielt for voksne individer, muligens grunnet forstyrrelser eller ufullstendig restaurering av habitatet.

I tillegg viser resultatene at hyppigere lusing gir en positiv effekt, særlig for voksne individer, og dette kan forventes å bidra til en økning i antall juvenile individer på sikt. Selv om antall lukinger ikke alltid har en stor gjennomsnittlig effekt på juvenile individer, øker variasjonen i responsen, noe som antyder at enkelte lokaliteter får betydelig fordel av gjentatte luketiltak.

6.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for stor elvebreddedderkopp

Vi anbefaler følgende:

- **Fortsettelse og intensivering av lusing av lupiner**

Lusing av lupiner er en essensiell aktivitet som må videreføres, spesielt på grunn av den kontinuerlige invasjonen fra oppstrømsområder. Lupiner produserer store mengder frø som spres med vann og etablerer seg raskt på tilgjengelige substrater. For å redusere presset på sikt bør forvaltningen vurdere å identifisere større forekomster oppstrøms og evaluere muligheten for å rydde disse områdene som en langsiktig strategi.

- **Tilrettelegging for naturlige prosesser i habitatet**

Det anbefales at forvaltningen støtter tiltak som fremmer naturlige prosesser som flom og sedimentering, da disse er avgjørende for å opprettholde de dynamiske sandbankene og substratene som bl.a. stor elvebreddedderkopp og elvesandjeger er avhengige av. Gaula er kjent for å ha en unik fauna av ripare insektarter (Andersen 1984, Andersen & Hanssen 1994). Endringer i elveløpet, bygging av murer, demninger eller andre kunstige strukturer som påvirker vannføringen og de naturlige flomsyklusene, kan ha betydelige negative konsekvenser. Slike inngrep kan redusere tilgjengeligheten av sandbanker og eksponerte substrater ved å fremme gjengroing av vegetasjon eller eliminere sedimenttilførsel. For å bevare egnet habitat for artene, bør slike tiltak unngås, og naturlige elveprosesser bør prioriteres og støttes som en del av en helhetlig forvaltningsstrategi.

7 Klippeblåvinge

7.1 Innledning

Klippeblåvinge (*Scolitantides orion*) er en dagsommerfugl som bare finnes på noen lokaliteter i Halden kommune (Endrestøl et al. 2022). Fordi artens bestand har gått kraftig tilbake de siste tiårene er klippeblåvinge vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter (Elven et al. 2021a). I 2011 ble arten ved egen forskrift vedtatt som prioritert art med hjemmel i naturmangfoldloven. Klippeblåvinge trives i kystnære, (semi-)åpne habitater, og artens nedgang er ofte tilknyttet gjengroing eller endret bruk av tidligere egnede arealer (Jansson 2013, Marttila et al. 2000). Det er derfor anbefalt skjøtsel for å unngå gjengroing og opprettholde artenes tilgang til både nektarplanter og vertsplanten, smørbukk (*Hylotelephium maximum*) (**Figur 7.1**).

Overvåking av klippeblåvingepopulasjonen har foregått årlig siden 2007, og noen av populasjonene (f.eks. ved Hov-Torpbukta) har blitt kartlagt metodisk og geografisk likt siden 2012. I 2024 er populasjonsovervåkingen videreført i to områder: Torpbukta og omegn og Sponvika. I tillegg har NINA kartlagt overlevelse av pluggplanter av smørbukk utsatt i 2022.



Figur 7.1. Larve av klippeblåvinge (*Scolitantides orion*) på vertsplanten smørbukk i Monolittbruddet 21. juni 2024. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

7.2 Formål med delprosjektet

Målsetning med tiltaket

Viktige tiltak for klippeblåvinge er skjøtsel/rydding på forekomstlokalitetene, utplantning av smørbukkplanter og bevaringsutsetting. Formålet er å øke habitatet og styrke populasjonene på dagens forekomster.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåking av klippeblåvinge er å få kunnskap om artenes forekomster, utbredelse og populasjonsstørrelse, og hvordan dette endrer seg over tid. Formålet med overvåkingen sett i sammenheng med tiltakene er å vurdere effekten av de ulike forvaltningstiltak, utsetting av pluggplanter og utsetting av arten i Hovsbruddet og Monolittbruddet.

Forventninger

En utfordring med dette delprosjektet er at det ikke ble lagt til rette for innsamling av før-data før tiltak ble gjennomført i Hovsbruddet og Monolittbruddet i 2021 og 2022 (Evju et al. 2022b, Roos et al. 2023a,b). Det er også gjort en god del skjøtselstiltak i Sponvika som ikke har vært inkludert

i dette prosjektet. Det ble gjennomført mange tiltak samtidig, som gjør det vanskelig å vurdere effekten av hvert enkelt tiltak. Det kan imidlertid forventes at, dersom den samlede effekten av tiltakene som er satt i gang er positiv, vil populasjonene i Hovsbruddet og Monolittbruddet vise en bestandsøkning, men hvor mye og i hvilken retning de ulike tiltakene bidrar kan vi ikke vurdere.

Det er vanskelig å tenke seg at skjøtselstiltak (slik de er gjennomført) vil kunne ha negative effekter på populasjonen. Det har tidligere vært diskutert at utsettingen av pluggplanter kunne ha bidratt negativt ved å fungere som «eggfeller» (Roos et al. 2023a,b). Utsetting av individer av klippeblåvinge kan teoretisk også være negativt ved å bidra til negative genetiske effekter (økt innavl, foundereffekt). Vi forventer, uten at vi kan bekrefte dette, at det sannsynligvis ikke har vært negative effekter av de to sistnevnte tiltakene, men at de også har bidratt positivt i den store sammenhengen.

7.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling

7.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

Basisovervåking av klippeblåvinge foregår på to områder i Halden kommune: Torpbukta og omegn og Sponvika. Torpbukta og omegn er videre delt inn i flere delområder; Torpbukta, Monolittbruddet, Sveen, Nokkedal, Hovsveien og Hovsbruddet (Endrestøl et al. 2024) (se for kartfestet funn av klippeblåvinge **Figur 7.4** og **Figur 7.5**).

I Hovsbruddet (en del av forekomstlokaliteten ved Hov) har det siden 2022 blitt satt i gang flere ulike tiltak for å bedre habitatkvaliteten til klippeblåvinge. I 2022 ble en del av skogen i bruddet hogget, og i 2023 ble hele området åpnet opp slik at klippen nå er helt eksponert (Roos et al. 2023a, **Figur 7.2**). I tillegg ble det sommeren 2022 satt ut 100 larver av klippeblåvinge i Hovsbruddet, fordelt på ti pletter med smørbukk som ble spredt i terrenget. Senere samme sommer ble det satt ut pluggplanter av smørbukk. NINA har siden 2022 overvåket overlevelsen og størrelsen av pluggplantene, og om de ble/blir brukt av klippeblåvinge.

I 2024 ble det, uten at NINA ble informert, satt ut bur over en del smørbukkplanter. Hensikten med dette er usikker, men det er trolig gjort for å beskytte vertsplantene mot rådyrbeite (**Figur 7.2**). NINA har ikke vært involvert i plasseringen av disse og en eventuell effekt av beiting på plantene eller annet er derfor ikke evaluert av oss. Statsforvalteren i Oslo og Viken har dessuten på eget initiativ plantet ut ca., 1000 pluggplanter av smørbukk fordelt på åtte lokaliteter (tre i Sponvika, to ved Hovsveien, to ved Monolittbruddet og ved Kjellvik, Aas 2024). Evaluering eller oppfølging av dette er ikke en del av dette prosjektet.



Figur 7.2. Klippeveggen på Hovsbruddet er helt eksponert etter at trærne ble hogget i 2022 og 2023. Klippen er ca. 35 m høy. Bur over smørbukkplanter vises i forgrunnen. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Ryddingen av Monolittbruddet i 2016–2017 har hatt positivt effekt på klippeblåvinge. Det er også i denne sammenhengen relevant å nevne at det er gjort betydelig skjøtsel langs veien fra Hov og ned til Monolittbruddet i 2023. Dette har også hatt positiv effekt på klippeblåvinge, og både egg og voksne ble observert langs denne strekningen i 2023 (Endrestøl et al. 2024) og også i 2024. NINA overvåker overlevelse, størrelse av pluggplantene som ble satt ut i 2022 i Monolittbruddet. Det registreres også om plantene blir brukt av klippeblåvinge.

7.3.2 Metodikk for datainnsamling

Basisovervåking

Basisovervåkingen av klippeblåvinge foregår ved å telle egg (og larver) av klippeblåvinge på smørbukk i alle områdene (og delvis tilgrensende delområder) hvor klippeblåvinge er påvist de siste 10 årene (totalkartlegging, se **Tabell 7.1**). NINA har gjennomført denne tellingen siden 2010 (Endrestøl et al. 2024). Arealene som inngår, har stort sett årlig blitt utvidet som følge av at nye områder har blitt åpnet opp gjennom skjøtsel, og egg har blitt påvist på stadig nye steder. I 2024 ble det søkt etter egg og larver av Anders Endrestøl (AE) og Roald Bengtson (RB) i Hov og Torpbukta, og Amund Dahle (AD) i Sponvika. Nokkedal ble besøkt 17. juni 2024 (AE), Torpbukta 18. juni 2024 (AE, RB), Hov, Hovsbruddet, Monolittbruddet, Sveen ble besøkt 21. juni 2024 (AE, RB). Sponvika ble besøkt 11.-13., 19., 25., 29. juni (AD). I tillegg til å telle egg og larver ble det samlet inn larver av klippeblåvinge til fremtidige DNA analyser, og noen maurprøver (sistnevnte rapportere ikke her).

Effektovervåking

Pluggplantene i Hovsbruddet og Monolittbruddet ble oppsøkt med høypresisjons-GPS 17. juni 2024. På alle pluggplanter som ble gjenfunnet, ble høyden målt, og antall skudd, bladpar og

blomsterstander ble talt (**Tabell 7.1**). I tillegg registrerte vi . forekomst av egg eller larver av klippeblåvinge (Roos et al. 2023a).

Tabell 7.1. Indikatorer for overvåking av klippeblåvinge.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalg-senhet	Utlekking av utvalg-senhet	Antall utvalg-senheter	Frekvens for datainnsamling
Relativ populasjonsstørrelse klippeblåvinge	Antall egg og larver funnet på vertsplanter (smørbukk)	Lokalitet	Heldekkende	7	Årlig
Overlevelse pluggplanter av smørbukk	Forekomst, høyde, antall bladpar, antall blomsterstander	Lokalitet	Heldekkende	2	Årlig
Bruk av pluggplanter av klippeblåvinge	Antall egg og larver	Lokalitet	Heldekkende	2	Årlig

7.4 Dataanalyser

Det er tidligere gjort forsøk på å undersøke sammenhengen mellom lokale klimadata og den relative svingningen i klippeblåvingepopulasjonen (som egg) i området Torpbukta (se Endrestøl & Bengtson 2020, Endrestøl et al. 2024). Det har ikke så langt gitt klare resultater basert på den metoden som har vært brukt i analysene, samt få datapunkter. Dessuten har det vært noen problemer med klimaloggerne slik at vi ikke har hatt komplette klimadata. Vi har her forsøkt å undersøke dette på nytt med et oppdatert datasett og nye metoder.

Det har vært benyttet tre dataloggere på tre ulike delområder i området Torpbukta, som hver og en ikke har hatt komplette data. Det ble derfor først undersøkt hvor godt de tre loggerne var korrelert. Siden det som forventet var svært sterk, ble disse slått sammen til ett datasett for lokale klimadata for Torpbukta. Datasettet var likevel mangelfullt, og det ble derfor bygget en modell som beskrev samsvaret mellom data fra senorge.no, temperatur-data og temperatur-data fra loggerne. Denne modellen ble deretter brukt til å interpolere de manglende logger-temperaturer. Disse temperaturdataene, samt nedbør fra senorge.no, ble benyttet som prediktorer av antall egg. Vi ønsket også å inkludere snødekke i våre analyser, men snødekke var så sterkt korrelert ($r > 0.7$) med temperatur på vår/sommer at det ikke kunne inkluderes i våre modeller.

Det er ikke gjennomført ytterligere statistiske analyser av data fra populasjonsovervåkingen eller pluggplantene, men data er sammenstilt på lik linje med tidligere år (Endrestøl et al. 2022, Evju et al. 2022b). Datasettet er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=orion_mapmon og i GBIF-databasen: <https://doi.org/10.15468/ugfjs4>. Totalt 1160 unike poster med funn av klippeblåvinge ble inkludert i datasettet for 2024. Script er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Klippeblaavinge>.

7.5 Resultater

7.5.1 Basisovervåking

Året 2024 ble det beste året for klippeblåvinge siden kartleggingen startet opp i 2010. Det ble påvist en dobling av observasjoner i forhold til rekordåret 2023 (

Figur 7.3 og **Tabell 7.2**). Totalt ble det i Halden kommune påvist 2192 egg og larver av klippeblåvinge (1938 egg og 254 larver – tallet stemmer ikke helt overens med **Tabell 2.1** siden noen observasjoner er gjort utenfor de lokalitetene som er definert i tabellen). De områdene som omtrent har doblet antall observasjoner fra 2023 til 2024 er Torpbukta, Nokkedal, Monolittbruddet, Sveen og Sponvika (**Figur 7.4** og **Figur 7.5**). Grunnen til at Monolittbruddet har hatt en stor økning skyldes blant annet også at det har vært ryddet mye vegetasjon fra veien fra Hov og ned til bruddet, hvor klippeblåvinge har etablert seg. Vi har inkludert dette området i delområdet Monolittbruddet.



Figur 7.3. Høy tetthet av klippeblåvingelarver ved "Lilleneset" i 2024. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

Tabell 7.2. Antall egg og larver av klippeblåvinge registrert på overvåkingslokalitetene i perioden 2010–2024.

	Torpbukta		Hovsveien (inkl. Hov)		Hovsbruddet		Nokkedal		Monolitbruddet		Sveen		Sponvika		Totalt		Totalt
År	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	
2010	140	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	140	N/A	140
2011	Ca. 200	5	N/A	N/A	N/A	N/A	15	3	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	215	8	223
2012	325	8	N/A	N/A	N/A	N/A	2	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	327	8	335
2013	335	31	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	335	31	366
2014	525	46	6	0	N/A	N/A	12	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	479	46	589
2015	123	0	43	0	N/A	N/A	18	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	184	0	184
2016	169	11	3	3	N/A	N/A	12	2	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	184	16	200
2017	171	7	24	4	N/A	N/A	39	8	13	0	N/A	N/A	8	0	255	19	274
2018	233	22	44	6	3	1	62	4	53	5	11	5	16	3	422	46	468
2019	245	3	36	0	6	0	16	1	48	0	12	1	43	1	406	6	412
2020	83	13	11	7	20	3	19	11	17	6	2	1	42	15	194	56	250
2021	65	2	38	2	24	0	130	3	37	0	7	0	101	14	402	21	423
2022	28*	1*	59	0	18	0	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	168	28	273	29	302
2023	351	18	82	4	120	6	102	12	37	3	5	0	252	68	949	111	1060
2024	692	46	94	9	82	9	282	43	215	35	17	6	495	96	1877	244	2121
Totalt	3685	213	440	35	273	19	709	87	420	49	54	13	1125	225	6642	641	7347

* Ufullstendige data



Figur 7.4. Funn av egg og larver av klippeblåvinge i Torpbukta og omegn i 2024.



Figur 7.5. Funn av egg og larver av klippeblåvinge i Sponvika i 2024.

Det er også verdt å legge merke til at vi i 2024 fant egg av klippeblåvinge langt nord på Hovsveien ved Nordli og Heltorp (**Figur 7.4** og **Figur 7.6**). Nordli er ca. 830 m nord for nærmeste observasjon og Heltorp ca. 1350 meter nord for nærmeste tidligere observasjon. Sistnevnte er dessuten 930 meter fra sjøen, som er norsk rekord.



Figur 7.6. Egg av klippeblåvinge ble observert ved Heltorp bussholdeplass langs Hovsveien, ca. 1,2 km nord for tidligere observasjoner av arten. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

7.5.2 Effektovervåking

I 2024 ble 62% prosent av pluggplantene i Hovsbruddet og 88% i Monolittbruddet gjenfunnet i live **Tabell 7.3**. Det ble funnet en eller flere egg av klippeblåvinge på åtte pluggplanter i Hovsbruddet og seks i Monolittbruddet. Ingen av plantene i Hovsbruddet hadde larver, mens fire planter i Monolittbruddet hadde larver (**Figur 7.7**). Totalt brukte klippeblåvinge altså 15% av pluggplantene i Hovsbruddet og 18% av pluggplantene i Monolittbruddet til reproduksjon.

Tabell 7.3. Oversikt over antall pluggplanter, med blomst, med egg og med larver i 2022, 2023 og 2024. Noen planter som ikke ble besøkt i 2022 pga. glatte svaberg, ble registrert i 2023. Verdier pluss/minus standardavvik.

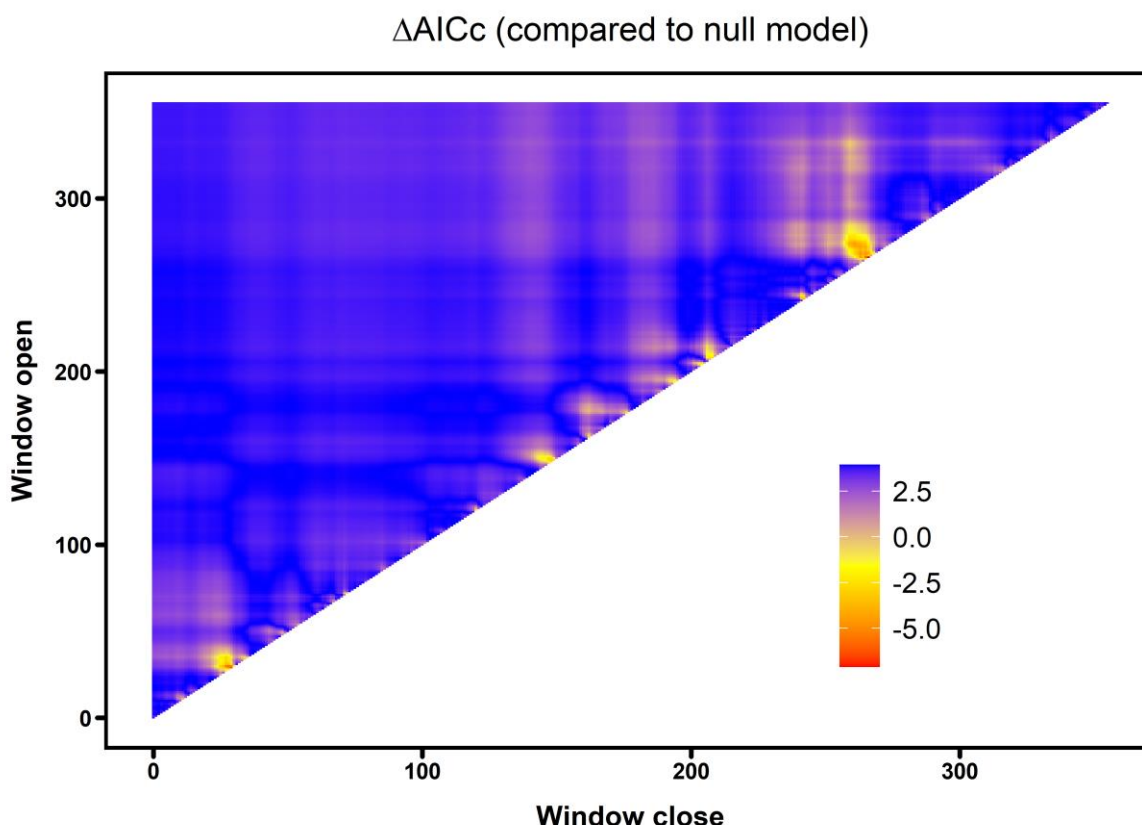
	Hovsbruddet			Monolittbruddet		
	2022	2023	2024	2022	2023	2024
Antall	84	67	52	63	60 (hvorav 2 nye)	56
Høyde (cm)	-	1,50 ± 0,72	3,71 ± 2,26	-	3,08 ± 1,41	5,44 ± 3,49
Skudd	1,88 ± 1,06	2,09 ± 1,28	2,15 ± 1,32	1,71 ± 0,94	2,65 ± 1,45	2,36 ± 1,40
Bladpar	3,71 ± 2,07	3,85 ± 3,03	4,32 ± 5,01	4,7 ± 2,17	8,63 ± 4,67	8,73 ± 7,35
Blomsters- tander	0	0	0	0,05 ± 0,22	0	0
Pluggplanter med egg	0	9	8	0	7	6
Pluggplanter med larve	0	1	0	0	2	4



Figur 7.7. Pluggplante i Monolittbruddet med to larver av klippeblåvinge. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

7.5.3 Klimadata

For å undersøke sammenhengen mellom antall egg og lokale klimavariabler, ble det først kjørt en sliding window modell for å identifisere når på året klimaet er mest viktig (gir sterkeste modeller). Figuren (**Figur 7.8**) viser et heatmap med AIC-verdier, hvor lave verdier er de beste modellene, og åpning og stenging av vinduet oppgis på aksene. I dette tilfellet representerer "Window open" og "Window close" to tidspunkter i løpet av året der 0 er en satt observasjonsdato (her 20. juni), og tidsvinduet mellom dem utgjør et datointervall. Sliding window-metoden analyserer hvordan variabelen "egg" påvirkes av klimadata innenfor ulike datointervaller i løpet av året bakover i tid. Analysen viser at det finnes noen klare sammenhenger mellom klimavariabler og antall egg, men bildet er likevel såpass uklart at det er vanskelig å bygge modeller rundt (**Figur 7.8**).



Figur 7.8. En sliding window model som inkluderer antall egg og lokal temperatur.

De videre analysene ble derfor basert på et par biologisk funderte hypoteser:

1. Lite nedbør og varmt vær i flygetiden (april-juni) vil være gunstig for eggleggingen og dermed antall egg vi finner samme året.
2. Mye regn og lave temperaturer i juli året før vil bidra til dårligere tilvekst og overlevelse hos larvene, og dermed færre voksne og egg året etter.
3. Lave vintertemperaturer vil gi larvere overlevelse og dermed færre egg samme år.

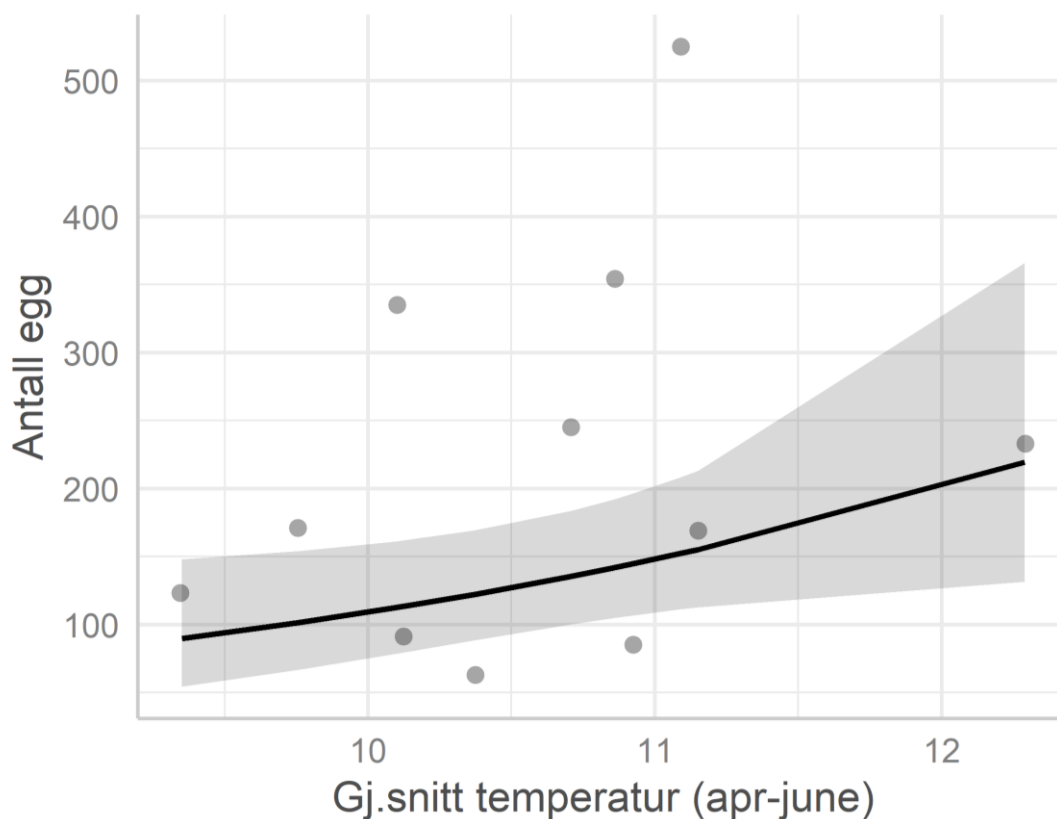
Disse predikatorene, i tillegg til et annenordensuttrykk for år, ble inkludert i en poisson modell med antall egg som respons variabel. Vi testet for overspredning i denne modellen, som var signifikant, og benyttet derfor i stedet negative binomiale modeller (som modellerer spredningen i dataene). Den maksimale modellen ble selektert baklengs, hvor ikke-signifikante ($p > 0.05$) uttrykk ble fjernet stegvis. For hver fjerning ble den nye modellen testet mot den gamle ved hjelp av AIC, for å verifisere at den enklere modellen var bedre. Den mest parsimone (dvs. best tilpassede) modellen var: Egg ~ poly(year,2) + temp_spring + rain (**Figur 7.9** og **Tabell 7.4**). En

max modell som analyserer sammenhengen mellom antall egg, vårtemperaturen og nedbør året før.).

Vi observerte et fall i antall egg mot midten av perioden, med en trend for økning mot slutten av perioden. Høyere temperaturer i april-juni var assosiert med flere egg, mens nedbør i juli året før var negativt korrelert med antall egg. Vi kommer til å analysere videre på disse dataene.

Tabell 7.4. En max modell som analyserer sammenhengen mellom antall egg, vårtemperaturen og nedbør året før.

Prediktorer	Insidensrateforhold (IRR)	KI	p-verdi
(Intercept)	12,25	0,52 – 290,63	0,107
År [1. grad]	0,41	0,21 – 0,80	0,01
År [2. grad]	1,93	1,58 – 5,58	0,002
Temperatur vår (apr-jun)	1,36	1,02 – 1,81	0,031
Regn juli år x-1	0,99	0,99 – 1,00	0,015
Observasjoner	11		
R2 Nagelkerke	0,941		



Figur 7.9. Sammenhengen mellom antall egg og temperaturen i april-juni. Det grå feltet er 95% konfidensintervallet rundt prediksjons-linjen.

7.6 Anbefalinger

7.6.1 Hva viser årets resultater?

Årets resultat av basisovervåkingen viser først og fremst at det aldri i Halden kommune er påvist flere egg og larver av klippeblåvinge, og at det stadig påvises over et større område. Årsaken til dette er vanskelig å peke på. At fjoråret også var et veldig bra år for klippeblåvinge vil naturligvis også ha gitt et godt grunnlag for årets populasjonsvekst, da gitt at andre abiotiske faktorer har vært gode med tanke på klippeblåvinges preferanser. Man kan legge merke til at den største veksten er i områder hvor det ikke er gjennomført noen tiltak med tanke på klippeblåvinge (foruten Sponvika). Økningen i Monolittbruddet skyldes for en stor del at det er ryddet mye skog og kratt langs veien fra Hov og ned til Monolittbruddet (av helt andre årsaker enn klippeblåvinge) (**Figur 7.10**).



Figur 7.10. Monolittbruddet sett fra svensk side av Iddefjorden. Her er det ryddet betydelig skog siden 2016 og området har blitt en bra dellokalitet for klippeblåvinge. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

Resultatene av overvåking av pluggplanter viser at plantene fortsatt har en betydelig dødelighet også to år etter utsetting. Selv om ingen naturlig tilstedeværende smørbukkplanter ble undersøkt, var de som vokste i nærheten av pluggplantene planter av betydelig størrelse (**Figur 7.11**). Dette betyr at pluggplantene enten sliter med å etablere seg, eller trenger mange år for å vokse seg store. Til tross for at pluggplantene var små, ble larver observert på flere pluggplanter, og gitt deres størrelse er det sannsynlig at larvene klarte å overleve på disse.



Figur 7.11. Naturlig forekommende smørbukkplanter i Hovsbruddet (venstre) og Monolittbruddet (høyre). Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Området som nå er åpnet opp ved Hovsbruddet, har gitt økte funn av klippeblåvinge. Det er imidlertid en liten naturlig tilstedeværelse av vertsplanten, og planting av pluggplanter der kan være et effektivt bevaringstiltak (Roos et al. 2023a, **Figur 7.12**).



Figur 7.12. Område ryddet for kratt på lokalitet Hovsbruddet. Her er det ikke naturlig forekomst av smørbukk, så utplantning av pluggplanter være et aktuelt tiltak. Foto: Ruben E. Roos/NINA

7.6.2 Hva betyr resultatene for framtidig utsetting av arten?

Resultatene fra 2023 og 2024 tyder på at arten har en god populasjonstrend i Torpbukta og omegn samt i Sponvika. Vi vil derfor ikke anbefale å sette ut flere individer av klippeblåvinge der.

7.6.3 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåking for klippeblåvinge

Følgende anbefalinger gis basert på bakgrunn av effektovervåkingen så langt:

- Vi anbefaler å videreføre basisovervåkingen av klippeblåvinge som gir oss verdifull informasjon om populasjonssvingningene til arten.
- Vi anbefaler å fortsette og utvide overvåking av tiltak for å øke utbredelsen av smørbukk, både utplantning av pluggplanter eller evt. tiltak mot beitedyr.

Statsforvalteren i Oslo og Viken har etter avtale med Forsvarsbygg satt ut 255 larver av klippeblåvinge ved to lokaliteter ved Fredriksten festning. Det ble satt ut 185 larver på vestsiden av festningen og 70 ved Overberget. Utsettingen ble gjennomført av Magnus Jakobsen og Statsforvalteren i Oslo og Viken i perioden 1.-19. juli 2024. Selv om dette kun er to kilometer fra nærmeste observasjon av klippeblåvinge i 2024, må vi anta at dette vil fungere som en selvstendig lokalitet som ikke blir påvirket av andre lokaliteter for klippeblåvinge i Halden gitt at den etablerer seg. Det er ikke satt ut smørbukk på denne lokaliteten, siden man antok at det var tilstrekkelig der fra før. Ifølge Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting bør det i prosjekter som får offentlig støtte *«alltid planlegges for overvåking av utsatte individer og miljøer de settes ut i, og eventuelt skjøtsel»* (Miljødirektoratet 2023). Vi foreslår derfor å vurdere følgende:

- Vi anser bevaringsutsettingen ved Fredriksten festning som svært relevant for dette prosjektet og anbefaler på det sterkeste at tiltaket følges opp med totalkartlegginger i 2025. Det kan være relevant å besøke lokaliteten i flygetiden for å få et relativt inntrykk av hvor mange klippeblåvinger som er klekket og hvordan de bruker terrenget.
- Videre er det viktig å gjøre totalkartlegging av egg ved Fredriksten festning. Siden utsettingen er gjort på to definerte polygon kan man benytte disse som utvalgsenheter og gjøre totalkartlegginger av både egg og smørbukkplanter der. Da vil man ha en unik mulighet til å gjøre en vurdering av hvor godt utsetting av klippeblåvinge fungerer, og eventuelt kunne anbefale tilpasninger i metodikken for å få arten etablert.
- Man bør i tillegg søke etter egg rundt hele Fredriksten festningen, siden arten også på sikt trolig vil etablere seg på andre områder enn akkurat der den ble satt ut, og kanskje vil preferere andre områder.
- Vi anbefaler derfor at området Fredriksten festning behandles som en utvidelse av prosjektet med en tilleggsbevilgning. Alternativt at det prioriteres over annen aktivitet i prosjektet, som for eksempel basisovervåking av Sponvika og Nokkedal.

Et annet viktig ledd i Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting er å kartlegge habitatets egnethet for arten, som et grunnlag for å kunne identifisere potensielle utsettingslokaliteter (Miljødirektoratet 2023). NINA har på oppdrag fra Statsforvalteren i Oslo og Viken gjennomført en GIS-analyse som forhåpentligvis skal kunne bidra til å finne områder hvor man enten 1) kan finne oversette områder for klippeblåvinge (som ikke er kartlagt tidligere), eller 2) finne lokaliteter for utsetting av arten (Hansen et al. 2024).

Basert på et utvalg observasjoner av klippeblåvinge registrert etter år 2000, samt en rekke prediktorvariabler (vegetasjonshøyde, helningsgrad, eksposisjon, høyde over havet og solinnstråling), ble det generert en habitatmodell for klippeblåvinge basert på maskinlæringsalgoritmer. Modellen er presentert på Google Earth Engine-plattformen og offentlig tilgjengelig, og gjør at

hvem som helst kan lete rundt i kartet etter områder best egnet som habitat for klippeblåvinge (<https://nina.earthengine.app/view/klippeblåvinge>) (**Figur 7.13**, Hansen et al. 2024).



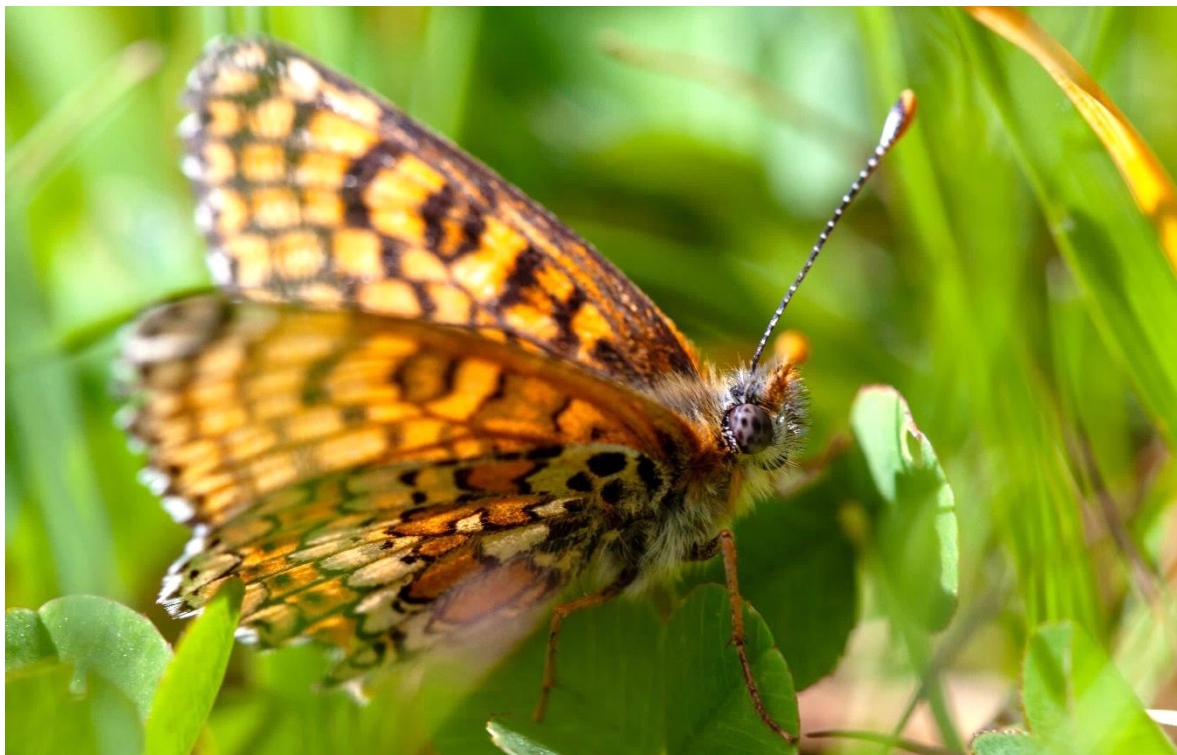
Figur 7.13. Habitatapplikasjonen utviklet for klippeblåvinge i 2024. Kilde: Hansen et al. (2024).

Modellen tar for øvrig ikke hensyn til forekomsten av verken vertsplanten smørbukk eller nektarplanter. Modellen kan presentere kartlagt smørbukk, men både den og generelt nektarplanter er svært mangefult kartlagt til å kunne gå inn i en slik modell. Man må derfor bruke modellen som et første steg for å prioritere mellom områder man kan kartlegge i felt for å avgjøre hvorvidt andre faktorer som er nødvendig for klippeblåvinge er til stede. Modellen virker å være et godt utgangspunkt for dette, og NINA vil trolig jobbe videre modellen for å gjøre den enda mer treffsikker.

8 Prikkroutevinge

8.1 Innledning

Prikkroutevinge (*Melitaea cinxia*) er en sommerfugl i familien flikvinger (Nymphalidae) (**Figur 8.1**). Arten finnes per i dag bare på Rauer i Fredrikstad kommune. Fordi prikkroutevinge har et meget begrenset utbredelsesområde og pga. en pågående nedgang i habitatkvalitet, er arten vurdert til kritisk truet (CR) på Norsk rødliste for arter (Elven et al. 2021b). Den lille og isolerte populasjonen på Rauer er sårbar for ekstreme hendelser (f.eks. tørke) som kan forårsake store fluktuasjoner i antallet reproduksjonsdyktige individ. Prikkroutevingenes foretrukne habitat er tørrenger med mange nektarplanter. Eggene legges på smalkjempe (*Plantago lanceolata*) og larvene beiter på vertsplanten utover sommeren mens de også danner et spinn de til slutt overvintrer i.



Figur 8.1. Et prikkroutevingeindivid varmer seg i morgensola. Rauer, 10. juni 2024. Bilde: Ruben E. Roos/NINA.

Bestandsovervåkingen av prikkroutevinge på Rauer har blitt utført av NINA siden 2015, og består av feltundersøkelser av ulike dellokaliteter beskrevet av Endrestøl (2021). Der hvor det er gode forekomster av smalkjempe, blir det lett grundig etter larvespinn ved å gå igjennom lokaliteten systematisk med 3–5 meters mellomrom. I snitt ble det funnet cirka 50 larvespinn hvert år på Rauer, men etter 2020 har det vært funnet over 100 larvespinn hvert år, men med mye variasjon. I 2022 ble det funnet 375 larvespinn, som er det meste som noensinne er funnet der. Året etter ble det bare funnet 100 larvespinn (Roos et al. 2023a). Siden 2022 har NINA overvåket effekten av to skjøtselstiltak, slått og krattrydding, på vegetasjonen på to dellokaliteter for prikkroutevinge på Rauer (Evju et al. 2022b).

8.2 Formål med delprosjektet

Målsetning med tiltaket

Målsetningen med tiltaket er å åpne opp og redusere vegetasjonshøyden på gjengrodd arealer slik at mer engareal blir tilgjengelig for prikkroutevinge på Rauer.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåkingen er å dokumentere effekten av krattrydding og slått på artssammensetning og vegetasjonsstruktur, og om dette fører til at arealet blir tatt i bruk av prikkroutevinge. I tillegg gir basisovervåkingen av larvespinn av prikkroutevinge viktige data på årlige populasjonssvingningene og lokal utbredelse.

Forventninger

Det forventes at krattrydding og slått fører til mer engpreget vegetasjon, med hyppigere forekomst av vertsplanten til prikkroutevinge (smalkjempe) og økt andel nektarplanter. Det forventes dermed at flere larvespinn vil bli påvist i områder hvor det er skjøttet.

8.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling

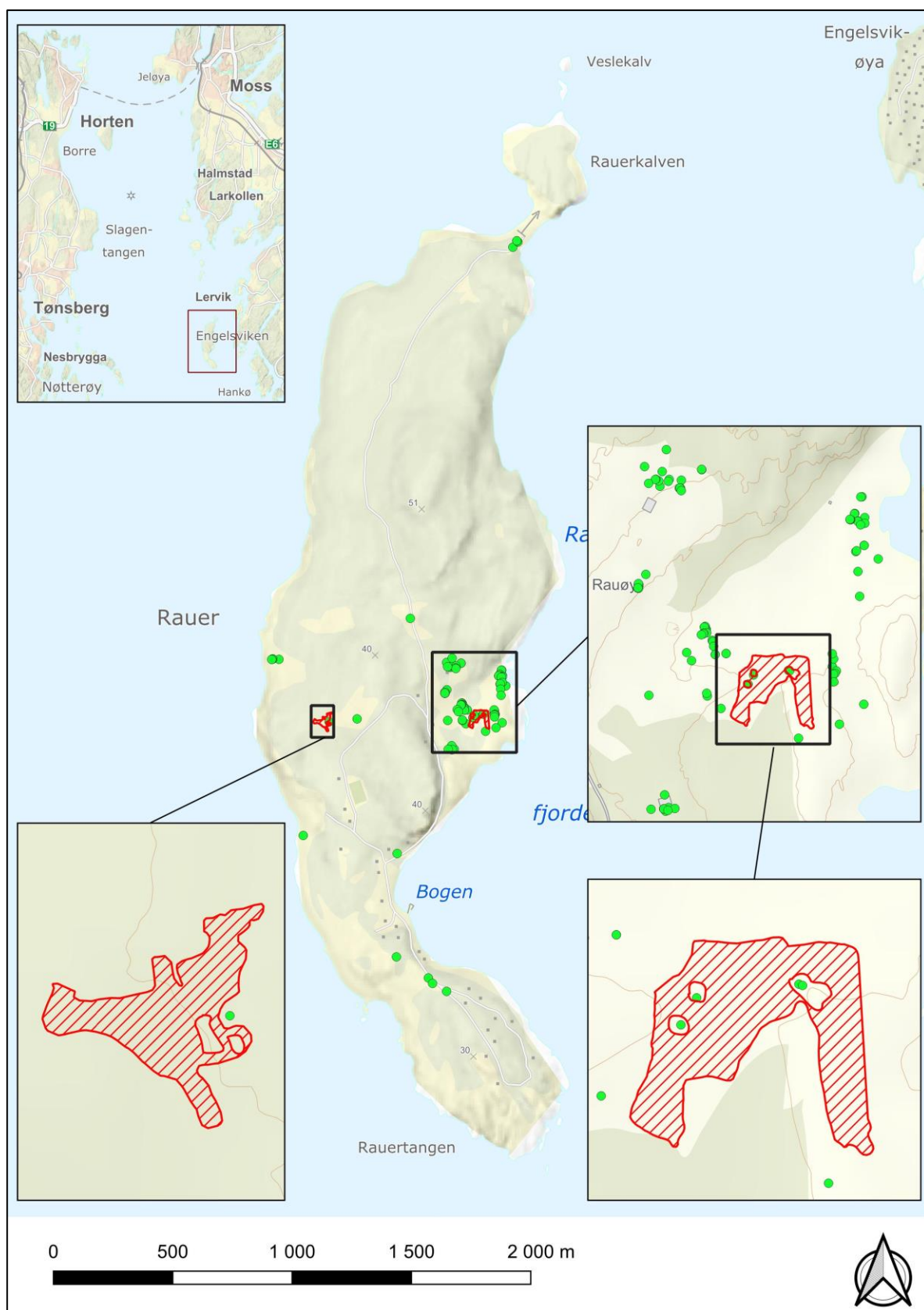
8.3.1 Beskrivelse av lokalitetene og tiltak

Engarealene på Rauer er grunnlendte og gjengroingshastigheten er generelt relativt lav. Etter at gårdsbruket ble nedlagt der og den militære aktiviteten ble redusert har det for øvrig vært jevn gjengroing der de siste tiårene. Siden prikkroutevinge er avhengig av engarealer med relativt kort vegetasjon har dette påvirket arten negativt. For å åpne opp gjengrodd prikkroutevingehabitat er det gjennomført slått og krattnusing i regi av Forsvarsbygg siden 2016 (Hoell 2021). Siden prikkroutevinge har respondert godt på skjøtselen og tatt i bruk skjøttede områder, har skjøtsels tiltakene de siste årene blitt gjennomført i samarbeid med NINA for å forhindre at larvespinn har blitt berørt av skjøtselen.

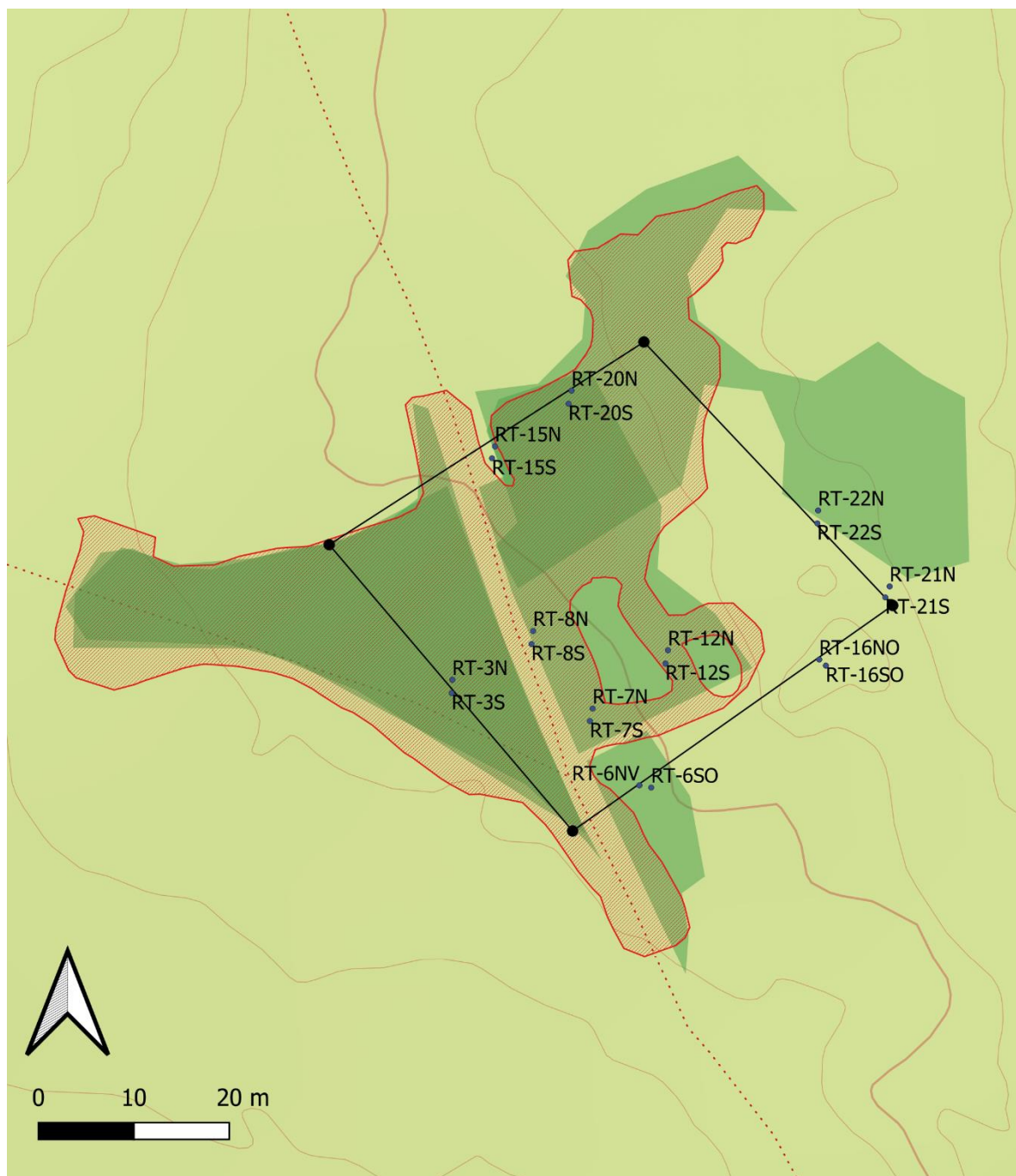
I 2024 ble et totalt areal på 5561 m² slått/ryddet for kratt fordelt på to områder (**Figur 8.2**). Alt gras ble raket samme og samlet i hauger utenfor eng-områdene.

Ved området 49/50 «Telefonstolpen» (se Endrestøl 2021) ble 2055 m² slått (**Figur 8.3**, **Figur 8.4** og **Figur 8.5**). Området som ble slått der i 2024 overlapper med områder som har blitt slått tidligere (**Figur 8.3**).

Delområde 25 jf. Endrestøl (2021) er det området hvor det er gjort mest skjøtsel på Rauer. Det er der vi finner de gamle jordene og engene som var tilknyttet gården på Rauer, og gjengroingen er derfor raskere der på grunn av til dels dypere jordsmonn. Der er engarealene slått omtrent årlig siden 2016, men i rotasjon på ulike deler av enga (Hoell 2021). I 2024 ble et nytt område slått øst for de tidligere skjøttede områdene. Totalt ble 3506 m² slått der (**Figur 8.6** og **Figur 8.7**).



Figur 8.2. Rauer i Fredrikstad kommune. Grønne prikker viser larvespinn påvist i 2024. Røde skraverte områder viser de områdene som ble slått i 2024.



Figur 8.3. Kart over overvåkingsområdet (40 x 40 m) og overvåkingsrutene (to punkt per rute) på området 49/50 «Telefonstolpen». Arealet slått og krattknust i 2022 og 2023 er gjengitt som grønne polygoner. Røde skraverte områder viser de områdene som ble slått i 2024.



Figur 8.4. Lokalteten «Telefonstolpen» før gjennomføring av årets skjøtsel den 10. juni 2024. Arealet tidligere dominert av høyvokst bringebærkratt (til høyre) har fått mer engpreg i 2024. Foto: Ruben E. Roos/NINA.



Figur 8.5. Lokalteten «Telefonstolpen» etter gjennomføring av årets skjøtsel den 8. august 2024. Arealet tidligere dominert av høyvokst bringebærkratt (til høyre) har fått mer engpreg i 2024. Foto: Anders Endrestøl/NINA.



Figur 8.6. Delområde 25 ved den gamle gården på Rauer etter slått i 2024. Foto: Anders Endrestøl/NINA.



Figur 8.7. Slåttelag fra Forsvarsbygg og Statsforvalteren i Oslo og Viken. Alt gras som ble slått ble raket sammen og kjørt bort for å hindre gjødslingseffekt. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

8.3.2 Metodikk for datainnsamling

Basisovervåkingen

Kartlegging av larvespinn ble gjennomført 6.-8. august 2024. Metodikken følger Endrestøl (2021) (**Figur 8.8** og **Figur 8.9**). Store deler av Rauer ble kartlagt, foruten enkelte mindre områder, hovedsakelig av Anders Endrestøl (NINA), men med bidrag fra Gry Støvind Hoell (Forsvarsbygg) og Halvard Holtung (Statsforvalteren i Oslo og Viken).



Figur 8.8. Kartlegging av larvespinn av prikkroutevinge er stort sett en øvelse i å stirre i bakken og bli solbrent i nakken. Foto: Anders Endrestøl/NINA.



Figur 8.9. Larvespinn av prikkroutevinge med en larve på utsiden rundt vertsplanten smalkjempe. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

I tillegg ble en befaring for å kartlegge voksne individer av prikk rutevinge gjennomført den 10. juni 2024 av Anders Endrestøl (NINA), Roald Bengtson og Ruben E. Roos (NINA) (**Figur 8.10**). Det ble da påvist 50 voksne individer av prikk rutevinge fordelt på en rekke dellokaliteter og nektarplanter (Bengtson et al. 2024).



Figur 8.10. Prikk rutevinge i håven. Foto: Ruben E. Roos/NINA.

Effektovervåking

Metodikk og datainnsamling for overvåking av effekter av skjøtselstiltak er beskrevet i Evju et al. (2022b) og Roos et al. (2023a). Overvåkingen består av 10 faste 1 × 1 m overvåkingsruter per overvåkingslokalitet og opp til 10 midlertidige ruter per lokalitet der hvor larvespinn av prikk rutevinge blir påvist. Indikatorer for overvåkingen er beskrevet i **Tabell 8.1**.

Tabell 8.1. Indikatorer for overvåking av effekter av skjøtselstiltak for prikk rutevinge.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalgs-enhet	Utlekking av utvalgs-enhet	Antall ut-valgsen-heter	Frekvens for datainnsamling
Artssammensetning	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplantearter	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig de første to år, deretter annethvert år
Artsrikdom	Forekomst og mengde (% dekning) av alle karplantearter	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig de første to år, deretter annethvert år
Pollinatorplanter	Antall blomstrende skudd av alle urter (inkl. halvbusker som bringebær)	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig
Vertsplanter	Antall rosetter av smalkjempe	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig

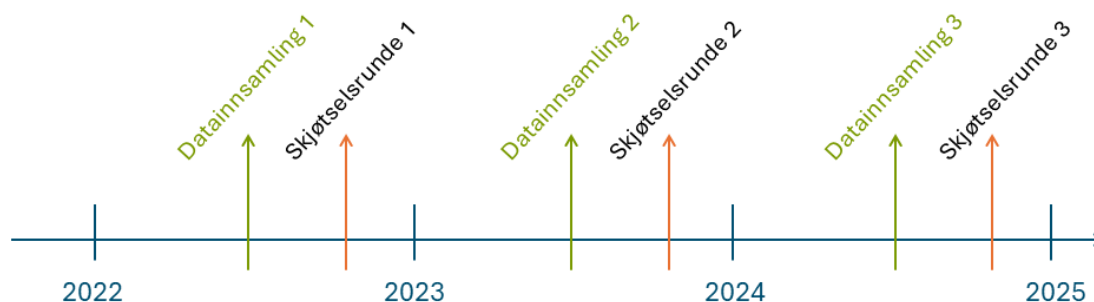
Larvespinn av prikkroutevinge	Antall larvespinn	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig
Vegetasjonshøyde	Vegetasjonshøyde (cm) registrert i fire hjørner i hver rute	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig
Død biomasse	Dekning (%) av stående død biomasse, dekning av lav, moser og stein	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig
Dekning i bunnsjikt	Dekning (%) av mose, lav, stein, bar jord og karplanter <5cm.	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20 - 40	Årlig
Tiltak i vegetasjonsrute	Slått/krattrydding - ja - nei	1 × 1 m ²	Stratifisert tilfeldig	20	Årlig
Areal med tiltak	Areal med tiltak	Polygon	Heldek-kende	-	Årlig

I 2024 ble en forenklet vegetasjonsanalyse utført i de 10 faste overvåkingsrutene på hver av de to overvåkingslokalitetene (20 ruter totalt). Her ble det registrert:

- Total dekning av karplanter i feltsjikt
- Forekomst av nektarplanter (definert som dekkfrøete med fertile skudd)
- Antall blomsterskudd per nektarplanteart
- Antall rosetter av smalkjempe
- Antall larvespinn av prikkroutevinge
- Dekning (%) av bunnsjikt (moser og lav)
- Dekning (%) av stående død biomasse (strø)
- Dekning (%) av grus/berg/stein
- Dekning (%) naken jord
- Dekning (%) av lav vegetasjon (<5cm)
- Vegetasjonshøyde (fire målinger per rute)
- To bilder ble tatt per rute, en ovenfra ned, og ett av hvordan ruten er plassert i landskapet

Feltregistreringene ble utført 10. juni 2024 av Ruben Erik Roos. Dette er den tredje runden med datainnsamling, og besøket fant sted før den tredje runden med skjøtsel ble gjennomført (**Figur 8.11**). Dette gjør at dataene samlet i 2024 vil kunne si noe om effekten av den første og andre skjøtselrunden. Fordi ikke alle overvåkingsruter har blitt slått hvert år, finnes det noen overvåkingsruter som aldri har blitt slått, ruter som har blitt slått en gang (enten i 2022 eller 2023) og ruter som har blitt slått to ganger (både i 2022 og 2023). Effektene av den tredje skjøtselrunden (gjennomført i 2024) kan ikke bedømmes før datainnsamling i 2025 er gjennomført.

Skjema for feltregistreringene finnes i **Vedlegg 1**.



Figur 8.11. Tidslinje for datainnsamling for prikkroutevinge på Rauer. Første datainnsamling (før-til-stand) ble gjennomført i 2022. I 2024 ble den tredje runden med datainnsamling gjennomført.

8.4 Dataanalyser

8.4.1 Basisovervåking

Ingen dataanalyser ble utført annet enn å oppsummere og kartfeste funn av larvespinn. Datasettet er oppdatert for 2024 og tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=melitaea_cinxia22 og i GBIF-databasen: <https://doi.org/10.15468/cn59te>.

8.4.2 Effektovervåking

Vi beregnet gjennomsnittlig vegetasjonshøyde, antall blomstrende stengler, per år, gruppert etter hvor mange behandlinger rutene har fått innen 2023 (null, en, eller to ganger). For å unngå å lage mange unike behandlinger med (for) lave utvalgsstørrelser skilte vi ikke mellom hvorvidt overvåkingsrutene har blitt slått eller ryddet for kratt med traktor, dvs. at alle behandlingstyper ble oppsummet som "slått".

Forskjeller mellom lokalitetene, år og effekten av hvor ofte rutene har blitt slått ble testet med lineære miksede modeller med bruk av R-pakken lmerTest (Kuznetsova et al. 2017) og emmeans (Lenth 2024). Modellen ble spesifisert som: responsvariabel ~ lokalitet + år * antall ganger slått innen 2023 + (1 | overvåkingsrute ID).

Datasettet er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=melitaea_cinxia_plants2022 og i GBIF-databasen: <https://doi.org/10.15468/928265>. Script for dataanalyser er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Prikkroutevinge>.

8.5 Resultater

8.5.1 Basisovervåking

Totalt ble det funnet 117 larvespinn fordelt på 20 delområder (**Tabell 8.2**). Dette er et høyere antall enn i 2023, men fortsatt under halvparten av det som ble funnet i rekordåret 2022.

Larvespinn ble påvist på sju nye delområder, il all hovedsak i form av enkelt-spinn. Unntaket var delområde 26A der det påvist hele 20 larvespinn (**Figur 8.12**). Dette er et område i nærheten av

Fjellbergstangen, og er et område som kun unntaksvis er besøkt i perioden 2015-2024. Det viser at arten har en god spredning på øya, selv om den er konsentrert i enkelte delområder.

Tabell 8.2. Funn av larvespinn av prikkroutevinge på Rauer i perioden 2015-2024. n/a = ikke kartlagt det året.

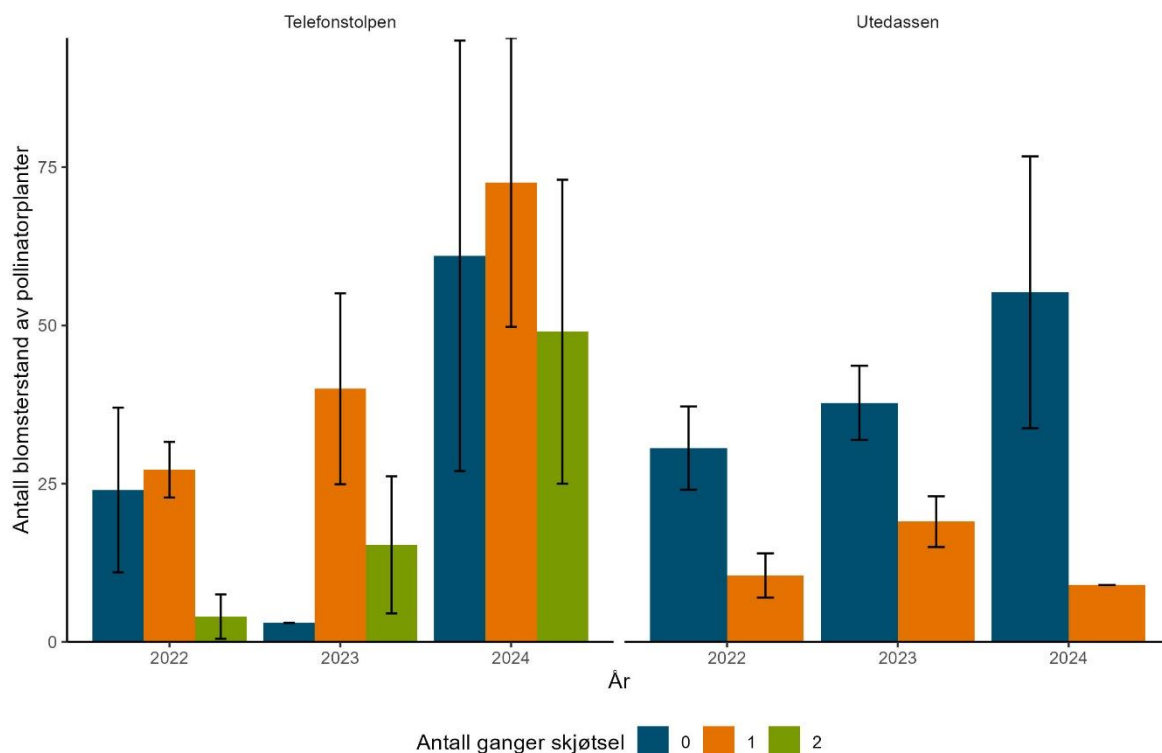
Delområde	Areal ca.	2015	2016	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Totalt
2	2900	1	0	0	0	0	n/a	7	0	5	13
3	1240	n/a	1	0	0	0	n/a	9	1	0	11
5	700	0	2	0	1	0	n/a	0	1	0	4
6	1540	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3
8	3640	0	0	0	0	0	n/a	n/a	n/a	0	0
12/13	1475	0	6	4	0	3	n/a	16	0	1	30
19	1170	3	59	15	7	0	16	6	19	8	133
20	3730	0	21	3	1	0	20	32	25	10	112
22	70	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
23	250	1	1	5	3	2	0	3	1	0	16
25A	5000	n/a	n/a	0	0	0	0	0	1	0	1
25B	2900	n/a	n/a	0	0	13	80	189	35	23	340
25C	10970	n/a	n/a	0	0	0	0	50	4	6	60
25D	215	n/a	n/a	0	0	0	1	16	0	9	26
26A	4380	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	20	20
26B	9400	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	20	6	4	30
26C	10970	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	8	8
27A	1165	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	22	0	9	31
28	330	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
31	400	0	0	0	10	0	0	0	1	1	12
39	1605	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	6	6
50	470	9	10	0	2	2	0	3	2	1	29
52	350	n/a	7	0	0	0	0	0	0	0	7
53	5400	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
58C	1090	n/a	n/a	n/a	n/a	1	0	0	0	n/a	1
58D	570	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1	1	2
71A	510	n/a	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1	1	2
72	425	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0	1	1
73	690	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0	1	1
74	3265	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0	1	1
95B	840	n/a	0	0	n/a	n/a	0	n/a	1	0	1
TOTALT	77660	15	107	27	24	21	118	375	100	117	904



Figur 8.12. Delområde 26A med Fjellbergstangen i bakgrunnen. Her ble det påvist larvespinn av prikkerte for første gang i 2024. To ses i front på knausen midt i bildet. Foto: Anders Endrestøl/NINA

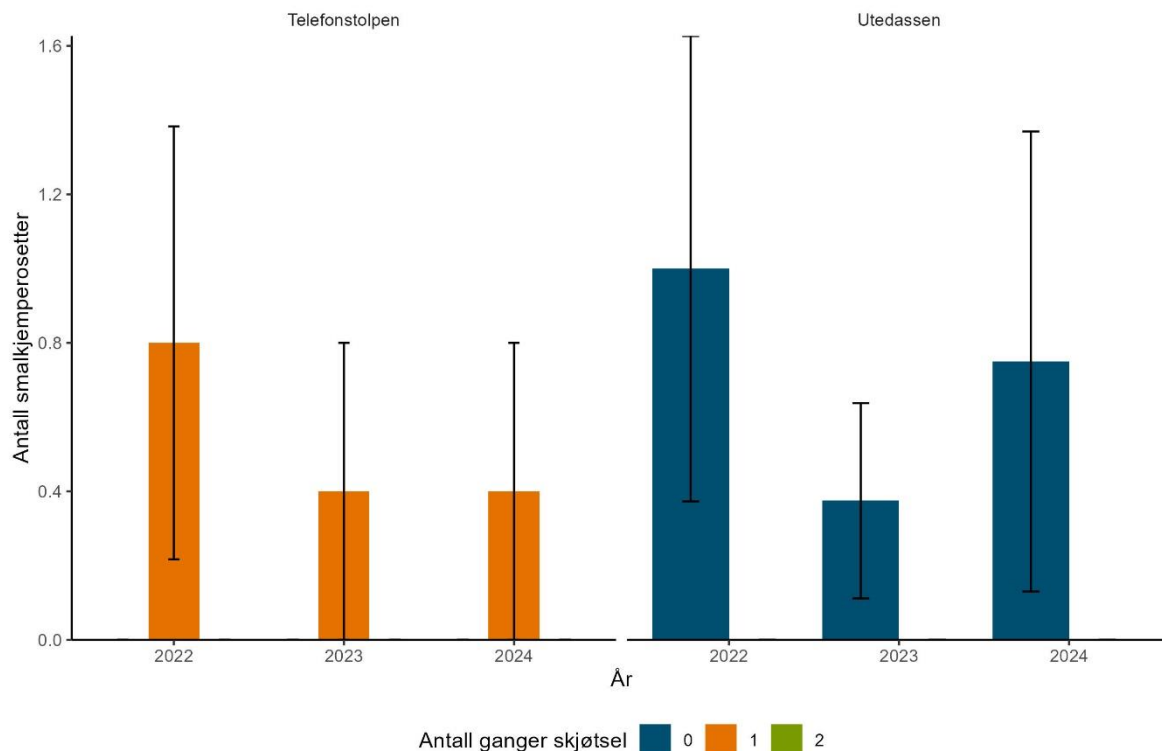
8.5.2 Effektovervåking

Det gjennomsnittlige antall blomsterstander av pollinatorplanter i overvåkingsrutene var signifikant høyere i 2024 enn i 2022 ($p = 0,026$, **Figur 8.13**). Dette resultatet er i hovedsak drevet av en økning av antall blomsterstand i ruter ved «Telefonstolpen» som har blitt slått to ganger og ruter ved «Utedassen» som aldri har blitt slått.



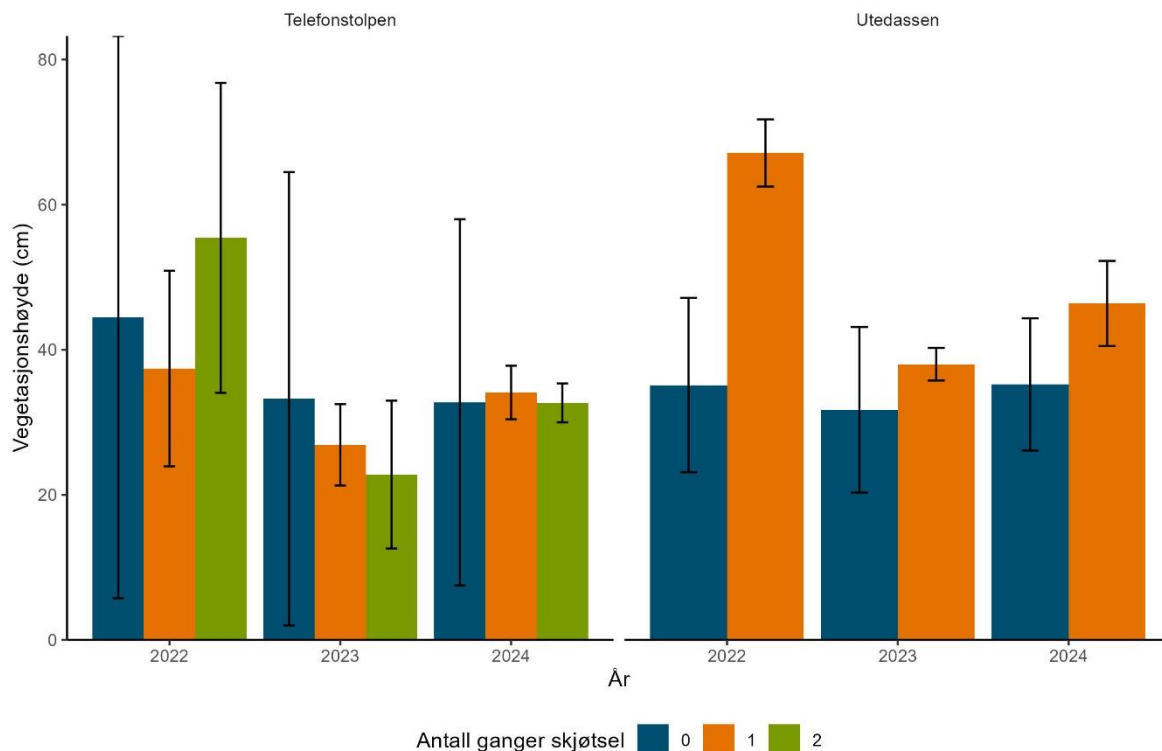
Figur 8.13. Gjennomsnittlig antall blomsterstand av pollinatorplanter i overvåkingsrutene på lokalitet «Telefonstolpen» (til venstre) og «Utedassen» (til høyre) per år, gruppert per antall ganger rutene har blitt slått frem innen 2023. Gruppene inkluderer de samme overvåkingsrutene hvert år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik.

Smalkjemperosetter ble bare observert i rutene ved «Telefonstolpen» som har blitt slått en gang og i rutene ved «Utedassen» som aldri ble slått før 2023 (**Figur 8.14**). Fordi det er mange manglende observasjoner i datasettet, ble ingen god modelltilpasning oppnådd. Dette viser at smalkjempe kan anses som relativt sjelden på overvåkingslokalitetene og at utført skjøtsel ikke har bedret dette enda.



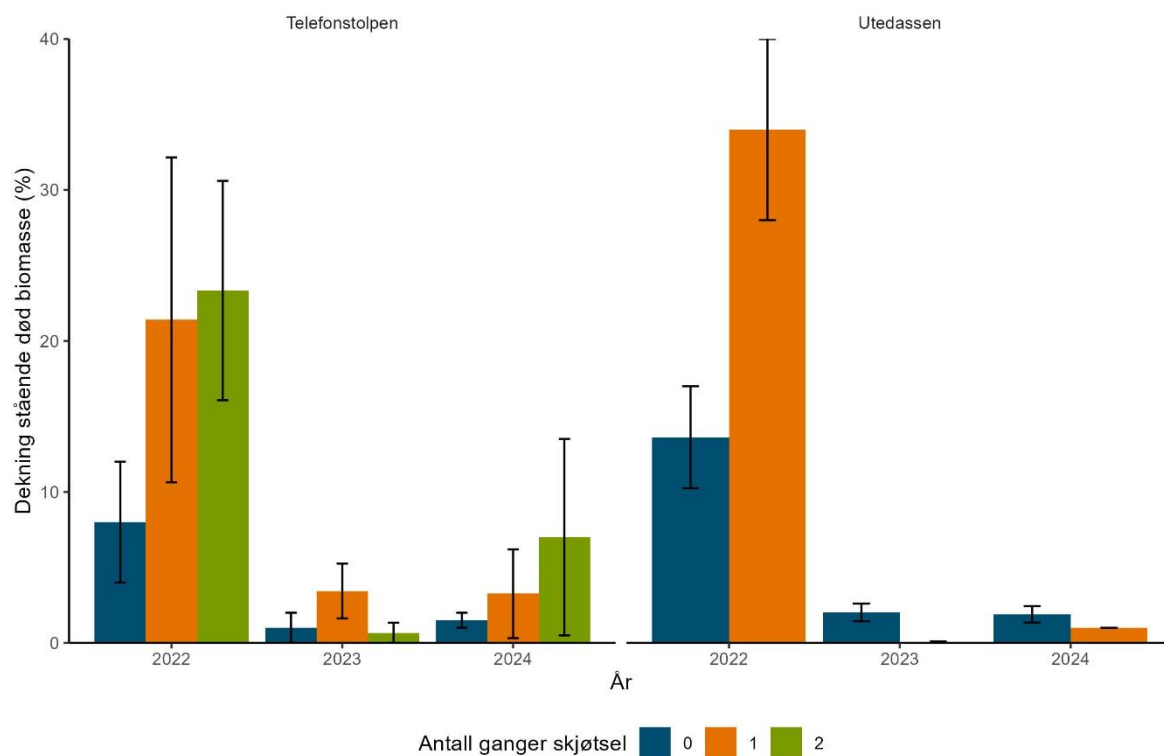
Figur 8.14. Gjennomsnittlig antall smalkjemperosetter i overvåkingsrutene på dellokaliteten «Telefonstolpen» (til venstre) og «Utedassen» (til høyre) per år, gruppert per antall ganger rutene har blitt slått frem innen 2023. Gruppene inkluderer de samme overvåkingsrutene hvert år. Smalkjemperosetter ble bare observert i rutene ved «Telefonstolpen» som har blitt slått en gang og i rutene ved «Utedassen» som aldri har blitt slått. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik.

Det var ingen signifikant forskjell i vegetasjonshøyden mellom overvåkingslokalitetene ($p = 0,644$) eller år ($p = 0,442$ for 2023 og $p = 0,801$ for 2024), men det er en signifikant interaksjon mellom år 2023 og antall ganger rutene har blitt slått ($p = 0,029$). Dette forårsakes av en reduksjon i vegetasjonshøyde fra 2022 til 2023 i ruter som ble behandlet (**Figur 8.15**).



Figur 8.15. Gjennomsnittlig vegetasjonshøyde i overvåkingsrutene på dellokaliteten «Telefonstolpen» (til venstre) og «Utedassen» (til høyre) per år, gruppert per antall ganger rutene har blitt slått frem innen 2023. Gruppene inkluderer de samme overvåkingsrutene hvert år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik.

Dekningen av stående død biomasse i overvåkingsrutene var signifikant lavere i 2023 ($p = 0,003$) og 2024 ($p = 0,002$) sammenlignet med 2022 (**Figur 8.16**). Det var en signifikant forskjell i deknning av stående død biomasse i de rutene med ulik skjøtelsfrekvens ($p = 0,015$). Det var ingen signifikant interaksjon mellom år og hvor ofte rutene har blitt slått, som tyder på at nedgangen i mengden død biomasse ikke bare er en effekt av skjøtsel.



Figur 8.16. Gjennomsnittlig dekning av stående død biomasse i overvåkingsrutene på dellokaliteten «Telefonstolpen» (til venstre) og «Utedassen» (til høyre) per år, gruppert per antall ganger rutene har blitt slått innen 2023. Gruppene inkluderer de samme overvåkingsrutene hvert år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik.

8.6 Anbefalinger

8.6.1 Hva viser årets resultater

Basisovervåking

Antall larvespinn som ble funnet i 2024 var høyere enn i 2023, men fortsatt lavere enn i rekordåret 2022. Bestanden fremstår derfor som stabil og funn av larvespinn på flere nye delområder viser at arten har en god spredning på øya. Likevel kan populasjonen totalt sett karakteriseres som liten og begrenset til én øy, og dermed sårbar for stokastiske hendelser.

Effektovervåking

Den forenklede vegetasjonsovervåkingen gjennomført i 2024 viser en sterk økning i antall blomstrende skudd av pollinatorplanter sammenlignet med tidligere år, noe som burde være gunstig for prikkroutevinge. Denne økningen kan derimot ikke kobles direkte til skjøtsel gjennomført på overvåkingslokalitetene. Det er sannsynlig at resultatene skyldes den tidlige befaringsperioden i forhold til forrige år, men mest av alt den relative våte sommeren i 2024. Relativt tørre forhold i 2022 kan også forklare nedgangen av stående død biomasse i 2023 og 2024.

På grunn av stor variasjon i vegetasjonshøyde mellom rutene ble det ikke funnet signifikant effekt av slått, men det er likevel iøynefallende at det i 2024 var svært liten forskjell i vegetasjonshøyde mellom ruter som er behandlet minst én gang og ruter som aldri er slått, særlig ved delområde «Telefonstolpen». Dette ser ut til å bekrefte observasjoner i felt av en endring til mer engpreget vegetasjon i områder som tidligere var dominert av gjengroingsarter. Smalkjempe, vertsplanten til prikkroutevinge, bør betraktes som relativt sjelden i de stratifisert tilfeldig lokaliserte overvåkingsrutene, og ingen klare effekter av slått er funnet på tilstedeværelsen av vertsplanten.

8.6.2 Status og anbefalinger for videreføring av effektovervåkingen for prikkroutevinge

Det anbefales å fortsette å følge utviklingen av populasjonen av prikkroutevinge på Rauer, samt fortsette å gjøre vegetasjonsanalyser for å forstå mer om artens habitatkrav.

Vi anbefaler videre at skjøtselstiltakene på Rauer fortsetter på nivå med det som er gjort tidligere år ettersom resultatene kan tyde på at dette er gunstig for arten. Der overvåkingslokaliteten «Utedassen» ikke har blitt slått i de siste to årene, anbefaler at områder vurderes prioritert for skjøtsel i 2025. Konkret hvilke områder som bør slås bør velges ut i samråd med Forsvarsbygg etter en kartlegging av larvespinn og generell vurdering av vegetasjonen på lokalitetene.

Det pågår parallelt et kartleggingsarbeid i regi av Fylkesmannen i Oslo og Viken for å finne egnete utsettingslokaliteter for prikkroutevinge i Indre Oslofjord (Bengtson et al. 2024). Dersom det på sikt blir aktuelt å forsøke å etablere denne arten på en ny eller en historisk lokalitet, anbefales det at man sammenstiller et mer detaljert kunnskapsgrunnlag om habitatkrav for prikkroutevinge og årsakene til svingningene vi finner. Dette kan bidra til mer vellykket nyetablering og kostnads-effektive bevaringsutsettingstiltak.

9 Trønderlav

9.1 Innledning

Trønderlav (*Erioderma pedicellatum*) er en kritisk truet (CR) lav (Artsdatabanken 2021) (**Figur 9.1**). Forekomsten i Trøndelag, som ga arten sitt norske navn, har trolig gått ut der bare ett par døende individer var sett for ca. ti år siden. Trønderlav er også utryddet fra Sverige (SLU artsdatabanken 2024), og arten har nå kun én gjenværende forekomst i Europa på en lokalitet i Hedmark (Tegningfallet i Rendalen kommune, BN00026299). Utenfor Norge har arten kun små gjenværende populasjoner i boreal skog i Newfoundland og Nova Scotia (Canada), Alaska (USA) og Kamchatka (Russland). Dette skaper et stort ansvar for norsk naturforvaltning for å opprettholde arten slik at den ikke dør ut.



Figur 9.1. Trønderlav (*Erioderma pedicellatum*). Foto: Mathias Andreassen/NINA.

Trønderlav har en smal økofysiologisk nisje og trenger høy luftfuktighet, mye lys, høy pH og lav årlig temperatur på sitt substrat som er tynne grangrener.. Kombinasjonen av disse betingelsene eksisterer nå trolig bare på steder med relativt åpen skog og fossesprøyt som har høyere pH enn regnvann. Optimal temperatur for fotosyntese er 10-15 °C, og ved temperaturer ≥ 25 °C sakter fotosyntesen ned betydelig (Nilsson 2021).

En annen viktig forklaringsgrunn til trønderlavens forekomst og dens økologi er at laven har relativt kortlevde thalli tilpasset kortlevende substrat som ofte må koloniseres på nytt for å kompensere for lokal utdøelse (småskala metapopulasjonsdynamikk). Populasjonene er dermed sensitive, og har ikke evne til å bufre mot forstyrrelser slik som for eksempel med hjelp av langlevde thalli eller hvilestadier.

9.2 Formål med delprosjektet

Målsetning med tiltakene

Den overordnede målsetningen med tiltaket er å utvikle metodikk for å øke artens mulighet for overlevelse gjennom å translokere (overføre) thalli til flere lokaliteter. Hvis dette lykkes vil det redusere risikoen for at tilfeldige hendelser som skogbrann, barkbilleangrep, redusert vannføring, stormfelling, skogbruk eller andre negative hendelser ved Tegningfallet vil føre til artens utryddelse i Norge og Europa. Vi har derfor gjort forberedende undersøkelser for permanent bevaringsutsetting. Herunder inngår å utarbeide teknikk for å definere egnethet av lokaliteter, å finne ytterligere egnede lokaliteter, og å teste bevaringsutsettingsmetodikk.

Formål med overvåkingen

Formålet med overvåkingsopplegget er:

- Årlig overvåking av populasjonen ved Tegningfallet ved å notere vertstreets tilstand og telle antall thalli i to størrelsesklasser (basisovervåking).
- Måle overlevelse og tilvekst av translokerte thalli på nett ved Tegningfallet og seks andre lokaliteter (translokasjonsovervåking).
- Overvåke klima på de syv lokalitetene med hjelp av klimaloggere.
- Måle øvrige relevante variabler som f.eks. pH og konduktivitet på fossevann og grangrener.
- Etterforske forekomst av frilevende fotobionter til trønderlav på alle lokaliteter.
- Etterforske naturlig nydannelse av thalli fra ascosporer.
- Planlegge og utarbeide metoder for bevaringsutsetting av thalli direkte på grangrener.
- Utrede de populasjonsgenetiske forutsetningene for bevaringsutsetting (planlagt).

Forventninger

Vi forventer å kunne dra konklusjoner om lokalitetenes egnethet ut ifra klimadata og andre data som medfører at vi bedre kan definere artens krav til vekstplass. Dette vil være kunnskapsgrunnlaget for å kunne translokere thalli til egnede lokaliteter der de klarer å overleve og forhåpentligvis reproducere. Hvis de foreslåtte translokasjonslokalitetene faller innenfor artens habitatkrav, forventer vi at translokerte thalli vil kunne overleve og vokse.

9.3 Overvåkingslokaliteter – tiltak og datainnsamling

9.3.1 Beskrivelse av lokalitetene

Til sammen inngår syv lokaliteter i Innlandet og Buskerud fylke i overvåkingen av trønderlaven: Tegningfallet (Rendalen kommune), Nekkfaller (Nekkfaller naturreservat, Rendalen kommune), Andfallet (Valsjøberget og Andråsberget naturreservat, Rendalen kommune), Eldå (Eldå naturreservat, Stor-Elvdal kommune) og Sagåa (Sagåa naturreservat, Sel kommune), Flatdalsåsen (Flatdalsåsen naturreservat, Nes kommune) og Gulsvikelvi (Gulsvikelvi naturreservat, Flå kommune) (**Figur 9.2, Tabell 9.1**). Bare Tegningfallet har per i dag naturlig forekomst av trønderlav.

Ved Tegningfallet er populasjonen beskyttet nede i en bratt li i et område påvirket av fossesprut. De øvrige lokalitetene i forsøket har også fossesprut, men er plassert ved vassdrag med mindre vassføring og lavere fallhøyde. Alle lokaliteter huser fossefiltlav (*Fuscopannaria confusa*) og

andre (oseaniske) cyanolaver fra lavsamfunnet Lobarion som trolig indikerer et godt miljø for trønderlaven (bla. ved høyere sannsynlighet for å ha den korrekte frittlevende blågrønbakterie til stede). Cyanolaver huser to symbiotiske parter: en sopp (mycobiont) og en fotosyntetiserende blågrønbakterie (cyanobiont). Hos Trønderlav er soppen en sekksporesopp av arten *Erioderma pedicellatum* og blågrønbakterien av arten *Rhizonema interruptum* eller en nært beslektet art av *Rhizonema*. For nærmere beskrivelse og bilder av lokalitetene se Nordén & Andreasen (2022; 2023).



Figur 9.2. Oversiktskart av lokalitetene hvor thalli av trønderlav er blitt utplassert. Røde lokaliteter indikerer den originale lokalitet (Tegningfallet) og translokasjoner utført i 2021. Blå lokaliteter indikerer translokasjoner fra 2023.

Tabell 9.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med aktuelle utfordringer, tiltak og datainnsamling.

Lokalitetsnavn	Tilstedeværelse av trønderlav	Populasjonsovervåking	Nett nr.	Klimaloggere	Utfordringer	Tiltak
Tegningfallet	Naturlig	Antall trær, Antall thalli Nyetable- ring på ytter- ligere trær	1200 1201 1202 1203 1204	2022 Lys/temp 21716601 RH/temp 21318738 Samt Lys/temp 21716608 RH/temp 21318740 Ødelagt ny enhet 2024 21189665	Isolert men levedyktig populasjon som er svært sårbar overfor skogbrann, barkbilleangrep, redusert vannføring, stormfelling, skogbruk eller andre negative hendelser ved Tegningfallet vil føre til artens utryddelse i Norge og Europa	Området bør vernes og overvåkes. Translokasjonsforsøk til velegnede lokaliteter bør gjennomføres basert på vitenskapelige metoder. Arten og dens cyanobiont bør forsøkt kultivert. Genomikk og populasjonsgenetikk bør utføres
Solem, Trøndelag	Utdødd	Nei	Nei	2024 Lys/temp 21716602 RH/temp 21152263	Lokalitetens egnethet er usikker, spesielt for genotypen fra Tegningfallet (?).	Translokasjon kan vurderes gjennomført.
Andfallet	Translokasjon i 2021 direkte på grener uten nett	Søk etter nyetablering 2024	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Thalli hadde falt av grener og blitt borte	Translokasjon avsluttet 2024. Mulig gjenbesøk for søk etter nyetableringer om noen år
Eldåa	Translokasjon i 2021 på nett	Søk etter nyetablering 2022, 2023, 2024	1210 1211 1212 1213 1214	2022 RH/temp 2131874 2024 Lys/temp 21716606	Få eller ingen. Tendenser til avvik i lav luftfuktighet under enkelte målinger, samt noe lavere pH verdier	Translokasjon vurderes overført til påliming direkte på grener av tilbakeværende thalli fra nett
Nekkfallet	Translokasjon i 2021 på nett	Søk etter nyetablering 2022, 2023, 2024	1205 1206 1207 1208 1209	2022 RH/temp 21318739 2024 Lys/temp	Frittlevende cyanobiont påvist. Mange thalli har falt av nett	Translokasjon vurderes overført til påliming direkte på grener av

				21716603		tilbakeværende thalli fra nett.
Flatdalsåsen	Translokasjon i 2023 på nett	Søk etter nyetable-ring, 2024	1245 1246 1247 1248 1249	2023 RH/temp 21189676 2024 Lys/temp 21716605	Frittlevende cyanobiont påvist	Translokasjon vurderes overført til påliming direkte på grener av tilbakeværende thalli fra nett.
Gulsvikelvi	Translokasjon i 2023 på nett	Søk etter nyetable-ring, 2024	1250 1251 1252 1253 1254	2023 RH/temp 21522262 2024 Lys/temp 21716607	Få eller ingen. Tendenser til avvik i høyer fossevanns pH og konduktivitet enn Tegningfallet	Translokasjon vurderes overført til påliming direkte på grener av tilbakeværende thalli fra nett.
Sagåa	Translokasjon i 2023 på nett	Søk etter nyetable-ring, 2024	2401 2402 2403 2404 2405	2023 RH/temp 21522264 2024 Lys/temp 21716604	Krevende lokalitet.	Translokasjon vurderes overført til påliming direkte på grener av tilbakeværende thalli fra nett.

9.3.2 Metodikk for datainnsamling

Populasjonsovervåking av trær med trønderlav ved Tegningfallet

Basisovervåking av populasjonen ved Tegningfallet ble gjennomført 2. september 2021. Tre-nummer og om treet er levende eller dødt ble notert, og antall thalli av trønderlav per grein/tre ble telt opp, ved behov med kikkert. Antall thalli med størrelse over og under 1 cm ble også notert. Antall grener med trønderlav, antall thalli på rikeste gren og totalt antall thalli per tre ble notert. Lysforhold (% synlig himmel rett opp og i 45 graders vinkel sett med nakken mot stammen) noteres også hvert år (**Tabell 9.2**).

Vi gjentok inventeringen av den opprinnelige populasjonen første gang 26.–27. juni 2022. Deretter besøkte vi lokaliteten for populasjonsovervåking 18.-23. august 2023. Feltarbeid 2024 ble gjennomført 10.-14. juni.

Tabell 9.2. Indikatorer for overvåking av effekter av restaureringstiltak for trønderlav.

Indikator	Variabel registrert i felt	Utvalgseenhet	Utlekking av utvalgseenhet	Antall utvalgseenheter	Frekvens for datainnsamling
Overlevelse grantrær	Levende/døende/død	Tre	Heldekkende	19	Årlig
Lys/temperatur/luftfuktighet	Lysintensitet Temperatur i °C Relativ luftfuktighet i %	Lokalitet	Heldekkende	9	Kontinuerlig, annenhver time

pH og konduktivitet		Gren med nett og fossevann	Heldekkende	7	Første år
Artssammensetning	Antall arter av cyanolaver	Lokalitet	Heldekkende	7	Første år
Populasjonsstørrelse trønderlav	Antall individer (thalli) av trønderlav	Tre	Heldekkende	19	Årlig
Antall grener med laven	Antall grener med laven	Tre	Heldekkende	19	Årlig
Antall thalli på rikeste gren	Antall thalli på rikeste gren	Tre	Heldekkende	19	Årlig
Lysforhold	% synlig himmel rett opp og i 45 graders vinkel sett med nakken mot stammen	Tre	Heldekkende	19	Årlig
Populasjonsstruktur trønderlav	Antall individer i to størrelsesklasser: Over/under 1 cm i diameter	Tre	Heldekkende	19	Årlig

Translokasjonsovervåking

Translokasjonsforsøket ble startet 30 Aug. – 1 sept. 2021, ved lokalitetene Tegningfallet (metodeutvikling), Nekfallet, og Eldåa. Thalli som hadde falt til bakken i Tegningfallet ble innsamlet og ble sydd fast på et 1,4 mm-netting av plast. Nettene med thalli ble fotografert ved translokasjonen og gjentagende ganger hvert år for måling av areal (**Figur 9.3**). Det ble bedømt at fotografering av thalli i felt på flere lokaliteter skulle testes. En bedre metode å måle tilvekst kan være å ta ned thalli hvert år, måle tørrvekt (på lab) og så sy de fast på nett og sette dem tilbake på samme plass, men dette ble ikke gjennomført på grunn av manglende ressurser.

Vi utførte en første oppfølging av transplanteringen 26.–27. juni, 2022. Translokering på nett er blitt utført ved Tegningfallet, Nekfallet naturreservat, og Eldåa naturreservat fra 2022 og i tillegg ved Sagåa naturreservat, Flatdalsåsen naturreservat og Gulsvikelvi naturreservat fra 2023. Deretter besøkte vi lokalitetene for 18.–23. august, 2023 og 10.–14. juni, 2024.



Figur 9.3. Thalli av trønderlav på nett. Foto: Mathias Andreassen/NINA.

Ved translokasjonsovervåkingen noterte vi: navn på lokasjon, nettID fra tagg, antall gjenværende thalli per nett, tilstand av thalli (brukte verdier: til stede, dårlig tilstand, borte) og klokkeslett/bil-denavn fra enheten som tar bildene. Ved inventeringen ble også grener innen 5 m radius undersøkt for nyetablerte (små) thalli. Hver netting med thalli ble fotografert på flatt underlag og med gode lysforhold. Thalliene ble fuktet med vann 5 min. før fotografering hvis de var tørre. I 2023 ble thalli ikke fuktet tilstrekkelig før fotografering (se detaljer under 952. Translokasjonsovervåking)

Bilder av thalli prosesseres i bildebehandlingsprogrammet ImageJ ver. 1.54d og overflaten på thalli ble estimert. Følgende protokoll følges i programmet:

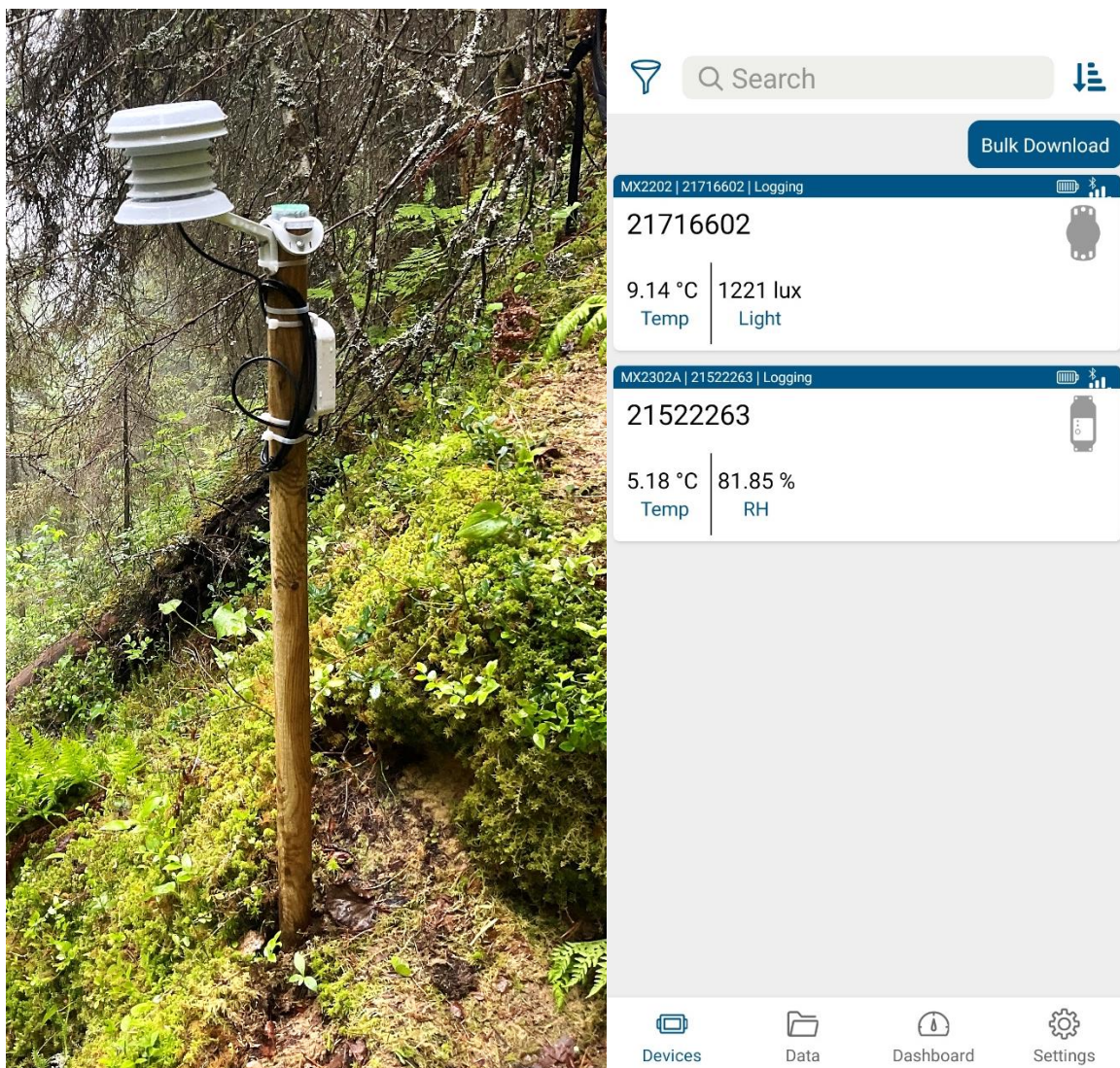
- Open picture
- Sett 8bit color (Image -> Type)
- Make line across known distance
- Sett scale (Analyze -> set scale) plot inn known scale -> OK
- Make Polygon around thali + Measure (Analyze -> measure)

I tillegg ble det translokert thalli (på smågrener) festet (med metalltråd) direkte på grener i Andfallet i 2021 (Valsjøberget og Andråsberget naturreservat, i Rendalen kommune).

Måling av klimavariabler

En temperatur og fuktighetslogger (HOBO MX2302A Ext Temp/RH) med tilhørende Solar radiation shield (RS3-B) ble utplassert ved feltbesøk på de syv lokalitetene i 2022, og under feltbesøk i 2024 ble det satt opp en temperatur og lyslogger (HOBO MX2202 Temp/Light) i tillegg. Begge dataloggere ble konfigurert for måling annenhver time. Dataloggerne leses av årlig i felt via appen HOBOnnect (ver. 1.7.3). For bilde av oppsettet se **Figur 9.4**.

Dataloggerne ble lest av første gang i august 2023 og igjen i juni 2024. Ved besøk på lokalitetene i 2024 ble det nedlastet data om relativ luftfuktighet og temperatur fra eksisterende loggere. I tillegg har vi 6. november satt ut klimaloggere (lys, luftfuktighet og temperatur) på den siste kjente lokaliteten for trønderlav i Trøndelag, Solem Naturreservat, for å undersøke egnethet for senere bevaringsutsetting.



Figur 9.4. Datalogger for klimamåling. Foto: Mathias Andreassen/NINA.

Måling av pH og konduktivitet

pH og konduktivitet ble målt i fossevann på alle lokaliteter (HORIBA LAQUAtwin COMPACT pH-11 meter & conductivity-EC-11 meter), samt på små stykker av grener (2cm gren i kryorør med 25mM KCL) fra samme gren som translokasjonsnett.

Inventering av frilevende cyanobionter

Vi tok prøver fra to grener fra hvert grantre (i relativ nærhet til nettet) for å søke etter nye små thalli og lavens cyanobiont *Rhizonema sp.* under mikroskop (ved bruk av Masumoto et al. 2022 for identifisering av cyanobionten).

9.4 Dataanalyser

9.4.1 Translokasjonsovervåking

Utviklingen av thalli er basert på fotografering hvor areal utregnes i ImageJ som beskrevet i **kap. 9.3.2**. Middelverdi med standardavvik for arealet for alle thalli på hver lokalitet per år ble utregnet

med Microsoft Excel. Tall for utviklingen av thallus-størrelse på hver lokalitet (responsvariabel) skal senere testes i en statistisk modell der målte miljøvariabler er forklaringsvariabler.

9.4.2 Klimavariabler

Data over relativ luftfuktighet og temperatur ble summert i «Box and whiskers plot» produsert med Microsoft Excel. Data presenteres som avvik fra verdier målt ved Tegningfallet for hver ny lokalitet.

Middelverdier og standard avvik for pH og konduktivitet er utregnet med Microsoft Excel.

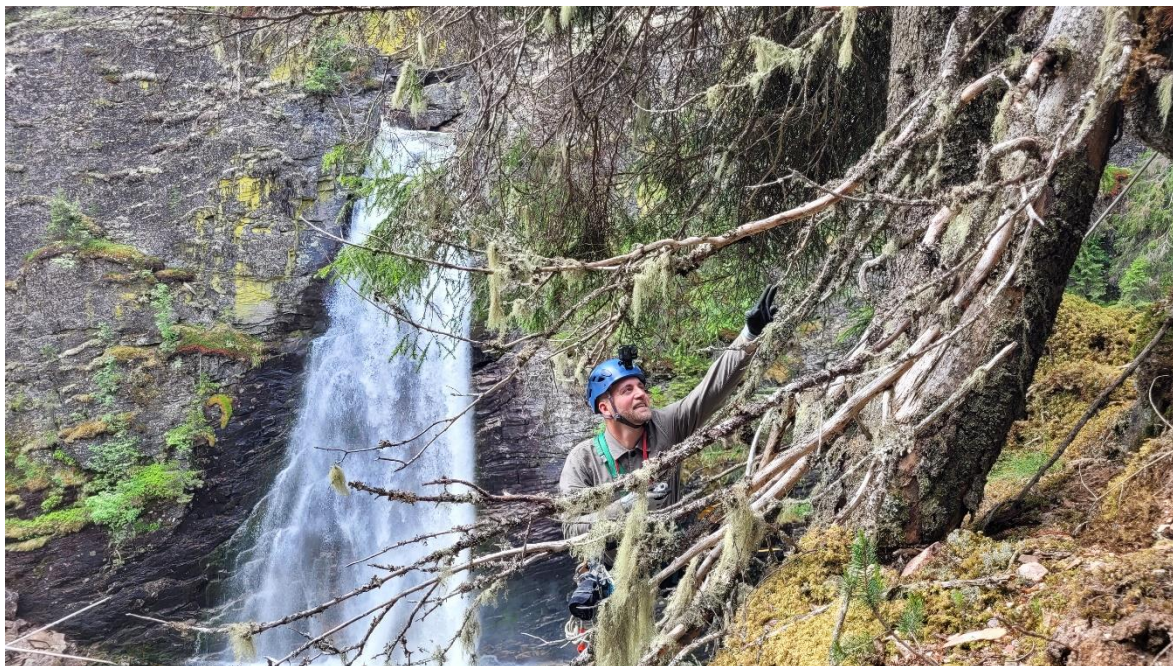
Analysen av klimadata må anses som preliminaire og det mangler viktige data om lysforhold før konklusjoner rundt lokalitetenes klimatiske egnethet kan dras. Statistiske analyser vil bli utført etter innsamling av data for relativ luftfuktighet, temperatur og lys i 2025. Script til disse analyser vil bli publisert på GitHub til neste rapport.

9.5 Resultater

9.5.1 Populasjonsovervåking

Populasjonen ved Tegningfallet ble kartlagt 2. September 2021 og vi fant da trønderlav på 18 grantrær med omkrets ved bunn på mellom 5 og 150 cm. Totalt talte vi 4120 thalli. Antall thalli per tre varierte mellom 1 – 1500, og antall grener med thalli per tre varierte mellom 1 – 41. Hovedsakelig vokste arten på svært tynne grener, enten døde eller levende. 62 % av thalliene var < 1 cm og 38 % var > 1 cm. Nesten alle thalli hadde fruktlegermer, apothecier, noe som er typisk for arten. Populasjonen forekommer i et begrenset område, og ikke over fire meter opp i trærne. Trønderlaven forekommer ikke i områder med mest fossesprut. Tilstedeværelse av mange små thalli indikerer god lokal reproduksjon og rekruttering. Det store antallet thalli medfører at ett begrenset uttak av thalli (som har falt til bakken) for kontrollerte translokeringsforsøk er forsvarlig.

I 2022 var den opprinnelige populasjonen ved Tegningfallet stabil og ble vurdert til å ha samme størrelse som tidligere. Ingen trær eller større grener med forekomst av arten hadde falt siden 2021. I tillegg utførte vi ved bruk av klatreutstyr kartlegging i et mindre område av Tegningfallet som ikke tidligere har vært tilgjengelig grunnet vanskelig tilkomst (**Figur 9.5**) hvor det ble funnet ett nytt tre med 17 tidligere ukjente thalli. Ingen store forandringer ble notert ved besøk på lokaliteten 18.-23. august 2023.



Figur 9.5. Ett nytt tre med 17 tidligere ukjente thalli funnet ved Tegningfallet i 2022 ved bruk av klatreutstyr. Foto: Björn Nordén/NINA.

Telling av thalli ved Tegningfallet i 2024 viser at laven fortsatt finnes på alle 18 opprinnelige trær, og i tillegg fant vi ett nytt tre med ca. 275 thalli. Dette gir ett totalt anslag på 4409 thalli på lokaliteten. Årsaken til at ett tre med så rik forekomst har vært oversett tidligere var at det sto i en bratt li, og at greinene med laven vender utad/nedover og er vanskelig å observere. Uansett var dette funnet overraskende og viser hvor lett en forekomst kan unngå å bli oppdaget. På øvrige trær var det estimert sammenlagt 66 (1,6 %) færre thalli enn forrige år, som vi anslår å være innen variasjonen som må regnes med pga. vanskeligheten i å gjøre bedømming av antall thalli, særlig på høyt sittende grener. Vitaliteten så ut til å være fortsatt god og vi fant lite forskjell i størrelsesfordelingen fra tidligere år. Resultatet for 2024 sammenfattes i **Tabell 9.3**.

Tabell 9.3. Antall thalli av trønderlav ved Tegningfallet i 2024

Tre nr.	1201	1202	1203	1204	1215	1216	1217	1218	1219	1220	1221
Antall	120	600	275	900	1500	95	200	130	15	50	32
Tre nr.	1222	1223	1224	1225	1226	1227	1228	1229		Sum	
Antall	25	40	1	34	40	350	1	1		4409	

9.5.2 Translokasjonsovervåking

Etter en innledende liten økning fra 2021 til 2022, ser den totale størrelsen på thalli ut til å ha blitt redusert frem til målingen i 2023 for å igjen øke til 2024 (**Tabell 9.4**). Tallene i tabellen er basert på overlevende, fortsatt festede thalli. Thalli som hadde falt av eller blitt fragmentert (minsket i størrelse med over 66%) er ikke inkludert, men understreker trenden ytterligere. Ett thallus hadde falt av ved Tegningfallet, mens tolv hadde falt av ved Nekfallet, og tre ved Eldåa fra 2021 til 2024. Om de tapte thalliene falt av fordi de døde og smuldret opp, eller av andre årsaker er ikke kjent, derfor ble de utelatt fra analysen.

Tabell 9.4. Utvikling av thallusareal 2021-2024 ved samtlige lokaliteter.

	Areal 2021 (cm ²)	Areal 2022 (cm ²)	Areal 2023 (cm ²)	Areal 2024 (cm ²)
Middelverdi	3,14	3,66	3,13	3,26
Standard-avvik	1,82	1,88	1,70	1,63

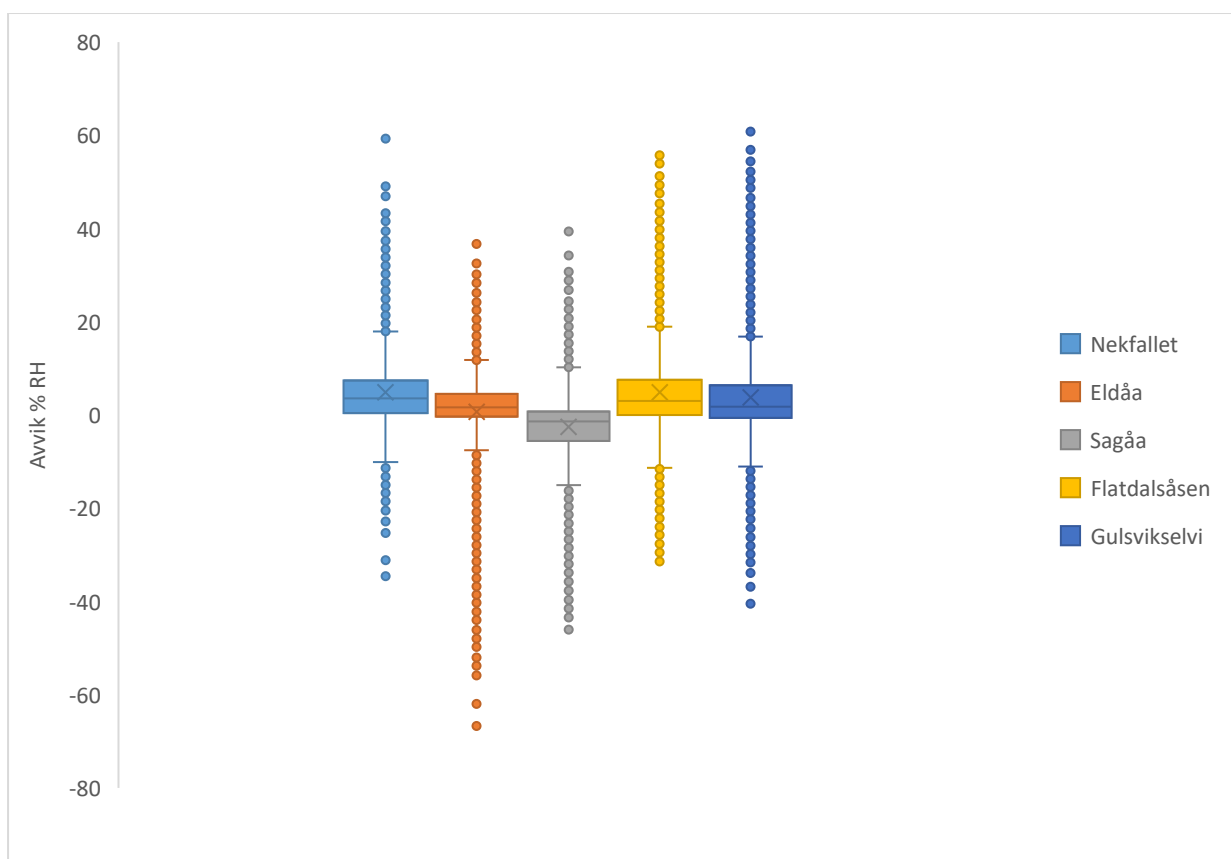
Nedgangen i størrelse fra 2022 til 2023 var størst ved Nekkfallet og Eldåa. Men selv ved Tegningfallet hadde den gjennomsnittlige thallusstørrelse tilsynelatende gått ned med 8%. Samtidig var det gitt at thalli ved Tegningfallet så veldig friske ut og at denne lokaliteten har en stor og levedyktig bestand. Derfor vurderte vi at nedgangen i størrelse var urealistisk, og etter en visuell dobbeltsjekk av bildene, ble det konkludert at gjenfuktingen av thalliene sannsynligvis ikke hadde vært tilstrekkelig på alle lokaliteter under de tørre forholdene under feltarbeidet i 2023. På noen av bildene som ble brukt for estimering av areal i 2023 var flere marginale thallusfliker reflektert oppover hvilket gjorde at den totale omkretsen og areal av thallus ble mindre. I stedet for å spraye dem med vann, burde vi ha bløtlagt thalliene helt i vann i minst 10 minutter. I 2022 sørget vi for at thalliene var fullstendig vannmettet på fotograferingstidspunktet.

Mangelen på vannmetning av thalli på fotograferingstidspunktet i 2023 var uheldig, men vi har brukt prosedyrekontrollen ved Tegningfallet for å justere resultatene. Ved å anta en reell økning av gjennomsnittlig thallusstørrelse ved Tegningfallet 2022-2023 i takt med økningen mellom 2021-2022 (4%), kan reduksjonen i thallusstørrelse ved uttørring tentativt estimeres til 12%. I analogi antar vi at gjennomsnittlig thallusstørrelse ved Nekkfallet hadde sunket til 84% i stedet for til 72% sammenlignet med 2022, og at gjennomsnittlig thallusstørrelse ved Eldåa hadde sunket til 82% i stedet for til 70% av størrelsen i 2022. Uansett tyder reduksjonen i størrelse på at laven har opplevd sub-optimale forhold på de to nye lokalitetene 2023. På de to lokalitetene Nekkfallet og Eldåa ble det brukt ca. 1 time på å søke etter nyetablerte thalli på nærliggende trærsgrener. Nyetablerte thalli ble ikke funnet på noen av lokalitetene.

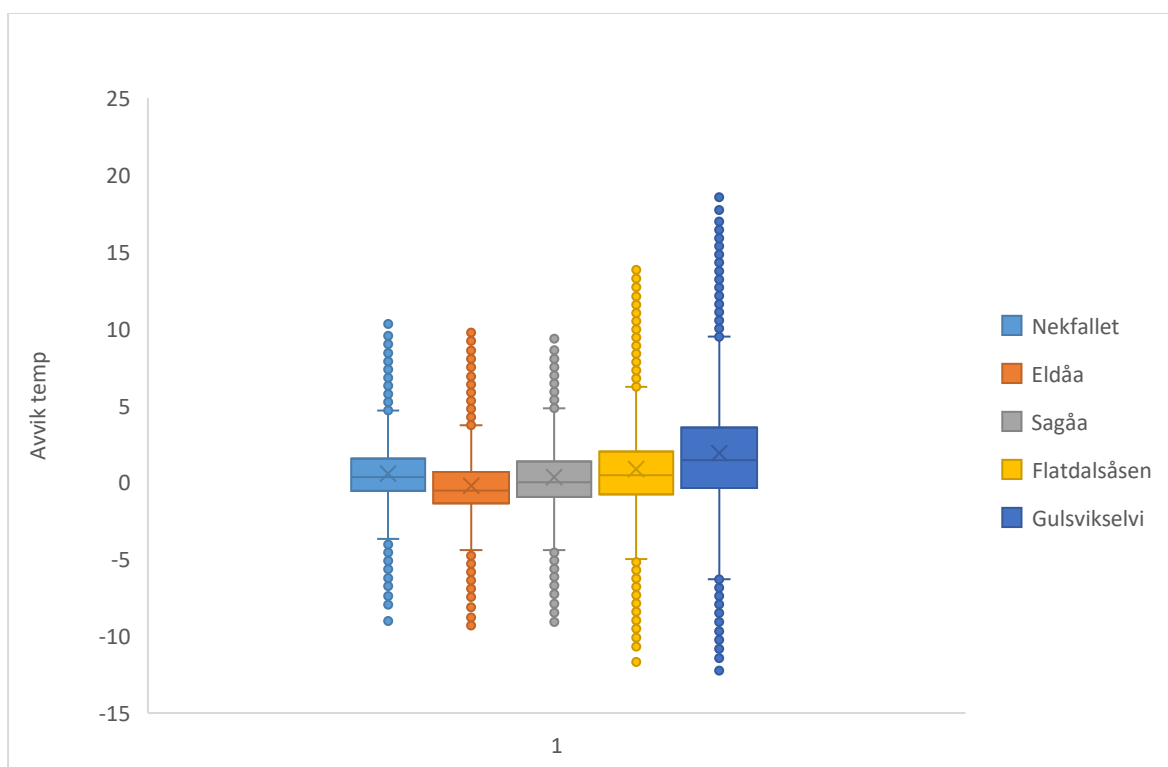
Vi har ikke funnet nyetablering på noen av de seks lokalitetene med translokerte thalli på nett og heller ikke ved Andfallet der små grener med thalli hadde blitt festet med tråd direkte på grener. De fleste av de festede grenene ved Andfallet hadde falt av, hvilket indikerer at denne metoden ikke er særlig egnet for bevaringsutsetting.

9.5.3 Klimavariabler

Middelverdi for relativ fuktighet ved Tegningfallet ble brukt som referanseverdi og avvik fra dette for hvert og en av de andre lokalitetene er illustrert i en box and whiskers plot (**Figur 9.6**). Variasjonen for temperatur mellom lokaliteter over samme periode vises i **Figur 9.7**.



Figur 9.6. Avvik fra relativ luftfuktighet ved Tegningfallet for fem andre lokaliteter august 2023 til juni 2024. Punkter i grafen representerer en måling i timen.



Figur 9.7. Avvik fra temperatur ved Tegningfallet for fem andre lokaliteter august 2023 til juni 2024. Punkter i grafen representerer en måling i timen.

9.5.4 pH og konduktivitet

Målingen av pH og konduktivitet viste at de fem nye lokalitetene ikke skilte seg markant ut fra Tegningfallet med unntak av Eldåa som viste lavere pH-verdi (**Tabell 9.5**). Dette indikerer at vi har truffet rett i vårt lokalitetsutvalg med bruk av tilstedeværelse av andre cyanolaver som indikatorer på gunstige forhold for translokasjon.

Tabell 9.5. Resultater av pH og konduktivitet målinger i fossevann og på grener på lokalitetene. Gjennomsnitt $\pm$ standard variasjon.

	Eldåa		Flatdalsåsen		Gulsvikselvi	
	Fossevann	Grener	Fossevann	Grener	Fossevann	Grener
pH middelverdi	6,38 $\pm$ 0,12	4,44 $\pm$ 0,43	7,19 $\pm$ 0,17	4,70 $\pm$ 0,09	6,52 $\pm$ 0,09	4,84 $\pm$ 0,27
Konduktivitet middelverdi	15,50 $\pm$ 0,50	889 $\pm$ 162,24	54,50 $\pm$ 2,06	1321 $\pm$ 71,47	9 $\pm$ 1,73	1301 $\pm$ 280,09
	Nekkfallet		Sagåa		Tegningfallet	
	Fossevann	Grener	Fossevann	Grener	Fossevann	Grener
pH middelverdi	5,53 $\pm$ 0,05	5,66 $\pm$ 0,15	7,23 $\pm$ 0,04	5,80 $\pm$ 0,33	6,43 $\pm$ 0,04	5,36 $\pm$ 0,10
Konduktivitet middelverdi	58 $\pm$ 7,48	1176,20 $\pm$ 206,26	27,8 $\pm$ 3,14	1281,20 $\pm$ 192,03	7,83 $\pm$ 2,54	1100,20 $\pm$ 317,17

9.5.5 Fotobionter

Vi fant frilevende cyanobakterier som morfologisk matcher med trønderlavens cyanobiont *Rhizonema interruptum* på tre lokaliteter (**Figur 9.8**). Nyetablering av trønderlav ble funnet ved Tegningfallet (**Tabell 9.6**) og ikke på resterende lokaliteter.



Figur 9.8. Mikroskopibilde av frittlevende blågrønnbakterier *Rhizonema* sp. på gren fra Tegningfallet under 400x forstørrelse. Foto: Mathias Andreassen/NINA.

Tabell 9.6. Resultat av søk etter *Rhizonema interruptum* og nyetablering av trønderlav.

Lokal	Nr.	<i>Rhizonema</i>	Nyetablering <i>Erioderma</i>
Eldåa	1210	0	0
Eldåa	1211	0	0
Eldåa	1212	0	0
Eldåa	1213	0	0
Eldåa	1214	0	0
Flatdalsåsen	1245	0	0
Flatdalsåsen	1246	0	0
Flatdalsåsen	1247	1	0
Flatdalsåsen	1248	0	0
Flatdalsåsen	1249	0	0
Gulsvikselvi	1250	0	0

Gulsvikselvi	1251	0	0
Gulsvikselvi	1252	0	0
Gulsvikselvi	1253	0	0
Gulsvikselvi	1254	0	0
Nekfallet	1205	0	0
Nekfallet	1206	0	0
Nekfallet	1207	1	0
Nekfallet	1208	0	0
Nekfallet	1209	1	0
Sagåa	1240	0	0
Sagåa	1241	0	0
Sagåa	1242	0	0
Sagåa	1243	0	0
Sagåa	1244	0	0
Tegningfallet	1201	0	0
Tegningfallet	1202	0	0
Tegningfallet	1203	1	1
Tegningfallet	1204	0	0
Tegningfallet	1217	0	0

9.6 Anbefalinger

9.6.1 Hva viser resultatene?

Overvåking

Populasjonen ved Tegningfallet omfatter totalt 4409 thalli på 19 trær. Nesten alle thalli hadde fruktlegemer (apothecier), noe som er typisk for arten. Populasjonen forekommer i et begrenset område og ikke over fire meter opp i trærne. Trønderlaven forekommer ikke i områder med mest fossesprut. Tilstedeværelse av mange små thalli indikerer god lokal reproduksjon og rekruttering. Populasjonen må anses å være stabil og uten større forandringer i overvåkingsperioden fra 2021 til 2024. Likevel er populasjonen isolert og svært sårbar overfor skogbrann, barkbilleangrep, redusert vannføring, stormfelling, skogbruk eller andre negative hendelser ved Tegningfallet som vil kunne føre til artens utryddelse i Norge og Europa.

Translokasjon

Trønderlaven er translokert til seks nye lokaliteter i tillegg til translokasjoner innenfor den opprinnelige lokaliteten. Tre translokasjoner ble utført i 2021 til lokaliteter i relativ nærhet av den opprinnelige lokaliteten, mens tre nye lokaliteter ble tilføyet i 2023, alle i Innlandet, Telemark og Buskerud fylker.

Utviklingen av thallusstørrelse for de translokerte individer startet med en innledende liten økning fra 2021 til 2022, mens den totale størrelsen på thalli ser ut til å ha blitt redusert med ca. 10-20% fra 2022 til 2024. Uansett tyder reduksjonen i størrelse på at laven har opplevd suboptimale vekstforhold på de nye lokalitetene. Thalli som hadde falt av eller blitt fragmentert understreker trenden ytterligere. Én thallus hadde falt av ved Tegningfallet, mens tolv hadde falt av ved Nekfallet og tre ved Eldåa fra 2021 til 2024. På de nyeste lokalitetene hadde 5 falt av på Flatdalsåsen, 8 på Gulsvikselvi og 9 på Sagåa. Om de tapte thalliene falt av fordi de døde og smuldret opp eller av andre årsaker er ikke kjent. De fleste av de festede grenene ved Andfallet hadde falt av, og det stilles spørsmålsteget ved om denne metoden (små grener med thalli festes med tråd direkte på grener) er særlig egnet for bevaringsutsetting.

Transplantasjonseksperimentene er ment å virke slikt at sporer sprer seg til andre grener og spirer der, et argument som også fremmes i Bolkan Ytterdahl & Gauslaa (2024). I samsvar med våre erfaringer konkluderer Bolkan Ytterdahl & Gauslaa (2024) med at det er avgjørende å identifisere steder hvor trønderlaven kan vokse raskt nok til å spre seg med sporer til nye passende greiner, før thalli løsner og faller på bakken. Vi har ikke funnet nyetablering på noen av de seks lokalitetene med translokerte thalli på nett, og heller ikke ved Andfallet. Det kan imidlertid ta noen år før nyetablerte thalli er store nok til å bli detekterte, og vi trenger sannsynligvis også lengre tid på hver lokalitet, alternativt flere innsamlete grener, for å finne disse små thalliene.

Måling av pH og konduktivitet viste at de fem nye lokalitetene ikke skilte seg markant ut fra Tegningfallet med unntak av Eldåa som viste noe lavere pH-verdier. Dette kan tyde på at det er gode forhold for laven på lokalitetene. Sammenlignet med Bolkan Ytterdahl & Gauslaa 2024 (pH: $4,5-4,32 \pm 0,7$) hadde vi i gjennomsnitt en noe høyere pH-verdi på våre grener. pH på grener ved Tegningfallet ligger i det høyere sjiktet med en verdi på $5,36 \pm 0,10$. Samtidig er også våre pH-målinger av fossevann interessante: Flatdalsåsen og Sagåa ligger noe høyere enn Tegningfallet, Nekfallet litt lavere mens Eldåa og Gulsvikselvi ligger på omtrent samme nivå som Tegningfallet.

9.6.2 Hva betyr resultatene for bevaringsutsetting av trønderlav?

Forsøkene har så langt fokusert på å måle lavens overlevelse og tilvekst på forskjellige lokaliteter, og å knytte disse responsvariablene til miljøet på lokalitetene. For å kunne måle thallusstørrelse hvert år har thalliene vært festet på netting. Denne metoden er ikke utarbeidet for å studere bevaringsutsetting av thalli. Thalliene på nett viste lite tilvekst i perioden 2021-2024 og en årsak til fraværet av tilvekst kan være at thalli av trønderlav allerede har oppnådd en maksimal utvokst størrelse, da det blebrukt thalli som allerede hadde falt til bakken på den opprinnelige lokaliteten.

Translokering av thalli av trønderlav er trolig vanskeligere enn det er for mange andre lavarter, av ulike grunner:

- Thalli er festet til tynne grener av gran som i naturen blir hurtig nedbrutt etter at de er falt av. Disse grener er derfor ikke et stabilt substrat for overføring til nye lokaliteter. Denne metoden ble testet ved Andfallet med lite suksess.
- Laven har ikke vegetativ formering og egner seg derfor ikke like godt som f.eks. lungenever, *Lobaria pulmonaria*, for fragmentering.
- De tynne grenene arten vokser på egner seg dårlig for etablering av fragmenterte thalli da fragmentene lett vil falle av.

Trønderlav har blitt påvist i noen grad å kunne tilpasse seg forskjellige forhold ved korttidsforsøk (Bolkan Ytterdahl & Gauslaa 2024). Samtidig bør lokasjoner for bevaringsutsetting være så like som mulig på Tegningfallet. Her kommer innsamling av klimadata inn og fremtidige analyser av disse blir viktige for utvalgelse av egnede lokaliteter. Våre klimadata har bl.a. vist at det var lavere relativ luftfuktighet ved Sagåa, at den kjøligste lokaliteten var Eldåa og den varmeste Gulsvikselvi. For å vurdere effekten av variasjon i klima- og øvrige miljøvariabler (inkl. fremtidig innkommende lysverdier) bør disse testes i en felles statistisk modell med tilvekst som responsvariabel.

9.6.3 Status og anbefalinger for videreføring av program for bevaringsutsetting av trønderlav

Anbefalinger om paringstyper, DNA og populasjonsgenetikk

I rapporten «Bevaringsutsetting av truede arter med utkast til nasjonale retningslinjer» vektlegger Tingstad & Endrestøl (2021) undersøkelse av de populasjonsgenetiske forutsetningene i forkant

av bevaringsutsetting for å få basiskunnskap om variasjonen hos det materialet som skal brukes og eventuelle forskjeller mellom genotyper i lokal tilpasning. Dette må gjennomføres ved sekvensering av hele genomet eller utvalgte markører (i det minste strekkode markøren ITS) hvorved også eldre harbariematerialer fra andre populasjoner (Trøndelag, Sverige) bør inkluderes. Morfologien til thalliene fra den norske populasjonen skiller seg fra populasjonen i Newfoundland (de er tynnere), og det foreligger også økologiske forskjeller i habitatvalg, mens genetiske forskjeller mellom de to populasjonene har ikke blitt studert. Å inkludere material fra disse i for undersøkelser vil også være av betydning for å kunne vurdere populasjonens status og verdi.

Paringsystemet for trønderlaven bør også undersøkes ytterligere. Den rikelige og jevnlige apothecieproduksjonen kan tyde på at arten er homotallisk, hvilket vil si at mycobionten kan være selvfruktbar. Men hvis den ikke er det, er det av stor betydning å transplantere flere kompatible paringstyper for å muliggjøre etableringen av en ny populasjon. Rendyrkning av mycobionten vil muliggjøre studier av paringsystemet for arten. Alternativt er det mulig å genom-sekvensere og annotere mycobionten for å siden amplifisere paringstype-loci med PCR og Sanger sekvensering. Dessverre er denne fremgangsmåten relativt kostbar.

Rendyrkning av mycobionten vil sikre fremtidig referansemateriale av trønderlavens genetiske informasjon ved sekvensering. Rendyrkning er ikke en absolutt nødvendighet for sekvensering, men sikrer en ren prosess og styrker grunnlaget for en suksessfull DNA-isolasjon. En rendyrket kultur bør innlemmes i et internasjonalt fungarium, og dermed i seg selv fungere som et referansemateriale og muliggjøre fremtidig genetiske og dyrkningsmessige undersøkelser. Regioner slik som SSU, LSU, TEF-1, RPB2 og TUB bør også vurderes sekvensert. Det finnes svært lite referansemateriale av arten i internasjonale databaser noe som vanskeliggjør økologisk arbeid med for eksempel populasjonsøkologiske studier.

For trønderlav er det ikke kun mycobionten som er viktig som referansemateriale for videre studier, men også cyanobionten. Derfor bør identiteten av den formodet, frilevende, *Rhizonema interruptum* fra lokalitetene prøves med hjelp av rendyrkning og sekvensering for sammenligning med lavens cyanobiont. Dette kan gjøres ved å amplifisere identifiseringsregionen RuBisCo rbcL og rbcX (rbcLX) og sammenligne DNAet fra begge parter, samtidig med at man sammenligner regionen med internasjonalt materiale som allerede er representert i GenBank. Samtidig er det også hensiktsmessig å isolere ytterligere en region «the small subunit rDNA, 16S» for sikker sammenligning av symbiontens slektskap i et større hele. Masumoto & Williams (2022) viser til at *Rhizonema* isolert fra *Erioderma pedicellatum* egentlig ser ut til å være søsterart til *Rhizonema interruptum* og det er mulig at cyanobionten i trønderlaven dermed er en egen ubeskrevet art. I den ovenfornevnte publikasjonen beskrives også metode for rendyrkning og sekvensering av cyanobionten.

Det anbefales at Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting (Miljødirektoratet 2023) følges samt at det bør ligge til grunn en finansiering som sikrer utsettingsprogrammet i hele prosjekt-perioden inkludert planlegging og gjennomføring til endt overvåking (Tingstad & Endrestøl 2021). Utsettinger skal kun skje der artens krav til livsmiljø er dokumentert tilfredsstillt og vernet for framtida.

Protokollen for bevaringsutsetting er framstilt som flytdiagram i **Figur 9.9**.

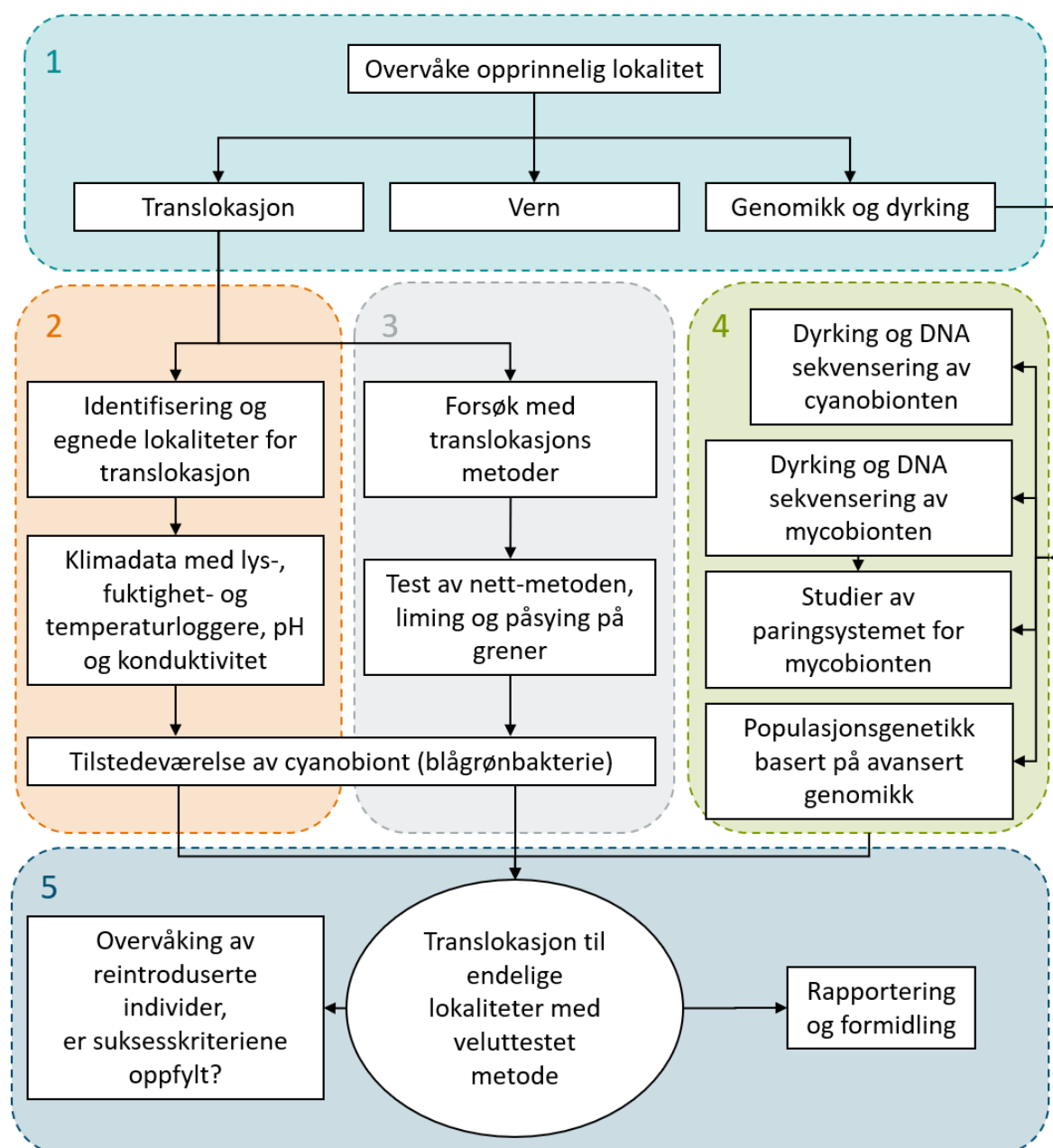
Anbefalinger om videreføring av prosjektet på kort sikt – 2025

- Overvåking ved Tegningfallet bør videreføres samtidig som man fortsetter billedtakning av thalli på nett og innhenter data fra dataloggere. Om klimadatainnsamling skal fortsettes ytterligere et år, bør batteri på de eldste loggere vurderes byttet.
- Søke etter nyetablering av thalli på samtlige lokaliteter med søk på minimum en time per lokalitet.

- Arbeid med sammenstilling av klimadata og thallusstørrelse og testing igjennom statistiske analyser bør skje etter innsamling av de siste nødvendige klimadata i feltsesong 2025.
- Kultivering og DNA sekvensering av cyanobionten (regioner: RuBisCo, 16S)
- Kultivering og DNA sekvensering av mykobionten (regioner: ITS som minimum)
- Studier av paringssystemet for mycobionten, om kultiveringen er suksessfull.
- Semipermanent translokasjon av trønderlav bør gjennomføres med test av translokasjon ved å lime på thalli på levende grangrener (translokasjonsanbefaling fra Bolkan Ytterdahl & Gauslaa 2024, etter en siste bildedokumentasjon (etter søknad om forlengelse av eksperimentet fra grunneiere).

På lengre sikt – oppstart etter 2025

- Utføre en ny translokasjon med nye thalli på nett på de to meste egnede lokaliteter. Dette for å teste utvikling av thallusstørrelse med den mer presise veiings- og fotografimetoden (inntak av thalli til laboratorie årlig, for å tilbakeføre disse til felt igjen etterpå (Bolkan Ytterdahl & Gauslaa 2024). Analyser og konklusjoner av thallusstørrelse og klimadata må foreligge før dette gjøres.
- Test av paringssystem og arbeid med populasjonsgenetikk basert på mer avansert genomikk.



Figur 9.9. Program for bevaringsutsetting av trønderlav. 1. overvåking og tiltak, 2. Identifisering av egnet lokalitet for translokasjon, 3. Forsøk med translokasjons metoder, 4. Genomikk, 5. Ønsket slutt-resultat. Figuren er tilpasset fra Roos et al. (2023b) og Reiter et al. (2016).

10 Trøndertorvmose

10.1 Innledning

Trøndertorvmose (**Figur 10.1**) er en endemisk art for Norge. Den finnes nord i Trøndelag i kommunene Grong, Høylandet, Namsos, Overhalla, Steinkjer, Snåsa og Verdal. Arten er i dag kjent fra mer enn 25 lokaliteter, med funn av flere nye lokaliteter etter 2019. På Norsk rødliste for arter er den vurdert som sterkt truet (EN, Høitomt et al. 2021), og den er en prioritert art (Klima- og miljødepartementet, 2015). Trøndertorvmose ble vurdert etter Rød til grønn-metoden i 2023 (Kyrkjeeide et al. 2023). To aktuelle tiltak ble foreslått for arten: restaurering av grøft ved Latmyrbukta og utsetting av arten i Snåsa dersom del-populasjonen går tapt. Første tiltak kan øke antall individer av trøndertorvmose i Latmyrbukta, men vil ha liten effekt på forekomsten og utbredelsen av trøndertorvmose totalt sett, fordi den finnes rikelig i området. Økt antall individer som følge av første tiltak, vil dermed ikke redusere artens risiko for å dø ut. Derimot kan det bli aktuelt å reetablere arten i Snåsa, fordi dette er en utkantlokalitet hvor arten har gått tilbake og nesten forsvunnet. Basert på observasjoner ser det ut til at arten har gått tilbake fra 2009 til 2016. Vekstmålinger viser også at individer på denne lokaliteten har lavere vekst enn i kjerneområdet til arten (Hassel et al. 2020). Arten har blitt overvåket i to fastruter i Snåsa med undersøkelse i 2016 og 2021 (data ikke analysert). Dersom arten forsvinner helt, blir utbredelsesområdet til arten vesentlig mindre. En vellykket reetablering vil imidlertid føre til at utbredelsesområde opprettholdes.



Figur 10.1. Trøndertorvmose i matter (venstre, foto: Fia Bengtsson/NINA) under kraftledning (høyre, foto: Magni Olsen Kyrkjeeide/NINA) ved Kaldal, Namsos.

10.2 Formål med delprosjektet

Formålet med dette delprosjektet er å bruke eksisterende litteratur til å foreslå en protokoll for bevaringsutsetting for trøndertorvmose og undersøke om innsamlede individer av trøndertorvmose kan oppformeres i veksthus.

10.3 Bevaringsutsetting

Bevaringsutsetting har etter hvert blitt et forvaltningstiltak som benyttes for å opprettholde eller styrke populasjoner av truede arter. Tingstad & Endrestøl (2021) oppsummerer prinsipper og vurderinger for bevaringsutsetting, som også bør følges ved bevaringsutsetting for trøndertorvmose. Her er det et konkret forslag om å reetablere arten i Snåsa dersom det viser seg at den har gått ut her. Arten vil dermed reetableres på en allerede kjent lokalitet. Vi vurderer det som best å oppformere trøndertorvmose i veksthus for å begrense innsamlingen av arten. Ved bevaringsutsetting bør genetisk variasjon og struktur i arten vurderes når kildepopulasjon skal bestemmes, for å blant annet best mulig ivareta genetisk mangfold og unngå innnavlsdepresjon. For reetablering av trøndertorvmose i Snåsa vil det være ideelt å sette ut individer som er genetisk like dem som var på lokaliteten. En genomisk analyse av trøndertorvmose viser derimot at det ikke finnes genetisk variasjon innen arten i hele dens utbredelse (resultater ikke publisert), og dermed ingen genetisk struktur. Individer til reetablering kan derfor samles hvor som helst, og da fortrinnsvis fra en populasjon (lokalitet) hvor det er rikelig med skudd.

Det finnes få truede torvmoser og få forsøk på å oppformere og sette ut torvmose med et bevaringsformål. Derimot er det mange eksempler og god kunnskap om revegetering av degradert myr, hvor målet er å gjenetablere et torvmosedekke, men ikke spesifikke arter. De fleste eksemplene er fra myrer med tidligere torvuttak, hvor substratet er bare torv, med flere håndbøker som beskriver fremgangsmåte (Joosten 2021, Quinty et al. 2020). I tillegg finnes eksempler fra restaurering av myr etter brann (Gage et al. 2024). For å finne en bra metode for å transplantere trøndertorvmose, kan vi bruke prinsippene fra myrrestaurering. Men, forutsetningen for overlevelse er annerledes på en bar torvflate eller en brannflate, enn på et underlag som allerede har et tett vegetasjonsdekke som er tilfelle for lokalitetene aktuelle for transplantasjon av trøndertorvmose. Dette gir konkurranse fra andre arter, men det er også lettere å holde fuktigheten høy i transplantert materiale. I økologiske studier benyttes av og til transplantasjonsforsøk, hvor arter flyttes fra et naturlig miljø til et annet.

Det er spesielt to utsettingsteknikker som har blitt benyttet i revegetering av torvmoser i myrrestaurering: 1) strø ut torvmosefragmenter eller 2) sette ut plugger (små tuer) av torvmoser. En viktig erfaring fra mange studier er at de viktigste faktorene for suksess er å holde fragmentene eller skuddene fuktige. I Trøndelag er det generelt mye nedbør og høy luftfuktighet, noe som vil kunne bidra til at utsetting kan fungere. Flere forsøk viser at plugger av torvmoser raskere gir et torvmosedekke, men det krever mer materiale (Gage et al. 2024). Selv om trøndertorvmose muligens sprer seg med fragmenter, antar vi at den vil klare seg bedre ved en utsetting dersom vi benytter plugger. Dette gir flere skudd som kan tåle konkurranse fra andre arter bedre, og holder på mer fuktighet. Dessuten kan det være at spredning med fragmenter krever en forstyrrelse, for eksempel ett elgråkk, for at etablering skal være vellykket. Dette er imidlertid ikke studert.

Anbefalinger for bevaringsutsetting av trøndertorvmose

Følgende metode anbefales til videre arbeid med bevaringsutsetting av trøndertorvmose:

- Vi anbefaler å transplantere minimum 10 plugger på lokaliteter aktuelle for bevaringsutsetting. Pluggene bør bestå av ca. 20-30 skudd av trøndertorvmose.
- Skuddene bør oppformeres i veksthus fra en mindre mengde material på forhånd for å begrense innsamlingen.
- Pluggene bør settes godt ned i mosematten på lokaliteten.

- Dekning av pluggene bør registreres ved utsetting for at tilvekst kan måles over tid.

Det er viktig å evaluere metoden ettersom det tilsynelatende ikke finnes tidligere studier av transplanterte, truede torvmoser. Ved gjennomført overvåkning kan resultatet av bevaringsutsettingen bidra til kunnskap som kan være anvendbar fortsatt for trøndertorvmose, men også for andre torvmosearter i framtida og på andre steder.

Det anbefales i tillegg å bruke ruteanalyser i overvåkingen for å overvåke effekten. Dette kan gjøres ved å plassere en 50 × 50 cm rute (som er samme størrelse som brukes i overvåking av trøndertorvmose) over pluggen, med pluggen i midten av ruta. Deretter bør dekingen av det transplanterte materialet estimeres annet hvert år for å måle suksess. I tillegg bør det innen småruter (16) registreres om arten forekommer eller ikke, for å vurdere om den sprer seg fra pluggen. Transplantasjonen bør skje fortrinnsvis på høsten, eventuelt tidlig på våren, og ikke på sommeren for å unngå uttørking i etableringsfasen. Registrering av deking bør skje i slutten av vekstsesongen, i september.

En bestand regnes som etablert når arten produserer fruktbare avkom (Miljødirektoratet 2023) eller etter minst fem år etter introduksjon (Artsdatabanken 2020). Trøndertorvmose er så langt ikke observert med sporofytter, dvs. kjønnnet formering. Det er derfor enklere å benytte fem år etter introduksjon som mål på etablering. Dersom trøndertorvmose finnes i samme omfang som ved utsetting eller har økt, kan vi anta at arten er etablert.

10.4 Oppformering i veksthus

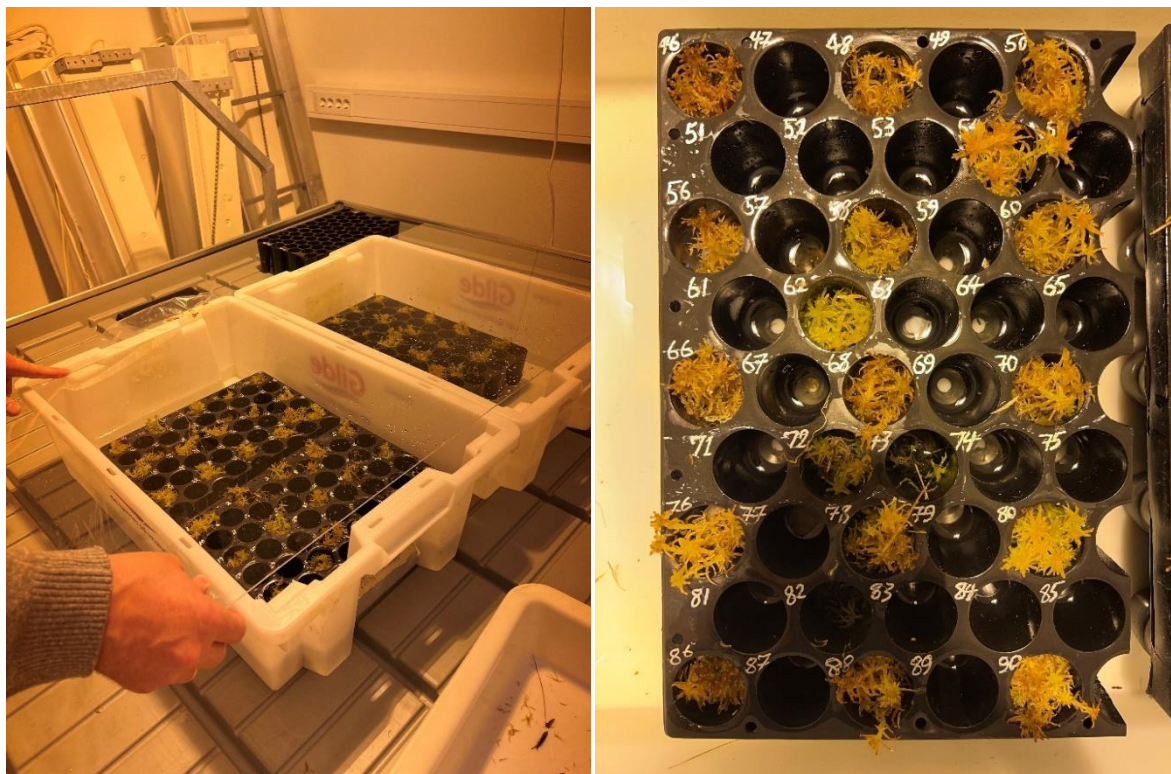
For å samle individer til bevaringsutsetting på en skånsom måte, undersøker vi om arten kan oppformeres i veksthus. Dette gir oss svar på hvor lenge vi kan opprettholde individer i veksthus og hvor mye plantemateriale vi kan oppformere til bevaringsutsetting. Dersom tilveksten er dårlig og plantene mistrives, vil vi avslutte lab-opppformeringen og fryse plantene til eventuell utsetting på et senere tidspunkt. Dersom oppformeringen er vellykket, vil det begrense behovet for å samle inn individer i felt til eventuell utsetting.

Skudd av trøndertorvmose ble samlet fra den nyoppdagede lokaliteten i Kaldal, Namsos kommune. Her står det rikelig av arten på flere myrer og i rene matter under ei kraftgate i hellende, vått terreng (**Figur 10.1**). Om lag 350 skudd ble samlet i felt og oppbevart i plastpose i kjøleskap i 10 dager før de ble plassert i vekstroom.

I vekstroommet ble torvmoseskuddene fordelt i tre vekstbrett i 63 grupper på 4-10 skudd (**Figur 10.2**). De tre vekstbrettene ble plassert i større brett med 5 cm vann i bunnen, og skuddene ble dusjet vann fra en sprayflaske hver 3-4 dag for å skylle vekk reststoffer som hopper seg opp på skuddene, samt for å gi ekstra fuktighet til torvmosehodene. Over brettene ble det plassert et gjennomsiktig pleksiglass for å hindre avdamping og holde stabil, høy luftfuktighet. For å sørge for god sirkulasjon av luft og unngå overopphetning under pleksiglasset, ble det plassert med gliper mellom glass og brett. Brettet ble plassert under vekstlampe med lysintensitet på 90 ± 21 (SD) $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, i 16 og et lysregime med 12 timer lys og 12 timer mørke (Yousefi et al. 2017). Temperaturen ble satt til den laveste mulige temperaturen i vekstroommet som tilsvarer 16°C og luftfuktigheten er 75%.

Antall torvmosehoder (capitula) ble telt 29. oktober, omtrent 1 måned etter at de ble plassert i veksthus. Totalt ble det telt 353 capitula. Andre telling av skuddene ble gjennomført 26. november og det totale antallet var 386. Det var ingen stor forskjell i antall hoder fra oktober til november (33), men økningen tyder på at noen skudd er i ferd med å doble seg eller at skudd som har manglet capitulum er i ferd med å utvikle dette. Ved telling tar vi bilde av brettene som senere kan brukes til å utføre bildeanalyse for å se hvor mye av overflaten av brettet trøndertorvmose dekker over tid. Det er ennå for tidlig å si noe om oppformering vil fungere. Neste telling vil

gjennomføres i slutten av januar. Dersom plantene fortsatt ser ut til å trives i veksthuset på dette tidspunktet, vil vi fortsette eksperimentet og gjøre en ny telling i slutten av mars.



Figur 10.2. Skudd av trøndertorvmose er satt i grupper på 4-10 individer på vekstbrett i vekstroom (venstre). Oppformering av individene undersøkes ved å telle antall skudd i hver gruppe over tid (høyre). Foto: Fia Bengtsson/NINA

10.5 Forslag til protokoll for bevaringsutsetting

Protokollen for bevaringsutsetting av trøndertorvmose er tredelt og følger prinsippene i Miljødirektoratets veiledning for bevaringsutsetting (Miljødirektoratet 2023). Protokollen er framstilt som flytdiagram i **Figur 10.3**. I flytdiagrammet er det angitt et steg 4 som ikke er listet under. Dette er det samme som siste punkt i steg 3, og omfatter overvåking av lokaliteten for å følge med på utviklingen av populasjonen. Trøndertorvmose har ikke basisovervåking, men etablering av overvåking er gjort på noen få lokaliteter. Det har så langt vært gjentak av overvåkingen i 2016 og 2021. Neste gjentak bør derfor gjennomføres i 2026.

Steg 1: Avgjøre om reetablering er nødvendig på kjent forekomstlokalitet

- Undersøke om det fortsatt er trøndertorvmose på aktuell lokalitet. Dette gjøres ved å dekke et større område av en kjent forekomst, gå sakte og systematisk gjennom området for å se etter trøndertorvmose. Dersom ingen funn blir gjort, kan vi anta at arten har forsvunnet fra lokaliteten.
- Vurdere om det er påvirkningsfaktorer på lokaliteten som må avbøtes.
- Avgjøre om arten skal reetableres.

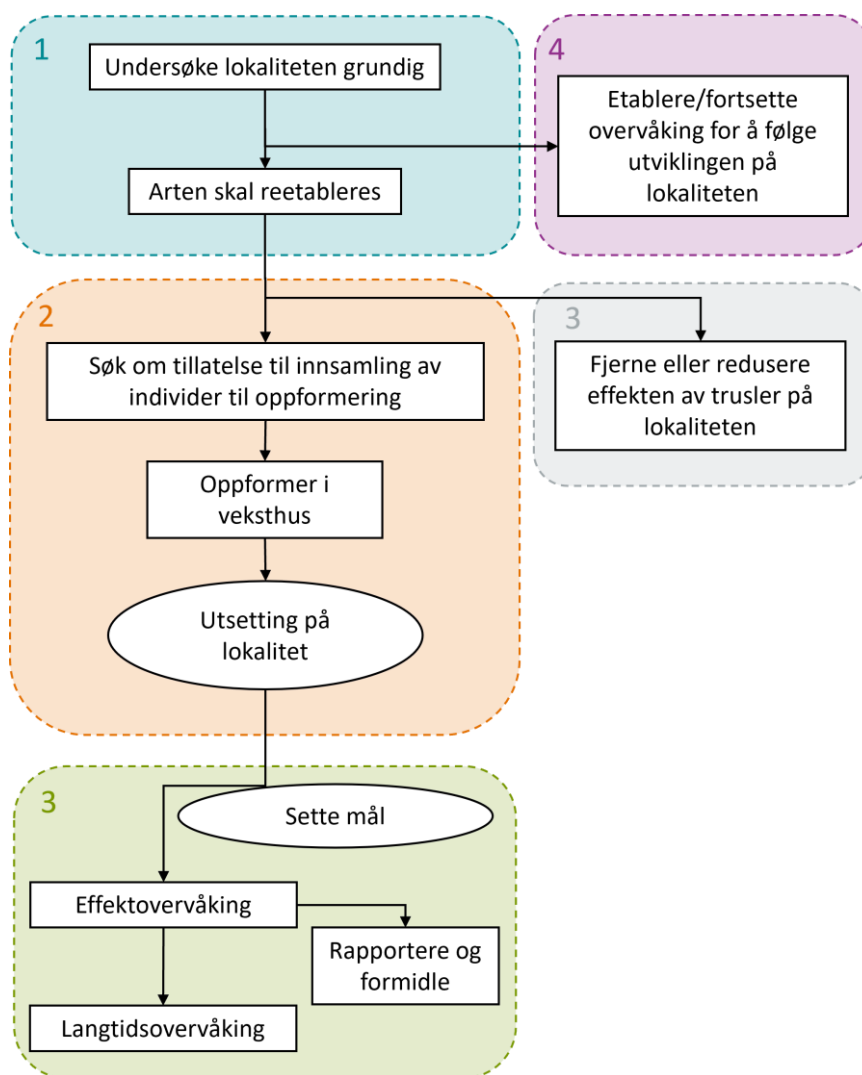
Steg 2: Planlegge og gjennomføre bevaringsutsetting

- Søke om tillatelse til å samle inn trøndertorvmose til oppformering.

- Samle inn skudd av trøndertorvmose på høsten året før reetablering. Skuddene oppfores i veksthus.
- Fjerne kjente trusler.
- Sette ut trøndertorvmose på aktuell lokalitet i september året etter innsamling (eventuelt i mai/juni, dvs. så tidlig som mulig etter at snøen har smeltet). Arten settes ut som plugg i torvmosematter på lokaliteten. Minimum 10 plugg med omtrent 20-30 skudd i hver plugg.

Steg 3: Overvåke effekten

- Sette mål: F. eks. trøndertorvmose er levedyktig, og dekingen har økt fem år etter utsetting.
- Undersøke om arten reetableres gjennom effektovervåking: Ruteanalyse annet hvert år. Første gjentak gjøres etter første vekstsesong i september (utsetting i mai/juni), andre gjentak i september i år tre og siste gjentak i september i år fem.
- Effekten av tiltaket rapporteres.
- Langtidsovervåking: Bestanden overvåkes hvert femte år dersom den er etablert.



Figur 10.3. Flydiagrammet viser stegene som bør følges ved bevaringsutsetting av trøndertorvmose (*Sphagnum troendelagicum*). Figuren er tilpasset fra Roos et al. 2023b og Reiter et al. 2016.

10.6 Anbefalinger

Reetablering vurderes som den mest aktuelle formen for bevaringsutsetting av trøndertorvmose. Den kjente utbredelsen til arten har blitt utvidet de siste årene, med funn av arten på nye lokaliteter. Det er ikke per nå aktuelt å utvide utbredelsesarealet eller øke antall forekomster innenfor kjent utbredelse, men reetablering på allerede kjente forekomster kan være aktuelt dersom arten forsvinner på disse. Dette gjelder særlig lokaliteten i Snåsa, som har hatt observert tilbakegang. Denne lokaliteten er i utkanten av utbredelsesområdet og bør derfor opprettholdes. Lokaliteten på Fosnes i Namsos er en annen utkantforekomst, som kan være aktuell for reetablering om arten forsvinner herfra.

Før en eventuell reetablering iverksettes, bør lokaliteten i Snåsa undersøkes grundig. Gjentak av overvåking bør gjennomføres på lokaliteten i 2026, dersom den etablerte overvåkingen følges opp med gjentak hvert femte år. Gjentak av overvåking kan kombineres med en grundig undersøkelse av en større del av lokaliteten for å kartlegge om arten er til stede her eller ikke. Hvis trøndertorvmose ikke lenger er å finne her, bør reetablering iverksettes og foreslått protokoll testes. Erfaringer fra uttesting av protokoll bør brukes til å justere protokollen før videre bruk.

11 Oppsummering og anbefaling for videre arbeid

Denne rapporten sammenstiller overvåking av effekter av tiltak for åtte arter og en naturtype:

1. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone
2. Dragehode
3. Honningblom
4. Elvesandjeger
5. Stor elvebreddedderkopp
6. Prikkroutevinge
7. Klippeblåvinge
8. Trønderlav
9. Trøndertorvmose

Det er ulike problemstillinger knyttet til kunnskap om effektene av aktuelle tiltak, og overvåkingen er på ulike stadier med hensyn til å si noe om effektene. I tillegg er delprosjektene i varierende grad avhengig av før-etter- eller kontroll-behandlingsforsøk. Status for effektovervåking hver av artene og naturtypene oppsummeres under:

- Reintroduisering av trøndertorvmose er i planleggingsfasen og denne rapporten oppsummerer status for en pilot på oppformering av arten i drivhus samt et forslag til protokoll og anbefalinger for framtidig reetablering i felt.
- Tiltakene for åpen grunnlendt kalkmark, dragehode og prikkroutevinge er først påbegynt i 2022 eller 2023, og resultatene så langt reflekterer først og fremst at tiltakene er gjennomført, mens mer langsiktig overvåking er nødvendig for å fastslå effekten på forvaltningsartene og biologisk mangfold.
- Overvåking og transplanteringsforsøk for trønderlav har foregått siden 2021. Sjansen for vellykket forvaltning og translokasjon av arten vil øke som følge av utvikling av metodikk for å definere egnethet av lokaliteter, å finne ytterligere egnede lokaliteter og å teste bevaringsutsetningsmetodikk presentert i denne rapporten.
- Overvåking av elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp har foregått siden 2015 og skjøtsel ble igangsatt i 2020. Resultatene viser at rydding av fremmede arter bidrar til habitatets egnethet for begge artene. Effektovervåkingen kan med fordel også inkludere variabler som beskriver habitats egnethet for begge arter.
- Overvåkingen av honningblom har foregått siden 2014 men siden arten er så sjelden, har det ikke vært aktuelt å utføre kontroll-behandlingsforsøk for å sammenligne effekten av ulike skjøtselstiltak. Bestandsutviklingen så langt ser imidlertid ut til å bekrefte at tiltakene er tilstrekkelig for å opprettholde dagens bestander. Denne rapporten og utvidelsesprosjektene (Roos et al. 2023b, Roos et al. 2024) har de siste årene utvidet kunnskapen om artens økologiske behov, og dette er et viktig grunnlag for videre arbeid mot bevaring av arten.
- Overvåkingen av klippeblåvinge har foregått siden 2010 men denne dataserien kan i mindre grad kobles til gjennomførte forvaltningstiltak. Med nylig bevaringsutsettelsen av arten i Fredrikstad kommer imidlertid et sterkt behov for systematisk overvåking de neste årene. I tillegg er det startet et arbeid med å kartlegge artens potensielle utbredelse som har bidratt til kunnskapen om artens økologiske behov.

For å nå Norges ambisiøse mål om å stanse tapet av biologisk mangfold vil det kreves et betydelig løft i antallet restaurerings- og skjøtselstiltak som gjennomføres for flere trua arter og naturtyper. Vi mener det er urealistisk at alle tiltak følges opp med optimalovervåking, men det bør i det minste dokumenteres hvor, hvordan og når tiltakene gjennomføres – og en eller annen form for kontroll som kan dokumentere hvorvidt tiltakene har hatt den ønskede effekten.

Delprosjektene i denne rapporten er viktige pilotprosjekter og vil fortsette å bidra til metodeutvikling som sikrer mest mulig effektiv overvåking av tiltak for trua natur.

NINA har i tidligere rapporter gitt anbefalinger om å utarbeide mal for dokumentasjon av restaurerings- og skjøtselstiltak fordi kunnskapen om hvilke tiltak som gjennomføres i Norge, hvor og hvordan, i liten grad er systematisert (Roos et al. 2023a). Entandardisert mal kan knyttes til en database/innsynsløsning som vil sikre gode informasjonsprosesser mellom ulike forvaltningsaktører og forskningsmiljøene, og sikre at det gis oversikt over tiltakene som er gjennomført og skal gjennomføres. Nye effektovervåkingsprosjekter som starter opp, som de for trønderlav og trøndertorvmose i denne rapporten, bør legge til rette for en god samordning, planlegging og datainnsamling før tiltak gjennomføres. Dette vil sikre at overvåkingen gjør størst mulig bidrag til kunnskapsgrunnlaget for arten eller naturtypen framfor prosjekter hvor det forsøkes å koble overvåking på pågående tiltak (Evju et al. 2022b).

Bevaringsutsetting, som forsterkning av eksisterende populasjoner, på lokaliteter hvor forvaltningsarten har gått ut eller på nye lokaliteter, vil bli aktuelt for stadig flere arter. Bevaringsutsetting er ikke uten risiko. Vil for eksempel høsting fra eksisterende populasjoner og homogenisering av genetisk materiale kunne ha uante effekter på den opprinnelige bestanden, eller på andre arter på samme lokalitet? (Tingstad & Endrestøl 2021). De samme utfordringene gjelder for øvrig revegetering når frø eller torv er innhentet utenfor lokaliteten der tiltakene gjennomføres. Kravet for grundig innhenting av kunnskap før bevaringsutsetting gjennomføres bør derfor være høyt. Bevaringsutsetting er relevant for mange av delprosjektene (honningblom, klippeblåvinge, trønderlav og trøndertorvmose) og kunnskapsgrunnlaget er per nå trolig best dokumentert for honningblom. Retningslinjene Miljødirektoratet (Miljødirektoratet 2023) har utviklet basert på NINAs tidligere arbeid (Tingstad & Endrestøl 2021) er et viktig verktøy og vi anbefaler i det sterkeste at de brukes i framtidig bevaringsutsetting.

12 Referanser

- Aas, T. 2024. Tiltak klippeblåvinge 2024. Statsforvalteren i Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus. Notat. 5 s.
- Andersen, J. 1984. Gaula, et vassdrag med en unik elvebreddfauna. Insekt-Nytt 9 (1): 21–27. http://www.entomologi.no/journals/insektnytt/1984/IN_09_01_1984.pdf
- Andersen, J. & Hanssen, O. 1994. Invertebratfaunaen på elvebredder – et oversett element. 1. Biller (Coleoptera) ved Gaula i Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 326: 1–23. <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/oppdragsmelding/326.pdf>
- Artsdatabanken 2018a. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Artsdatabanken 2018b. Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Artsdatabanken. 2020. Veileder til rødlistevurdering for Norsk rødliste for arter 2021. Versjon 2.2.5.1 februar 2020.
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/>
- Artsdatabanken 2023. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023. <https://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023>
- Bellis, J., Osazuwa-Peters, O., Maschinski, J., Keir, M.J., Parsons, E.W., Kaye, T.N., Kunz, M., Possley, J., Menges, E., Smith, S.A., Roth, D., Brewer, D., Brumback, W., Lange, J.J., Niederer, C., Turner-Skoff, J.B., Bontrager, M., Braham, R., Coppoletta, M., Holl, K.D., Williamson, P., Bell, T., Jonas, J.L., McEachern, K., Robertson, K.L., Birnbaum, S.J., Dattilo, A., Dollard Jr., J.J., Fant, J., Kishida, W., Lesica, P., Link, S.O., Pavlovic, N.B., Poole, J., Reemts, C.M., Stiling, P., Taylor, D.D., Titus, J.H., Titus, P.J., Adkins, E.D., Chambers, T., Paschke, M.W., Heineman, K.D. & Albrecht, M.A. 2024. Identifying predictors of translocation success in rare plant species. Conservation Biology 38: e14190. <https://doi.org/10.1111/cobi.14190>
- Bengtson, R., Olsen, K.M. og Endrestøl, A. 2024. Prikkrutevinge *Melitaea cinxia* i Norge – vurdering av lokaliteter og bevaringsutsetting som tiltak for arten. Biofokus rapport 2024-107. Stiftelsen Biofokus, Oslo.
- Bjureke, K. & Bredesen, B. (2005). Utplanting av dvergtistel *Cirsium acaule* på øya Padda, Oslo. Blyttia 63: 35-37.
- Bolam, F.C., Ahumada, J., Akçakaya, H.R., Brooks, T.M., Elliott, W., Hoban, S., Mair, L., Mallon, D., McGowan, P.J., Raimondo, D., Rodríguez, J.P., Roe, D., Seddon, M.B., Shen, X., Stuart, S.N., Watson, J.E. & Butchart, S.H. 2023. Over half of threatened species require targeted recovery actions to avert human-induced extinction. Frontiers in Ecology and the Environment 21(2): 64-70. <https://doi.org/10.1002/fee.2537>
- Bolkan Ytterdahl V., Solhaug, K.A. & Gauslaa, Y. 2024. Growth and acclimation dynamics in reintroduced *Erioderma pedicellatum* (Hue) P.M.Jørg., a critically endangered cyanolichen in boreal rainforest. Flora. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2024.152624>
- Brynjuvlsrud, J.G. & Nilsson, A. 2024. Kartlegging av lav og moser på Nakkholmen og Bleikøya. Kunnskapsgrunnlag i forbindelse med bekjempelse av fremmede arter på øyer i Oslo kommune. Biofokus rapport 2023-077. Stiftelsen Biofokus. Oslo. <https://lager.biofokus.no/biofokus-rapport/biofokusrapport2023-077.pdf>
- CBD 2022. Conference of the parties to the convention on biological diversity: The Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. <https://www.cbd.int/doc/c/e6d3/cd1d/daf663719a03902a9b116c34/cop-15-l-25-en.pdf>
- Davey, M.L., Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Fossøy, F., Hanssen, O., Brandsegg, H., Laugsand, A.E., Opsahl, N.N., Dahle, S., Andersskog, I.P.Ø., Staverløkk, A. & Åström, J. 2024. Overvåking

- av spredningsveien import av planteprodukter: Basisovervåking 2023 og ti års oppsummering. NINA Rapport 2484. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3163231>
- Ekelund, K. 2019a. Honningblom *Herminium monorchis*. Status i Norge. Ekelund Consult Rapport 2019-1. Ekelund Consult.
- Ekelund, K. 2019b. Skjøtselsplan for 3 lokaliteter med honningblom (*Herminium monorchis*) i Ytre Hvaler nasjonalpark, Østfold fylke. Skjellvik, Teneskjær og Filletassen. Ekelund Consult Rapport 2019-2. Ekelund Consult.
- Elven, H., Aarvik, L. & Berggren, K. 2021a. Sommerfugler: Vurdering av klippeblåvinge *Scolitantides orion* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rod-listeforarter/2021/3293>
- Endrestøl, A. 2021. Kartlegging av larvespinn av prikkkrutevinge *Melitaea cinxia* på Rauer i Fredrikstad kommune i 2015–2020. NINA Rapport 2005. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2763115>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2020. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2019. NINA Rapport 1794. Norsk institutt for naturforskning. 33 s. <https://hdl.handle.net/11250/2654069>
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Dahle, A. 2022. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2021. NINA Rapport 2113. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2983688>
- Endrestøl, A., Bengtson, R. & Dahle, A. 2024. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2022–2023. NINA Rapport 2428. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3117612>
- Erlingsson, E.H.K. 2022. The life cycle and home range of *Arctosa cinerea* for two localities in Trøndelag, Norway at Nedre Leberg by the river Gaula, and by the coast at Rinnleiret. Masteroppgave. NTNU. <https://hdl.handle.net/11250/3111201>
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020a. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2653653>
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020b. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2690157>
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2735576>
- Evju, M., Brandrud, T.E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Stokke, B.G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Thorvaldsen, P., Velle, L.G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K., Framstad, E. & Vassvik, L. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735571>
- Evju, M., Skringo, A.B. & Solstad, H. 2021c. Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark 2021-2024. Årsrapport 2021c. NINA Rapport 2045. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2832339>
- Evju, M., Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M.S. & Pedersen, B. 2022a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype. NINA Rapport 2106. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2979127>
- Evju, M., Roos, R.E., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O. & Ombler, E.E. 2022b. Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022. NINA Rapport 2196. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3035335>

- Evju, M., Grainger, M., Olsen, S.L., Roos, R.E., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2023. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana* i 2022. Resultater og forslag til veien videre. NINA Rapport 2257. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3052108>
- Evju, M., Roos, R.E., Skarpaas, O. & Olsen, S.L. 2024. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. NINA Rapport 2513. Norsk institutt for naturforskning.
- Framenau, V., Dieterich, M., Reich, M. & Plachter, H. 1996. Life cycle, habitat selection and home ranges of *Arctosa cinerea* (Fabricius, 1777) (Araneae: Lycosidae) in a braided section of the Upper Isar (Germany, Bavaria). *Revue Suisse de Zoologie* vol. hors série: 223–234.
- Gage, H.J.M., Moore, P.A., MacKinnon, B., Granath, G., Wilkinson, S.L., & Waddington, J.M. 2024. Assessing moss transplant methods to enhance *Sphagnum* moss recovery in post-wildfire hydrophobic peat. *Ecological Engineering*, 205:107292. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107292>
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.D., Aguraiuja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriondo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M. & Vanderborght, T. 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144(2): 672-682. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.003>
- Hanssen, O. 2023. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*, og registreringer av stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea*. Rapportering for perioden 2015–2020. NINA Rapport 1815. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3049395>
- Hansen, J.E, Endrestøl, A. & Mienna, I.M. 2024. Habitatapplikasjon for klippeblåvinge (*Scolitantides orion*). NINA Rapport 2510. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3164082>
- Hassel, K., Kyrkjeeide, M.O., Israelsen, M.F., Meleshko, O., Stenøien, H.K. & Flatberg, K.I. 2020. Populasjonsstruktur, vekst og økologi hos den prioriterte arten trøndertorvmose *Sphagnum troen-delagicum*. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-1: 1-47.
- Hoell, G.S. 2021. Tiltak for prikkroutevinge – Vurdering av effekten av skjøtselstiltakene på Rauer, Fredrikstad. Forsvarsbygg rapport 0566/2021/Miljø.
- Høitomt, L.E. & Brynjulvsrud, J.G. 2017. Ny lokalitet for honningblom *Herminium monorchis* på Hvaler i Østfold. *Blyttia* 75: 65-67.
- Høitomt, T., Blom, H.H., Brynjulvsrud, J.G., Hassel, K. & Kyrkjeeide, M.O. 2021. Moser: Vurdering av trøndertorvmose *Sphagnum (Cuspidata) troen-delagicum* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/19432> [Nedlastet 21.10.2024](#)
- IPBES 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat. <https://zenodo.org/records/3553579>
- Jansson, C. 2013. Habitat selection and oviposition of the endangered butterfly *Scolitantides orion* in Sweden. Masteroppgave. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:634102/FULLTEXT01.pdf>
- Joosten, H. 2021. Global guidelines for peatland rewetting and restoration. Ramsar Technical Report No. 11. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rtr11_peatland_rewetting_restoration_e.pdf
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of statistical software*, 82(13).
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Haugen, I.M.A., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på trua natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2565534>
- Kyrkjeeide, M. O., Westergaard, K. B., Kleven, O., Evju, M., Endrestøl, A., Brandrud, M. K., & Stabbetorp, O. 2020. Conserving on the edge: genetic variation and structure in northern populations of the endangered plant *Dracocephalum ruyschiana* L. (Lamiaceae). *Conservation Genetics* 21: 707-718. <https://doi.org/10.1007/s10592-020-01281-7>

- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Evju, M., Magnussen, K., Mair, L., Bolam, F.C., McGowan, P.J.K., Vestergaard, K.M., Braa, J. & Rusch, G.M. 2021. Bending the curve: Operationalizing national Red Lists to customize conservation actions to reduce extinction risk *Biological Conservation* 261: 109227. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109227>
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Bratli, H., Dervo, B., Eide, N.E., Endrestøl, A., Gosselin, M.-P., Hanssen, O., Jacobsen, R.M., Johnsen, S.I., Larsen, B.M., Lyngstad, A., Mjelde, M., Stokke, B.G., Svalheim, E., Velle, L.G., Øien, D.-I., Schöpfer, A. & Haugland, L.M. 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3065323>
- Kravdal, L.I., Evju, M. & Klanderud, K. 2016. Honningblom *Herminium monorchis* - overvåking av artens tre populasjoner på Hvaler. *Blyttia* 74: 19-26.
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Bratli, H., Dervo, B., Eide, N.E., Endrestøl, A., Gosselin, M.-P., Hanssen, O., Jacobsen, R.M., Johnsen, S.I., Larsen, B.M., Lyngstad, A., Mjelde, M., Stokke, B.G., Svalheim, E., Velle, L.G., Øien, D.-I., Schöpfer, A. & Haugland, L.M. 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3065323>
- Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2022. Skjøtsel og overvåking av dragehode i Vestoppland og Valdres i 2021. Miljøfaglig Utredning Rapport 2022-24. Miljøfaglig Utredning. <https://www.bor-chbio.no/MFURapporter/MU2022-24-DRAGEHODE-VESTOPPLAND-2021.PD>
- Lenth, R.V. 2024. Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.10.5. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Leten, M., Van den Bussche, W., Provoost S., Bollengier, B. & Meeuw, S. 2022. The orchid flora of the Westhoek nature reserve (Belgium, De Panne) and the Flemish dunes revisited. *Liparis* 28(2)
- Løkken, J.O., Lohre, T., Flydal, K., Colman, N.L., Bae, M. & Colman, J.E. 2022. Restaurering av åpen grunnlendt kalkmark i Bærum kommune. Bekjempelse av syrin og gravbergknapp på Saraholmen og Torvøya. NRAS Rapport. Naturrestaurering AS.
- Marttila, O., Saarinen, K. & Marttila, P. 2000. Six years from passing bell to recovery: Habitat restoration of the threatened Chequered Blue Butterfly (*Scolitantides orion*) in SE Finland. *Entomologica Fennica* 11: 113-117. <https://doi.org/10.33338/ef.84052>
- Masumoto, H., Sanders, W. 2022. The lichen photobiont genus *Rhizonema* (cyanobacteria) exhibits diverse modes of grening, both false and true. *Journal of Phycology*. 58. <https://doi.org/10.1111/jpy.13256>
- Miljødirektoratet. 2021. Restaurering av terrestrisk natur - forslag til konkrete prosjekter. Svar på oppdrag fra KLD. Notat
- Miljødirektoratet. 2023. Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting av truede arter. M-2542. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/mai-2023/miljodirektoratets-anbefalinger-for-bevaringsutsetting-av-truede-arter-gjelder-fra-17.-mai-2023>
- Nilsson, A. R. (2021). *Erioderma pedicellatum*: an ecophysiological study of a globally threatened pioneer lichen on thin spruce branches in old forests. Masteroppgave. <https://hdl.handle.net/11250/2766062>
- Nordén B, Andreassen M (2022): Overvåking av trønderlav *Erioderma pedicellatum* 2022. NINA Prosjektnotat 422. Norsk institutt for naturforskning.
- Nordén B, Andreassen M (2023): Trønderlav *Erioderma pedicellatum*: Overvåking og til-vekstekspertiment 2023. NINA Prosjektnotat 517. Norsk institutt for naturforskning.
- Oksanen J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H.B.A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H.,

- Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C.J.F. & Weedon, J. 2024. vegan: Community Ecology Package, R package version 2.6-8. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Quinty, F., M.-C. LeBlanc & L. Rochefort. 2020. Peatland Restoration Guide – Planning Restoration Projects. PERG, CSPMA and APThQ. Québec, Québec
- Reiter, N., Whitfield, J., Pollard, G., Bedggood, W., Argall, M., Dixon, K., Davis, B. & Swarts, N. 2016. Orchid re-introductions: an evaluation of success and ecological considerations using key comparative studies from Australia. *Plant Ecology* 217(1): 81-95. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0561-x>
- Roos, R.E., Evju, M., Endrestøl, A., Hanssen, O. & Nowell, M. 2023a. Overvåking av effekter av tiltak for seks trua arter og en naturtype i 2023. NINA Rapport 2377. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3106536>
- Roos, R.E., Evju, M., Nowell, M., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hansen, J., Jansson, U., Olsen, S. L. & Stabbetorp, O.E. 2023b. Effektovervåking av trua arter og naturtyper: Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge, NINA Rapport 2263. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3056939>
- Roos, R.E., Davey, M. & Evju, M. 2024. Mykologiske samfunn i jord, røtter og frø hos honningblom, *Herminium monorchis*. NINA Rapport 2461. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3126498>
- SLU Artdatabanken (2024). Artfakta: värmlandslav (*Erioderma pedicellatum*). <https://artfakta.se/taxa/622>
- Solberg, K.A. 2020. Kartlegging av fremmede arter, og bekjempelse av lupiner, langs Gaula i 2020. MidNat Rapport 4-2020. Midtnorsk Naturundersøkelse AS.
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2022a. Bekjempelse og kartlegging av lupiner langs Gaula i 2021. MidNat Rapport 2-2022. Midtnorsk Naturundersøkelse AS.
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2022b. Bekjempelse av hagelupin og rynkerose på to elveører med elvesandjeger-bestander, i Melhus kommune, 2022. MidNat Rapport 10-2022. Midtnorsk Naturundersøkelse AS.
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2023. Fremmede planter langs Gaula 2023 – Kartlegging, bekjempelse og tiltak for elvesandjeger. MidNat Rapport 5-2023. Midtnorsk Naturundersøkelse AS.
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2024. Fremmede planter langs Gaula 2024 – Kartlegging og bekjempelse. MidNat Rapport 6-2024. Midtnorsk Naturundersøkelse AS.
- Solstad, H., Elven, R., Arnesen, G., Eidesen, P.B., Gaarder, G., Hegre, H., Høitomt, T., Mjelde, M. & Pedersen, O. 2021. Karplanter: Vurdering av dragehode *Dracocephalum ruyschiana* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/13312>
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I.S., Pedersen, O., Schei, F.H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K.B. & Skarpaas, O. 2023. Magnoliophyta: Vurdering av gravbergknapp *Phedimus spurius* for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2903>
- Svalheim, E. 2023. Årsrapport fra *in vitro* oppformering av honningblom, *Herminium monorchis* fra frø i 2023. NIBIO, upublisert notat til Statsforvalteren i Oslo og Viken.
- Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Bevaringsutsetting av truede arter. Utkast til nasjonale retningslinjer. NINA Rapport 1993. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2755719>
- Wells, T.C.E., Rothery, P., Cox, R. & Bamford, S. 1998. Flowering dynamics of *Orchis morio* L. and *Herminium monorchis* (L.) R.Br. at two sites in eastern England. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126: 39-48. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1998.tb02514.x>
- Öberg, S. 2013. Faglig grunnlag for handlingsplan for stor elvebreddedderkopp (*Arctosa cinerea*). NINA Rapport 984. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2385240>
- Ødegaard, F. & Hanssen, O. 2010. Elvesandjeger *Cicindela maritima*. Artsdatabankens faktaark nr. 115. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no).

- Ødegaard, F., Hanssen, O., Åström, S. & Hansen, U. 2014. Oppfølging av handlingsplan for elve-sandjeger, *Cicindela maritima*. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1034. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2372336>
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Laugsand, A.E. & Olberg, S. 2021. Biller: Vurdering av elvesandjeger *Cicindela maritima* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/12703>
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Staverløkk, A., Endrestøl, A., Dahle, S. & Åstrøm, S. 2023. NINA insect database. v1.148. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Occurrence. <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb&v=1.148>
- Åkra, K. 2010. Stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea*. Artsdatabankens faktaark nr. 49. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no).
- Åström, J., Ødegaard, F., Hanssen, O. og Åström, S. 2017. Endring i leveområder for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp ved Gaula. Forekomst og dynamikk av elveører fra 1947 til 2014. – NINA Rapport 1314. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2429548>

Vedlegg 1: Feltprotokoll

Åpen grunnlendt kalkmark

Feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for åpen grunnlendt kalkmark. Feltprotokollen er fra 2023 lagt inn i Survey123 (ArcGIS Online, for nettbrett og mobil), med de samme variablene, og der tidligere registreringer er tilgjengelige via FieldMaps-appen.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Areal – naturtypen		Arealavgrensning av naturtypen. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
Målsetning – tiltak		Hvilke tiltak er gjort, og hvilket formål har tiltakene.
Areal – tiltak		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
RUTENIVÅ: 0,5 × 0,5 m²		
VegetasjonsrutelID		Unik ID
Bilder		Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene. Det skal tas fem bilder: Ovenfra (med nord øverst), mot nord, øst, vest, sør
Merking		Det skal merkes i sørvestre og nordøstre hjørne. Noter GPS-punkt-navn, og om det er satt ned spiker.
Kartleggingsenhet		Dominerende kartleggingsenhet i ruten
Tiltak		Nye tiltak siden siste registrering. Noter type tiltak og – om mulig – andelen av ruten som er omfattet av tiltak.
Feltsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av karplanter i feltsjikt.
Moser		Vertikalprojisert dekning (%)* av moser i bunnsjikt. Kan overlappe med feltsjikt.
Lav		Vertikalprojisert dekning (%)* av lav i bunnsjikt. Kan overlappe med feltsjikt. Steinboende lav på nakent berg inngår ikke.
Strø		Vertikalprojisert dekning (%)* av dødt organisk materiale som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Grus/stein/berg		Vertikalprojisert dekning (%)* av ikke-vegetasjonsdekt mineralsk substrat som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Bar jord/grus/stein/berg		Vertikalprojisert dekning (%)* av ikke-vegetasjonsdekt jord som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Karplanter:		Vertikalprojisert dekning (%)* av alle forekommende karplantearter i feltsjikt innenfor ruten,

		også de som ikke er rotfestet i ruten, men henger inn.
Art 1		
Art 2		
...OSV.		
SIRKELNIVÅ – sirkel med 5 m radius fra senter av vegetasjonsruten. Areal: 78,5 m²		
SirkelID		Unik ID – RuteID + S
Tiltak (nye siden siste reg.)		Nye tiltak siden siste registrering. Noter type tiltak
Kartleggingsenhet		Dominerende kartleggingsenhet i sirkelen
Kjørespor		Vertikalprojisert dekning (%)* av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy
Slitasje		Vertikalprojisert dekning (%)* av slitasje fra ferdsel
Nakent berg		Vertikalprojisert dekning (%)* av nakent berg
Menneskelige objekter		Ja/nei. Noter typer menneskelige objekter.
Vedplanter i feltsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av vedplanter i feltsjikt, dvs. med en høyde < 0,8 m. Både fremmede og stedegne arter inkluderes.
Busksjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av vedplanter i busksjikt, dvs. alle vedplanter med høyde 0,8–2 m. Både fremmede og stedegne arter inkluderes.
Tresjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av tresjikt, dvs. alle vedplanter med høyde > 2 m. Både fremmede og stedegne arter inkluderes.
Problemarter		Summert vertikalprojisert dekning (%)* av alle karplanter som utgjør et potensielt problem, både vedplanter og ikke vedplanter. Arter vurdert som LO på fremmedartslista, arter som ikke er vurdert, men som krever oppfølgende tiltak. Noter artsnavn.
Fremmede arter		Summert vertikalprojisert dekning (%)* av alle fremmede karplanter med stor økologisk risiko (SE, HI, PH). Noter artsnavn.

* Dekning estimeres direkte på en kontinuerlig skala fra 0 til 100 %, med 1 %-oppløsning. Arter/variabler under 1 % dekning settes til 0,1 %.

Dragehode

Feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for dragehode. Feltprotokollen er fra 2023 lagt inn i Survey123 (ArcGIS Online, for nettbrett og mobil), med de samme variablene, og der tidligere registreringer er tilgjengelige via FieldMaps-appen.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Areal – lokalitet		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
Målsetning – tiltak		Hvilke tiltak er gjort, og hvilket formål har tiltakene.
Areal – dellokalitet		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
RUTENIVÅ: 1 × 1 m²		
VegetasjonsrutelID		Unik ID
Bilder		Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene. Det skal tas fem bilder: Ovenfra (med nord øverst), mot nord, øst, vest, sør
Merking		Det skal merkes i sørvestre og nordøstre hjørne. Noter GPS-punkt-navn, og om det er satt ned spiker.
Kartleggingsenhet		Dominerende kartleggingsenhet i ruten
Skjøtsel rute		Slått/ingen. Er ruten i tiltaks- eller kontrollområdet.
Feltsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av karplanter i feltsjikt.
Bunnsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av moser og lav i bunnsjikt. Kan overlappe med feltsjikt.
Strø		Vertikalprojisert dekning (%)* av dødt organisk materiale som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Grus/stein/berg		Vertikalprojisert dekning (%)* av ikke-vegetasjonsdekt mineralsk substrat som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Bar jord		Vertikalprojisert dekning (%)* av ikke-vegetasjonsdekt jord som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Vedplanter i feltsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av vedplanter i feltsjikt, dvs. med en høyde < 0,8 m. Både fremmede og stedegne arter inkluderes.
Busksjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av vedplanter i busksjikt, dvs. alle vedplanter med høyde 0,8–2 m. Både fremmede og stedegne arter inkluderes.

Tresjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av tresjikt, dvs. alle vedplanter med høyde > 2 m. Både fremmede og stedegne arter inkluderes.
Vegetasjonshøyde	1: 2: 3: 4:	Måles med tommestokk i vegetasjonsrutens fire hjørner, til nærmeste 0,5 cm.
Dragehode	1: 2: 3: 4: 5: 6: 7: 8: 9: 10: 11: 12: 13: 14: 15: 16:	Forekomst/fravær i hver av 16 småruter i ruten, av rotfestede individer
Dragehode – småplanter		Antall småplanter, dvs. planter < 10 cm høye, og uten forvedet basis, summert over hele ruten.
Dragehode – vegetative planter		Antall vegetative planter, dvs. planter > 10 cm, eller < 10 cm med forvedet basis, men uten blomster eller frukter, summert over hele ruten.
Dragehode – fertile planter		Antall fertile planter, dvs. planter med blomsterknopp, blomster eller frukter, summert over hele ruten.
Karplanter:		Vertikalprojisert dekning (%)* av alle forekommende karplantearter i feltsjikt innenfor ruten, også de som ikke er rotfestet i ruten, men henger inn.
Art 1		
Art 2		
...osv.		

* Dekning estimeres direkte på en kontinuerlig skala fra 0 til 100 %, med 1 %-oppløsning. Arter/variabler under 1 % dekning settes til 0,1 %.

Honningblom

Feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for honningblom.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Naturtype		Kartleggingsenhet i målestokk 1:5000
Areal – lokalitet		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
Areal – dellokalitet		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
TRANSEKTNIVÅ		
TransektID		Unik ID for transekt
Transekt lengde		Lengden på transektet, antall meter med potensiell forekomst av honningblom
Bilder		Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene. Det skal tas to bilder: ett fra startpunkt mot slutt-punkt, og ett fra slutt-punkt mot startpunkt.
Forekomst honningblom		Honningblom ettersøkes langs transektet. Noter: meter-ID med forekomst av honningblom, i et belte på 0,5 m på høyre side av målebåndet. Meter 0-1: 0 Meter 1-2: 1 Meter 27-28: 27 osv.
RUTENIVÅ: 0,5 × 0,5 m²		
VegetasjonsrutelID		Unik ID
Bilder		Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene. Det skal tas minst ett bilde, ovenfra
Merking		Det skal merkes i sørvestre og nordøstre hjørne. Noter GPS-punkt-navn, og om det er satt ned spiker.
Skjøtsel rute		Slått/beite/ingen.
Feltsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av karplanter i feltsjikt.
Bunnsjikt		Vertikal projisert dekning (%)* av moser og lav i bunnsjikt. Kan overlappe med feltsjikt.
Strø		Vertikalprojisert dekning (%)* av dødt organisk materiale som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Vedplanter		Vertikalprojisert dekning (%)* av vedplanter.
Rødlistearter		Vertikalprojisert dekning (%)* av rødlistede karplanter, oppgi art og dekning per art.
Gjengroingsarter		Vertikalprojisert dekning (%)* av karplanter som bidrar til gjengroing, oppgi art og dekning per art.
Vegetasjonshøyde	1: 2:	Måles med tommestokk i vegetasjonsrutens fire hjørner, til nærmeste 0,5 cm.

	3: 4:	
Honningblom – vegetative planter		Antall vegetative planter, dvs. planter uten blomster eller frukter, summert over hele ruten.
Honningblom – fertile planter		Antall fertile planter, dvs. planter med blomsterknopp, blomster eller frukter, summert over hele ruten.

* Dekning estimeres direkte på en kontinuerlig skala fra 0 til 100 %, med 1 %-oppløsning. Arter/variabler under 1 % dekning settes til 0,1 %.

TILLEGGSREGISTRERINGER 2024																	
Vegetasjons- rutelD	Karplanter:	Forekomst/fravær i hver av 16 småruter i ruten, av rot- festede individer															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
	Art 1																
	Art 2																
	Osv.																

Elvesandjeger

Forslag til feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for elvesandjeger.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Bilder		Store endringer i habitat/på lokaliteten som følge av f.eks. flom ellers slitasje dokumenteres.
Areal – lokalitet		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten. Gjøres med FieldMaps-appen, drone, eller GPS.
Målsetning – tiltak		Hvilke tiltak er gjort, og hvilket formål har tiltakene.
Areal – dellokalitet		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen, drone, eller GPS.
Larvehull 1. stadiet – løpenummer	GPS-punkt	Evt. kommentar
Larvehull 2. stadiet – løpenummer	GPS-punkt	Evt. kommentar
Larvehull 3. stadiet – løpenummer	GPS-punkt	Evt. kommentar

Stor elvebreddedderkopp

Forslag til feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for stor elvebreddedderkopp.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Bilder		Store endringer i habitat/på lokaliteten som følge av f.eks. flom ellers slitasje dokumenteres.
Areal – lokalitet		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten. Gjøres med FieldMaps-appen, drone, eller GPS.
Målsetning – tiltak		Hvilke tiltak er gjort, og hvilket formål har tiltakene.
Areal – dellokalitet		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen, drone, eller GPS.
Hull - voksne	GPS-punkt	Evt. kommentar
Hull - juvenile	GPS-punkt	Evt. kommentar

Klippeblåvinge

Egg og larver

Forslag til feltskjema for basisovervåking av klippeblåvinge. Frem til 2024 har Qfield v3.3.11 på mobiltelefon blitt brukt for å kartfeste funn.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Delområde		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten.
Areal – skjøtsel		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
Egg - løpenummer	GPS-punkt	Funn av egg på vertsplanten
Larve - løpenummer	GPS-punkt	Funn av larve(r) på vertsplanten

Pluggplanter

Feltskjema for overvåking av pluggplanter av smørbutikk.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Pluggplante - løpenummer	GPS-punkt	Unik ID per pluggplante, kartfestes med GPS.
Høyde	Cm	Høyde av pluggplanten i cm, «som den står».
Antall bladskudd		Antall bladpar summert over alle stengler
Antall skudd		Antall stengler
Antall blomsterskudd		Antall fertile skudd
Antall egg		Antall egg av klippeblåvinge
Antall larver		Antall larver av klippeblåvinge
Kommentar		Observasjoner av plantenes tilstand, f.eks. tørke- og beiteskade.

Prikkrutevinge

Vegetasjon

Feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for prikkroutevinge på vegetasjon. Feltskjema er fra 2023 lagt inn i Survey123 (ArcGIS Online, for nettbrett og mobil), med de samme variablene, og der tidligere registreringer er tilgjengelige via FieldMaps-appen.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Areal – lokalitet		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
Målsetning – tiltak		Hvilke tiltak er gjort, og hvilket formål har tiltakene.
Areal – dellokalitet		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
RUTENIVÅ: 1 × 1 m²		
VegetasjonsrutelID		Unik ID + S for larvespinnruter
Rutetype		Fast overvåkingsrute eller midlertidig larvespinnrute
Bilder		Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene. Det skal tas to bilder: Ovenfra (detaljbilde av vegetasjon), med avstand (lokalisering av ruten i terreng)
Merking		Det skal merkes i sørvestre og nordøstre hjørne. Noter GPS-punkt-navn, og om det er satt ned spiker.
Kartleggingsenhet		Dominerende kartleggingsenhet i ruten
Skjøtsel rute		Slått/ingen. Er ruten i tiltaks- eller kontrollområdet.
Feltsjikt		Vertikalprojisert dekning (%)* av karplanter i feltsjikt.
Bunnsjikt		Vertikal projisert dekning (%)* av moser og lav i bunnsjikt. Kan overlappe med feltsjikt.
Stående død biomasse		Vertikalprojisert dekning (%)* av stående død biomasse.
Bar jord		Vertikalprojisert dekning (%)* av ikke-vegetasjonsdekt jord som er synlig direkte gjennom vegetasjonen fra oversiden.
Kort vegetasjon		Vertikalprojisert dekning (%)* av vegetasjon < 5 cm høy.
Antall smalkjemperosetter		Antall rosetter av smalkjempe, summert over hele ruten
Antall larvespinn		Antall spinn med larver av prikkroutevinge, summert over hele ruten
Vegetasjonshøyde	1: 2: 3: 4:	Måles med tommestokk i vegetasjonsrutens fire hjørner, til nærmeste 0,5 cm.

Karplanter:		For hver karplante: vertikalprojisert dekning (%)*, også de som ikke er rotfestet i ruten, men henger inn, samt antall blomsterskudd, summert over alle individer i ruten.
	Antall blomsterskudd	Dekning (%)
Art 1		
Art 2		
...OSV.		

* Dekning estimeres direkte på en kontinuerlig skala fra 0 til 100 %, med 1 %-oppløsning. Arter/variabler under 1 % dekning settes til 0,1 %.

Larvespinn

Forslag til feltskjema for basisovervåking av prikkroutevinge. Frem til 2024 har Qfield v3.3.11 på mobiltelefon blitt brukt for å kartfeste funn.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Delområde		Arealavgrensning av overvåkingslokaliteten.
Areal – skjøtsel		Arealavgrensning av området med tiltak. Gjøres med FieldMaps-appen eller GPS.
Larvespinn – løpe-nummer	GPS-punkt	Kommentar (antall spinn, larver, skjøtelsstatus e.l.).

Trønderlav

Bestandsovervåking

Forslag til feltskjema for bestandsovervåking av trønderlav. Gjentas for samtlige 19 trær.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Tre - løpenummer	GPS-punkt	Unik ID, kartfestes med GPS og på kart.
Status		Er treet levende eller død?
Omkrets		Omkrets i cm på brysthøyde (1,5m)
Diameter rikeste gren-base		Omkrets i cm av gren med rikeste forekomst av thalli på treet
Lysforhold		Lysutsatt, skygge, skygge fra andre trær
Antall thalli rikeste gren		Estimering av antall thalli på gren med rikest forekomst
Total thalli tre		Totale antall thalli på hele treet
Andel >1cm%		Andel thalli som er >1cm%
Andel <1cm %		Andel thalli som er <1cm%

Klimatiske forhold

Forslag til feltskjema for overvåking av klimatiske forhold på forekomst- og utsettingslokaliteter av trønderlav. Én logger per lokalitet (Tegningfallet har to loggere)

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
HBOB MX2300 Ext Temp/RH LoggerID	GPS-punkt	Unik ID for logger
HBOB MX Temp/Light LoggerID		Unik ID for logger
Noter hvor data er lagret og navn på fil		Spesifiser hvilken enhet du jobber på og hvor data opplastes til umiddelbart etter feltarbeid
Bilder		Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene. Det skal tas et bilde av loggeren og dens stolpe

Translokasjon

Forslag til feltskjema for overvåking av effekter av tiltak for trønderlav. Utføres for hvert nett på hver lokalitet.

VARIABEL	VERDI	FORKLARING
LOKALITETSNIVÅ		
Inventeringsdato		Dato
Inventør		Navn
Overvåkingslokalitet		Navn på lokalitet
Naturtype		Kartleggingsenhet i målestokk 1:5000
Lokasjons navn		Navn på lokasjon
Måling av pH og konduktivitet i ellevann	_____ _____ _____	pH verdi konduktivitets verdi Lufttemperatur ved måling
NettID		ID fra tagg
Antall gjenværende thalli	1 2 3 4 5 6	Bruk verdier: #til stede, #dårlig tilstand, #borte Noter klokkeslett/bildenavn fra enheten som tar bildene.
Sjekk for cyanobiont kolonier på gren		Bruk verdier: #til stede, #ikke til stede
Sjekk for nyetablerte kolonier på gren		Bruk verdier: #til stede, #ikke til stede
pH		Verdi fra måling på gren i 25 mM KCL løsning i kryorør.
Konduktivitet		Verdi fra måling på gren i 25 mM KCL løsning i kryorør.
Lufttemperatur ved måling		Temperatur i °C ved pH og konduktivitetsmålinger

Vedlegg 2: Datainnsamling honningblom

Oversikt over datainnsamling per overvåkingsrute på de fire forekomstlokaliteter av honningblom.

RuteID	Populasjonsdata	Vegetasjons-høyde	Jord-dybde	Sopp-samfunn	Karplante-samfunn
Skipstadsand					
SKI1	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI2	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI3	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI4	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI5*	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020	2014, 2016, 2017, 2019, 2020	-	-	-
SKI6	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKI7	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI8	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKI9	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKI10*	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020	2014, 2016, 2017, 2019, 2020	-	-	-
SKI11	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024

SKI12	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI13	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKI14	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI15	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI16	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKI17	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
Skjellvik					
SKJ1	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ2	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ3	2014, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ4	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ5	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ6	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ7	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ8	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ9	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024

SKJ10	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ11	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ12	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ13	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ14	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ15	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ16	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ17	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ18	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ19	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ20	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ21	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ22	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ23	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ24	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ25	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
SKJ26	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
SKJ27	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	2024
Teneskjær					
TEN1	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020,	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024

	2021, 2022, 2023, 2024				
TEN2	2014, 2015, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	-
TEN3	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN4	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN5	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN6	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN7	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN8	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN9	2014, 2015, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	-
TEN10	2014, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2014, 2016, 2017, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	-
TEN11	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	-
TEN12	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN13	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN14	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
TEN15	2021, 2022, 2023, 2024	2021, 2022, 2023, 2024	2023	-	-
Filletassen					

FI1	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
FI2	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
FI3	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	-
FI4	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	-
FI5	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
FI6	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
FI7	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	-
FI8	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	2024
FI9	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	-
FI10	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2020, 2021, 2022, 2023, 2024	2023	2023	-

* Rute ikke lenger i bruk.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5355-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 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