

Overvåking av effekter av tiltak for trua natur i 2025

Resultater for ti arter og én naturtype

Ruben E. Roos, Mathias Andreassen, Fia Bengtsson, Anders Endrestøl, Andrew Gray, Richard Hedger, Magni Olsen Kyrkjeeide, Arne Endre Laugsand, Alexander Nilsson, Björn Nordén, Megan Nowell og Marianne Evju



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 trua natur i 2025

Resultater for ti arter og én naturtype

Ruben Erik Roos
Mathias Andreassen
Fia Bengtsson
Anders Endrestøl
Andrew Gray
Richard Hedger
Magni Olsen Kyrkjeeide
Arne Endre Laugsand
Alexander Nilsson
Björn Nordén
Megan Nowell
Marianne Evju

Roos, R.E., Andreassen, M., Bengtsson, F., Endrestøl, A., Gray, A., Hedger, R., Kyrkjeeide, M.O., Laugsand, A.E., Nilsson, A., Nordén, B., Nowell, M. & Evju, M. 2025. Overvåking av effekter av tiltak trua natur i 2025. Resultater for ti arter og én naturtype. NINA Rapport 2695. Norsk institutt for naturforskning.

Ås, 1. desember 2025

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5524-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Rannveig M. Jacobsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-3067|2025

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Klippeblåvinge *Scolitantides orion* ved Fredriksten festning ©

Ruben E. 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.E., Andreassen, M., Bengtsson, F., Endrestøl, A., Gray, A., Hedger, R., Kyrkjeeide, M.O., Laugsand, A.E., Nilsson, A., Nordén, B., Nowell, M. & Evju, M. 2025. Overvåking av effekter av tiltak trua natur i 2025. Resultater for ti arter og en naturtype. NINA Rapport 2695. Norsk institutt for naturforskning.

I denne rapporten oppsummeres aktiviteter i prosjektet Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper i 2025. Per 2025 omfatter prosjektet ti arter og én naturtype, og gjennom overvåkingen bidrar prosjektet til en systematisk kunnskapsoppbygging om effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. Dette bidrar til kunnskap som kan hindre tap av arter og naturtyper og bedre deres tilstand.

Oppdrag knyttet til effektovervåking har pågått siden 2022 og omfatter hovedsakelig tre typer tiltak: bekjempelse av fremmede arter, skjøtsel og bevaringsutsetting av trua arter. Artene har begrensede utbredelser og små populasjoner, og for mange av artene (og naturtypen) en gjennomføres rekke ulike tiltak på samme sted. Det er vanskelig å gi kvantitativt presise estimater av effektene på artene. Overvåkingen viser likevel at

- Ved bekjempelse av fremmede arter går dekningen av fremmede arter ned, og leveområdene for de trua artene øker i areal og kvalitet. Samtidig viser overvåkingen at oppfølging etter bekjempelse er nødvendig for å opprettholde kvaliteten i habitatene.
- Ulike typer skjøtselstiltak, som krattrydding og slått, er viktig for å øke og opprettholde kvalitet i leveområdene til trua arter. Effekter på vegetasjonen kan imidlertid ta tid og er ikke dokumentert i alle delprosjektene. Omfattende tiltak, som bekjempelse av gjengroing, krever oppfølging over tid for å rydde oppslag.
- Bevaringsutsetting er et viktig tiltak for flere av artene. Det er helt sentralt å dokumentere alle ledd i prosessen med bevaringsutsetting, og Miljødirektoratets retningslinjer bør følges i alle prosjekter.

Under følger en kort oppsummering av aktiviteter, resultater og anbefalinger for alle delprosjektene.

1. Åpen grunnlendt kalkmark

Overvåking ble videreført på seks lokaliteter hvor restaureringstiltak ble igangsatt i 2022 og 2023. Tiltakene fører til en reduksjon av busksjikt og fremmede arter på de fleste lokalitetene. Det er viktig med oppfølging for å fjerne oppslag og rotskudd av uønskede arter som etablerer seg etter tiltak, særlig ved mye nakent jordsmonn. Revegeteringstiltak bør overvåkes på en systematisk måte, og videre overvåking vil avdekke tiltakenes effekt på stedegent naturmangfold.

2. Dragehode *Dracocephalum ruyschiana*

I 2023 ble det startet overvåking av effekter av sen slått på dragehode. Det ble slått etter frøsetting i 2023. Resultatene fra 2025 viser ingen synlige effekter på vegetasjonssammensetning eller dragehode, fordi det er for tidlig å se slike effekter. Det ble slått igjen etter frøsetting i 2025, og overvåkingen bør videreføres i 2026.

3. Honningblom *Herminium monorchis*

Overvåkingen viser at populasjonene til honningblom er stabile til økende i perioden fra oppstarten i 2014. Resultatene gir gode indikasjoner på at skjøtselstiltakene har positiv effekt, men at forhold som tørke i vekstsesongen, kan føre til populasjonsnedgang. To områder anbefales prioritert høyest som utsettingslokaliteter for oppformerte honningblomplanter – Herfølsalta og Vikerkilen. Det bør settes i gang skjøtselstiltak i 2026 for å sikre god habitatkvalitet.

4. **Elvesandjeger *Cicindela maritima***

Elvesandjeger overvåkes på fire lokaliteter langs Gaulaelva i Trøndelag, der det lukes hagelupin *Lupinus polyphyllus* årlig. Tiltak og effektovervåking har pågått siden 2022. Årets bestander var lavere enn tidligere år, men resultatene viser at lusing av hagelupiner har en positiv effekt på bestanden av elvesandjeger. Lusing og overvåking bør videreføres. Kartlegging med droner viser at det forekommer slitasje fra ferdsel i kjerneområdene for elvesandjeger, og kanaliserende tiltak bør vurderes.

5. **Stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea***

Bestanden av stor elvebreddedderkopp overvåkes på de samme lokalitetene som elvesandjeger. Lusing av hagelupin har positiv effekt på antall individer. Ny datainnsamling i 2025 gjorde det mulig å knytte habitatvariabler til tetthet av edderkoppen, og resultatene viser at lav vegetasjonsdekning og variasjon i substrat er viktig. Lusing bør videreføres på lokalitetene, og overvåkingen bør fortsette.

6. **Prikkrutevinge *Melitaea cinxia***

Det har vært en økning i antall larvespinn fra 2023 og 2024, men tallet i 2025 var bare halvparten av toppåret 2022. Fortsatt basisovervåking er viktig for å ha kunnskap om variasjoner i tid og rom. Vegetasjonen i ruter med larvespinn er lavere, har flere småkjemperosetter og flere pollinatorplanter enn vegetasjonen i de øvrige overvåkingsrutene. Det er per nå ingen effekter av skjøtsel på vegetasjonens sammensetning og struktur, men dette skyldes stor variasjon i vegetasjonen og få gjentak for skjøtelsrutene. Videre skjøtsel er viktig for habitatkvaliteten for prikkroutevinge.

7. **Klippeblåvinge *Scolitantides orion***

Bestandsovervåkingen viser at antall egg og larver var på nivå med 2024, og dermed de høyeste i tidsserien. Populasjonene av klippeblåvinge er nokså stabile i Halden kommune. Det ble satt ut 255 larver av klippeblåvinge på Fredriksten festning i 2024, men bare funnet 13 egg i 2025. Det ble tatt dronebilder og laget habitatmodeller. Det bør utarbeides en plan for utsetting, skjøtsel og overvåking på utsettingslokaliteten i tråd med Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting av truede arter.

8. **Trønderlav *Erioderma pedicellatum***

Bestanden på Tegningfallet har vært overvåket siden 2021 og virker stabil, men er liten og isolert og utsatt for tilfeldige hendelser. Translokeringsforsøkene viser variabel overlevelsesrate på nettene, og forsøket bør utvides for å teste metodikk hvor thalli limes direkte på substratet. Data fra klimaloggere viser at to av lokalitetene – Nekfallet og Gulsvikelvi – er best egnet for denne utvidelsen, i tillegg til Tegningfallet. For å følge retningslinjene for bevaringsutsetting anbefales også betydelig kunnskapsinnhenting om artens genetikk, paringssystem og cyanobiont.

9. **Stjernebønnelav *Buellia asterella***

Det er ryddet einer og gjerdet ute kviger fra lokaliteten i perioden 2023–2025. I 2025 er det etablert overvåking av vegetasjon og av stjernebønnelav, med detaljert datainnsamling på individnivå i fem overvåkingsrutene. Overvåkingen har som mål å øke kunnskapen om artens populasjonsdynamikk, hvordan den responderer på tiltakene, og hvilke tiltak som bør benyttes for å lykkes med ivaretagelsen og utvidelse av artens leveområder.

10. **Askeglye *Collema leptaleum***

Det ble gjennomført et translokeringsforsøk av askeglye i 2022. Overvåking i 2025 avdekket at en del av de translokerte thalliene har overlevd. I 2025 er det gjennomført et nytt forsøk med nye metoder. Overvåkingen framover bør inkludere bestandsovervåking av askeglye og overvåking av ev. tiltak som sikrer vertstrær, i tillegg til fortsatt overvåking og utvidelse av translokeringsforsøk til nye lokaliteter. Det bør samles inn klimadata med loggere på nåværende og potensielle lokaliteter.

11. Trøndertorvmose *Sphagnum troendelagicum*

Det er gjennomført dyrkingsforsøk av trøndertorvmose i dyrkingskammer med veksthuslampe i 2025. Forsøkene viser at oppformering ikke gir en tydelig økning i antall skudd, og metoden er dermed lite egnet for å oppformere trøndertorvmose for bevaringsutsetting. Det anbefales å teste en alternativ metode med bioreaktorer, som er anskaffet til formålet.

Tiltakene for de ulike artene og naturtypen er gjennomført i samarbeid med forskjellige aktører. Koordinering rundt planlegging og informasjonsflyt er en viktig del av delprosjektene. I konklusjonen legger vi fram noen anbefalinger for veien videre med effektovervåking både for de enkelte prosjektene og for de ulike tiltakene.

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

Fia Bengtsson (fia.bengtsson@nina.no), Richard Hedger (richard.hedger@nina.no), Magni Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no), Arne Endre Laugsand (arne.laugsand@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Alexander Nilsson (alexander@biofokus.no), Biofokus, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Roos, R.E., Andreassen, M., Bengtsson, F., Endrestøl, A., Gray, A., Hedger, R., Kyrkjeeide, M.O., Laugsand, A.E., Nilsson, A., Nordén, B., Nowell, M. & Evju, M. 2025. Monitoring the effects of management actions for threatened nature in 2025. Results for ten species and one nature type. NINA Report 2695. Norwegian Institute for Nature Research

This report summarizes activities in the project *Monitoring the effects of management actions for threatened species and nature types* in 2025. As of 2025, the project includes ten species and one habitat type, and through monitoring, the project contributes to systematic knowledge-building about the effects of conservation measures for threatened species and habitat types. This provides knowledge that can prevent the loss of species and habitats and improve their conservation status.

The project has been ongoing since 2022 and primarily includes three types of management actions: combating alien species, habitat management, and translocation and reintroduction of threatened species. All the species have limited distributions and small populations, and for many of the species (and the habitat type), various measures are carried out at the same site. It is therefore difficult to quantify the effects on the species statistically. Our monitoring programme shows nonetheless that:

- When combating alien species, the cover of alien species decreases, and the habitat area and quality for the threatened species increases. At the same time, monitoring shows that follow-up measures after alien species removal is necessary to maintain habitat quality.
- Different types of management actions, such as shrub clearing and mowing, are important for increasing and maintaining habitat quality for threatened species. However, vegetation responses may take time and are not documented for all species. Extensive measures, such as combating overgrowth, require long-term follow-up to remove subsequent regrowth.
- Conservation translocation is an important and increasingly popular management action for threatened species. It is essential to plan and document all steps in the translocation process, and the Norwegian Environment Agency's guidelines should be followed in all projects.

Below is a brief summary of activities, results, and recommendations for all species and nature type.

1. Open calcareous grassland

Monitoring continued at six sites where restoration was initiated in 2022 and 2023. The measures have reduced coverage of shrubs and alien species at most sites. Follow-up actions are important to remove regrowth and root sprouts of unwanted species that establish after the interventions, especially where soils are disturbed. Revegetation efforts should be monitored systematically, and continued monitoring will reveal the effects on native biodiversity.

2. Northern dragonhead (*Dracocephalum ruyschiana*)

Monitoring of the effects of late-season mowing began in 2023. Mowing took place after seed set in 2023. Results from 2025 show no visible effects on vegetation composition or on the dragonhead itself, as it is too early to detect such effects. Mowing was again carried out after seed set in 2025, and monitoring should continue in 2026.

3. Musk orchid (*Herminium monorchis*)

Monitoring shows that populations have been stable or increasing since monitoring began in 2014. The results indicate that management measures have positive effects, but that factors such as summer drought can lead to population declines. Two areas are recommended as top-priority introduction sites for propagated musk orchid plants: Herfølsalta and Vikerkilen. Management measures should be initiated in 2026 to ensure habitat suitability.

4. *Cicindela maritima*

The species is monitored at four sites along the Gaula River in Trøndelag, where garden lupin (*Lupinus polyphyllus*) is weeded annually. Measures and monitoring have been ongoing since 2022. This year's populations were lower than in previous years, but results show that lupin removal has a positive effect on the tiger beetle populations. Weeding and monitoring should continue. Drone surveys show trampling damage from human traffic in core areas, and channeling measures should be considered.

5. Northern bear spider (*Arctosa cinerea*)

The population is monitored at the same sites as *C. maritima*. Lupin removal has a positive effect on individual numbers. New data collection in 2025 made it possible to link habitat variables to spider density, and results show that low vegetation cover and substrate variation are important. Weeding and monitoring should be continued.

6. Glanville Fritillary butterfly (*Melitaea cinxia*)

There has been an increase in larval nests compared to the previous two years, but the 2025 number was only half that of the peak in 2022. Continued population monitoring is important to understand temporal and spatial variation. Vegetation in plots with larval nests is shorter, has more host plant rosettes, and more pollinator plants than other plots. Currently, there are no detectable management effects on vegetation composition and structure, likely due to high variation and few managed plots. Continued management is important for maintaining good habitat quality.

7. Chequered blue butterfly (*Scolitantides orion*)

Monitoring shows that egg and larval numbers were similar to 2024, making them the highest in the time series. Populations are fairly stable in Halden municipality. In 2024, 255 larvae were released at two sites at Fredriksten Fortress, but only 13 eggs were found in 2025. Drone imagery and habitat models were produced. A plan for release, management, and monitoring at the release site should be developed in line with the Norwegian Environment Agency's translocation guidelines.

8. Boreal felt lichen (*Erioderma pedicellatum*)

The population at Tegningfallet has been monitored since 2021 and appears stable, but is small, isolated, and vulnerable to random events. Translocation trials show variable survival rates, and further testing should include methods where thalli are glued directly to the substrate. Climate logger data show that Nekfallet and Gulsvikelvi, in addition to Tegningfallet, are suitable for expanding the trial. Significant knowledge-gathering on the species' genetics, mating system, and cyanobiont is also recommended.

9. Starry breck lichen (*Buellia asterella*)

Juniper has been cleared and cattle have been fenced out from the site between 2023–2025. Monitoring of vegetation and the lichen was established in 2025 with detailed individual-level data from five plots. The aim is to increase knowledge of the species' population dynamics, its response to management, and which actions are needed to conserve and expand its habitat.

10. *Collema leptaleum*

A translocation trial was conducted in 2022. Monitoring in 2025 shows that some of the translocated thalli survived. A new trial using new methods was conducted in 2025. Future monitoring should include population monitoring of the species and any actions to secure host

trees, as well as continued monitoring and expansion of translocation trials to new sites. Climate data should be collected using loggers at current and potential sites.

11. *Sphagnum troendelagicum* moss

Growth chamber trials using artificial light were conducted in 2025. The trials show that propagation does not clearly increase the number of shoots, making the method unsuitable for producing individuals for translocation. Testing an alternative method using bioreactors—already acquired for this purpose—is recommended.

Management actions for the various species and the habitat type are carried out in collaboration with different stakeholders. Co-ordination of planning and information flow is an important part of the subprojects. In the conclusion we present recommendations for the way forward for the monitoring project, both for individual species and for the various types of measures.

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

Fia Bengtsson (fia.bengtsson@nina.no), Richard Hedger (richard.hedger@nina.no), Magni Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no), Arne Endre Laugsand (arne.laugsand@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Alexander Nilsson (alexander@biofokus.no), Biofokus, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	6
Innhold	9
Forord	12
1 Innledning.....	13
2 Åpen grunnlendt kalkmark	14
2.1 Kort oppsummert	14
2.2 Målsetning med tiltak og overvåking	14
2.3 Tiltak og overvåking	14
2.4 Effekter av tiltak per 2025	16
2.4.1 Bekjempelse av gravbergknapp	16
2.4.2 Bekjempelse av gjengroing.....	22
2.5 Anbefalinger for videre arbeid	27
2.6 Metoder og analyser	28
3 Dragehode	29
3.1 Kort oppsummert	29
3.2 Målsetning med tiltak og overvåking	29
3.3 Tiltak og overvåking	29
3.4 Effekter av tiltak	30
3.5 Anbefalinger for videre arbeid	32
3.6 Metoder og analyser	33
4 Honningblom.....	34
4.1 Kort oppsummert	34
4.2 Populasjonsovervåking.....	34
4.2.1 Målsetting med delprosjektet	34
4.2.2 Tiltak og overvåking	34
4.2.3 Populasjonsutvikling	35
4.2.4 Anbefalinger for videre arbeid	36
4.2.5 Metoder og analyser	36
4.3 Utsettingslokaliteter	36
4.3.1 Sjekkliste	36
4.3.2 Feltarbeid	37
4.3.3 Prioriterte utsettingslokaliteter	37
5 Elvesandjeger	39
5.1 Kort oppsummert	39
5.2 Målsetning med tiltak og overvåking	39
5.3 Tiltak og overvåking	39
5.4 Effekter av tiltak per 2025.....	41
5.5 Anbefalinger for videre arbeid	49
5.6 Metoder og analyser	50
6 Stor elvebreddedderkopp	52
6.1 Kort oppsummert	52
6.2 Målsetning med tiltak og overvåking	52
6.3 Tiltak og overvåking	52
6.4 Effekter av tiltak per 2025.....	52

6.5	Anbefalinger for videre arbeid	56
6.6	Metoder og analyser	56
7	Prikkrutevinge.....	58
7.1	Kort oppsummert	58
7.2	Målsetning med tiltak og overvåking	58
7.3	Tiltak og overvåking	58
7.4	Effekter av tiltak per 2025	60
7.4.1	Basisovervåking	60
7.4.2	Effektovervåking	62
7.5	Anbefalinger for videre arbeid	69
7.6	Metoder og analyser	69
8	Klippeblåvinge	70
8.1	Kort oppsummert	70
8.2	Målsetning med tiltak og overvåking	70
8.3	Tiltak og overvåking	71
8.4	Effekter av tiltak per 2025	72
8.4.1	Basisovervåking	72
8.4.2	Effektovervåking	76
8.5	Anbefalinger for videre arbeid	77
8.6	Metoder og analyser	77
9	Trønderlav	79
9.1	Kort oppsummert	79
9.2	Målsetning med tiltak og overvåking	79
9.3	Tiltak og overvåking	80
9.4	Effekter av tiltak per 2025	80
9.4.1	Populasjonsovervåking	80
9.4.2	Resultater fra translokering	81
9.4.3	Mikroklimadata	83
9.5	Anbefalinger for videre arbeid	83
9.6	Metoder og analyser	84
10	Stjernebønnelav	85
10.1	Kort oppsummert	85
10.2	Målsetning med tiltak og overvåking	85
10.3	Tiltak og overvåking	85
10.4	Effekter av tiltak per 2025	86
10.5	Anbefalinger for videre arbeid	87
10.6	Metoder og analyser	87
11	Askeglye	88
11.1	Kort oppsummert	88
11.2	Målsetning med tiltak og overvåking	88
11.3	Tiltak og overvåking	88
11.4	Effekter av tiltak per 2025	91
11.5	Anbefalinger for videre arbeid	95
11.6	Metoder og analyser	97
12	Trøndertorvmose	98
12.1	Kort oppsummert	98
12.2	Målsetning med tiltak og overvåking	98
12.3	Tiltak og overvåking	98
12.4	Effekter av tiltak per 2025	99
12.5	Anbefalinger for videre arbeid	101

12.6 Metoder og analyser	102
13 Oppsummering, kunnskapsbehov og veien videre	103
14 Referanser	108
Vedlegg 1 Figurer for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp	112
Vedlegg 2 Trønderlav: Statistiske analyser og mikroklima på translokeringslokaliteter	116
Vedlegg 3 Komplette overvåkingstabell for askegløye	122

Forord

I 2021 startet Overvåking av effekter av tiltak for et utvalg trua arter som et FoU-prosjekt finansiert av Miljødirektoratet. Dette prosjektet er videreført og utvidet i årene som fulgte, og i 2025 har prosjektet inkludert én naturtype og ti arter, med ulike problemstillinger og metoder.

Prosjektet er ledet av Norsk institutt for naturforskning (NINA), som også har ansvar for alle delprosjektene, med unntak av stjernebønnelav, som ledes av Biofokus. Andre samarbeidspartnere i 2025 inkluderer Kristine Ekelund (Ekelund Consult) og Midtnorsk naturundersøkelse

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. I tillegg vil vi takke Bymiljøetaten i Oslo kommune og Naturrestaurering AS for godt samarbeid om planlegging og overvåking av restaureringstiltak på åpen grunnlendt kalkmark. Takk til Hans Birger Stensrud, grunneier på Nordre Horgen, for godt samarbeid i overvåkingen av dragehode. Nasjonalparkforvaltningen i Ytre Hvaler nasjonalpark bidro med transport og dialog om honningblom. 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 translokering av trønderlav.

I tillegg til rapportens forfattere har Heidi Solstad i NINA bidratt til innsamling av vegetasjonsdata for dragehode, prikkroutevinge og åpen grunnlendt kalkmark. Astrid Brekke Skrindo har også bidratt med feltarbeid i åpen grunnlendt kalkmark. Thea Aurland Storholt deltok i tellinger av honningblom på Hvaler. Vi takker også Oddvar Hanssen, som ble pensjonist i år, for sitt bidrag til tellingen av elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp, og Amund Dahle og Frida Sofie Nes Bjerva for hjelp til kartlegging av klippeblåvinge. Roald Vang (NINA) har bistått med tilgjengeliggjøring av overvåkingsdata. Dronebildene som gjør det mulig for oss å teste avanserte metoder for å overvåke tilstanden til elvesandjeger- og elvebreddedderkopp-habitatene ble tatt av Kjetil Grun. Vi takker ham for bidrag til arbeidet. Solomon Assefa Negash har bidratt med kartlegging av slitasje. For stjernebønnelav har Torbjørn Høitomt og Vemund Opedal (Biofokus) bidratt til feltdesign, artsbestemmelser og ruteanalyser. Torbjørn Høitomt (Biofokus) kvalitetssikret tekstbidrag.

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

Ås, 1. desember 2025

Ruben E. Roos

1 Innledning

Svært mange truede arter og naturtyper er avhengige av målrettede tiltak for å opprettholde populasjoner og forekomster (Bolam et al. 2023, Kyrkjeeide et al. 2018, 2021, 2023, Pedersen et al. 2025).

Denne rapporten oppsummerer aktiviteter i prosjektet Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper i 2025. Prosjektet er et ledd i en systematisk kunnskapsoppbygging om effekter av tiltak for truede arter og naturtyper, som Miljødirektoratet finansierer. Både miljøforvaltningen og andre offentlige instanser finansierer en rekke tiltak for å bedre status og utvikling for en rekke truede arter og naturtyper. Kunnskap om tiltakenes effekt er sentralt for å sikre langsiktige og kostnadseffektive tiltak. Effektovervåkingen er innrettet slik at den både skal dokumentere effekter av tiltakene – f.eks. restaurering, skjøtsel eller bevaringsutsetting – ved de forekomstene der tiltakene gjennomføres, men også bedre det generelle kunnskapsgrunnlaget om tiltakene, slik at hensiktsmessige og kostnadseffektive tiltak kan iverksettes for andre forekomster og andre arter.

Effektovervåkingsprosjektet har gradvis blitt utvidet fra oppstarten i 2021 og omfatter i årets rapport ti arter og én naturtype. Tidligere årsrapporter beskriver i stor grad artene som overvåkes, design av overvåkingen, lokalitetene som inngår, og indikatorer og data som samles inn i felt. Vi henviser til disse rapportene for detaljerte beskrivelser, særlig Roos et al. (2024a), men også Roos et al. (2023a) og Evju et al. (2020, 2021a, b, 2022a, b).

Gjennom overvåking sikres en systematisk tilnærming til dokumentasjon av tiltak og effektene tiltakene har på forekomstene til artene/naturtypen. I stor grad er tiltakene gjennomført av andre aktører enn de som står for overvåkingen, og finansiert over andre kilder enn dette prosjektet. I noen grad kan det være en utfordring i den forstand at man i overvåkingen ikke har full kontroll over hvor, hvordan og når tiltakene gjennomføres, som igjen kan gjøre det utfordrende å analysere og vurdere effektene av tiltakene på en detaljert måte. 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 estimater 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. I tillegg kan det være ønskelig å teste ut en rekke ulike typer tiltak. 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.

Kapittelstrukturen for delprosjektene er forenklet i denne årsrapporten, med økt fokus på resultatene så langt og anbefalinger for videre overvåking. I hovedsak henviser vi til Roos et al. (2024a) for detaljerte beskrivelser av lokalitetene, metodikk for datainnsamling og analyser. Unntaket er for de artene som er nye for 2025, der mer detaljerte beskrivelser inngår.

Kap. 2–12 oppsummerer status og arbeidet for hver av artene/naturtypen som inngår i prosjektet. I **kap. 13** gir vi en overordnet oppsummering av resultater og kunnskapsbehov, samt anbefalinger for veien videre.

2 Åpen grunnlendt kalkmark

2.1 Kort oppsummert

Åpen grunnlendt kalkmark er en naturtype i hovedsak knyttet til kystnære områder med kalkrik berggrunn i Oslofeltet. Naturtypen er uten trær og har et høyt mangfold av sjeldne og truede arter fra flere artsgrupper (Evju et al. 2015). Naturtypen er sterk truet (EN) av fragmentering, arealbruksendringer, slitasje, gjengroing og fremmedarter (Evju et al. 2018). NINA overvåker effekter av tiltak for naturtypen i to kategorier: (1) bekjempelse av den fremmede arten gravbergknapp *Phedimus spurius* og (2) fjerning av gjengroende busker og kratt (Roos et al. 2024a). I prosjektet inngår seks lokaliteter, hvor ulike metoder brukes: tildekking med duk, sprøyting, manuell rydding av busker, og beite med kystgeit. Tiltakene koordineres av Statsforvalteren i Østfold, Buskerud, Oslo og Akershus og gjennomføres av ulike aktører.

Foreløpige resultater viser at tiltak effektivt reduserer påvirkningsfaktorene, men at det kreves oppfølgende tiltak som lusing, fjerning av rottoppslag og aktiv revegetering for å unngå at nylig restaurert areal blir tapt til fremmede eller ruderale arter. Jo mer slitasje som oppstår ved de første restaureringstiltakene, jo flere ugrasarter etablerer seg. Begrensede effekter på naturlig biologisk mangfold er observert så langt, ettersom det sannsynligvis trengs mer tid for ønsket mangfold å etablere seg. NINA anbefaler systematisk oppfølging av revegeteringstiltak. I tillegg bør oppfølgende tiltak fortsette. Videre overvåking kan gi generell kunnskap om tiden det tar før tiltakene har effekt på stedegent naturmangfold, men vil ikke gi mer konkrete råd om hvordan bekjempelsestiltak bør gjennomføres.

2.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

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.

Formålet med overvåking

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

Det forventes 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 kan forventes på lengre sikt, og tiden det tar, kan muligens forkortes ved bruk av revegeteringstiltak.

2.3 Tiltak og overvåking

Overvåkingslokalitetene, tilstand før tiltak, tiltak gjennomført og metode for overvåking er grundig beskrevet i Roos et al. (2024a). I **Tabell 2.1** gis en kortfattet oversikt over tiltak og datainnsamling.

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. Vegetasjonsanalyse (detaljert datainnsamling) betyr registrering av alle forekommende plantearter med dekningsgrad.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling
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). Revegetering med små tuer. 2024: Fjerning av ny liten del av duk (mai), lusing av gravbergknapp i det området der duken ble fjernet. 2025: Lusing der duk ble fjernet i 2024. Fjerning av duk i øst.	2022: Før-data (juni) Etter-data (forenklet; september) 2023: Etter-data (forenklet; oktober) 2024: Etter-data (forenklet; september) 2025: Etter-data (detaljert, august)
Loffen på Nakholmen	Matter med gravbergknapp samt andre fremmede arter	2022: Duk som dekker liten del av gravbergknapp lagt ut. 2023: Supplerende liten duk lagt ut. 2025: Fjerning av nordre halvparten av duken, hvoretter høy fra engslått på Hovedøya ble lagt ut, i august.	2022: Før-data (august) Etter-data (forenklet; september) 2025: Etter-data (detaljert, august), men dagen etter tiltakene. Fem supplerende ruter ble lagt ut i nordre delen av lokaliteten for å kunne fange opp effekten av framtidig lusing av gravbergknappen.
Padda	Gjengroing med hagemispler, samt liguster og andre trær og busker	2022: Fjerning av busker og trær. 2023: Supplerende fjerning av busker og trær. Lusing av vinterkarse og andre ugrasarter. 2024: Lusing og fjerning av oppslag av kratt. 2025: Lusing.	2022: Før-data (juni) Etter-data (forenklet; september) 2023: Etter-data (detaljert; juni, forenklet; oktober) 2024: Etter-data (detaljert; juni) 2025: Etter-data (forenklet; august)
Torvøya	Matter med gravbergknapp	2022: Nord: Duk som dekker gravbergknapp lagt ut. Sør: Delvis sprøyting. 2023: Sør: Sprøytet i to omganger. 2024: Ingen nye tiltak før datainnsamling. Senere i sesongen: Nord: Fjerning av halve duken + revegetering (september). Sør: Sprøyting av gravbergknapp. 2025: Nord: Fjerning av resten av duken i april. Sør: Sprøyting av gravbergknapp.	2022: Før-data (august) Etter-data (forenklet; oktober) 2023: Etter-data (sør detaljert; juni. Sør, forenklet; oktober) 2024: Etter-data (sør, detaljert; juni) 2025: Etter-data (nord detaljert; august. Sør forenklet; august)
Malmøya	Gjengroing med trær og busker, særlig syrin, men også hagemispler	2023: Ryddet busker og trær 2024: Videreføring av rydding, lusing av oppslag av ugrasarter 2025: Lusing av ugrasarter, sprøyting av oppslag av syrin	2023: Før-data (detaljert; juni) Etter-data (forenklet; oktober) 2024: Etter-data (detaljert; juni) 2025: Etter-data (forenklet, august)
Husbergøya	Gjengroing med trær og busker	2023: Fem geiter fra slutten av juli til slutten av oktober. Rydding av busker/ trær i oktober.	2023: Før-data (detaljert; august)

		2024: Ti geiter fra 6. september til 19. november. Rydding av busker/trær, dels innen beiteområdet. 2025: Ingen nye tiltak før datainn-samling. Ti geiter satt ut midt september.	2024: Etter-data (forenklet; september) 2025: Etter-data (detaljert; august)
--	--	---	---

2.4 Effekter av tiltak per 2025

2.4.1 Bekjempelse av gravbergknapp

Bekjempelse av gravbergknapp er gjort med duk på Bleikøya og Torvøya N og med sprøyting på Torvøya S. På Nakholmen har det vært lagt ut bare en liten duk, som kun dekket én av ti overvåkingsruter etablert i 2022, og resultater fra Nakholmen er derfor ikke presentert videre. Det er etablert nye ruter på Nakholmen (**Tabell 2.1**), som forhåpentligvis kan fange opp effekter av framtidige tiltak.

Av de ti overvåkingsrutene på Bleikøya ble åtte helt eller delvis tildekket, mens sirkelen ble tildekket for alle ti ruter (fra 2–100 %). Varighet på tildekking var tre vekstsesonger for en rute, fire vekstsesonger for tre ruter, og de øvrige fire rutene var fortsatt tildekket ved siste inventering. Det har blitt luket jevnlig, men er det er vanskelig å fastslå omfanget av luring for hver enkelt sirkel. Det vi vet, er at for de tre rutene der duken ble fjernet tidlig i vekstsesongen 2025, ble det ikke luket før inventeringen i august. Det ble gjort et lite forsøk med revegetering i én sirkel mot slutten av vekstsesongen i 2023.

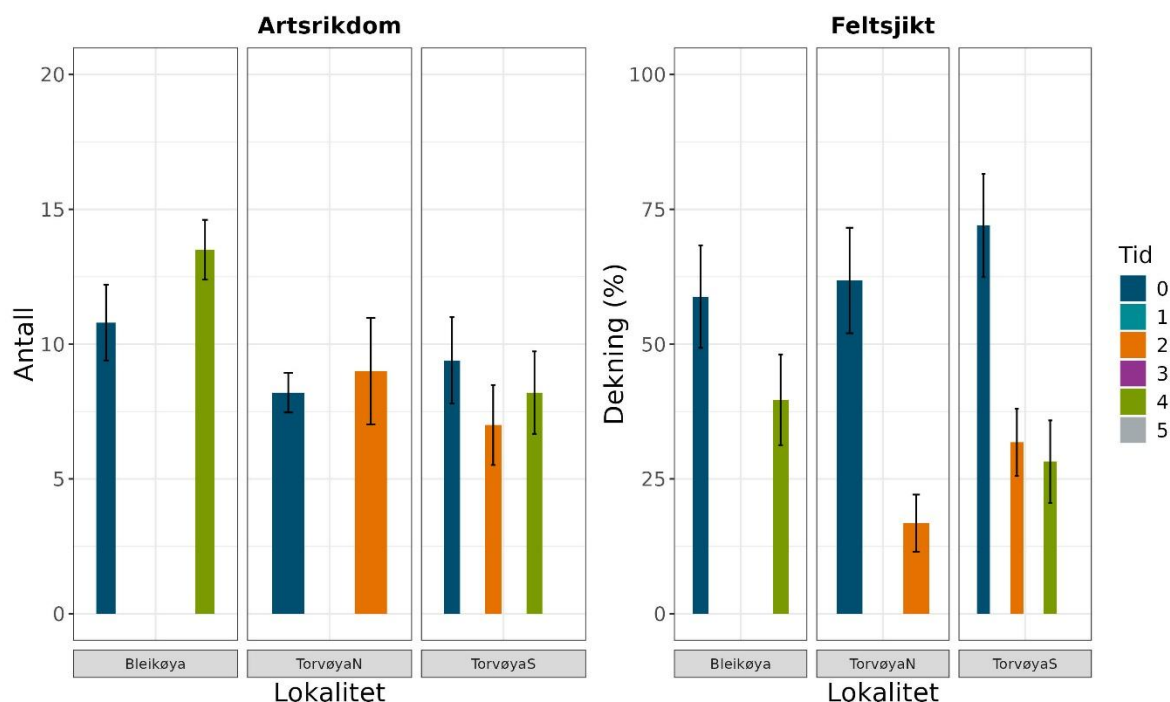
På Torvøya N ble alle de fem overvåkingsrutene tildekket høsten 2022, etter før-undersøkelser. På to ruter/sirkler ble duken fjernet høst 2024 (varighet to vekstsesonger), og det ble plantet inn tuer av stedefgen vegetasjon. På de tre øvrige ble duken fjernet vår 2025 (også varighet to vekstsesonger). Det er ikke luket på noe av arealet.

På Torvøya S har man målrettet sprøytet gravbergknapp hvert år. Første sprøyting i oktober 2022 var ufullstendig (tre av fem ruter sprøytet), men i 2023 ble det sprøytet to ganger, og det ble også sprøytet i 2024 og 2025, se Løkken et al. (2024) for detaljer.

Det er ikke mulig å regne på effekten av varighet av tildekking, betydningen av luring eller forskjellen mellom tildekking og sprøyting fordi utvalgsstørrelsen for hver kombinasjon av forklaringsvariabel er for liten. Vi gir under en deskriptiv presentasjon av resultater, som synliggjør både før-tilstand og etter tiltak, og drøfter implikasjonene av funnene.

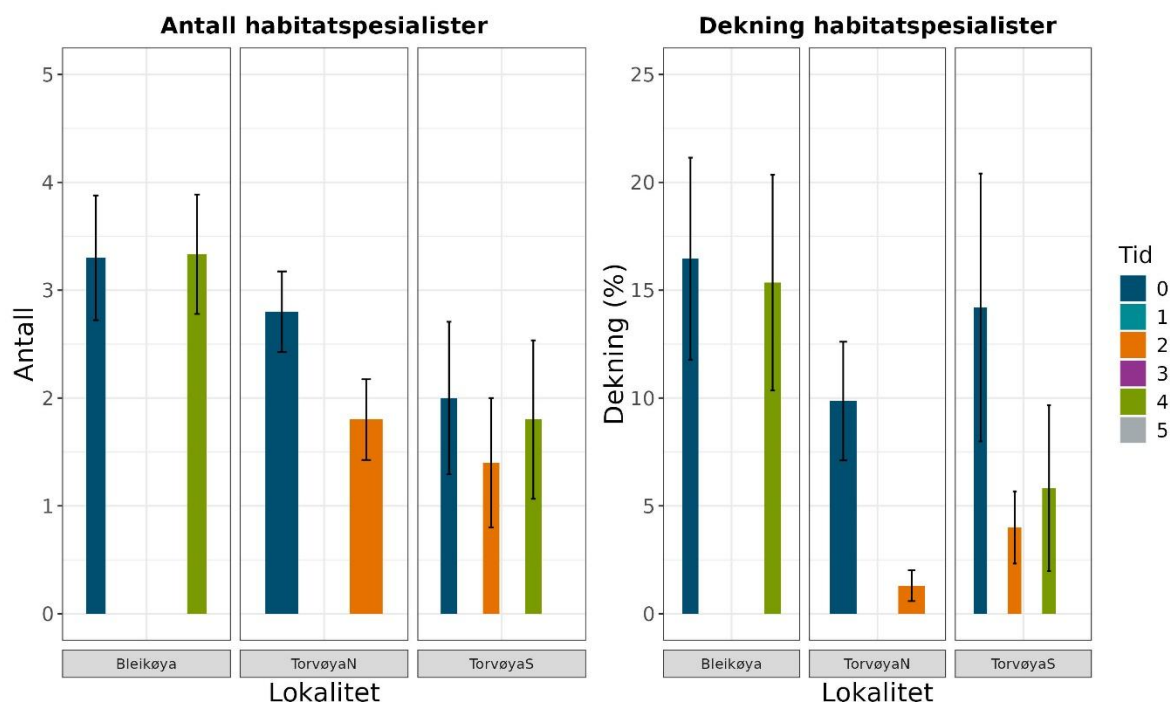
Artsrikdom og dekning av vegetasjon i overvåkingsrutene

Antall arter per rute var noe høyere på Bleikøya enn Torvøya før tiltak (**Figur 2.1**). Etter at deler av duken ble fjernet på Bleikøya økte antall arter per rute noe. Både tildekking og sprøyting har ført til redusert dekning av feltsjiktet.



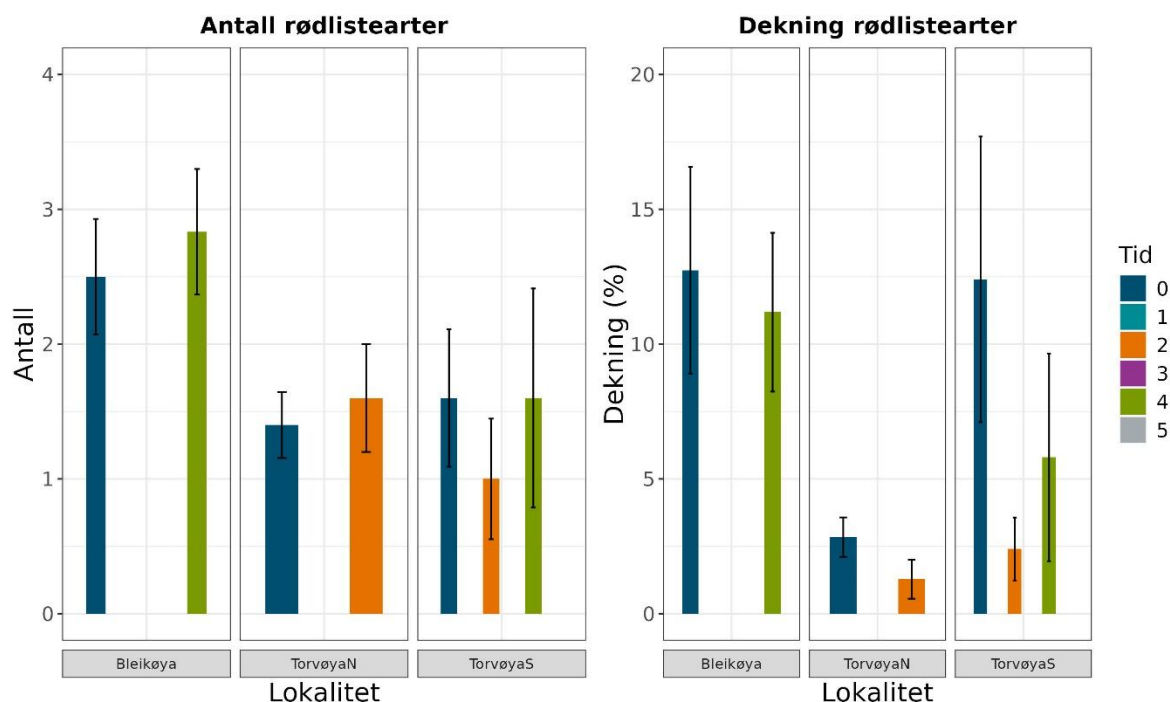
Figur 2.1. Antall arter per rute og dekning av feltsjikt på Bleikøya (tildekking med duk), Torvøya N (tildekking med duk) og Torvøya S (sprøyting). Stolpene viser gjennomsnitt per rute, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Bleikøya: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (tildekket), 2 = 10-23 (tildekket, litt duk fjernet), 3 = 09-24 (tildekket, litt mer duk fjernet), 4 = 08-25 (det meste av duken fjernet). Torvøya N: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (tildekket), 2 = 08-25 (duken fjernet). Torvøya S: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (sprøytet samme dag), 2 = 06-23 (delvis sprøytet 1 gang), 3 = 10-23 (sprøytet), 4 = 06-24 (sprøytet), 5 = 08-25 (sprøytet).

Det var i gjennomsnitt rundt tre habitatspesialistarter per rute på Bleikøya og Torvøya N før tiltak, og to per rute på Torvøya S (**Figur 2.2**). Både tildekking med duk og sprøyting har ført til at dekningen av habitatspesialister har gått ned, på samme måte som total feltsjiktdekning, men antallet arter er mindre påvirket.



Figur 2.2. Antall habitatspesialistarter per rute og summert dekning av habitatspesialister på Bleikøya (tildekking med duk), Torvøya N (tildekking med duk) og Torvøya S (sprøyting). Stolpene viser gjennomsnitt per rute, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Bleikøya: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (tildekket), 2 = 10-23 (tildekket, litt duk fjernet), 3 = 09-24 (tildekket, litt mer duk fjernet), 4 = 08-25 (det meste av duken fjernet). Torvøya N: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (tildekket), 2 = 08-25 (duken fjernet). Torvøya S: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (sprøytet samme dag), 2 = 06-23 (delvis sprøytet 1 gang), 3 = 10-23 (sprøytet), 4 = 06-24 (sprøytet), 5 = 08-25 (sprøytet).

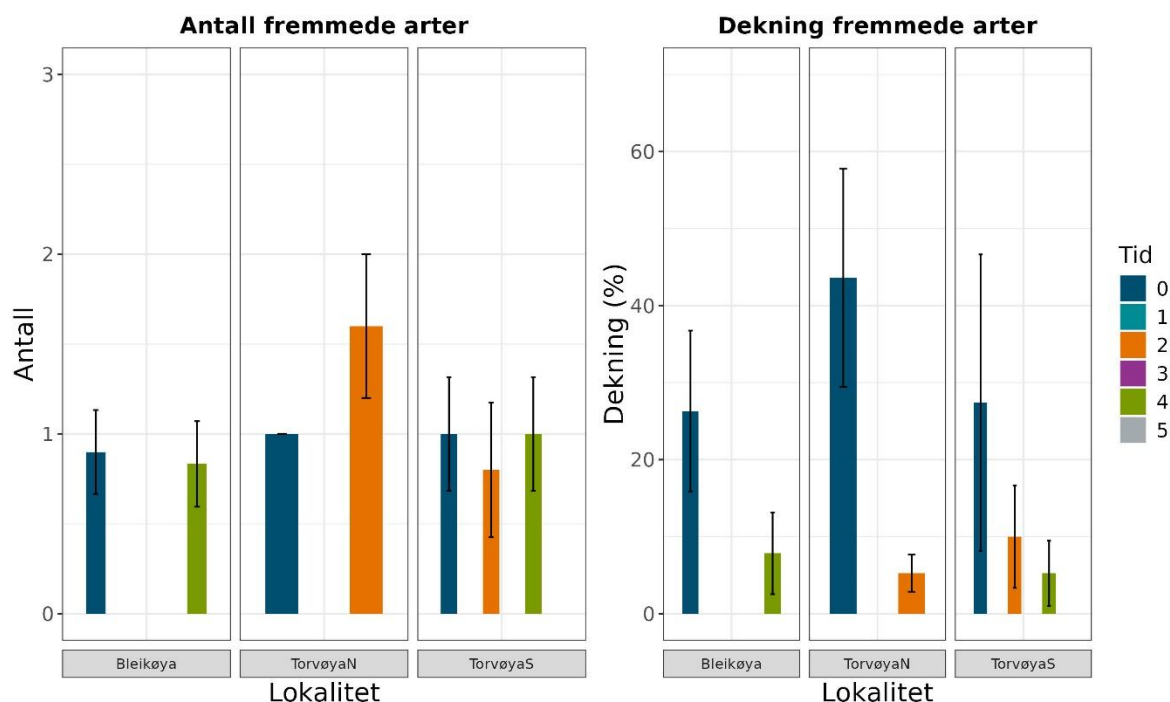
Antall rødlistearter per rute var høyere på Bleikøya enn Torvøya før tiltak (**Figur 2.3**). Som for habitatspesialistene, har tiltakene ikke redusert antallet rødlistearter i rutene, men dekingen har blitt noe redusert. Det er en tendens til at dekingen av rødlistearter øker igjen på Torvøya S etter flere runder med sprøyting av gravbergknapp.



Figur 2.3. Antall rødlistearter per rute og summert dekning av rødlistearter på Bleikøya (tildekking med duk), Torvøya N (tildekking med duk) og Torvøya S (sprøyting). Stolpene viser gjennomsnitt per rute/sirkel, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Bleikøya: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (tildekket), 2 = 10-23 (tildekket, litt duk fjernet), 3 = 09-24 (tildekket, litt mer duk fjernet), 4 = 08-25 (det meste av duken fjernet). Torvøya N: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (tildekket), 2 = 08-25 (duken fjernet). Torvøya S: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (sprøytet samme dag), 2 = 06-23 (delvis sprøytet 1 gang), 3 = 10-23 (sprøytet), 4 = 06-24 (sprøytet), 5 = 08-25 (sprøytet).

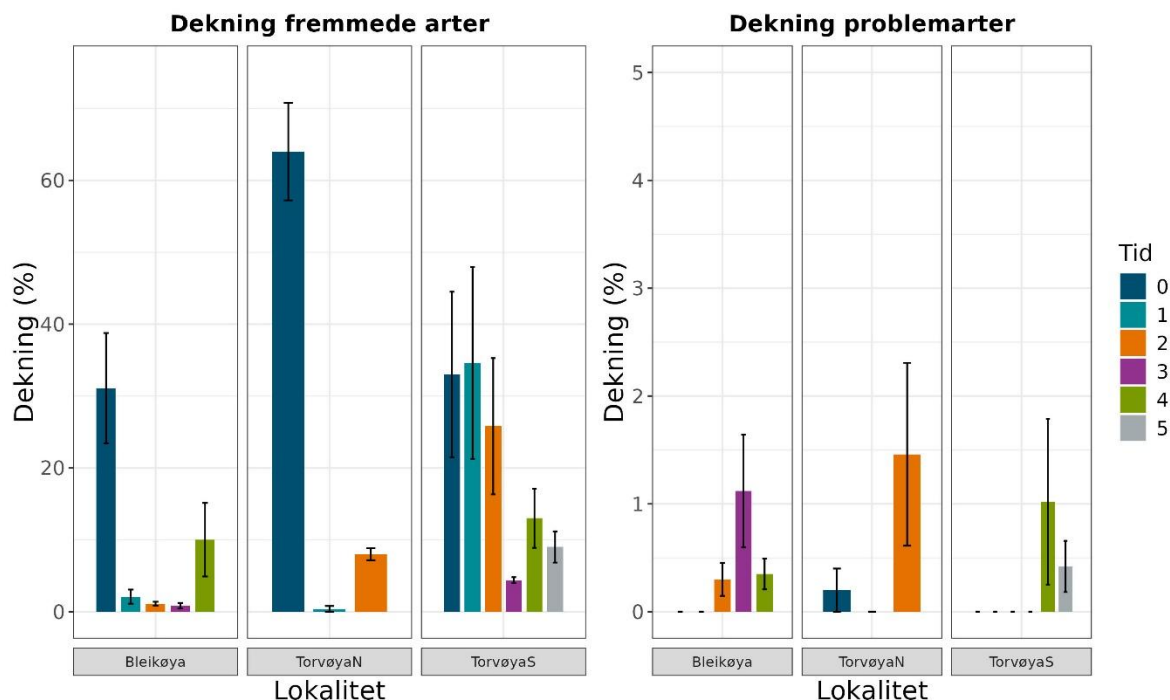
Dekning av fremmede arter og oppslag av problemarter

Fremmedartsinnslaget i rutene var før tiltak i hovedsak dominert av gravbergknapp (ca. en art per rute; **Figur 2.4**). Tiltakene har i hovedsak ikke fjernet gravbergknapp helt, og noen steder er det etablert andre fremmedarter (særlig vinterkarse, men også hvitdodre på Torvøya). Dekningen av fremmedarter i rutene er uansett kraftig redusert etter tiltak.



Figur 2.4. Antall fremmedarter per rute og summert dekning av fremmedarter på Bleikøya (tildekking med duk), Torvøya N (tildekking med duk) og Torvøya S (sprøyting). Stolpene viser gjennomsnitt per rute, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Bleikøya: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (tildekket), 2 = 10-23 (tildekket, litt duk fjernet), 3 = 09-24 (tildekket, litt mer duk fjernet), 4 = 08-25 (det meste av duken fjernet). Torvøya N: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (tildekket), 2 = 08-25 (duken fjernet). Torvøya S: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (sprøytet samme dag), 2 = 06-23 (delvis sprøytet 1 gang), 3 = 10-23 (sprøytet), 4 = 06-24 (sprøytet), 5 = 08-25 (sprøytet).

I sirklene har tiltakene i stor grad redusert dekingen av fremmede arter, men der duken nylig er fjernet, forekommer oppslag, særlig av vinterkarse (**Figur 2.5**). Også i de sprøytete områdene på Torvøya S utgjør vinterkarse en stor del av fremmedartsdekingen, særlig fra 2024. En del andre ugrasarter, dvs. ruderalearter som ikke hører hjemme på åpen grunnlendt kalkmark, forekommer også, men i relativt lav mengde.



Figur 2.5. Dekning av fremmedarter og dekning av problemarter (ugraser) på Bleikøya (tildekking med duk), Torvøya N (tildekking med duk) og Torvøya S (sprøyting). Stolpene viser gjennomsnitt per sirkel, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Merk ulik skala på y-aksen på de to figurene. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Bleikøya: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (tildekket), 2 = 10-23 (tildekket, litt duk fjernet), 3 = 09-24 (tildekket, litt mer duk fjernet), 4 = 08-25 (det meste av duken fjernet). Torvøya N: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (tildekket), 2 = 08-25 (duken fjernet). Torvøya S: 0 = 08-22, 1 = 10-22 (sprøytet samme dag), 2 = 06-23 (delvis sprøytet 1 gang), 3 = 10-23 (sprøytet), 4 = 06-24 (sprøytet), 5 = 08-25 (sprøytet).

Konklusjon

Både tildekking med duk og sprøyting har den ønskede effekten, som er å redusere mengden av gravbergknapp. Mens tildekking med duk har stor og umiddelbar effekt på dekningen av fremmede arter, gir sprøyting en mer gradvis tilbakegang. Hvor mange vekstsesonger sprøytingen bør pågå for å gi varige effekter, er usikkert, og er trolig avhengig av lokale faktorer, inkludert dekning av gravbergknapp fra start. Overvåkingen synliggjør dessuten at det er viktig med oppfølgende tiltak, i hovedsak luking. Når duken fjernes, og på områdene der gravbergknapp er sprøytet, etablerer det seg andre fremmede arter, særlig vinterkarse, men også andre ruderalearter. En del av dem er nitrogenfikserende og vil således bidra til å anrike jordsmonnet (f.eks. sneglebelg, hvitsteinkløver, hvitkløver), mens nedbryting av biomassen av andre, særlig store arter (filtkongsslys, veitistel) også vil bidra til jordsmonndannelse, som kan være problematisk på sikt. En del gravbergknapp overlever også tiltakene og må bekjempes, slik at en unngår at det etableres større bestander over tid.

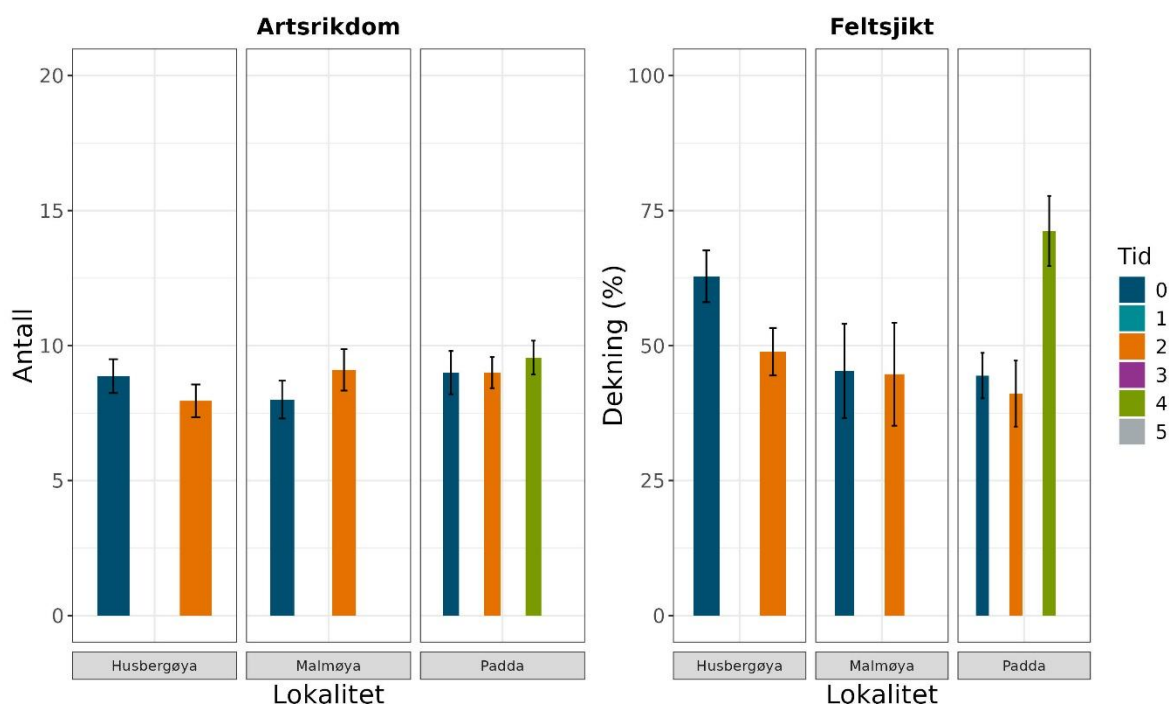
Som forventet går dekningen av karplanter ned med tiltakene, og det er særlig tydelig for dekningen av habitatspesialister. Antallet habitatspesialister og rødlistearter er mer upåvirket av tiltakene, men det er få arter, store konfidensintervaller og en del forskjell mellom lokalitetene. Overvåkingen til nå har foregått for kort til å observere utviklingen av artsmangfoldet, og det er derfor uklart hvor lang tid det tar å få artsantall og populasjonsmengder økt til et ønsket nivå. Effektene av revegeteringstiltak er per nå ikke mulig å undersøke pga. for små utvalgsstørrelser.

2.4.2 Bekjempelse av gjengroing

Rydding av kratt og trær, både stedegne og fremmede, ble først satt i gang på Padda, med omfattende rydding med maskiner i 2022. I etterkant har det blitt luket oppslag av ugrasarter, men også gjort oppfølgende rydding av kratt. På Malmøya har det i hovedsak vært bekjempet syrin, med nedkapping i 2023 og påfølgende lusing/rydding (2024) og lusing og sprøyting (2025). På Husbergøya har det i tillegg til geitebeite blitt ryddet busker og kratt, dels innenfor og dels utenfor det beitede området, og 2025-overvåkingen fanger opp effektene av tiltak i 2023 og 2024, mens tiltak i 2025 ble gjennomført etter overvåkingen.

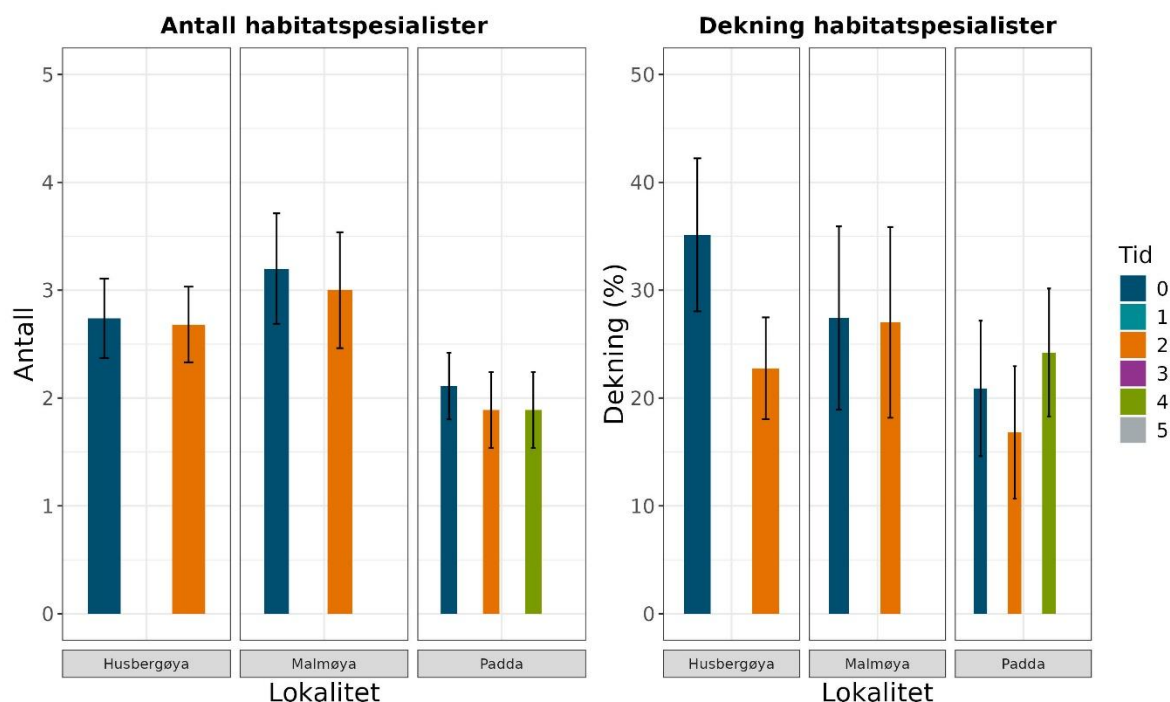
Artsrikdom og dekning av vegetasjon i overvåkingsrutene

Det totale antallet arter per rute har vært relativt stabilt over tid i alle tre lokalitetene (**Figur 2.6**). Dekningen av feltsjikt var noe lavere på Husbergøya etter to år med beite, men vi tror dette kan skyldes at registreringene i 2025 (tid 2) ble gjennomført etter en tørkeperiode i august. På Padda er den økte feltsjiktdekningen sannsynligvis et resultat av økt plass og lys etter omfattende krattrydding.



Figur 2.6. Antall arter per rute og dekning av feltsjikt på Husbergøya (beite med geiter, krattrydding), Malmøya (krattrydding) og Padda (krattrydding). Stolpene viser gjennomsnitt per sirkel, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Husbergøya: 0 = 07-23, 1 = 09-24 (en sesong med beite og krattrydding), 2 = 09-25 (to sesonger med beite og krattrydding). Malmøya: 0 = 08-23, 1 = 10-23 (krattrydding), 2 = 06-24 (ingen nye tiltak), 3 = 08-25 (lusing, sprøyting). Padda: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (krattrydding), 2 = 05-23 (ingen nye tiltak), 3 = 10-23 (lusing, krattrydding), 4 = 06-24 (lusing, krattrydding), 5 = 08-25 (lusing, krattrydding).

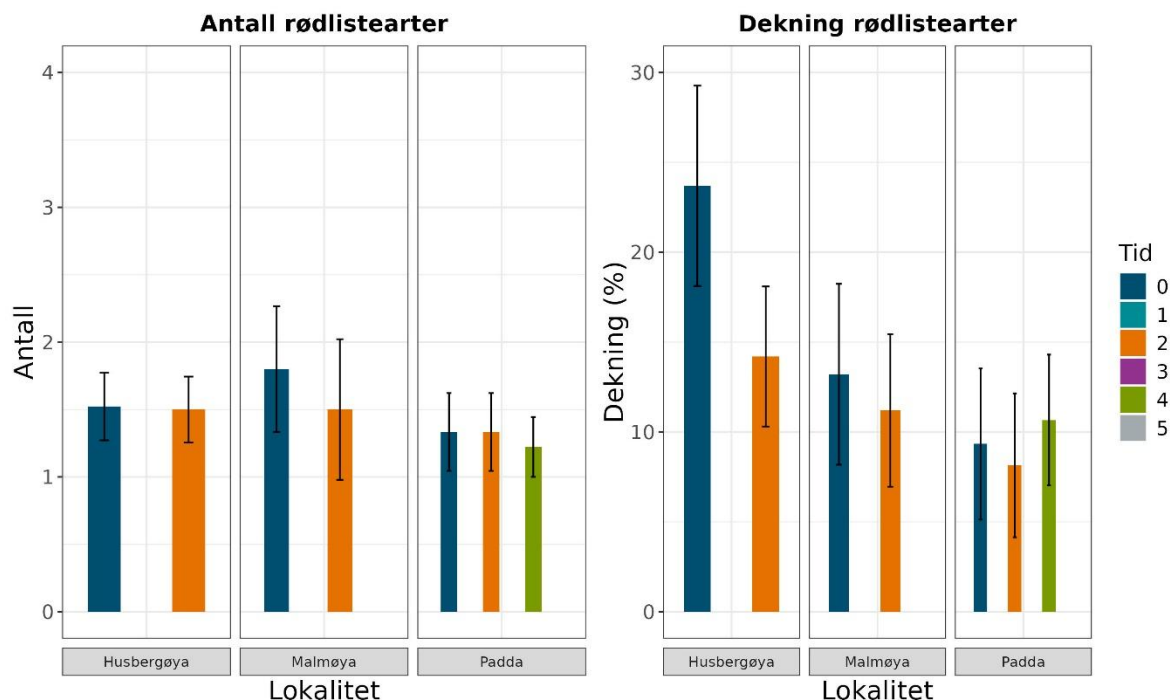
Antall habitatspesialister per rute har også vært stabilt over tid, men dekningen varierer noe (**Figur 2.7**). Det er vanskelig å vite om det er retningsbestemte endringer pga. tiltakene, eller skyldes mellomårsvariasjon pga. temperatur og nedbør.



Figur 2.7. Antall habitatspesialistarter per rute og summert dekning av habitatspesialister på Husbergøya (beite med geiter, krattrydding), Malmøya (krattrydding) og Padda (krattrydding). Stolpene viser gjennomsnitt per rute, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Husbergøya: 0 = 07-23, 1 = 09-24 (en sesong med beite og krattrydding), 2 = 09-25 (to sesonger med beite og krattrydding). Malmøya: 0 = 08-23, 1 = 10-23 (krattrydding), 2 = 06-24 (ingen nye tiltak), 3 = 08-25 (luking, sprøyting). Padda: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (krattrydding), 2 = 05-23 (ingen nye tiltak), 3 = 10-23 (luking, krattrydding), 4 = 06-24 (luking, krattrydding), 5 = 08-25 (luking, krattrydding).

Selv om det er relativt få rødlistearter per rute, så er dekningsgraden av rødlistearter i rutene høy (Figur 2.8), særlig på Husbergøya. Hjorterot (NT), aksveronika (VU) og bakketimian (NT) opptrer med relativt store mengder i en del av rutene der. Som for feltsjiktdekning og dekning av habitatspesialister, tror vi en del av variasjonen i dekning av rødlistearter, særlig på Husbergøya, skyldes den tørre sensommeren i 2025, ikke beite og krattrydding.

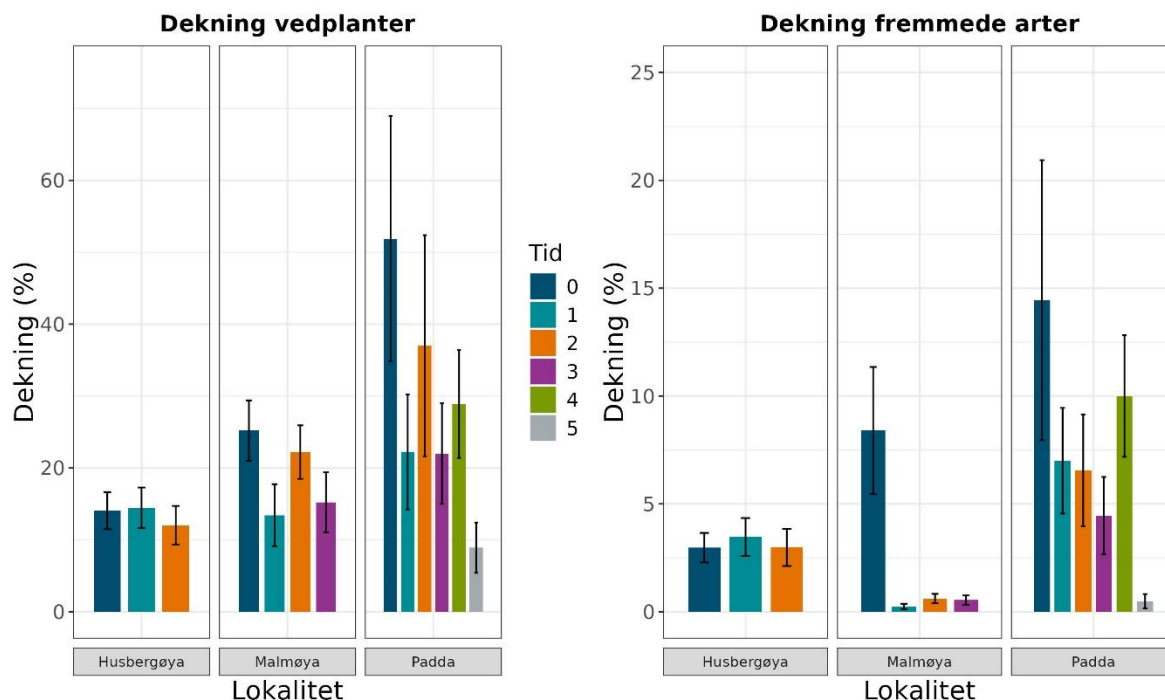
Dekningen av fremmede arter i rutene på alle tre lokaliteter var lav før tiltak (hhv. 3,7 %, 0,3 % og 5,4 % i gjennomsnitt for Husbergøya, Malmøya og Padda, resultater av tiltak ikke vist).



Figur 2.8. Antall rødlistearter per rute og summert dekning av rødlistearter på Husbergøya (beite med geiter, krattrydding), Malmøya (krattrydding) og Padda (krattrydding). Stolpene viser gjennomsnitt per rute, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Husbergøya: 0 = 07-23, 1 = 09-24 (en sesong med beite og krattrydding), 2 = 09-25 (to sesonger med beite og krattrydding). Malmøya: 0 = 08-23, 1 = 10-23 (krattrydding), 2 = 06-24 (ingen nye tiltak), 3 = 08-25 (luking, sprøyting). Padda: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (krattrydding), 2 = 05-23 (ingen nye tiltak), 3 = 10-23 (luking, krattrydding), 4 = 06-24 (luking, krattrydding), 5 = 08-25 (luking, krattrydding).

Dekning av vedplanter og oppslag av problemarter

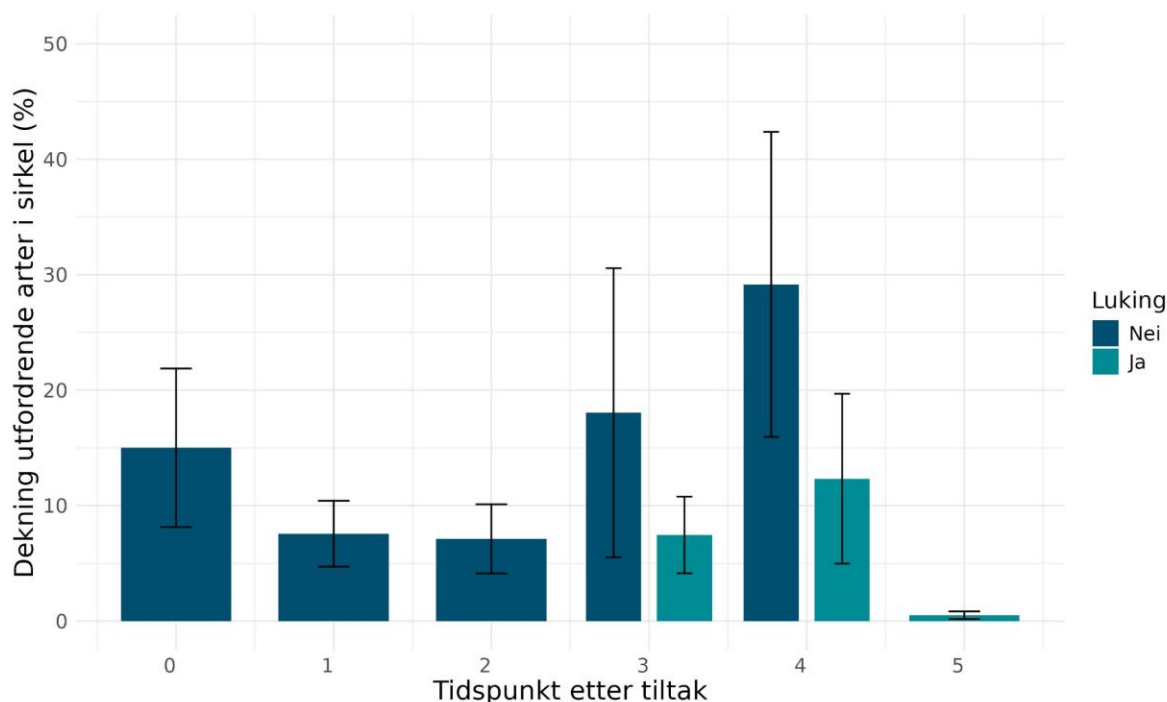
Dekningen av vedplanter i busk- og feltsjikt var høyest på Padda før tiltakene ble iverksatt (**Figur 2.9**). Fremmede arter, dvs. ulike hagemispler, utgjorde en viss andel av dekingen av vedplanter, særlig på Padda, men også på Malmøya og dels på Husbergøya. Syrin er i **Figur 2.9** ikke regnet som fremmedart (fordi den ikke var risikovurdert på gjeldende fremmedartsliste da første overvåking ble gjennomført), men utgjorde en stor andel av vedplantene på Malmøya. Som **Figur 2.9** viser, har krattrydding på Padda og Malmøya hatt effekt på gjengroingen, men nye oppslag må ryddes jevnlig (se svingningene i deking mellom registreringstidspunktene). Beiting og krattrydding på Husbergøya har foreløpig ikke vært intensiv nok til å påvirke dekingen av vedplanter, eller deking av fremmede arter.



Figur 2.9. Dekning av vedplanter (summert over busk- og feltsjikt) og dekning av fremmede arter i sirkene på Husbergøya (beite med geiter, krattrydding), Malmøya (krattrydding) og Padda (krattrydding). Stolpene viser gjennomsnitt per sirkel, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil. Skalaen på y-aksen er forskjellig for de to figurene. Tid 0 er før tiltak for alle lokaliteter, mens tid ≥ 1 er etter tiltak. Husbergøya: 0 = 07-23, 1 = 09-24 (en sesong med beite og krattrydding), 2 = 09-25 (to sesonger med beite og krattrydding). Malmøya: 0 = 08-23, 1 = 10-23 (krattrydding), 2 = 06-24 (ingen nye tiltak), 3 = 08-25 (lusing, sprøyting). Padda: 0 = 06-22, 1 = 09-22 (krattrydding), 2 = 05-23 (ingen nye tiltak), 3 = 10-23 (lusing, krattrydding), 4 = 06-24 (lusing, krattrydding), 5 = 08-25 (lusing, krattrydding).

Både på Padda og Malmøya har det i tillegg til krattoppslag vært oppslag av ugrasarter etter krattryddingen. Ugrasartene etablerer seg særlig på forstyrret mark, der det er dratt opp busker eller kjørt med tunge kjøretøy. På Padda undersøkte vi hvor stort oppslaget var, ved å gjerde inn to områder. Inngjerdingene ble etablert i mai 2023, etter datainnsamlingen ved tid 2. Det ble luket jevnlig utenfor gjerdene. Effektene av lusing ble vurdert etter én vekstsesong (tid 3, oktober 23) og etter én vekstsesong og en forsommer (tid 4, juni 2024). Etter datainnsamlingen i juni 2024 ble gjerdene tatt ned, og hele arealet ble luket i 2024 og 2025.

Figur 2.10 viser dekningen av utfordrende arter (fremmede arter og andre problemarter, som sneglebelg) over tid. Figuren viser at lusing var viktig for å holde utfordrende arter nede etter at restaureringstiltakene var gjennomført. I de lukede områdene ble utfordrende arter holdt nede gjennom vekstsesongen 2023 (mellom tid 2 og 3), mens den mer enn doblet seg i de ikke-lukede områdene. Fram mot juni 2024 økte dekningen enda mer i de ikke-lukede områdene (**Figur 2.10**).



Figur 2.10. Dekning av utfordrende arter (fremmede arter og stedegne ugrasarter som sneglebelg) på Padda. Ved tid 3 og 4 var deler av området gjerdet inn og ble ikke luket, men gjerdet ble fjernet og hele området luket mellom tid 4 og 5. Padda: 0 = 06-22 (før tiltak), 1 = 09-22 (krattrydding), 2 = 05-23 (ingen nye tiltak), 3 = 10-23 (luking, krattrydding), 4 = 06-24 (luking, krattrydding), 5 = 08-25 (luking, krattrydding). Stolpene viser gjennomsnitt per sirkel, og vertikale linjer viser ± 1 standardfeil.

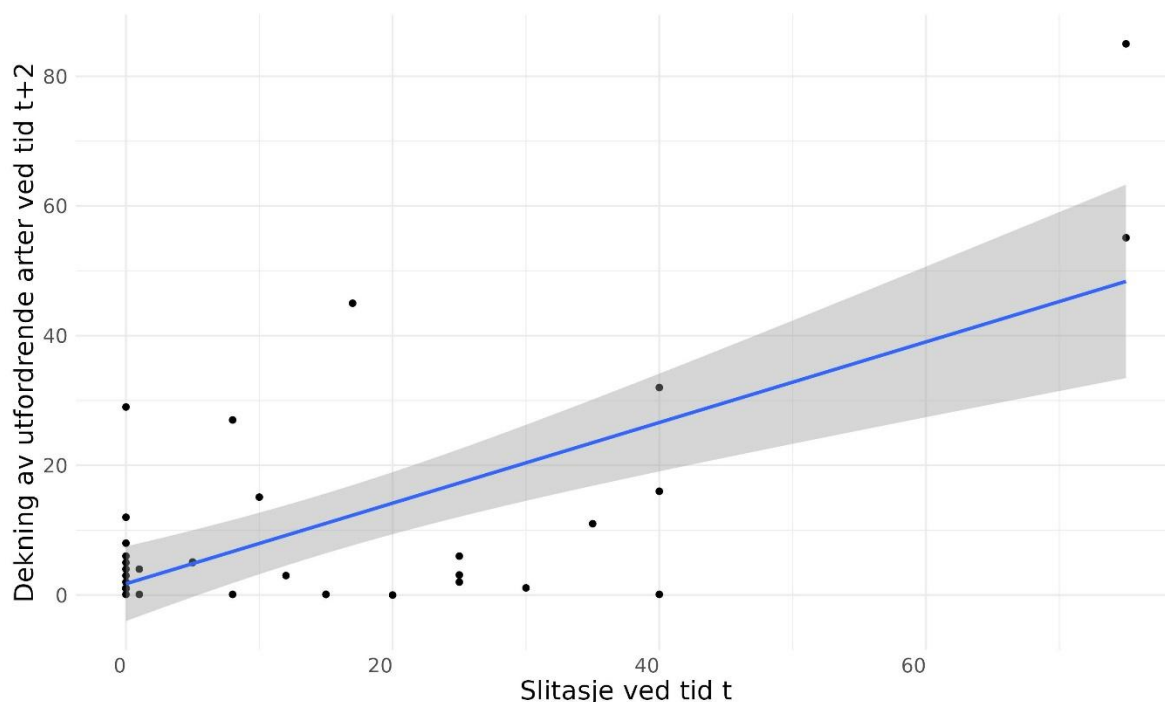
Den første runden med krattrydding på Padda ble gjennomført med maskiner, og det ble en god del kjørespor og slitasje. Vi undersøkte om slitasje økte sannsynligheten for etablering av utfordrende arter. Fordi det tar tid for artene å etablere seg, analyserte vi dekingen av utfordrende arter ved tid $t + 2$ som funksjon av dekingen av slitasje ved tid t (dvs. vi la inn en tidsforsinket respons i analysen). Sammenhengen var positiv og signifikant, dvs. at tiltak som innebærer mye slitasje og kjørespor tilrettelegger for etablering av arter som må lukes i etterkant (**Figur 2.11**).

Konklusjon

Krattrydding gir lavere deking av vedplanter i felt- og busksjikt, men det er nødvendig med oppfølgende tiltak for å sikre at effekten er varig. Oppfølgende tiltak inkluderer både rydding av oppslag av kratt, og luking av ugrasarter som etablerer seg der jorda er forstyrret. Resultatene fra Padda viser at ugrasarter kan etablere svært høy deking dersom det ikke lukes, og mye jordforstyrrelser legger til rette for etablering av ugrasarter. Dette gjelder særlig ved bruk av kjøretøy under tiltakene, men er også noe en bør være oppmerksom på når man rykker opp busker med rota.

Foreløpige resultater viser ingen negative effekter på stedegent artsmangfold. På Padda har feltsjiktdekingen økt, noe som tyder på bedre forhold for urter og gras, som igjen kan bety bedre forhold for habitatspesialister på sikt. Enn så lenge har ikke artsantallet eller mengden av habitatspesialister og rødlistearter økt etter tiltak på noen av lokalitetene.

Tiltakene på Husbergøya har foreløpig ikke vært omfattende nok til å gi effekter på vedplantene.



Figur 2.11. Dekning av utfordrende arter (fremmede arter med høy økologisk risiko, andre fremmede arter og stedegne ugrasarter som sneglebelg) på Padda (y-aksen) ved tid $t + 2$ som funksjon av dekingen av slitasje ved tid t . Analysert med lineær mikset modell med sirkel-ID som tilfeldig faktor. Sammenhengen er signifikant ($p < 0,05$).

2.5 Anbefalinger for videre arbeid

Overvåking av effekter av tiltak på åpen grunnlendt kalkmark har nå pågått i fire sesonger og omfatter seks lokaliteter. Fordi tiltakene som gjennomføres er såpass varierte, og ofte foregår i kombinasjon, har vi ikke nok statistisk styrke til å konkludere klart og generelt om hvordan kratt-rydding eller bekjempelse av gravbergknapp bør gjennomføres.

Bekjempelse av gravbergknapp

Både duk og sprøyting reduserer dekingen av gravbergknapp effektivt. Hvor mange vekstsesonger duken bør ligge, er uklart. På våre lokaliteter har noe gravbergknapp dukket fram når duken er fjernet, uavhengig av varighet av tildekking, så påfølgende luking er nødvendig. Under basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark (Skrindo et al. 2025), der vi i 2025 gjennomførte første gjentak av overvåking etter fire-fem vekstsesonger, så vi en del steder en markant økning i dekingen av gravbergknapp (Roos & Evju, pers. obs.) – noe som betyr at ekspansjonen av gravbergknapp på en lokalitet kan være rask.

I tillegg blottstilles store mengder organisk materiale, både ved tildekking og sprøyting, som tilrettelegger for etablering av ugrasarter (både fremmede og stedegne). Dette gjør at tid og ressurser må være satt av til oppfølgende luking, sannsynligvis over flere år. Det kan også være aktuelt å vurdere fjerning av jordmatter.

Hvor stort behovet er for aktive revegeteringstiltak, og hvordan de bør utformes, gir overvåkingen ingen svar på.

Bekjempelse av gjengroing

I hovedsak viser overvåkingen at aktive tiltak for å bekjempe busker og kratt, med jekk, spett og nedkapping (med påfølgende sprøyting), gir raskere effekt enn beitedyr. Det er viktig å sette av

tid og ressurser til oppfølgende tiltak i flere år. Oppfølgende tiltak inkluderer både rydding av krattoppslag, enten med kapping, oppgraving eller sprøyting, og lusing av ugrasarter (både fremmede og stedeigne). Mengden ugrasarter som etablerer seg, samvarierer med graden av slitasje som oppstår ved de første restaureringstiltakene, og svært gjengrodd lokaliteter vil dermed trenge mer omfattende oppfølging etter restaurering enn lokaliteter der enkeltbusker fjernes.

Som for bekjempelse av gravbergknapp, kan vi ikke konkludere om hvor stort behovet er for aktive revegeteringstiltak etter krattrydding, og hvordan de bør utformes.

Veien videre

Effekten av tiltakene på påvirkningsfaktorene (gravbergknapp, gjengroing) er i hovedsak tydelige etter tre-fire år. Det vil ta lengre tid før effektene på naturmangfold, både karplanter og andre artsgrupper, er synlige. Data fra de lokalitetene der vi har to vegetasjonsanalyser etter tiltak (Padda, Torvøya S), kan tyde på at populasjonsstørrelsene av habitatspesialister og rødlistearter er i økning, men flere år med overvåking er nødvendig for å fastslå om det er mellomårsvariasjoner eller en trend.

For videre oppfølging anbefaler vi:

- Systematisk oppfølging av revegeteringstiltak. Det er ulike typer tiltak som er aktuelle, inkl. tilsåing, utplantning av tuer i ulik størrelse, utlegging av høy. Det er en mulighet nå til å gjøre dette systematisk for å få mer kunnskap om hvilke metoder som er mest effektive for å øke mangfoldet og populasjonsstørrelsene av habitatspesialister på åpen grunnlendt kalkmark. Det er startet et lite forsøk på Fyrsteilene (Løkken et al. 2024), som er viktig, men det er ikke tilstrekkelig for skikkelig kunnskapsoppbygging. En systematisk oppfølging krever en god design, nok gjentak og kontroll på hvilke tiltak som gjennomføres hvor.
- Videreføring av tiltak og oppfølging på de restaurerte lokalitetene.

Videreføring av overvåkingen i nåværende form (med gjeldende lokaliteter og tiltak) kan gjennomføres.

- Variasjonen innen og mellom lokalitetene, både i form av før-tilstand (dekning av fremmede arter, grad av gjengroing) og tiltak gjør at vi kan samle generell kunnskap om utviklingen etter restaurering.
- Videreføring av overvåkingen kan gi generell kunnskap om tiden det tar før tiltakene har effekt på stedegent naturmangfold (artsrikdom og populasjonsstørrelser).
- Videre overvåking vil ikke gi mer konkrete og generaliserbare råd om hvordan tiltak bør gjennomføres.

2.6 Metoder og analyser

Metoder i dette delprosjektet er tidligere dokumentert i Evju et al. (2022b), Roos et al. (2023a) og Roos et al. (2024a).

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 er tilgjengelig på Github: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/83d7e73b76cbf8d064775b91df15df9adffd3aa6/Apen-grunnlendt-kalkmark>

3 Dragehode

3.1 Kort oppsummert

Dragehode *Dracocephalum ruyschiana* er en urt i leppeblomstfamilien som vokser på tørre, lys-åpne skråninger, skogkanter og enger på baserik berggrunn. Arten er vurdert som sårbar (VU) i norsk Rødliste for arter (Solstad et al. 2021), og utpekt som prioritert art iht. naturmangfoldloven og har en egen handlingsplan. De viktigste påvirkningsfaktorene som ligger til grunn for rødlistevurderingen, er oppdyrking, gjødsling og sprøyting, gjengroing med kratt, og nedbygging. NINA overvåker et skjøtselsekspériment hvor en del av dragehodepopulasjonen ved Horgen gård i Frogn kommune blir slått annethvert år.

Det er ingen synlige effekter to år etter første slått, noe som er forventet for en langlevet art som dragehode. Det ble slått igjen i 2025, og overvåkingen bør videreføres for å avdekke om og i så fall når tiltakene har den ønskede effekten på dragehodepopulasjonen.

3.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetning med tiltakene

Målsetningen med tiltaket er å fjerne biomasse fra enga med sen slått og derved øke habitatkvalitet for dragehode, som fører til rekruttering og en bestandsøkning lokalt.

Formålet 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.

Forventninger

Det forventes at å fjerne biomasse og åpne vegetasjonsdekket gir økt rekruttering fra frø for dragehode og dermed økt populasjonsstørrelse på sikt. Det antas at skjøtsel må gjennomføres flere ganger før effekter på dragehodepopulasjonen og vegetasjonsstruktur- og sammensetning kan observeres.

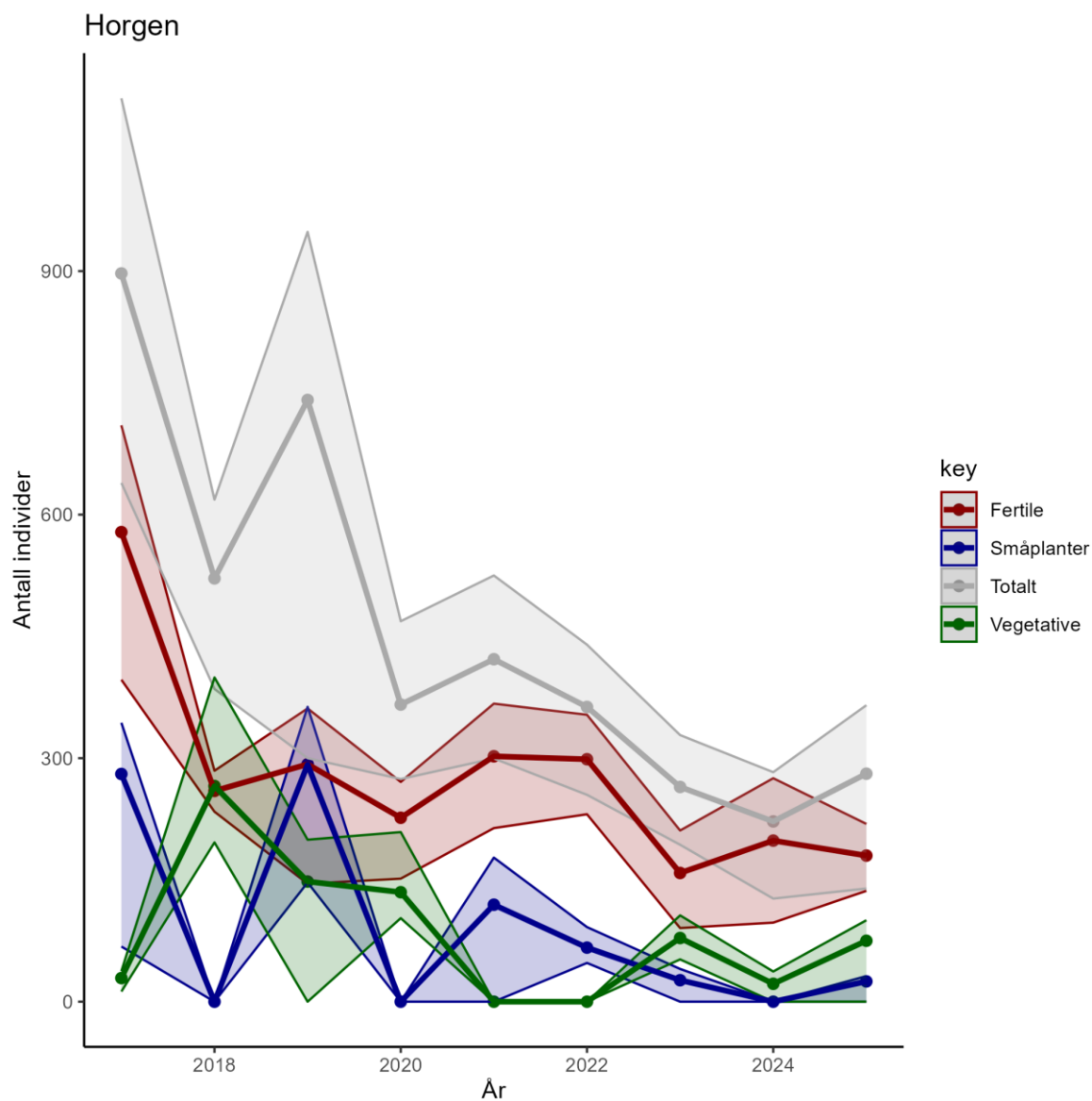
3.3 Tiltak og overvåking

Overvåkingslokaliteten, tilstand før tiltak, gjennomføringen av tiltaket, og metode for overvåkingen er grundig beskrevet i Roos et al. (2024a). Dragehodepopulasjonen på Horgen har vært overvåket siden 2017 og viser en kraftig nedgang (Evju et al. 2024, **Figur 3.1**).

Tabell 3.1. Oversikt over gjennomførte tiltak og datainnsamling.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling
Horgen	Dragehodebestanden på enga er i fare for gjengroing med kratt og nitrofile, konkurransedyktige arter.	2023: slått i september, høyet ble raket bort 2025: slått i september, høyet ble raket bort	2023: før-data: detaljert vegetasjonskartlegging i juni 2024: etter-data: detaljert vegetasjonskartlegging i juni 2025: etter-data: detaljert vegetasjonskartlegging i juni og august

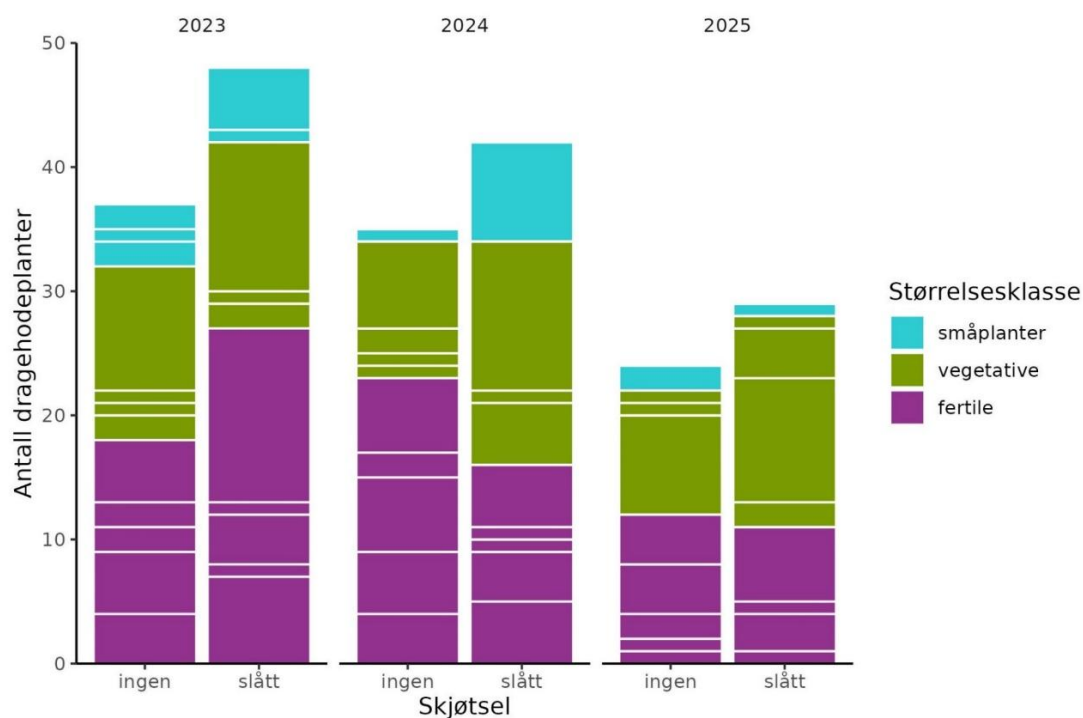
Overvåkingslokaliteten, tilstand før tiltak, tiltak gjennomført og metode for overvåking er grundig beskrevet i Roos et al. (2023a, 2024a). I **Tabell 3.1** gis en kortfattet oversikt over tiltak og data-innsamling. Datainnsamling i 2025 ble gjennomført før slått.



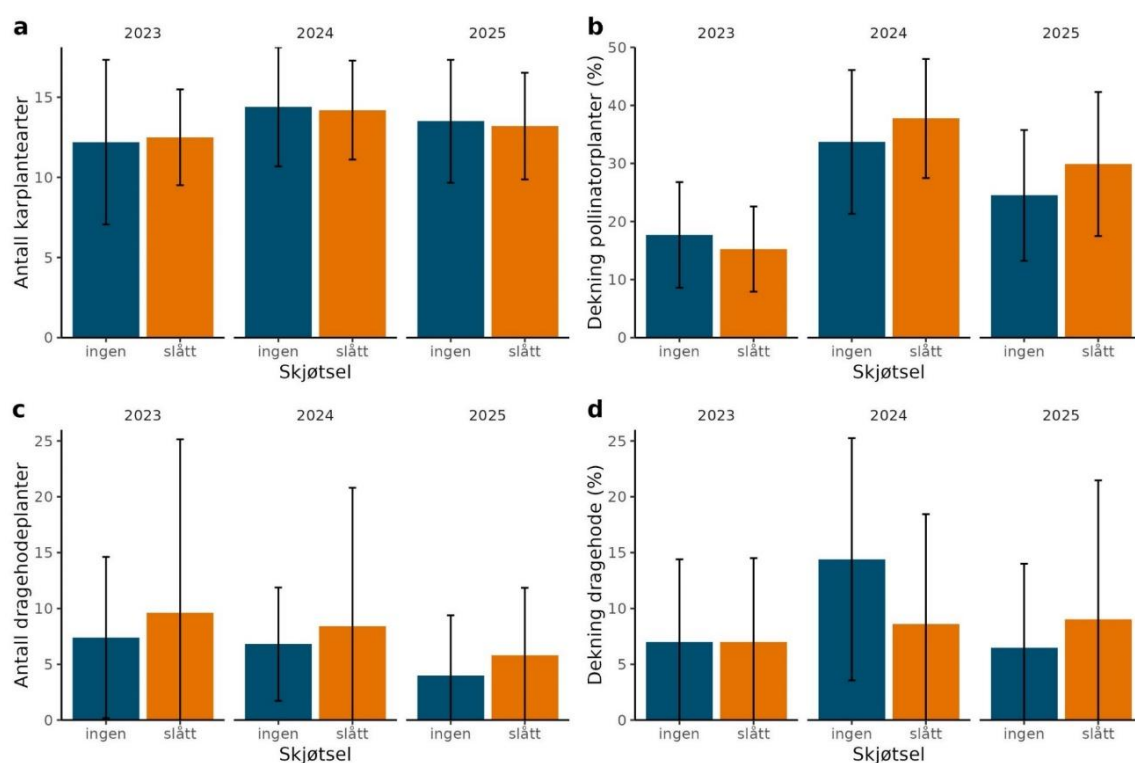
Figur 3.1. Populasjonsutvikling for dragehode på Horgen siden oppstart i 2017, fordelt på småplanter, vegetative planter og fertile planter. Se Evju et al. (2023) for detaljer.

3.4 Effekter av tiltak

Det var færre individer av dragehode i overvåkingsrutene i 2025 enn tidligere år (**Figur 3.2**), som skyldtes færre småplanter, men også færre fertile individer. Det var likevel ingen signifikante forskjeller mellom år, eller mellom ruter som ble slått i 2023 og ruter uten behandling.



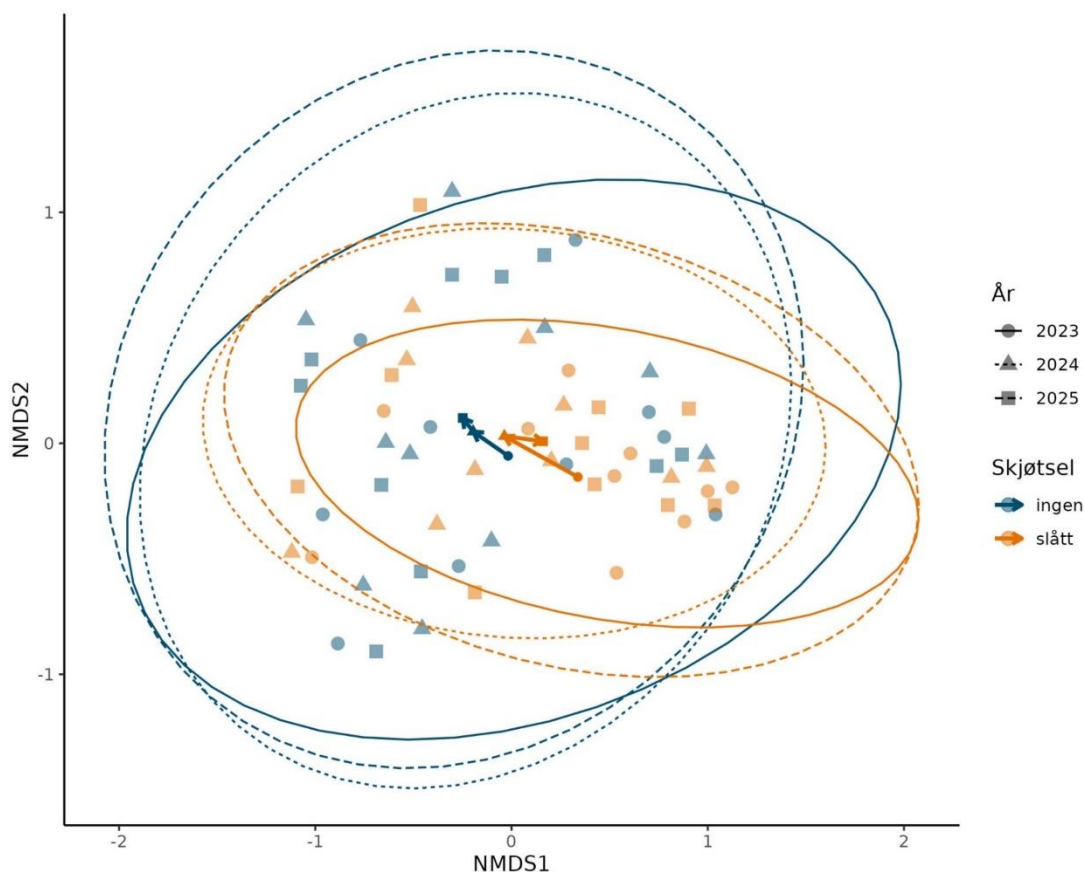
Figur 3.2. Summert antall fertile og vegetative individer og småplanter av dragehode for 2023, 2024 og 2025. «Slått» inkluderer de ti rutene som ble slått i september 2023 og 2025. «Ingen» er ti kontrollruter uten skjøtsel. Registreringene i hhv. 2023 og 2025 er gjort før slåtten.



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, 2024 og 2025 for ruter som ble slått og ruter som ikke ble slått. Usikkerhetsstolper viser 95 % konfidensintervall. «Slått» inkluderer de ti rutene som ble slått i september 2023 og 2025. «Ingen» er ti kontrollruter uten skjøtsel. Registreringene i hhv. 2023 og 2025 er gjort før slåtten.

Det er ingen forskjell i artsmangfold i karplanter mellom år, eller mellom ruter som ble slått i 2023 og de som ikke ble slått ($p > 0,268$, **Figur 3.3a**). Dekningen av pollinatorplanter varierte mellom år ($p < 0,001$, **Figur 3.3b**), men ikke mellom behandlinger. Antallet dragehodeplanter (**Figur 3.3c**) og dekkningen av dragehode (**Figur 3.3d**) varierte ikke signifikant mellom år og behandlinger (hhv. $p > 0,473$ og $p > 0,381$).

Artssammensetningen (**Figur 3.4**) varierte mellom årene ($p = 0,005$), og var forskjellig mellom ruter som ble slått og ikke slått ($p = 0,023$), men det ingen signifikant interaksjon mellom år og behandling ($p = 1,000$). Dette betyr at vegetasjonssammensetningen på Horgen varierer noe, men ikke nødvendigvis pga. slått 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, prikkede linjer for 2024, stiplede linjer for 2025). Pilene viser endringen i gjennomsnittlig artssammensetning per skjøtselstype fra 2023 (sirkler) til 2024 (trekanter) til 2025 (firkanter).

3.5 Anbefalinger for videre arbeid

Det er ingen effekt av slått etter to år på populasjonsstørrelsen til dragehode på Horgen. Antall småplanter var mye lavere i 2025 enn i 2024, da vi observerte mange småplanter etter tørkesommeren 2023, noe vi også har gjort i basisovervåkingen av dragehode (Evju et al. 2023). Heller ikke andre store endringer i vegetasjonen er observert ennå.

Dette er som forventet – skjøtsel for en langlevet art som dragehode vil måtte pågå over lengre tid før effektene gjør seg gjeldende. Det ble slått på nytt i 2025, og overvåkingen av dragehode

(populasjonsstørrelse og -struktur) og vegetasjonen for øvrig bør videreføres i 2026. Det bør i tillegg vurderes om området som slås, kan utvides til å inkludere delen av åkerholmen sør for kraftlinjen. Både engvegetasjonen (med forekomst av bl.a. nyresildre *Saxifraga granulata* (NT) og bakkemaure *Galium sternerii* (VU) jf. Artsdatabanken) og flere eiketrær som inngår forskriften for utvalgt naturtype hule eiker (per i dag ikke registrert i naturbase), vil ha fordel av å holde nitrofile og gjengroingsarter nede.

3.6 Metoder og analyser

Metoder for datainnsamling og analyser i dette delprosjektet er tidligere dokumentert i Roos et al. (2023a, 2024a).

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 er tilgjengelig på Github: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/83d7e73b76cbf8d064775b91df15df9adffd3aa6/Dragehode>

4 Honningblom

4.1 Kort oppsummert

Honningblom *Herminium monorchis* er en kritisk truet (CR) orkidé som har fire kjente lokaliteter, alle på Hvaler i Østfold. Honningblompopulasjonene på Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær har vært overvåket siden 2014 og populasjonen på Filletassen siden 2020 (Roos et al. 2024a). Forvaltningen gjennomfører ulike skjøtselstiltak på lokalitetene for å opprettholde og øke habitatkvaliteten for honningblom. 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.

Overvåkingen viser at den største populasjonen, Skjellvik, er stabil med tendens til vekst. Populasjonen på Filletassen er stabil, mens den på Teneskjær fortsetter den positive utviklingen som har vært observert siden 2020. På Skipstadsand var det en positiv utvikling fra 2024 til 2025. Resultatene gir gode indikasjoner på at skjøtselstiltakene har positiv effekt, men at forhold som tørke i vekstsesongen, kan føre til populasjonsnedgang.

Oppformerte honningblomplanter kan være klare for utsetting i 2026. Vi gjennomførte befaring og systematisk vurdering av potensielle utsettingslokaliteter på Hvaler. Vikerkilen og Herfølsalta bør prioriteres med skjøtselstiltak i 2026. Vikerkilen ligger nært dagens delpopulasjoner av honningblom, og dersom utsetting lykkes, vil arten få en mer robust populasjon i dette området. Herfølsalta er et stort og variert område med mange potensielle lokaliteter. Dersom det lykkes å etablere delpopulasjoner her, vil forekomstarealet til honningblom utvides betydelig sammenlignet med dagens forekomstareal. Delpopulasjonene kan dessuten potensielt fungere som spredningskilder til andre egnede lokaliteter i området, både på Herføl og Søndre Sandøy.

4.2 Populasjonsovervåking

4.2.1 Målsetting med delprosjektet

Målsetningen med tiltakene

Tiltakene som gjennomføres, 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, for å gi innspill til vurdering av forvaltningstiltak. Tiltakene gjennomføres på hele arealet for populasjonene, og derfor sammenlignes ikke 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.

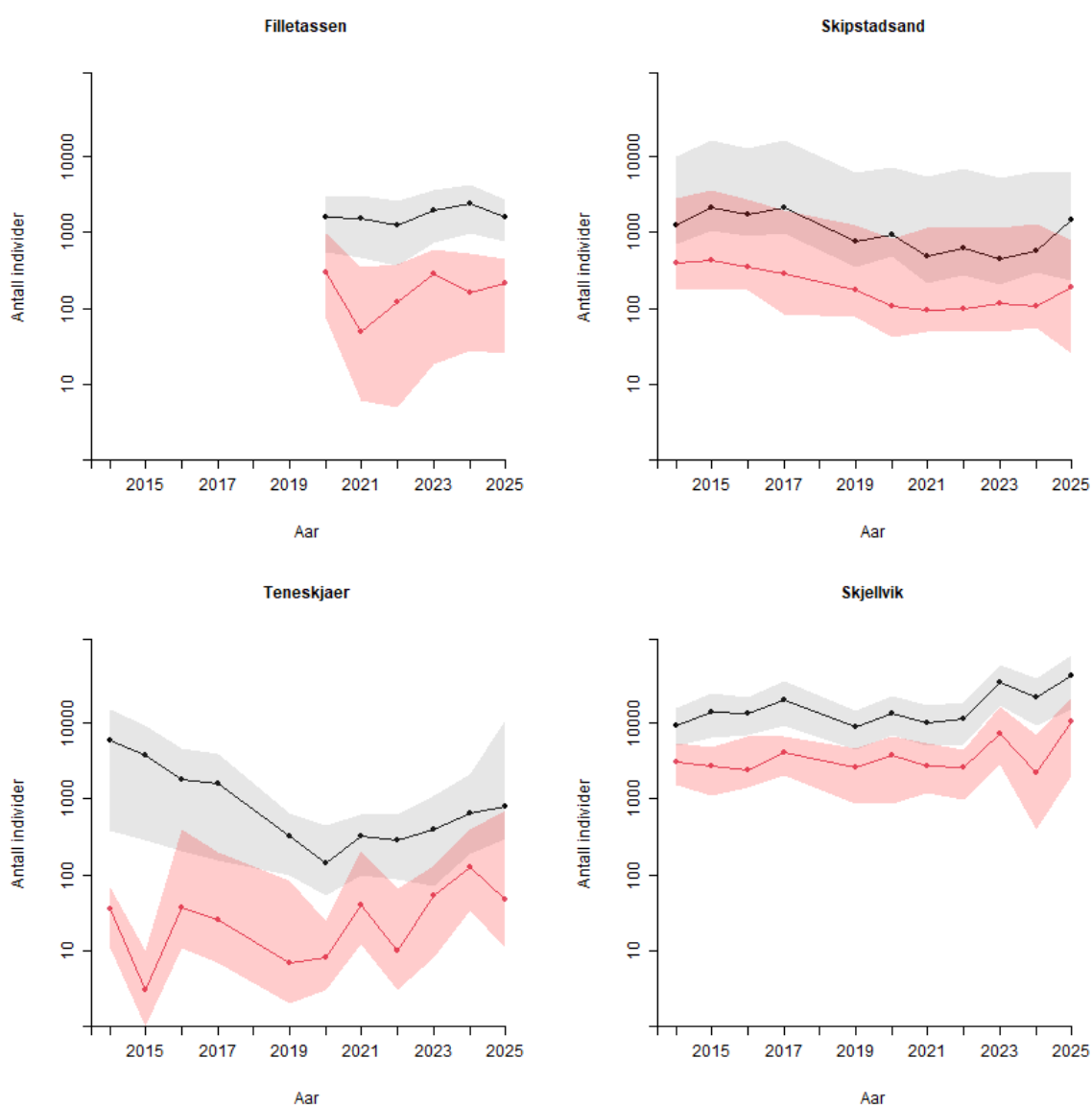
4.2.2 Tiltak og overvåking

Beskrivelse av lokalitetene, tiltak som gjennomføres og metodikk for datainnsamling er grundig beskrevet i Roos et al. (2024a).

4.2.3 Populasjonsutvikling

Utviklingen av populasjonene til honningblom er vist i **Figur 4.1**. På Filletassen har populasjonen vært relativt stabil siden overvåkingen startet i 2020, på ca. mellom 1500 og 2000 individer.

På Skipstadsand ser det ut til å ha vært en positiv utvikling mellom 2024 og 2025. Dette skyldes at det ble observert honningblom i en forekomstrute langs transektene der det ikke har blitt observert før, med andre ord at utbredelsen på lokaliteten i år var større enn vi tidligere har observert. Antall honningblom per overvåkingsrute var 13,3 individer i gjennomsnitt, en nedgang fra 16,7 i fjor, men på samme nivå som i 2023.



Figur 4.1. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Filletassen, Skipstadsand, Teneskjær, og Skjellvik i perioden 2014–2025. Skraverte områder representerer 95 % konfidensintervall for hhv. overjordisk populasjonsstørrelse (svart) og antall fertile individer (rødt). Legg merke til at y-aksen er på log-skala.

På Skjellvik er populasjonsestimatene på rett over 40 000 individer (95 % konfidensintervall: 15 000–77 000), og dette er det høyeste som er estimert noen gang siden overvåkingen startet i 2014.

På Teneskjær har den positive populasjonsutviklingen fortsatt siden 2020. Det er generelt en svært lav andel fertile individer på Teneskjær, og mange av blomsterstandene blir beitet bort. I 2025 ble det derfor gjort et forsøk med å sette bur over grupper av fertile individer, for å øke sannsynligheten for å utvikle modne frø. Vi observerte under feltarbeidet i juli at blomstrende individer utenfor burene i stor grad var beitet bort. Beskyttelse mot beite kan derfor være viktig for å sikre frøproduksjon på Teneskjær framover.

4.2.4 Anbefalinger for videre arbeid

Overvåkingen av honningblom gir svært viktig informasjon om populasjonsutviklingen av denne kritisk truede arten, og om hvordan utviklingen påvirkes av vær og forvaltningstiltak. Både tiltakene som forvaltningen gjennomfører, og overvåkingen, bør videreføres.

4.2.5 Metoder og analyser

Metodikk for analyser av populasjonsdata er beskrevet i Evju et al. (2022a, b) og Roos et al. (2024a). Ingen endringer i analysemetodikk er gjennomført i 2025.

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/83d7e73b76cbf8d064775b91df15df9adffd3aa6/Honningblom>

4.3 Utsettingslokaliteter

Det er utarbeidet et forslag til bevaringsutsetting av honningblom (Roos et al. 2023b). NIBIO vil i 2026 ha de første plantene klare for utsetting (Ellen Svalheim, pers. medd.). Det er derfor behov for å lage en plan for aktuelle lokaliteter for å teste utplantning av oppformerte honningblom. I dette delprosjektet har vi konsentrert oss om potensielle lokaliteter på Hvaler, i nærheten av eksisterende populasjoner.

Teksten i denne rapporten er en kortversjon av Ekelund et al. (2025). Der ligger fulle lokalitetsbeskrivelser og avveininger knyttet til prioriteringer av arbeidet framover.

4.3.1 Sjekkliste

Vi utarbeidet en sjekkliste for lokalitetene for å sikre at lokalitetene kunne sammenlignes på en systematisk måte. Vi tok utgangspunkt i IUCNs retningslinjer for bevaringsutsetting (IUCN/SSC 2013), Miljødirektoratets anbefalinger (Miljødirektoratet 2023) og Center for Plant Conservation sine «best practice»-råd (Center for Plant Conservation 2019)

En rekke indikatorer ble definert, delt i tre hovedkategorier: 1) habitatkvaliteter, 2) behov for skjøtsel og andre forvaltningstiltak, inkludert vurderinger rundt friluftsliv og ferdsel, og 3) logistikk og implementering, i tråd med Center for Plant Conservations liste. Sjekklisten er vist i Ekelund et al. (2025). Kunnskap om lokalitetene som honningblom vokser på i dag, i Norge og

internasjonalt, ble brukt for å vurdere terskelverdier for indikatorene, og for å kunne rangere lokalitetene skåret vi hver indikator fra best (3) til dårligst (1).

4.3.2 Feltarbeid

Totalt ble 24 lokaliteter oppsøkt og vurdert av Kristine Ekelund, med bistand fra NINA på noen lokaliteter. De 24 lokalitetene var fordelt på ni områder, ett utenfor verneområde.

4.3.3 Prioriterte utsettingslokaliteter

Det er fire av områdene som særlig peker seg ut som best egnet for utsetting av honningblom: Herfølsalta, Vikerkilen, Vadholmen og Sandøysalta (**Tabell 4.1**). Innenfor de fire områdene er det mange dellokaliteter, som til sammen utgjør relativt store arealer. Deler av lokalitetene har lav vegetasjon og egnede naturgitte habitatkvaliteter, og med noe skjøtsel i forkant vil det finnes godt med potensielle utsettingssteder innenfor lokalitetene. Med et langsiktig skjøtelsarbeid vil det dessuten være mulig å øke de potensielle leveområdene til honningblom betydelig.

Store lokaliteter gir mer variasjon i miljøforhold, og de vil også antas å være mer robuste ift. klimaendringer enn små lokaliteter. Variasjonen i miljøforhold gjør det mulig å plante ut honningblom langs gradienter i jordfuktighet, -dybde og vegetasjonsstruktur. En slik tilnærming gjør det mulig å samle kunnskap om hvordan variasjon i disse faktorene påvirker overlevelse og vekst hos honningblom – innen og mellom år.

Vi anbefaler å prioritere Vikerkilen og Herfølsalta først og starte opp skjøtelsarbeid her i 2026 for å sikre så gode habitatkvaliteter som mulig når oppformerte planter er klare til utplanting.

Vikerkilen ligger nært dagens delpopulasjoner av honningblom, og dersom utsetting lykkes, vil arten få en mer robust populasjon i dette området. Det er mange potensielle lokaliteter i Vikerkilen, og Vadholmen ligger like ved, med enda flere lokaliteter som er egnet med tilstrekkelig skjøtsel. Tilgjengeligheten er dessuten lett.

Herfølsalta er et stort og variert område med mange potensielle lokaliteter. Dersom det lykkes å etablere delpopulasjoner her, vil forekomstareal (jf. rødlistekriteriene) til honningblom utvides betydelig sammenlignet med dagens forekomstareal. Delpopulasjonene kan dessuten potensielt fungere som spredningskilder til andre egnede lokaliteter i området, både på Herføl og Søndre Sandøy.

Dersom det er ressurser til det, anbefaler vi å sette i gang skjøtsel også på Vadholmen og Sandøysalta. Disse to områdene innehar de samme naturkvalitetene som Vikerkilen og Herfølsalta.

Både på Filletassen og Skjellvik er det areal i nær tilknytning til dagens forekomster, som kan være aktuelt for utsetting. Utsetting vil i så fall styrke dagens delpopulasjoner, men også være en viktig test av metoder ved utsetting, f.eks. knyttet til tidspunkt for utplanting, stadium for utplantede individer m.m. Arealer rundt Skjellvik er ikke diskutert i denne rapporten, men vi og forvaltningen har god kunnskap om potensielt egnede lokaliteter der. På Filletassen er det interesse fra forvaltningen å komme i gang med skjøtsel på de to dellokalitetene som er vurdert i kap. 3. Vi anbefaler å starte skjøtsel på begge disse tilgrensende områdene.

Vi understreker at denne feltbefaringen og anbefalingen om lokaliteter for bevaringsutsetting er første skritt. For at truethetskategorien for honningblom på sikt skal kunne reduseres fra kritisk til sterkt truet, jf. Rød til grønn-metoden (Kyrkjeeide et al. 2023, Pedersen et al. 2025) er det behov for å øke artens utbredelsesområde og forekomstareal. Å finne egnede lokaliteter for bevaringsutsetting utenfor dagens utbredelse på Hvaler er imidlertid en større prosess, som var utenfor rammene av dette prosjektet. Utsetting på Hvaler vil uansett være et viktig ledd i å skaffe

kunnskap om betydningen av ulike faktorer for vellykket utsetting, inkludert habitatkvaliteter og faktorer ved selve utsettingen (se Roos et al. 2023b, 2024a).

Arbeidet med oppsummering av lokalitetsbeskrivelser og variabler for potensielle utsettingslokaliteter kan ha overføringsverdi til valg av utsettingslokaliteter for andre arter. Sjekklister tar utgangspunkt i nasjonale og internasjonale anbefalinger for bevaringsutsetting. Gjennom å bruke slike artstilpassede sjekklister blir utvalg og prioritering av egnede områder sammenlignbart.

Tabell 4.1. Oppsummerte indikatorskårer for de fire indikatorgruppene naturgitte habitatkvaliteter, skjøtselsbetingede habitatkvaliteter, skjøtselsbehov og logistikk. Best indikatorskår gir verdi 3, dårligst verdi 1 (se **Tabell 1** og **Vedlegg 1** i Ekelund et al. 2025 for nærmere beskrivelser). Maks summert skår over alle indikatorene i gitte gruppe er vist for hver gruppe – der verdier nærmest maks er best. Fargeleggingen av celler er veiledende, med grønt for best, lysegrønt for nest-best og lysegul for dårligst sum. Det er ingen intern rangering av lokalitetene med samme totalverdi.

Nr.	Områdenavn	Naturgitte habitatkvaliteter (maks 12)	Skjøtselsbetingede habitatkvaliteter (maks 15)	Skjøtselsbehov (maks 12)	Logistikk (maks 8)	TOTAL (maks 47)
7.2	Herfølsalta 2	11	14	10,5	7	42,5
7.3	Herfølsalta 3	11,5	13	10,5	7	42
4.2	Vikerkilén sør	10,5	12	11	8	41,5
7.1	Herfølsalta 1	11	13	10,5	7	41,5
5.2	Vadholmen sør	10,5	13	11	6,5	41
8.1	Herføl nord 1	9,5	14	10,5	7	41
9.3	Sandøysalta sør	11	12,5	10,5	7	41
9.2	Sandøysalta nordøst	10,5	12	11	7	40,5
4.1	Vikerkilén vest	11	11	10	8	40
5.3	Vadholmen vest	10,5	13	10	6,5	40
5.5	Vadholmen øst	11	12	10	7	40
8.2	Herføl nord 2	8,5	14	10,5	7	40
9.1	Sandøysalta nord	9,5	13	10,5	7	40
5.1	Vadholmen lengst sør	10	12	11	6,5	39,5
5.4	Vadholmen nord	9,5	13	10	7	39,5
6.1	Kasakilen 1	10	11	10	8	39
6.2	Kasakilen 2	9	11	11	8	39
4.3	Vikerkilén øst	9,5	11	10	8	38,5
5.6	Vadholmen sørøst	10,5	10,5	10	7	38
6.3	Kasakilen 3	9,5	10	9,5	8	37
3	Søndre Lauer	7	13	12	4	36
2.1	Filletassen 1	8,5	11	9,5	6	35
2.2	Filletassen 2	8,5	13	8,5	5	35
1	Hellekilén	6,5	10	10	7	33,5

5 Elvesandjeger

5.1 Kort oppsummert

Elvesandjeger *Cicindela maritima* er en art innen familien løpebiller (Carabidae), som i Norge er spesialisert på silt- og sandflater langs større elveløp. Arten har en begrenset utbredelse og lever i sterkt fragmenterte habitater med få forekomster. Elvesandjeger er derfor vurdert som sterkt truet (EN) i Rødlista for arter (Ødegaard et al. 2021a), og utpekt som prioritert art iht. naturmangfoldloven. Den dynamiske naturen til artens habitat trues av gjengroing av stedegegne og fremmede plantearter, og fysisk ødeleggelse av larvehull på grunn av kjøring og tråkk. NINA overvåker elvejegerbestanden på fire lokaliteter langs elven Gaula i Trøndelag. Tiltaket som overvåkes, er fjerning av hagelupin *Lupinus polyphyllus*.

Årets bestander var lavere enn tidligere år. Vi ser likevel at luking av hagelupiner har en positiv effekt på bestanden av elvesandjeger, og luking over flere år er viktig for å skape og opprettholde egnet habitat for arten. Store arealer gjør det mulig for arten å tilpasse arealbruken etter hendelser som restaurering, men også flom og styrtregn, og er en viktig buffer for delbestandene. For en art som lever i et så dynamisk habitat som det elvesandjeger gjør, er det viktig å ivareta mer enn de arealene som på et gitt tidspunkt har forekomst av arten. Kartlegging med droner viser at det forekommer slitasje fra mennesker og hunder i kjerneområdene for elvesandjeger, og det er derfor et potensial for å bedre beskytte disse områdene mot tråkk.

5.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Målsetningen med tiltaket, luking av hagelupin *Lupinus polyphyllus*, er å åpne opp gjengrodde arealer slik at fluvialt sediment blir tilgjengelig som levested for elvesandjeger.

Formålet med overvåking

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 arealer hvor lupin har blitt luket blir tatt i bruk til egglegging av elvesandjeger, og at rydding på sikt vil øke utbredelsen og populasjonsstørrelsen på lokalitetene. Det forventes en tidsforskyvning mellom luking og effekter på populasjonene, siden arten ikke ser ut til å trives på sterkt påvirkete sandflater.

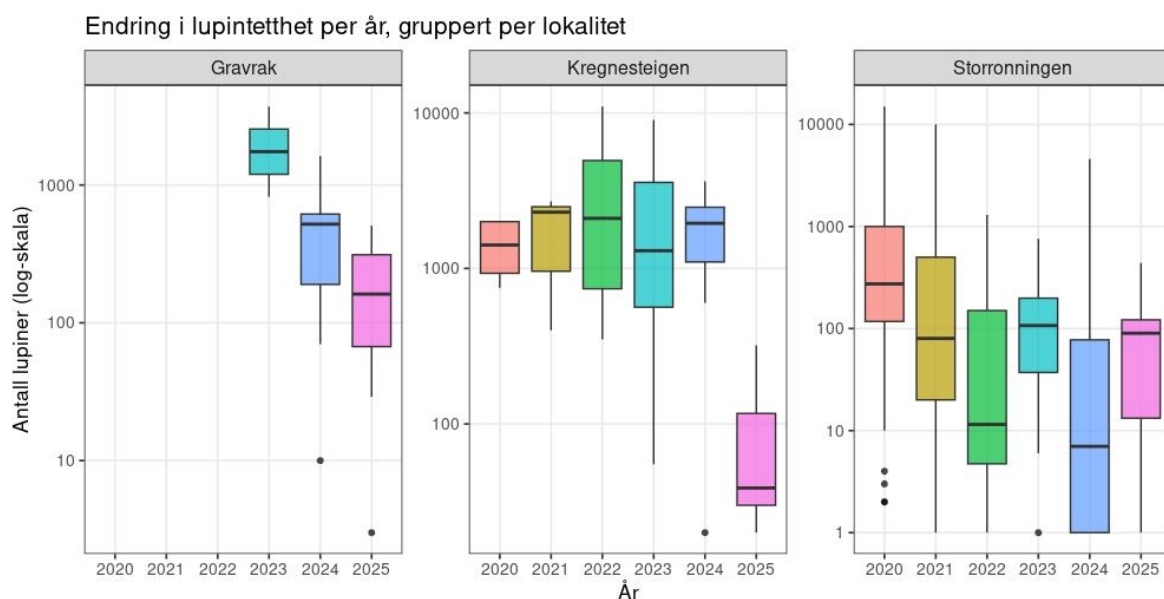
5.3 Tiltak og overvåking

Overvåkingslokalitetene, gjennomføringen av tiltaket og metode for overvåkingen er grundig beskrevet i Roos et al. (2024a). I **Figur 5.1** vises tettheten av lupiner, slik den er estimert av Midtnorsk naturundersøkelse under lukearbeidet, mens **Figur 5.2** viser oversikt over de områdene som ble luket i 2025.

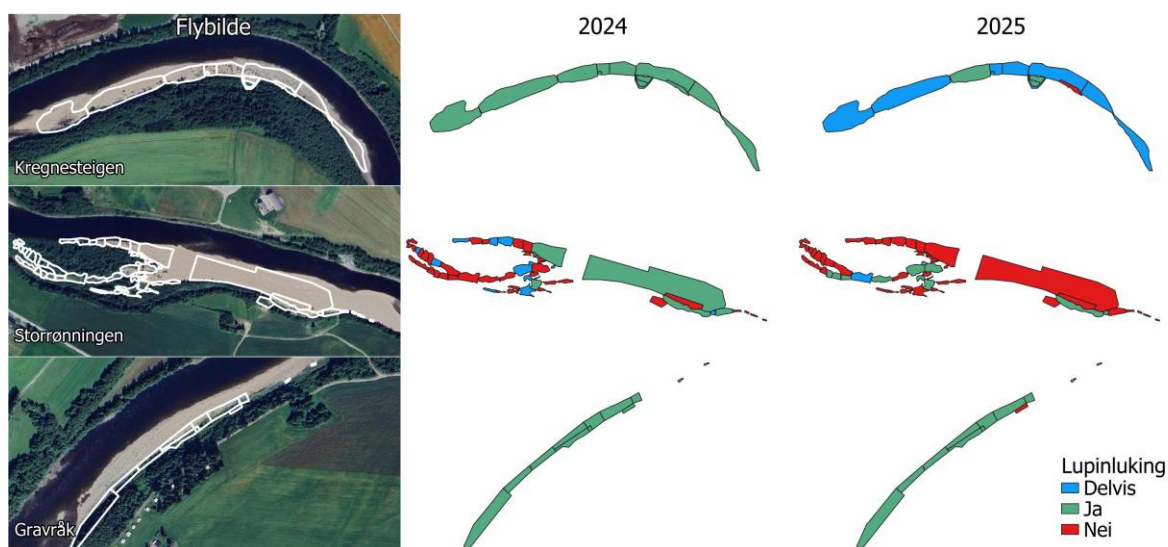
Tabell **5.1** gis en kortfattet oversikt over tiltak og datainnsamling. I **Figur 5.1** vises tettheten av lupiner, slik den er estimert av Midtnorsk naturundersøkelse under lukearbeidet, mens **Figur 5.2** viser oversikt over de områdene som ble luket i 2025.

Tabell 5.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og frekvens på datainnsamling. Antall polygoner som er helt eller delvis luket, og arealet de utgjør, er vist.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak			Datainnsamling
		År	Ant. polygoner	Areal ryddet	
Fornes	Elvør på 28 da, store sandflater med silt i og omkring et frodig klåved-kratt på østsiden.	Aldri luket			2017-2025: Telling av larvehull – ant. individer i 1., 2. og 3. stadium – tre ganger per sesong. 2024, 2025: dronefotografering
Storrønningen	Elvør som er 1,3 km lang, hvor den nederste 500 m har hatt bestand i mange år. Gjengroing og styrtregnflokker har forringet habitatet.	2022	Delvis: 23 Luket: 9	Delvis: 5272 m ² , Luket: 5913 m ²	2015-2025: Telling av larvehull – ant. individer i 1., 2. og 3. stadium – tre ganger per sesong. 2024, 2025: dronefotografering
		2023	Delvis: 5, Luket: 47	Delvis: 4442 m ² , Luket: 11519 m ²	
		2024	Delvis: 12, Luket: 7	Delvis: 3055 m ² , Luket: 18394 m ²	
		2025	Delvis: 3, Luket: 11	Delvis: 781 m ² , Luket: 4291 m ²	
Kregnesteigen	Langsmal elvør, 1 km lang, 20-50 m bred. Gjengroing og flom har redusert habitatkvalitet.	2022	Luket: 5	Luket: 2933 m ²	2015-2025: Telling av larvehull – ant. individer i 1., 2. og 3. stadium – tre ganger per sesong. 2024, 2025: dronefotografering
		2023	Delvis: 1, Luket: 10	Delvis: 1858 m ² , Luket: 15757 m ²	
		2024	Luket: 13	Luket: 17951 m ²	
		2025	Delvis: 9, Luket: 3	Delvis: 15322 m ² , Luket: 2335 m ²	
Gravråk midtre	600 m lang grusør, med litt sand og silt, ustabil populasjon av elvesandjeger.	2022	Ikke luket		2018-2025: Telling av larvehull – ant. individer i 1., 2. og 3. stadium – tre ganger per sesong. 2024, 2025: dronefotografering
		2023	Delvis: 1, Luket: 1	Delvis: 42 m ² , Luket: 403 m ²	
		2024	Luket: 13	Luket: 5280 m ²	
		2025	Luket: 12	Luket: 5165 m ²	



Figur 5.1. Endring i lupintetthet per år, gruppert etter lokalitet. Verdiene er log-transformert. Den markante nedgangen i antall lupiner på Kregnesteigen i 2025 skyldes at hele området ble fullstendig luket i 2024.



Figur 5.2. Kart over områder som ble ryddet for lupiner i 2024 og 2025.

5.4 Effekter av tiltak per 2025

Endringer i elvesandjegerbestand over tid

Bestanden av elvesandjeger fortsetter å variere i størrelse fra år til år og mellom de fire undersøkelseslokalitetene (**Figur 5.3**). Årets resultater viste en nedgang i bestanden fra 2024.

På Fomes ble det registrert en nedgang i antall larver, særlig i stadium 1 og stadium 2 (**Tabell 5.2**). Dette området har ikke blitt ryddet tidligere, og vi har ikke informasjon om forekomsten av lupiner der. På Gravråk var bestanden stabil, med en økning i antall larver i stadium 1 fra 0 i 2024 til 6 i 2025 (**Tabell 5.2**). Dette er et positivt tegn, ettersom bestanden på Gravråk tidligere

har vært svært lav, og resultatene kan tyde på at den er i ferd med å stabilisere seg. Antallene er fortsatt lave sammenlignet med de andre lokalitetene. Gravråk ble fullstendig ryddet for lupiner både i 2024 og 2025.

De to hovedlokalitetene (Kregnesteigen og Storrønningen) som har hatt en stabil forekomst av elvesandjeger siden overvåkingen startet i 2015, hadde i 2025 det laveste antallet observasjoner siden 2017 – spesielt for larver i stadium 2 (**Figur 5.3**). Et unntak er at antall stadium 1-larver på Kregnesteigen hadde økt siden 2024, men var likevel lavere enn i 2023. Antall stadium 3-larver på Kregnesteigen har ikke vært så lavt siden 2016, til tross for at hele området ble ryddet for lupiner i 2024.

Tabell 5.2. Totalt antall observerte larvehull gjennom feltsesongen og prosentvis endring i elvesandjegerlarver fra 2024 til 2025.

Stadium 1:

Lokalitet	2024	2025	Endring (%)
Fornes	47	16	-66%
Gravråk	0	6	600%*
Kregnesteigen	64	140	119 %
Storrønningen	276	75	-73%
Totalt	387	237	-39%

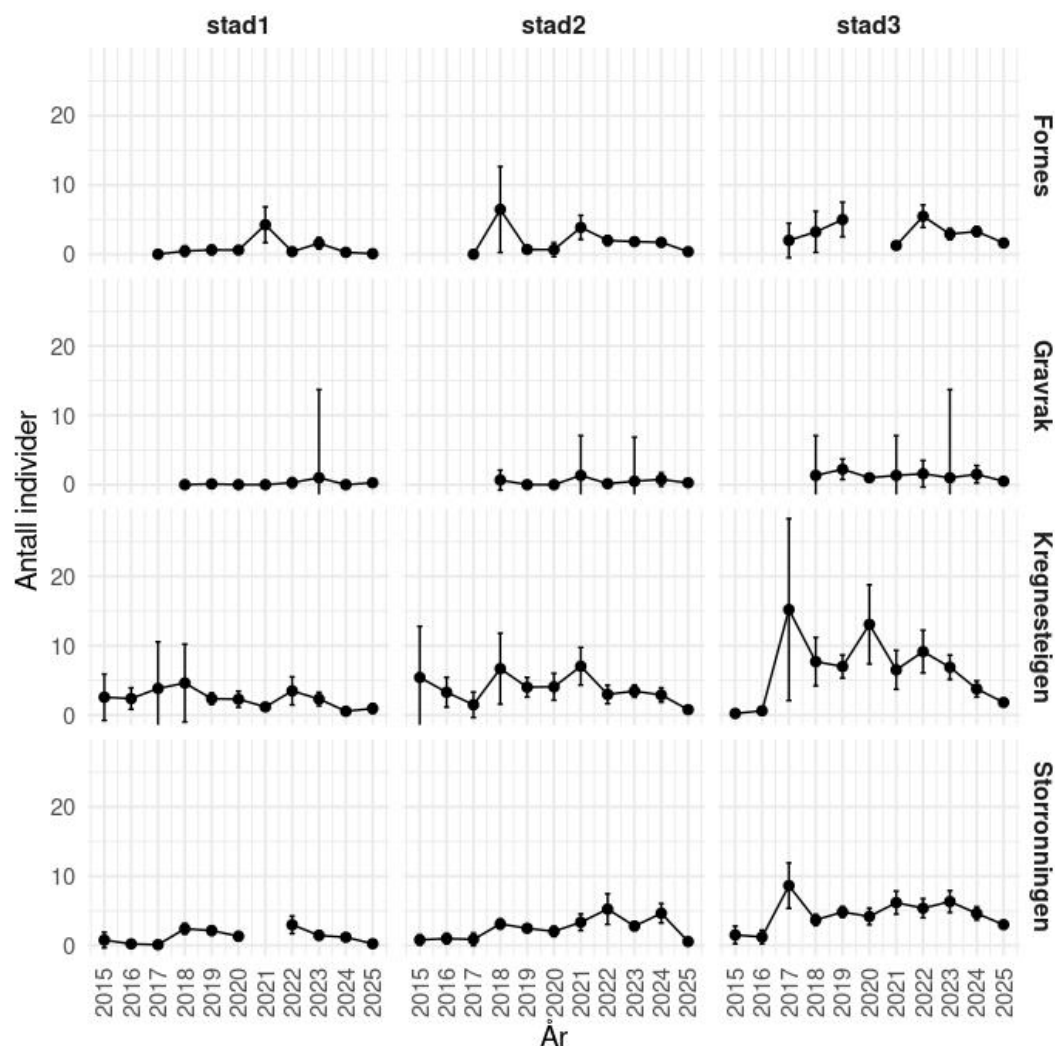
Stadium 2:

Lokalitet	2024	2025	Endring (%)
Fornes	288	73	-75%
Gravråk	6	6	0 %
Kregnesteigen	336	115	-66%
Storrønningen	1082	167	-85%
Totalt	1712	361	-79%

Stadium 3:

Lokalitet	2024	2025	Endring (%)
Fornes	552	312	-43%
Gravråk	12	11	-8%
Kregnesteigen	438	268	-39%
Storrønningen	1077	886	-18%
Totalt	2079	1477	-29%

*Endringen er høy, men verdiene er fortsatt veldig lave.



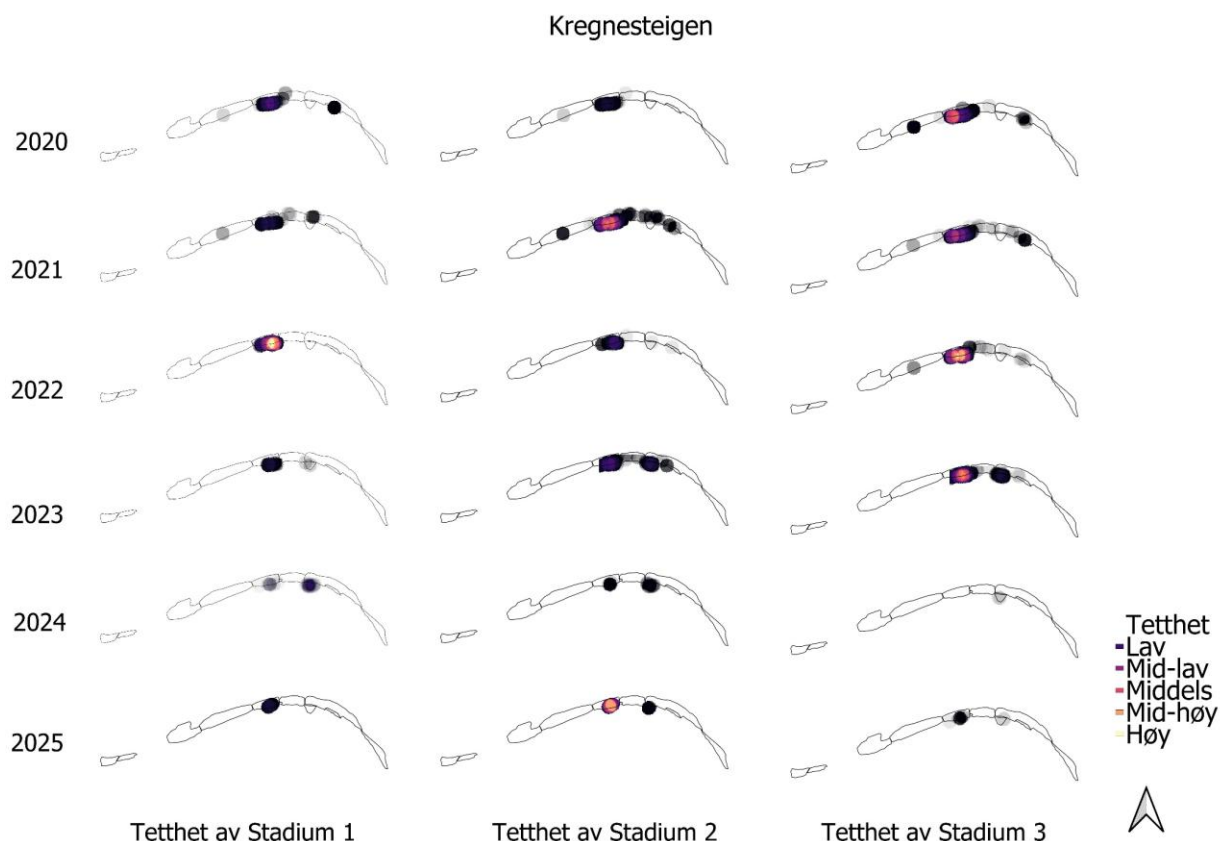
Figur 5.3. Antall larver av elvesandjeger i tre utviklingsstadier (stadium 1–3) ved fire lokaliteter (Fornes, Gravrak, Kregnesteigen og Storrønningen) i perioden 2015–2025. Punktene viser gjennomsnittlig antall individer per registrert polygon (dellokalitet) per år, og strekene angir standardfeil.

Dynamikk i tid og rom

Tetthetskartene (**Figur 5.4** og **Figur 5.5**) viser den romlige og tidsmessige dynamikken i bestanden av elvesandjeger. Kartene viser kun tetthet i august, ettersom dette gir det beste sammenligningsgrunnlaget mellom larvestadier – uten forstyrrende effekt av mulig dobbeltelling av larver som kan ha utviklet seg fra ett stadium til et annet i løpet av sommeren. Det finnes fortsatt lite kunnskap om biologien og livssyklusen til elvesandjeger, og det er uklart hvor lenge hvert larvestadium varer, og hvor mange stadier en larve kan gå gjennom i løpet av én sommer.

Vi vet heller ikke hva dødeligheten er, om larver flytter seg mellom områder, eller om de forblir i samme hull gjennom hele larvestadiet. Tidsserien som NINA har samlet inn siden 2015, gir verdifull innsikt i hvor elvesandjeger har kjernepopulasjoner (**Figur 5.4** og **Figur 5.5**), og hvordan disse fungerer som viktige kildeområder for arten. I enkelte år, når tettheten i disse kjerneområdene er høy, ser det ut til at elvesandjeger også koloniserer nye områder.

Vi antar at habitatkvalitet er en sentral faktor for bestanden av elvesandjeger, noe som støttes av den vedvarende tilstedeværelsen av larver i disse kjerneområdene over tid.



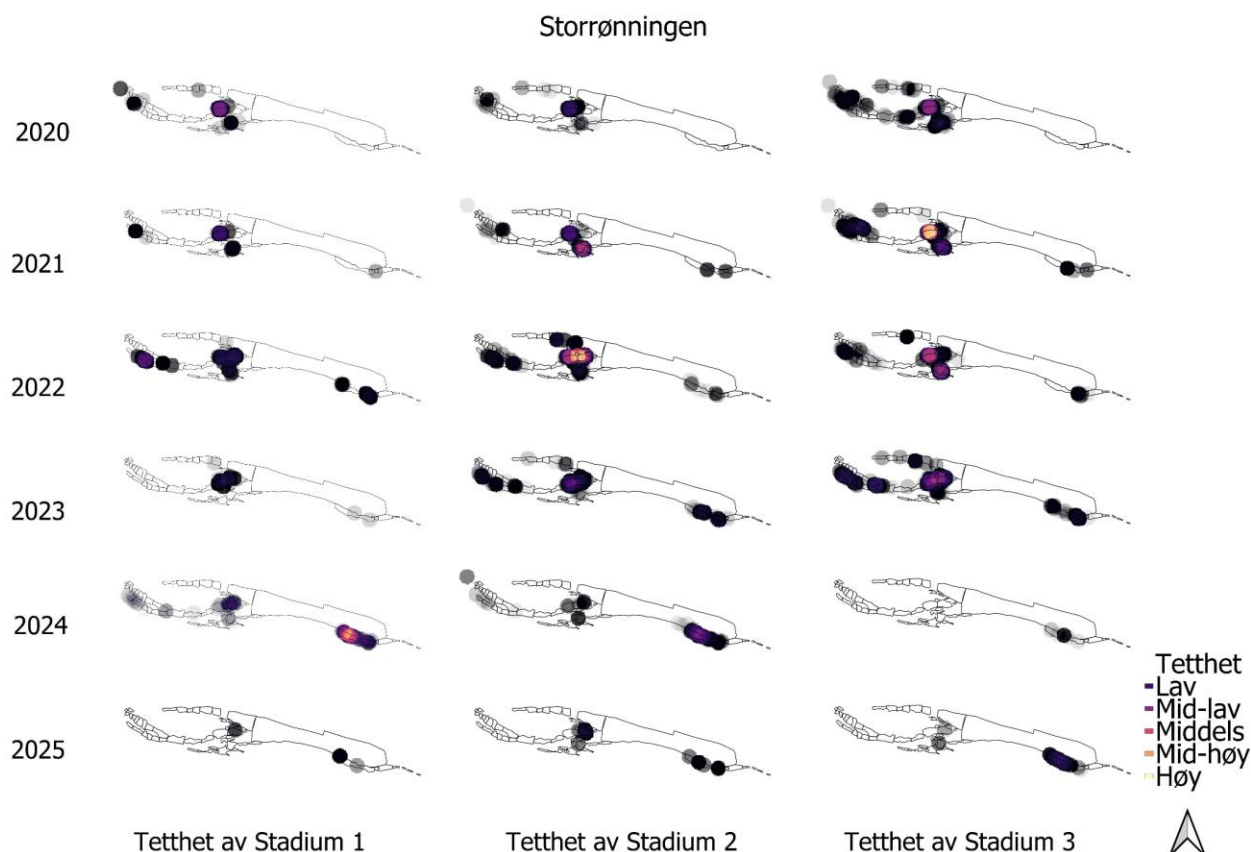
Figur 5.4. Tetthetskart for larver av elvesandjeger i stadium 1, 2 og 3 ved Kregnesteigen for årene 2020–2025. Fargene viser tetthetsnivå fra lav (svart) til høy tetthet (gul). Kartene er basert på tellinger gjennomført i august og viser derfor kun en del av sesongens totale forekomst.

På Kregnesteigen (**Figur 5.4**) ser vi en reduksjon i utbredelsen av stadium 1-larver sammenlignet med tidligere år. Samtidig har det vært en økning i tetthet i det sentrale kjerneområdet siden 2024. Dette området er også foretrukket av stadium 2-larver, som danner et tydelig hotspot i 2025. Stadium 3-larver forekommer i lavere antall enn stadium 2, men har kommet tilbake til kjerneområdene etter en nedgang i 2024. Det er positivt, ettersom Kregnesteigen tidligere hadde en betydelig forekomst av stadium 3-larver fram til den markerte nedgangen i 2024.

Et tilsvarende mønster er synlig på Storrønningen (**Figur 5.5**), der stadium 3-larver hadde en tydelig nedgang i 2024, men ser ut til å være på vei tilbake i 2025. Stadium 1 og 2 viser derimot redusert tetthet og en innsnevret geografisk utbredelse sammenlignet med tidligere år.

Effekter av luking

Resultatene viser at fullstendig luking har bedre effekt enn delvis luking (se **Vedlegg 1, Figur 14.1**), noe vi også har observert i tidligere år. Analysene tyder videre på at gjentatt luking av lokaliteter i gjennomsnitt har en positiv effekt på antall larvehull. Den største effekten ser imidlertid ut til å komme ved første og andre gangs luking (**Vedlegg 1, Figur 14.2**). Det var svært få områder som hadde blitt luket tre ganger, og derfor bør resultatene for dette nivået tolkes med forsiktighet. Det betyr ikke nødvendigvis at tre lukinger har en negativ effekt på larveantallet.



Figur 5.5. Tetthetskart for larver av elvesandjeger i stadium 1, 2 og 3 ved Storrønningen for årene 2020–2025. Fargene viser tetthetsnivå fra lav (svart) til høy tetthet (gul). Kartene er basert på tellinger gjennomført i august og viser derfor kun en del av sesongens totale forekomst.

Som i tidligere år, benyttet vi en negativ binomialmodell for å undersøke om luking har en statistisk signifikant effekt på bestanden av elvesandjeger. Modellen undersøkte sammenhengen mellom luking i 2024 og antall larver i 2025. Dataene er svært overdispersert og preget av mange nullverdier, noe som gjør det utfordrende å trekke tydelige konklusjoner. Vi fant at:

- Verken delvis eller full luking i 2024 hadde en statistisk signifikant effekt på larveantallet i 2025.
- Det var likevel tendenser i dataene: Delvis luking var assosiert med en reduksjon i larveantall, mens full luking viste en økning.

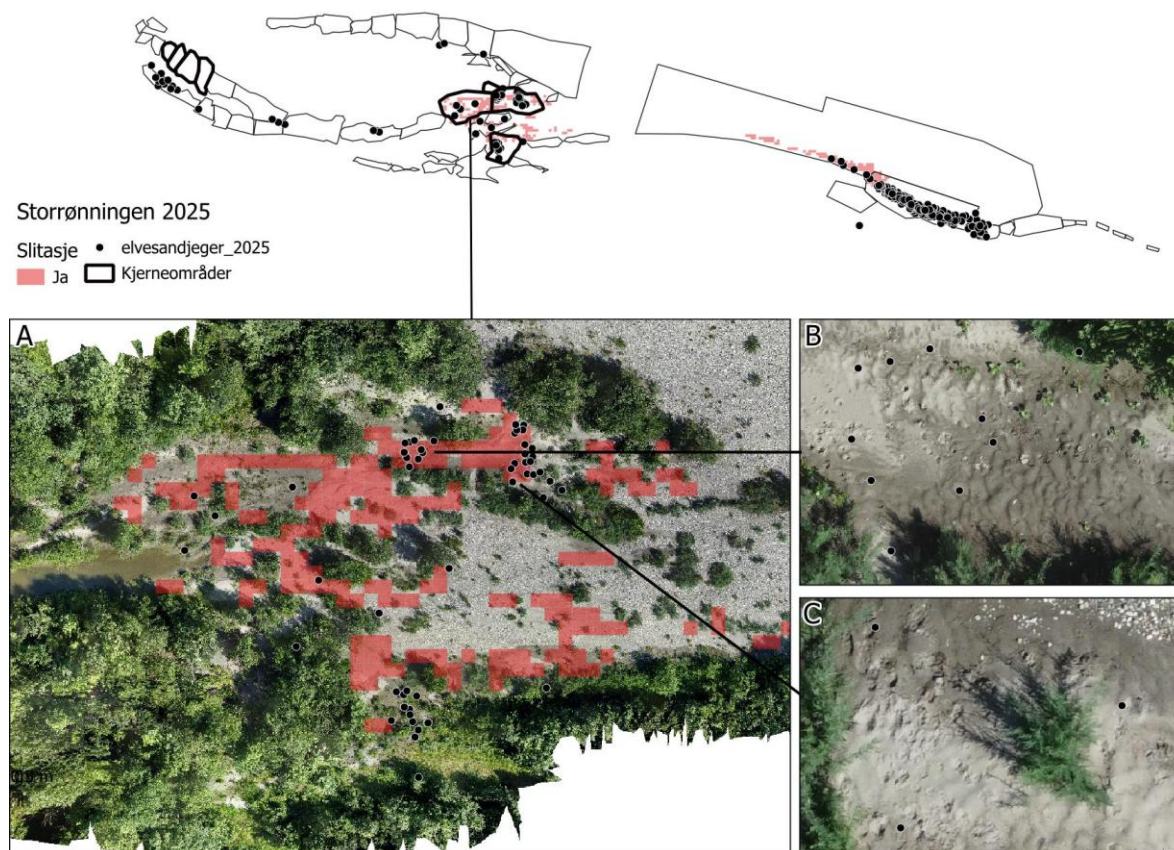
Disse effektene var imidlertid ikke signifikante, og resultatene har store usikkerhetsmarginer.

Det er mange faktorer som påvirker bestanden av elvesandjeger, blant annet flomregimer, intensiteten på flomhendelser, habitatkvalitet, vegetasjonsdekke og forstyrrelser fra mennesker og hunder. Disse faktorene kan derfor bidra til å forklare mye av variasjonen i dataene, men inngår ikke i modellene. Vi vet at lupiner er en del av utfordringen for elvesandjeger, men virkeligheten er at populasjonsdynamikken til elvesandjeger er mer kompleks enn det som kan fanges opp innenfor rammene av dette prosjektet.

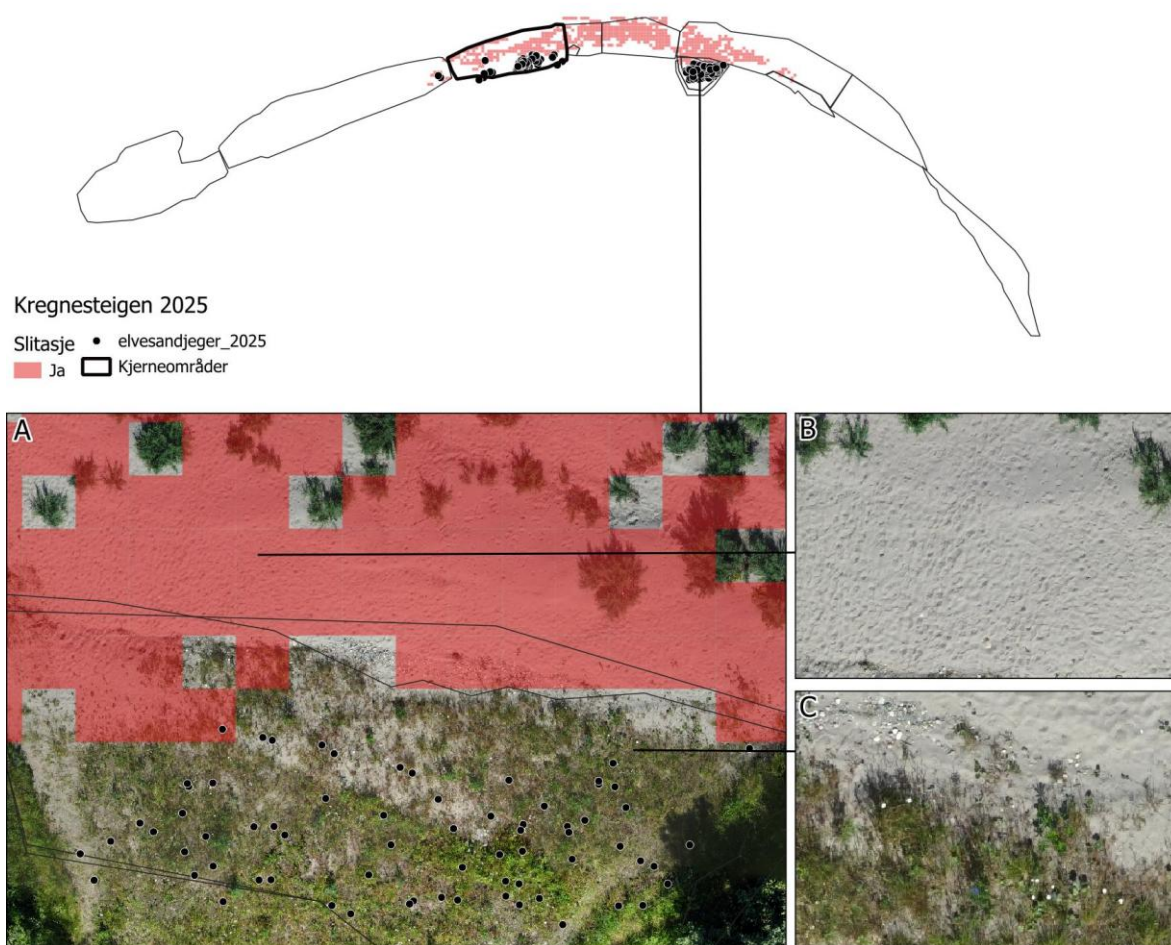
Effekt av slitasje

Kjerneområdene for elvesandjeger er områder hvor det har vært stabile bestander gjennom hele perioden arten har vært overvåket av NINA (**Figur 5.4** og **Figur 5.5**). Disse representerer viktige kildepopulasjoner. Larvene til elvesandjeger lever i hull i sanden, noe som gjør dem svært sårbare for skade fra hunder eller mennesker som trækker på dem. For å undersøke effekten av slitasje digitaliserte vi slitasje ved hjelp av dronebilder, der det ble brukt et 2 × 2 meters rutenett

hvor ruter med synlige fotavtrykk fikk verdien 1, og ruter uten fotavtrykk fikk verdien 0. En visuell vurdering av dataene viste omfattende forstyrrelser fra hunder i kjerneområdene ved Storrønningen (**Figur 5.6**). På Kregnesteigen (**Figur 5.7**) var det mange menneskelige fotavtrykk i sandområdene, men det var mindre overlappl med kjerneområdene hvor det ble funnet høy tetthet av elvesandjeger.



Figur 5.6. Oversikt over slitasje og registreringer av elvesandjeger i Storrønningen i 2025, basert på dronebilder. Kjerneområder er markert med sort omriss. Sorte prikker viser registreringer av elvesandjeger i 2025. **Panel A** viser et utsnitt av området med overlappl mellom registrerte individer og områder med høy slitasje. **Panel B og C** viser et detaljutsnitt med tydelige fotavtrykk i sanden, sannsynligvis fra hund, i et område med høy tetthet av elvesandjeger. Dronedata gir høyoppløselige data som kan brukes i videre overvåking.

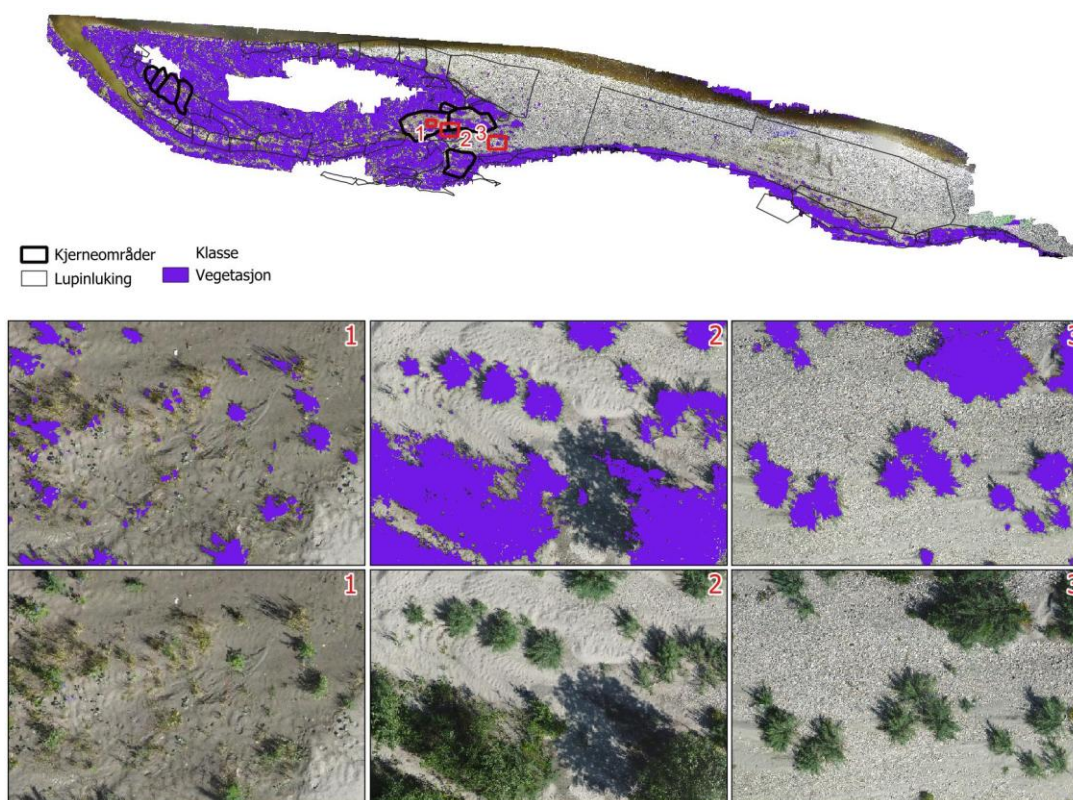


Figur 5.7. Kart over Kregnesteigen som viser områder med slitasje (rødt) og forekomster av elve-sandjeger i 2025 (svarte prikker). Kartet indikerer at det ikke er tydelig sammenfall mellom de mest tråkkbelastede områdene og de med høy forekomst av elvesandjeger (**Panel A**). **Panel B** viser et område med åpen sand og tydelige spor etter ferdsel. Det er imidlertid vanskelig å se slitasje i områdene med vegetasjon (**Panel C**).

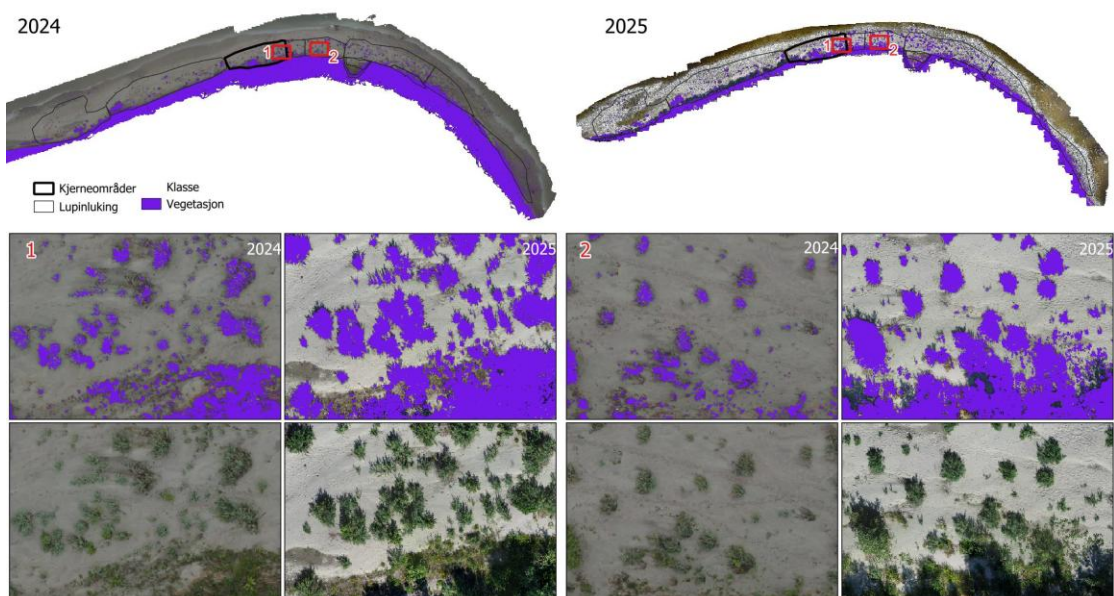
Kartlegging av vegetasjon

I dette prosjektet brukte vi fjernmåling for å klassifisere droneortofoto i fire klasser: vann, sand, stein og vegetasjon. Modellen presterte godt når det gjaldt å identifisere vegetasjon (**Figur 5.8**), men hadde begrenset nøyaktighet for sand, stein og vann. Dette skyldes blant annet at våt sand ofte ble klassifisert som vann, og at steiner i grunt vann ble feiltolket som steiner istedenfor vann.

Det var også svært utfordrende å sammenligne klassene sand, stein og vann mellom 2024 og 2025, på grunn av store forskjeller i vær- og lysforhold ved tidspunktet for droneinnsamling. I 2024 ble bildene tatt på en overskyet dag etter regn, noe som ga god synlighet i områder som vanligvis er preget av skygge – men samtidig mer våt sand og mindre variasjon i bildekontrast, noe som gjør det vanskeligere å skille mellom objekter med lignende farger som stein og sand. I 2025 ble bildene tatt i sol, noe som gir bedre kontrast mellom objekter, men også mer skygge fra trær. Dette gjorde det vanskelig å oppdage enkelte siltrike områder nær skogkanten, som ofte er foretrukket habitat for elvesandjeger.



Figur 5.8. Klassifisering av vegetasjon i dronebilder ved hjelp av en Random Forest-modell på Stor-rønningen i 2025. Modellen klarer i stor grad å skille vegetasjon fra skygge og annen bakgrunn, men har utfordringer med å oppdage spredte gresstuser. Eksempler 1–3 viser hvordan modellen fungerer i ulike situasjoner: tett vegetasjon, spredt vegetasjon med skygger og steinrikt underlag. De lilla områdene markerer vegetasjonsklassen.



Figur 5.9. Sammenligning av ortofoto og klassifisert vegetasjon fra 2024 (venstre) og 2025 (høyre). Klassifiseringen viser at modellen fanger vegetasjon godt begge år, men det er noen forskjeller i skyggeforhold og belysning som påvirker resultatet. I 2024 ble bildene tatt på en overskyet dag med jevnere lys, mens 2025-bildene ble tatt i sollys som ga bedre kontrast, men mer skygger – spesielt langs skogkanten.

Vegetasjon ble klassifisert med høy nøyaktighet i begge år, med unntak av områder med svært spredt grasdekke (**Figur 5.9**). Denne informasjonen er likevel svært verdifull, ettersom den kan brukes til å overvåke endringer i vegetasjonsdekning fra år til år (**Figur 5.9**). Selv om vi ikke kan skille lupiner fra andre vegetasjonstyper i bildene, er dataene nyttige fordi vi vet at gjengroing med all type vegetasjon truer leveområdene for både elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp.

5.5 Anbefalinger for videre arbeid

Overvåkingen viser at arten over tid har endret arealbruken innenfor lokalitetene, særlig i de to største delbestandene. I 2024 observerte vi at store deler av bestanden på Kregnesteigen hadde forflyttet seg til en flate som ble restaurert i 2022 med gravemaskin (**Figur 5.10**). Det viser at store arealer er viktig selv om delbestanden på et gitt tidspunkt befinner seg på en liten del av lokaliteten. Store arealer tilrettelegger for at arten kan flytte seg – ved f.eks. hendelser som styrtregn og flom (som i 2023).

Årets bestandsstørrelser var lave sammenlignet med tidligere år. Analysene viste ingen statistisk signifikant effekt av lukning av lupiner, men resultatene tyder på at fullstendig lukning kan ha en positiv effekt på forekomsten av artene, mens delvis lukning ser ut til å ha en negativ effekt. I Storrønningen ble det observert betydelig slitasje i kjerneområdene, særlig fra hunder, noe som kan ha påvirket larver i dette området. Samtidig vet vi at andre faktorer, som substrattilgjengelighet, flomhendelser m.m. har betydning for bestandene, men dette fanges ikke opp direkte i overvåkingen.

Dronebildene gir informasjon om slitasje på ett tidspunkt, men for å kunne trekke sikre konklusjoner om effekten av slitasje på elvesandjeger vil det være nødvendig med gjentatte droneflyvninger gjennom sesongen, over flere år. Årets bilder viser likevel tydelig at det forekommer slitasje i kjerneområdene, og det er derfor et potensial for å bedre beskytte disse områdene mot tråkk. Et enkelt tiltak kan være å sette opp informasjonsskilt som gjør folk og hundeeiere oppmerksomme på at dette er viktige leveområder for en sårbar art. I tillegg kan man vurdere andre kanaliserende tiltak, inkludert strengere reguleringer som båndtvang i de mest sårbare områdene. Det finnes få områder som er egnet for elvesandjeger, og det er derfor viktig at skade som lett kan unngås – som tråkk i sentrale leveområder – forebygges gjennom informasjon, bevisstgjøring og eventuelt mer restriktive tiltak der det er nødvendig.

Det bør bemerkes at modellering av effekten av lukning av lupiner har sine begrensninger, ettersom denne typen data har innebygde skjevheter – blant annet en høy andel nullobservasjoner – fordi arten er svært selektiv i valg av egnet habitat. Visuelle vurderinger, som i 2, viser likevel lovende tendenser: rydding av nøkkelområder ser ut til å føre til en tilbakekomst av elvesandjeger innen ett år. Å holde vegetasjonstettheten nede innenfor larvenes toleranseområde er avgjørende for at arten skal kunne etablere seg.

Anbefalinger for videre arbeid

Forvaltningstiltak: Kjerneområder med stabile bestander må prioriteres for skjøtsel og beskyttelse, da disse fungerer som kildepopulasjoner. I tillegg bør områder med sporadiske forekomster vurderes som buffersoner som kan støtte kjerneområdene. Tiltak bør inkludere fullstendig lukning der det er hensiktsmessig.

For å beskytte arten mot tråkk og annen slitasje i sårbare leveområder, bør det vurderes å sette opp informasjonsskilt og eventuelt innføre fysiske eller visuelle tiltak for å kanalisere ferdsel utenom kjerneområdene. Det finnes få egnede habitater for elvesandjeger, og det er derfor viktig å redusere påvirkning som enkelt kan unngås, som tråkk fra mennesker og hunder. Slike tiltak vil bidra til å sikre at arten fortsatt har tilgang til høyverdihabitat i framtiden.

Det kan være aktuelt med flytting av larver (bevaringsutsetting) til Gravråk for å forsterke denne populasjonen, og kanskje lokalitet(er) lenger opp i elva ved Støren.

Overvåking: Habitatvariabler som vegetasjonsdekning, substrattype og slitasje bør inkluderes systematisk i fremtidig overvåking. Dette gir verdifull innsikt i artens habitatpreferanser og gjør det mulig å bedre tolke årsakene bak bestandsendringer. Særlig er dette viktig fordi stor elvebreddedderkopp ofte forekommer i de samme områdene som elvesandjeger, men trolig har noe ulike habitatkrav. Slike data kan også bidra til å forbedre modellering og identifisere hvilke tiltak som gir størst effekt.

5.6 Metoder og analyser

Vi benyttet samme metodikk for datainnsamling og analyser som tidligere år (beskrevet i Roos et al. (2024a)). En ny komponent i analysene i 2025 var at vi kartla slitasje i lokalitetene. Dette ble gjort ved visuell merking av slitasje i dronebildene, basert på et rutenett med cellestørrelse 2 × 2 meter. Hver rute ble gitt en binær verdi: tilstedeværelse av fotavtrykk (1) eller fravær (0). Disse dataene ble brukt i en utforskende analyse for å undersøke sammenhenger mellom slitasje og forekomst av arten.

I tillegg ble det brukt en random forest-modell for å klassifisere vegetasjon i dronebildene, med RandomForestClassifier fra python scikit-learn library. Målet med denne analysen var å etablere et referansekart over vegetasjonsdekningen i lokalitetene. Kartet gir detaljerte avgrensninger av vegetasjonsområdene og kan benyttes som grunnlag for å overvåke endringer i arealdekning og vegetasjonsdynamikk over tid.

Artsobservasjoner er delt gjennom NINAs insektdatabase: <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb>

Artsobservasjoner, lukedata og øvrige tabulære datasett er tilgjengelige gjennom prosjektets GitHub-repositorium. Dronebilder og andre rasterdata er foreløpig lagret internt, men kan fås ved forespørsel. Vi planlegger å overføre disse filene til en S3-lagringsløsning etter at denne er testet for deling av store datamengder. Alle analyser er gjennomført i R, og tilhørende skript er gjort tilgjengelige på GitHub: [effektovervaaking/Elvesandjeger at main · NINAnor/effektovervaaking](#)

2021



2023



2024



2025



Figur 5.10. Oversiktsbilde av et av kjerneområdene for elvesandjeger på Kregnesteigen Punktene på bildene er observerte larvehull. Bildet fra 2021 viser tett dekke av lupiner og ingen larver. I 2023 var larvene etablert i området som var luktet, og de har holdt seg der siden. Bildet fra 2025 viser at lusing på ny er nødvendig, da vegetasjonsdekket er blitt tett igjen. Tellingene fra august i 2025 viste bare noen få larvehull i kanten mellom åpen sand og vegetasjonen (figuren viser hull registrert gjennom hele sommeren).

6 Stor elvebreddedderkopp

6.1 Kort oppsummert

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, og den er vurdert som sterkt truet (EN) på Rødlista for arter på grunn av fragmentering av eksisterende populasjoner og pågående reduksjon av egnede leveområder (Åström et al. 2017, Ødegaard et al. 2021b). I likhet med elvesandjeger (**kap. 5**) trues stor elvebreddedderkopp av gjengroing som reduserer naturlig dynamikk i leveområdene og tilgang til egnet substrat. NINA overvåker elvejegerbestanden på fire lokaliteter langs Gaulaelva i Trøndelag. Tiltaket som overvåkes er fjerning av hagelupin *Lupinus polyphyllus*, og det ble i 2025 hentet inn data på tråkk i leveområdene.

Resultatene fra 2025 viser en tydelig økning i antall individer knyttet til luking, og bekrefter at stor elvebreddedderkopp er avhengig av egnede habitatforhold, som inkluderer lav vegetasjonsdekning og variasjon i substrat, for å dekke ulike behov gjennom livssyklusen. Luking bør derfor videreføres, sammen med overvåking av arten.

6.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

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

Formålet med overvåking

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 Tiltak og overvåking

Overvåkingslokalitetene, gjennomføringen av tiltaket og metode for overvåkingen er grundig beskrevet i Evju et al. (2022b) og Roos et al. (2024a). Tiltak er beskrevet i **Tabell 5.1** for elvesandjeger. Datainnsamlingen inkluderer telling av antall voksne individer og hull av elvebreddedderkopp i september hvert år. I 2025 er data samlet inn med en ny app, der også vegetasjonsdekke, substrattypen og slitastegrad registreres.

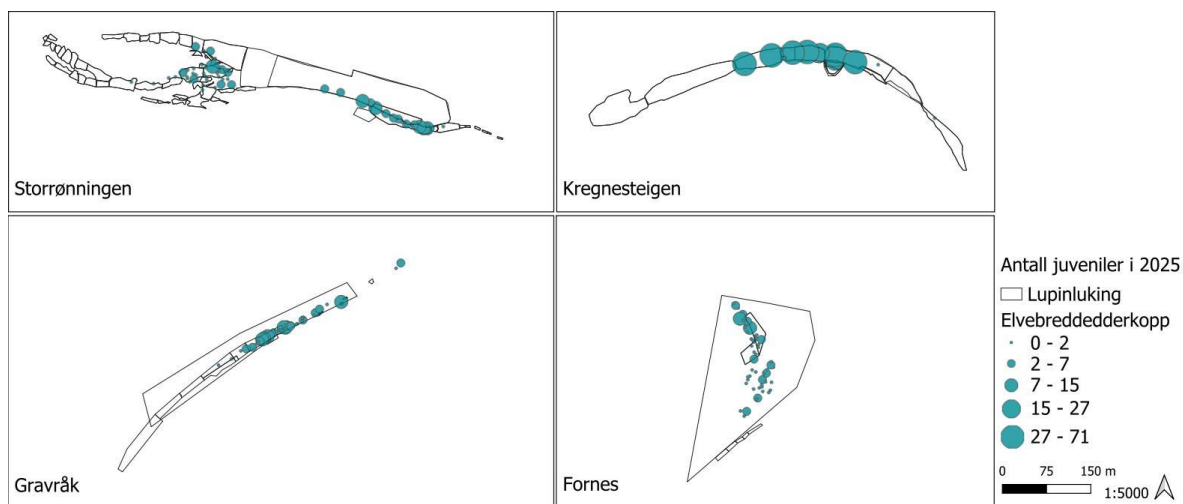
6.4 Effekter av tiltak per 2025

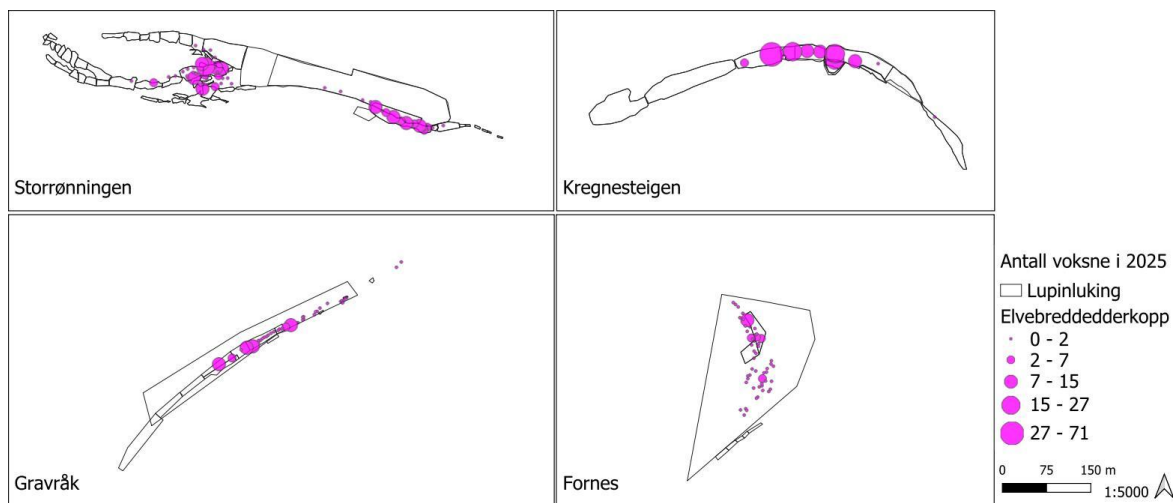
Bestandsovervåking

Stor elvebreddedderkopp ble i år kun talt i september – tidligere år er det gjort sporadiske tellinger også tidligere i sesongen i forbindelse med overvåking av elvesandjeger. Det ble funnet færre juveniler enn i fjor, men 2024 var et rekordår med hensyn til antall juvenile individer (**Tabell 6.1**). Til gjengjeld ble det funnet langt flere voksne i 2025 enn tidligere, noe som sannsynligvis skyldes at mange av juvenilene fra 2024 har utviklet seg til voksne individer i løpet av året. Den romlige fordelingen av individer på lokalitetene er vist i **Figur 6.1** og **Figur 6.2**.

Tabell 6.1. Antall individer av stor elvebreddedderkopp per år, fordelt på juvenile og voksne.

Stadium	År	juni	juli	august	september
Juvenile	2020		3	6	30
	2021	1		4	191
	2022			1	232
	2023	0	4	10	204
	2024	11	0	32	1065
	2025				721
Voksne	2020		2	1	18
	2021	3		5	205
	2022			7	46
	2023	2	0	28	66
	2024	0	2	17	147
	2025				510

**Figur 6.1.** Antall juvenile stor elvebreddedderkopp observert i september 2025 ved de fire lokalitetene: Storrønningen, Kregnesteigen, Gravråk og Fornes. Størrelsen på sirklene angir antall individer per punkt, med høyest tetthet registrert i Kregnesteigen.



Figur 6.2. Fordeling av voksne stor elvebreddedderkopp registrert i september 2025 ved de fire overvåkingslokalitetene. Størrelsen på sirklene angir antall individer per punkt. Datavisualiseringen viser tydelig variasjon mellom og innenfor lokalitetene.

Effekter av lusing

En negativ binomialmodell ble brukt for å teste effekten av lusing av lupiner på stor elvebreddedderkopp. Modellen viste en sterk og statistisk signifikant positiv effekt av lusing i 2024 på forekomsten av juvenile edderkopper. Ifølge modellens estimat forventes det 3,4 ganger flere juvenile individer i områder som ble luket i 2024, sammenlignet med referansenivået (se **Vedlegg 1, Figur 14.3**).

Når vi inkluderte andre variabler registrert under feltarbeidet i modellen, ble effekten av lusing ikke lenger signifikant. I stedet var slitasje og substrattypen de viktigste forklaringsvariablene for forekomsten av juvenile edderkopper. Delvis lusing i 2024 hadde en statistisk signifikant negativ effekt på juvenile edderkopper ($p < 0,05$), med en estimert reduksjon på 0,4 ganger sammenlignet med områder uten delvis lusing.

Det ble ikke funnet noen signifikant effekt av lusing på voksne individer, men slitasje og vegetasjonsdekning hadde en tydelig effekt.

Habitatpreferanse

Tidligere år har vi antatt at habitatpreferanser spiller en viktig rolle i bestandsutviklingen til stor elvebreddedderkopp. For å kunne isolere effekten av lusing bedre i analysene, samlet vi derfor i 2025 inn data på vegetasjonsdekning, substrattypen og grad av slitasje. Vegetasjonsdekning hadde ingen statistisk signifikant effekt på juvenile individer (**Vedlegg 1, Figur 14.4**), men resultatene indikerer at lavt vegetasjonsdekning mellom 10 - 25% er å foretrekke.

Resultatene i **Figur 14.5** i **Vedlegg 1** viser at voksne individer har en preferanse for lav til moderat vegetasjonsdekning, spesielt mellom 10–25 %. Tettere vegetasjon hadde en tendens til å virke negativt, men denne effekten var ikke statistisk signifikant. Substrattypen er viktig for denne arten, ettersom den lever i sand gjennom alle livsstadier. Modellene viste at juvenile individer (**Vedlegg 1, Figur 14.6**) har en tydelig preferanse for sand, mens voksne (**Vedlegg 1, Figur 14.7**) i større grad brukte blandingssubstrat.

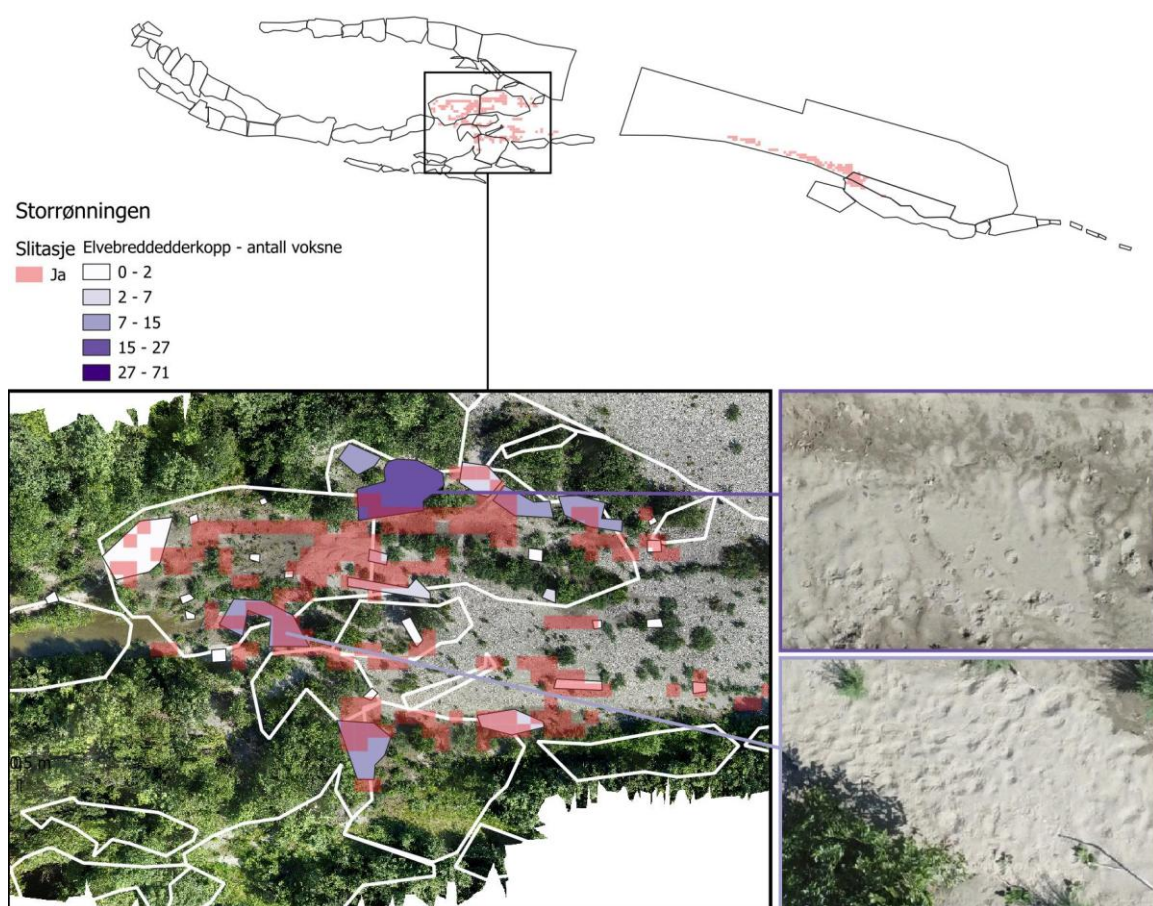
Effekt av slitasje

Modellene viser at både antallet av voksne og juvenile edderkopper hadde en positiv sammenheng med slitasje. Det er imidlertid uklart om dette skyldes at folk oftere ferdes gjennom områder der elvebreddedderkopp finnes – altså der vegetasjonsdekningen er relativt lav, om slitasje er

mer synlig på substratet arten foretrekker eller om edderkoppene faktisk aktivt velger mikrotopografien som oppstår i slitasjepåvirkede områder.

På Kregnesteigen observeres svært høy grad av slitasje enkelte steder, særlig nær elvekanten i forbindelse med laksefiske og en gapahuk. Dette området er populært for fiske, og det er tydelig at menneskelig ferdsel er hovedårsaken til forstyrrelsen her. Interessant nok sammenfaller disse områdene med polygonene som har høyest antall voksne edderkopper, og også trolig med der det årlig legges opp mest ny sand bak klåvedbuskene i området.

På Storrønningen (**Figur 6.3**) viser dronebildene tydelige spor etter slitasje forårsaket av hunder som løper på sanden. Det ligger en hundeskole i umiddelbar nærhet av lokaliteten, og det er dokumentert at hunder beveger seg gjennom områdene der vi har registrert flest voksne individer. Mer forskning er nødvendig for å forstå om slitasje faktisk er skadelig for elvebreddedderkopp, eller om den i visse tilfeller kan skape gunstige habitatforhold.



Figur 6.3. Sammenfall mellom slitasje og forekomst av voksne stor elvebreddedderkopp i 2025. Kartet øverst viser polygoner med registrert slitasje (rødt) og antall voksne edderkopper (fargegradert). Flybildet nederst illustrerer hvordan områder med høy tetthet av voksne individer i Storrønningen overlapper med tydelig slitasje, hovedsakelig fra menneskelig ferdsel. Bildene til høyre viser eksempler på spor i sanden, blant annet fotavtrykk fra hunder og mennesker.

6.5 Anbefalinger for videre arbeid

Resultatene fra 2025 viser en tydelig økning i antall individer knyttet til luking, og bekrefter at stor elvebreddedderkopp er sterkt avhengig av egnede habitatforhold for å overleve. Arten har behov for lav vegetasjonsdekning og variasjon i substrat for å dekke ulike behov gjennom livssyklusen.

Inkluderingen av flere habitatbeskrivende variabler i årets analyser har forbedret vår forståelse av artens krav. Både juvenile og voksne individer foretrekker lav vegetasjonsdekning, men voksne tåler noe mer – opptil 50 %, mens juvenile i liten grad forekommer ved vegetasjonsdekning over 25 %. Dette understreker hvor avgjørende det er å opprettholde åpne områder med lite vegetasjon, og at luking av lupiner er et viktig forvaltningstiltak.

Det var også forskjeller i preferert substrattype mellom juvenile og voksne individer, noe som indikerer at habitatet må være variert for å kunne støtte alle livsstadier. Fullstendig luking ser ut til å være nødvendig, ettersom delvis luking har en negativ effekt på arten – særlig for de juvenile.

Forholdet mellom slitasje og forekomsten av stor elvebreddedderkopp er mer komplekst. Slitasje registreres lettere i løst substrat der edderkoppene finnes, mens det er vanskeligere å observere i kompakte substrater hvor arten uansett ikke lever. Dette kan føre til misvisende resultater. Mer forskning er nødvendig for å forstå denne sammenhengen bedre, men det er likevel viktig å øke bevisstheten blant publikum. Å unngå tråkk i de mest sårbare områdene med løs sand vil kunne ha en positiv effekt. Det finnes mange andre områder i nærheten hvor folk og hunder kan ferdes uten å skade leveområdene til arten. Å sette opp skilt med informasjon om dette vil være et enkelt og effektivt tiltak.

Anbefalinger for videre arbeid

Forvaltningstiltak: Fortsett og utvid fullstendig luking i egnede habitater, og informer publikum om sårbare områder.

Overvåking: Oppretthold langsiktig overvåking og utvid datainnsamling av habitatvariabler for å bedre forstå miljøkravene til arten.

6.6 Metoder og analyser

I 2025 ble data på stor elvebreddedderkopp for første gang registrert digitalt i felt. Vi brukte ArcGIS Field Maps i kombinasjon med dronebilder tatt i juni for å avgrense polygoner rundt lokaliteter med juvenile eller voksne individer. For hver polygon ble antall individer per stadium registrert, i tillegg til vegetasjonsdekning, slitasje og substrattype. Denne metoden gjør datasettet lettere å analysere, samtidig som polygonene fra registreringene er nøyaktig tilpasset dronebildene.

Til analysene benyttet vi de negative binomiale modellene som tidligere beskrevet i Roos et al. (2024a). Denne tilnærmingen er videreført fra tidligere år fordi datasettet er preget av overdispersjon og mange nullverdier (zero-inflation), noe som gjør denne modelltypen spesielt godt egnet.

En nyhet i analysene fra og med 2024 er at vi har inkludert vegetasjonsdekning, substrattype og slitasje som forklaringsvariabler i modellene. Hensikten med dette er å bedre kunne isolere effekten av luking av lupiner, og samtidig få økt forståelse for hvordan artene responderer på ulike miljøfaktorer i habitatet sitt.

Droneflyvning

Det ble gjennomført kartlegginger med en DJI Mini, fløyet i 20 meters høyde for å lage ortomosaikker med en pikseloppløsning på 0.69 cm. Flyvningene ble utført med 80 % overlapp, med flylinjer forhåndsprogrammert i Dronelink. Forholdene under flyvningene var solrike. Bildene ble

ortorektifisert til en digital overflatemodell og en RGB-mosaikk ved hjelp av OpenDroneMap-programvaren.

Data og skript

Artsobservasjoner er delt gjennom NINAs insektdatabase: <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb>

Artsobservasjoner, lukedata og øvrige tabulære datasett er tilgjengelige gjennom prosjektets GitHub-repositorium og insektbasen. Dronebilder og andre rasterdata er foreløpig lagret internt, men kan fås ved forespørsel. Vi planlegger å overføre disse filene til en S3-lagringsløsning etter at denne er testet for deling av store datamengder. Alle analyser er gjennomført i R, og tilhørende skript er gjort tilgjengelige på GitHub: [effektovervaaking/Stor-elvebreddedderkopp at main · NINAnor/effektovervaaking](#)

7 Prikkroutevinge

7.1 Kort oppsummert

Prikkroutevinge *Melitaea cinxia* er en sommerfugl i flikvingefamilien (Nymphalidae) med bare en forekomstlokalitet i Norge: Rauer i Fredrikstad kommune. Arten er vurdert som kritisk truet (CR) på norsk Rødliste for arter (Elven et al. 2021b). I tillegg til at arten er utsatt for fragmentering og tilfeldige hendelser, utsettes prikkroutevingenes leveområder for gjengroing etter forsvarrets aktiviteter på Rauer er blitt trappet ned. NINA overvåker prikkroutevingebestanden på Rauer gjennom årlig totalkartlegging av larvespinn. I tillegg overvåkes effektene av skjøtselstiltak, krattrydding og slått gjennomført i regi av Forsvarsbygg, på to lokaliteter på Rauer.

I 2025 ble det funnet 141 larvespinn av prikkroutevinge, dette er mer enn i 2024 (117) og 2023 (100), men fortsatt omkring halvparten av det som ble funnet i 2022 (375). Når vi korrejerer for arealet kartlagt, ser det ut til å være en økning i tettheten av larvespinn siden overvåkingen startet. Vegetasjonen i overvåkingsrutene er fortsatt forskjellige fra ruter hvor det forekommer larvespinn, med hensyn på viktige indikatorer som vegetasjonshøyde, antallet smalkjemperosetter og mengden pollinatorplanter. Fortsatt skjøtsel er likevel viktig for å øke mengden egnet habitat for prikkroutevinge.

7.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Målsetning med tiltaket er å øke mengden egnet habitat for prikkroutevinge ved å åpne opp gjengrodde arealer og ved å slå engområder.

Formålet med overvåking

Overvåking av larvespinn gir viktige data på årlige populasjonssvingninger og lokal utbredelse av prikkroutevinge på Rauer. Formålet med overvåkingen av vegetasjonen er å dokumentere om krattrydding og slått fører til en vegetasjonssammensetning og -struktur som gir økt forekomst av prikkroutevinge og dens vertsplante, smalkjempe *Plantago lanceolata*.

Forventninger

Det forventes at krattrydding og slått på sikt fører til mer engpreget vegetasjon, med hyppigere forekomst av smalkjempe og økt andel nektarplanter (her definert som arter som ikke er vindpollinert). Det forventes dermed at flere larvespinn vil bli påvist i området hvor det er skjøttet.

7.3 Tiltak og overvåking

Basisovervåking

Larvespinn av prikkroutevinge ble kartlagt på Rauer den 12.-14.08.2025 etter samme metodikk som gitt i Roos et al. (2024a). Beskrivelse av dellokalitetene er gitt i Endrestøl (2021). I perioden siden kartleggingen startet i 2015 har antall delområder med larvespinn økt, og hvilke delområder som har vært kartlagt de ulike årene har variert. Om vi derimot legger sammen arealet på de delområdene som er kartlagt hvert år får vi et mål på innsats (totalt areal kartlagt) og relativ variasjon over år (larvespinn per areal).

Effektovervåking

Overvåkingslokalitetene, tilstand før tiltak, tiltak gjennomført og metode for overvåking er tidligere beskrevet i Roos et al. (2024a). I **Tabell 7.1** gis en oversikt over gjennomførte tiltak og datainnsamling. I 2025 la vi ut sju nye overvåkingsruter, der vi registrerte vegetasjonsstruktur i

sirkler i stedet for ruteanalyser, for å teste om en enklere metode er egnet for å oppdage endringer i vegetasjonen.

Totalt 5550,5 m² ble slått på Rauer i 2025. Innenfor overvåkingslokalitetene Telefonstolpen ble 1900 m² slått, og ved Utedassen ble 1548,5 m² slått. I tillegg ble 2102 m² slått på enga ved det gamle gårdsbruket, som ikke inngår i effektovervåkingen. Utover slåtten ble veikanter og arealer mellom enger krattknust. Her bruker vi begrepet «skjøttet», som inkluderer engslått og krattknusing.

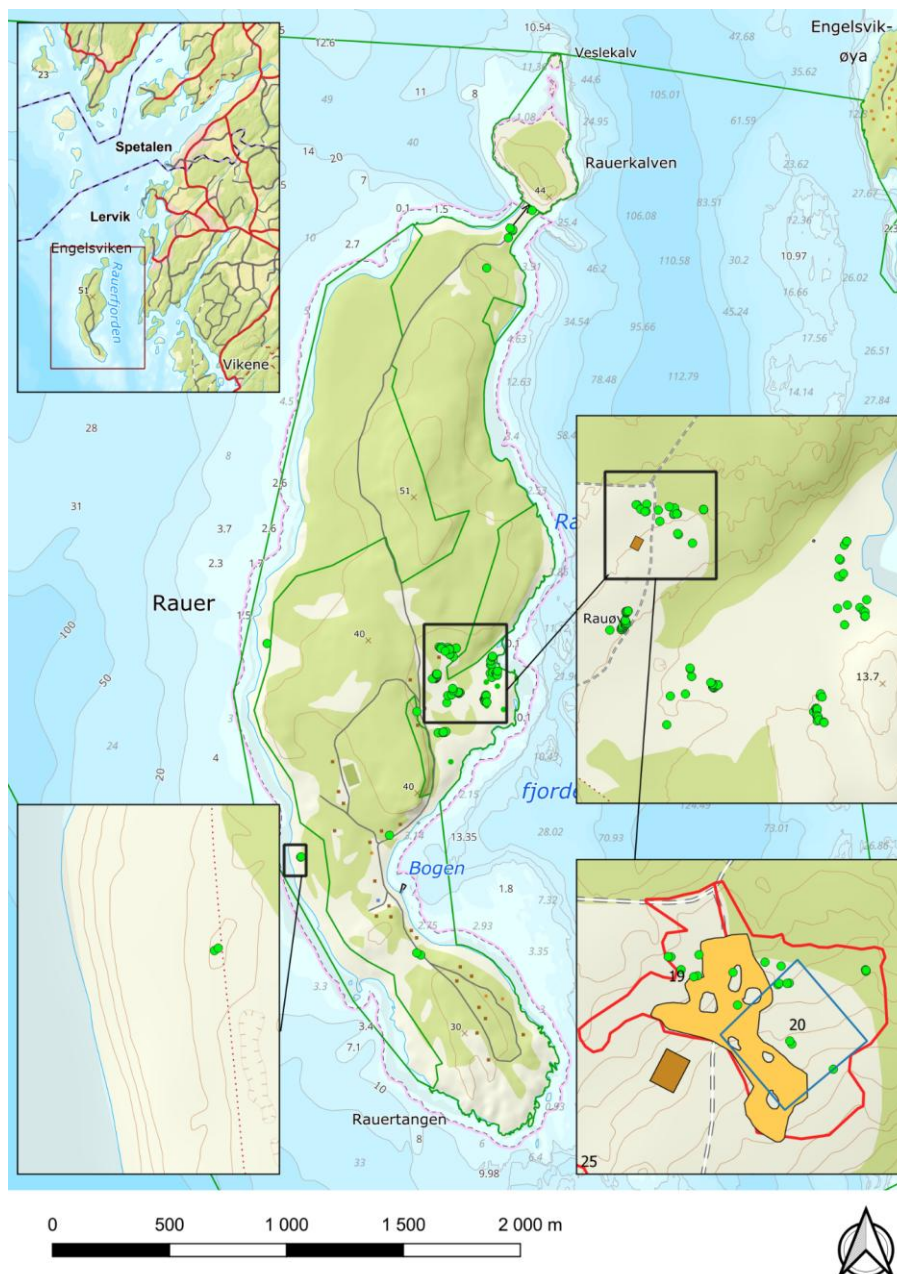
Tabell 7.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og frekvens på datainnsamling.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling
«Telefonstolpen»	Lokaliteten er delvis gjengrodd med bringebærkratt, engarealet har behov for slått	2022: Delvis krattrydding og slått 2023: Delvis krattrydding og slått 2024: Delvis slått 2025: Slått (1900 m ²)	2022: Artsammensetning og artsrikdom for karplanter, vegetasjonsstruktur, pollinator- og vertsplanter. 2023: Artsammensetning og artsrikdom for karplanter, vegetasjonsstruktur, pollinator- og vertsplanter. 2024: Forenklet overvåking: vegetasjonstruktur, pollinator- og vertsplanter 2025: Artsammensetning og artsrikdom for karplanter, vegetasjonsstruktur, pollinator- og vertsplanter. Sirkelregistreringer (5m radius) for vegetasjonsstruktur, og forekomst av vertsplanter og larvespinn ved alle faste overvåkingsruter.
«Utedassen»	Lokaliteten er delvis gjengrodd med kratt, engarealet har behov for slått.	2022: Delvis slått 2023: Ingen 2024: Ingen 2025: Slått (1548,5 m ²)	2022: Artsammensetning og artsrikdom for karplanter, vegetasjonsstruktur, pollinator- og vertsplanter. 2023: Artsammensetning og artsrikdom for karplanter, vegetasjonsstruktur, pollinator- og vertsplanter. 2024: Forenklet overvåking: vegetasjonstruktur, pollinator- og vertsplanter 2025: Artsammensetning og artsrikdom for karplanter, vegetasjonsstruktur, pollinator- og vertsplanter.
Område sør for «Utedassen»		2023: Krattknusing	2025: Sirkelregistreringer (5m radius) for vegetasjonsstruktur, og forekomst av vertsplanter og larvespinn.

7.4 Effekter av tiltak per 2025

7.4.1 Basisovervåking

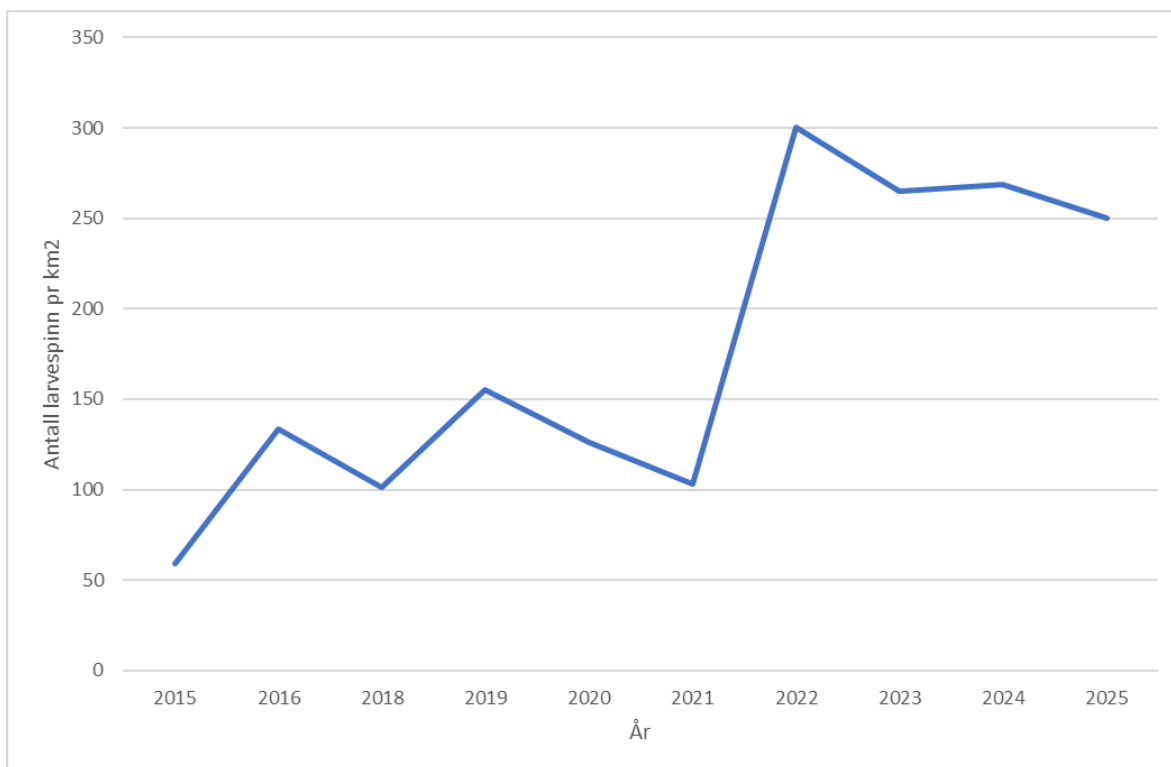
Basisovervåkingen ble, som tidligere, gjort i forkant av skjøtselen for å få oversikt over eventuelle larvespinn og dermed forhindre at disse ble ødelagt med skjøtsel. Totalt 141 larvespinn ble påvist på Rauer i 2025 (**Tabell 7.2**). De fleste av disse ble funnet på dellokaliteter hvor det tidligere år var påvist funn (**Figur 7.1**), men et par områder var nye – blant annet nord på «Skytebanen» (område 1) og ved «Kuene» (ikke avmerket tidligere på kart). Når vi korrejerer for arealet kartlagt hvert år, ser det ut til å være en økning i tettheten av larvespinn siden overvåkingen startet (**Figur 7.2**).



Figur 7.1. Rauer i Fredrikstad kommune. Grønne punkter er larvespinn påvist i 2025. Kartutsnitt til høyre viser områdene 19 og 20 «Utedassen» (røde polygon). Gult areal innenfor den røde polygonen er arealet som ble slått i 2025. Blått kvadrat er overvåkingsruten. Kartutsnitt til venstre viser nytt delområde for larvespinn.

Tabell 7.2. Funn av larvespinn av prikkroutevinge på Rauer i perioden 2015-2025. n/a = ikke kartlagt det året.

Delområde	Areal	2015	2016	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	Totalt
1	33360	0	0	0	0	0	n/a	0	0	0	1	1
2	2900	1	0	0	0	0	n/a	7	0	5	4	17
3	1240	n/a	1	0	0	0	n/a	9	1	0	0	11
5	700	0	2	0	1	0	n/a	0	1	0	1	5
6	1540	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	3
8*	3641	0	0	0	0	0	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0
12/13	1473	0	6	4	0	3	n/a	16	0	1	0	30
19	1170	3	59	15	7	0	16	6	19	8	6	139
20	3730	0	21	3	1	0	20	32	25	10	14	126
22	70	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
23	250	1	1	5	3	2	0	3	1	0	1	17
25A	5000	n/a	n/a	0	0	0	0	0	1	0	1	2
25B	2900	n/a	n/a	0	0	13	80	189	35	23	19	359
25C	10970	n/a	n/a	0	0	0	0	50	4	6	2	62
25D	213	n/a	n/a	0	0	0	1	16	0	9	36	62
26A	4382	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	20	17	37
26B	9400	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	20	6	4	16	46
26C	10972	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	8	0	8
27A	1163	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	22	0	9	16	47
28	330	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
31	400	0	0	0	10	0	0	0	1	1	1	13
39	1604	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	6	1	7
50	470	9	10	0	2	2	0	3	2	1	0	29
52	350	n/a	7	0	0	0	0	0	0	0	0	7
53	5399	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
58C	1090	n/a	n/a	n/a	n/a	1	0	0	0	n/a	0	1
58D	570	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1	1	0	2
58E	2040	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	0	2	2
71A	507	n/a	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	1	1	0	2
72	423	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0	1	1	2
73	688	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0	1	0	1
74	3264	0	n/a	n/a	n/a	n/a	0	n/a	0	1	1	2
95B	840	n/a	0	0	n/a	n/a	0	n/a	1	0	0	1
TOTALT	79689	15	107	27	24	21	118	375	100	117	140	1044



Figur 7.2. Antall larvespinn av prikkroutevinge påvist per km² kartlagt areal på Rauer i Fredrikstad kommune i perioden 2015-2025.

7.4.2 Effektovervåking

Vi har samlet data fra 22 spinnruter (1×1 m vegetasjonsruter med larvespinn), som ikke er skjøttet. Disse forekommer i hovedsak på lokalitet Utedassen (18 ruter), og det er ulike ruter som er analysert hvert år, avhengig av hvor spinnene befinner seg. Disse rutene representerer en arts-sammensetning og vegetasjonsstruktur som vi ønsker at de skjøttede overvåkingsrutene skal bevege seg mot.

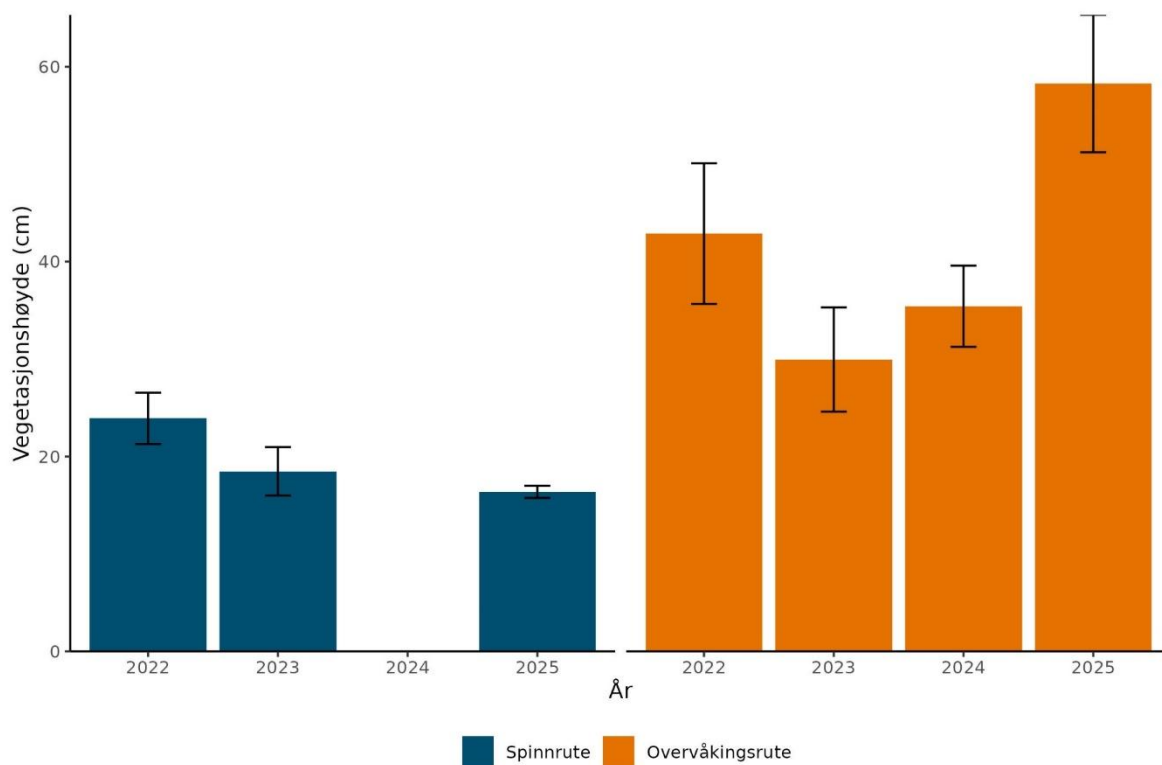
Det er 20 faste overvåkingsruter (1×1 m) som blir kartlagt og analysert hvert år (**Figur 7.3**). Av de 10 rutene på lokalitet Telefonstolpen er to aldri skjøttet, to er skjøttet 1 gang, tre er skjøttet 2 ganger og tre er skjøttet 3 ganger. Av de 10 overvåkingsrutene på lokalitet Utedassen er to skjøttet 1 gang, mens de øvrige 8 aldri er skjøttet. Det er ulike årsaker til at ruter blir eller ikke blir skjøttet – forekomster av larvespinn blir unngått, i tillegg kan det være knauser med lav vegetasjon, kabler i bakken, eller at det ikke var tid dette året. Ruter som ikke er skjøttet, kan dermed være egnet habitat, men også helt uegnet habitat.



Figur 7.3. Innmåling av rute og vegetasjonsanalyse ved «Telefonstolpen» i forkant av skjøtsel i 2025. Foto: Anders Endrestøl/NINA.

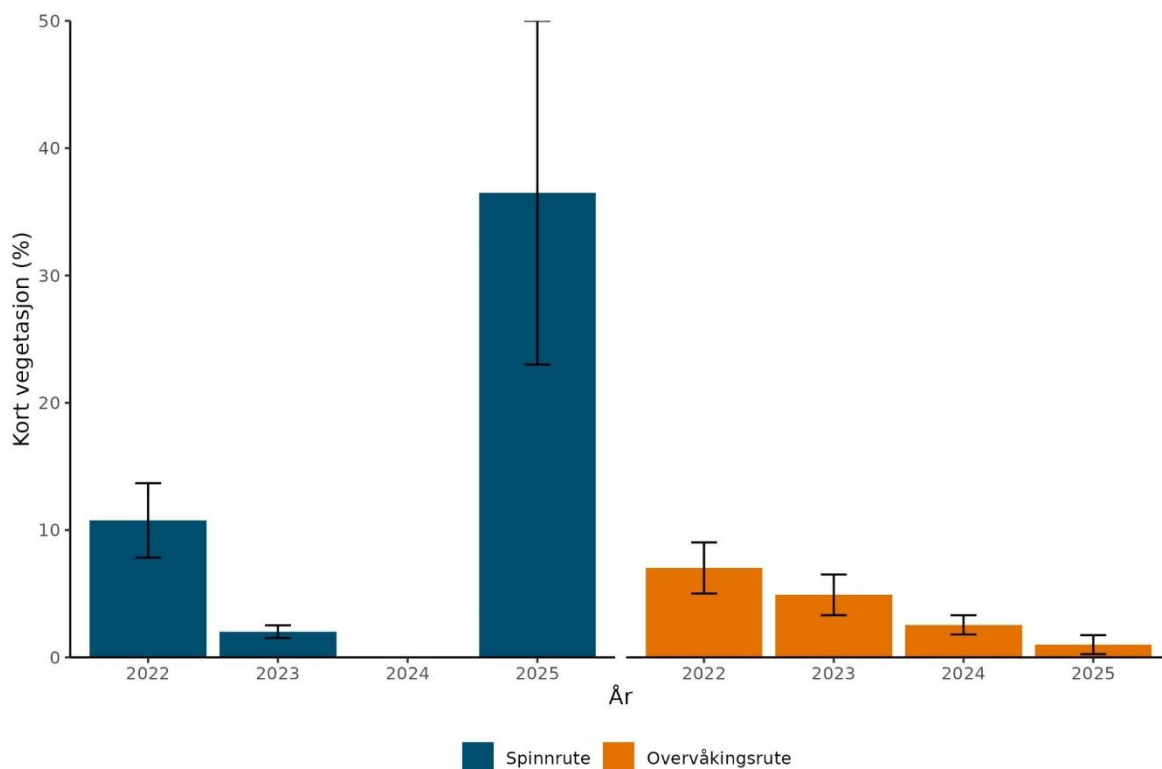
Det er vanskelig å regne på betydningen av gjentatt skjøtsel fordi utvalgsstørrelsene er små. Under sammenligner vi vegetasjonsstruktur og artssammensetning i overvåkingsruter og spinnruter, og vurderer effekter av skjøtsel på endring i disse variablene.

Vegetasjonshøyden var i gjennomsnitt 43 cm ($\pm$ 32 cm standardavvik) i overvåkingsrutene og 23,9 cm ($\pm$ 9,1) i spinnrutene i 2022. Det er signifikant variasjon mellom år i gjennomsnittlig vegetasjonshøyde ($p = 0.012$). Vegetasjonshøyden er signifikant lavere i spinnruter enn i overvåkingsruter ($p = 0.011$). I overvåkingsrutene er det for 2025 ingen signifikant effekt av skjøtsel per se (om rutene var slått eller ikke slått, $p = 0.965$) eller hvor mange ganger rutene er slått ($p = 0.734$, **Figur 7.4**).



Figur 7.4. Gjennomsnittlig vegetasjonshøyde i spinnrutene og overvåkingsrutene per år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik. Det ble ikke samlet inn data på spinnruter i 2024.

Dekningen av kort vegetasjon (< 5 cm) i spinnrutene i 2022 var 10,8 % ($\pm 10,1$ %), mens i overvåkingsrutene var den i gjennomsnitt 7,0 % ($\pm 9,0$ %). Forskjellen mellom spinnruter og overvåkingsruter er ikke signifikant ($p = 0.100$), men dekningsgraden av kort vegetasjon varierer mellom år ($p = 0.007$, **Figur 7.5**). Det er ingen signifikant effekt av skjøtsel på dekningsgraden av kort vegetasjon i overvåkingsrutene ($p = 0.241$ for skjøttet/ikke skjøttet, $p = 0.351$ for ant. ganger skjøttet).



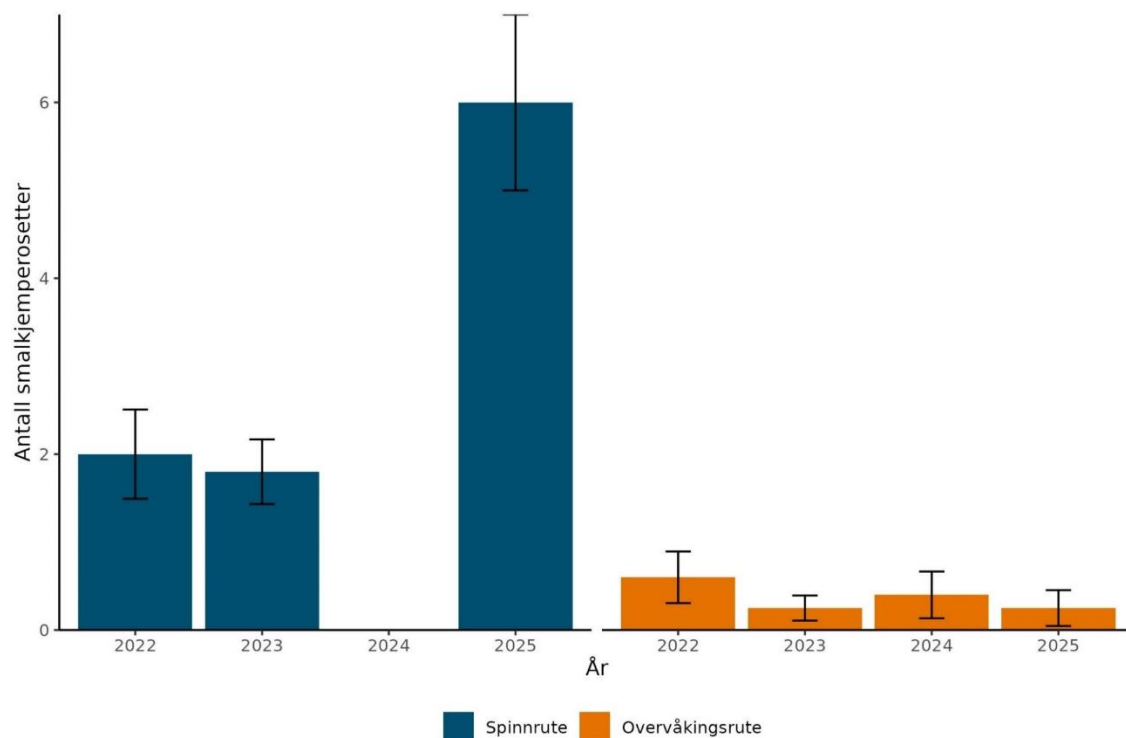
Figur 7.5. Gjennomsnittlig dekning av kort vegetasjon (< 5 cm) i spinnrutene og overvåkingsrutene per år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik. Det ble ikke samlet inn data på spinnruter i 2024.

Det var i gjennomsnitt $0,6 (\pm 1,3)$ smalkjemperosetter per overvåkingsrute i 2022, og $2,0 (\pm 1,8)$ i spinnrutene (**Figur 7.6**). Antallet smalkjemperosetter er signifikant høyere i spinnruter enn i overvåkingsruter ($p = 0.036$). Det er ikke signifikant variasjon mellom år ($p > 0.100$), og i overvåkingsrutene er det ingen effekt av skjøtsel per se eller antall ganger rutene er slått (hhv. $p = 0.995$ og 0.996).

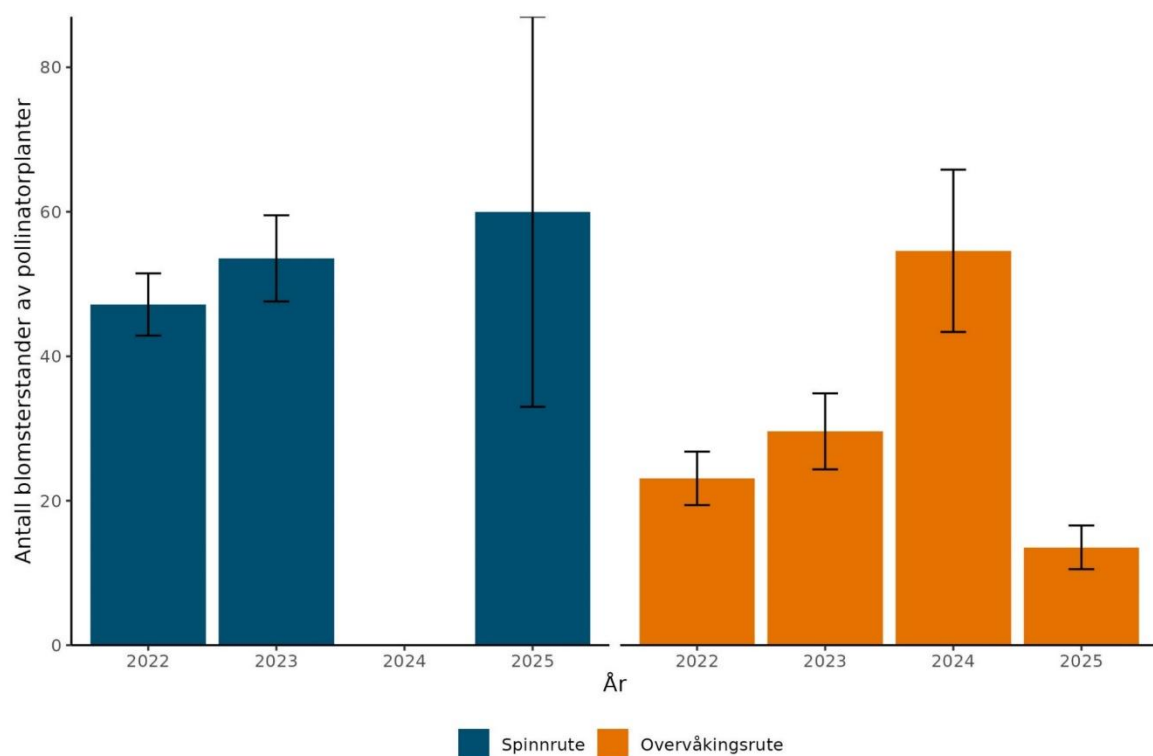
I 2022 var det i gjennomsnitt $23,1 (\pm 16,5)$ blomsterstander av pollinatorplanter i overvåkingsrutene og $47,2 (\pm 14,9)$ i spinnrutene (**Figur 7.7**). Antall blomsterstander varierer signifikant mellom år ($p < 0,001$), med mange i 2024 og svært få i 2025, og det er signifikant flere blomsterstander per rute i spinnruter enn i overvåkingsrutene ($p < 0,001$). I overvåkingsrutene er ingen signifikant sammenheng mellom antall blomsterstander og skjøtsel ($p = 0,599$ for skjøttet/ikke skjøttet, og $p = 0,748$ for antall ganger skjøttet).

Det var i gjennomsnitt $18,5 \% (\pm 15,2 \%)$ dekning av stående død biomasse i overvåkingsrutene og $14,3 \% (\pm 5,5 \%)$ i spinnrutene i 2022. Det er signifikant forskjell i dekingen mellom år ($p < 0,001$), og det var særlig høyt i 2025 pga. store mengder smyle og annet gress, men ikke forskjell mellom spinnruter og overvåkingsruter ($p = 0,609$, **Figur 7.8**). Det var ingen signifikant effekt av skjøtsel på mengden stående død biomasse i overvåkingsrutene ($p = 0,172$ for skjøttet/ikke skjøttet, og $p = 0,123$ for antall ganger skjøttet).

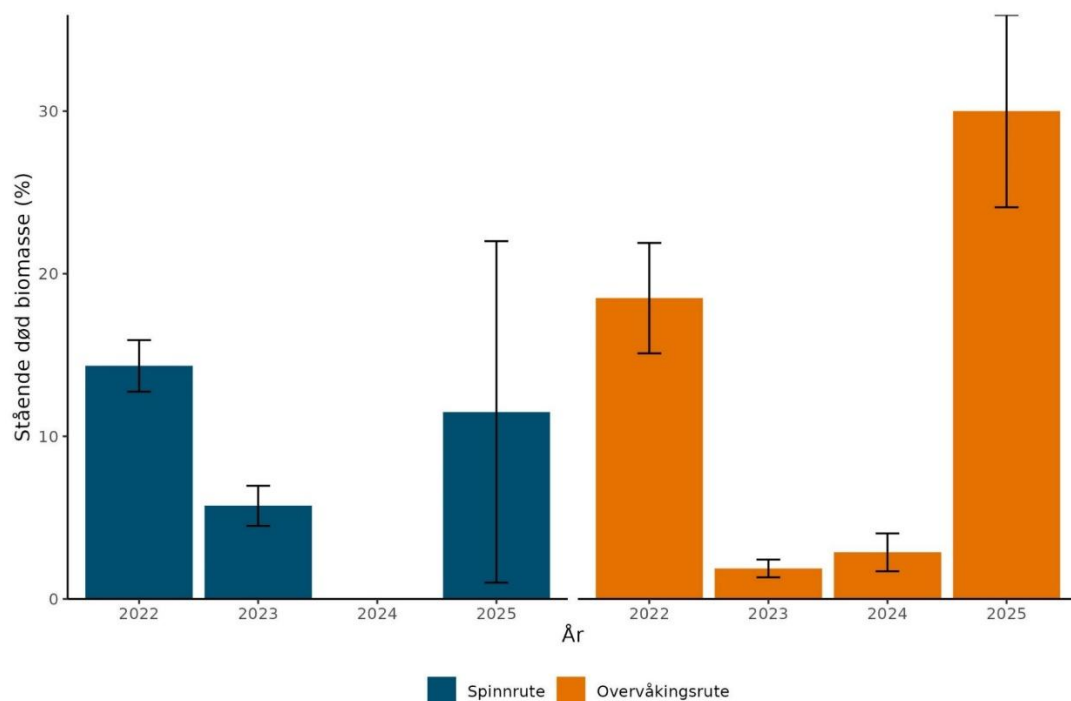
Én overvåkingsrute hadde larvespinn i 2025 (**Figur 7.9**), for første gang. Det var betydelig færre spinnruter i 2025 enn i 2022 og 2023.



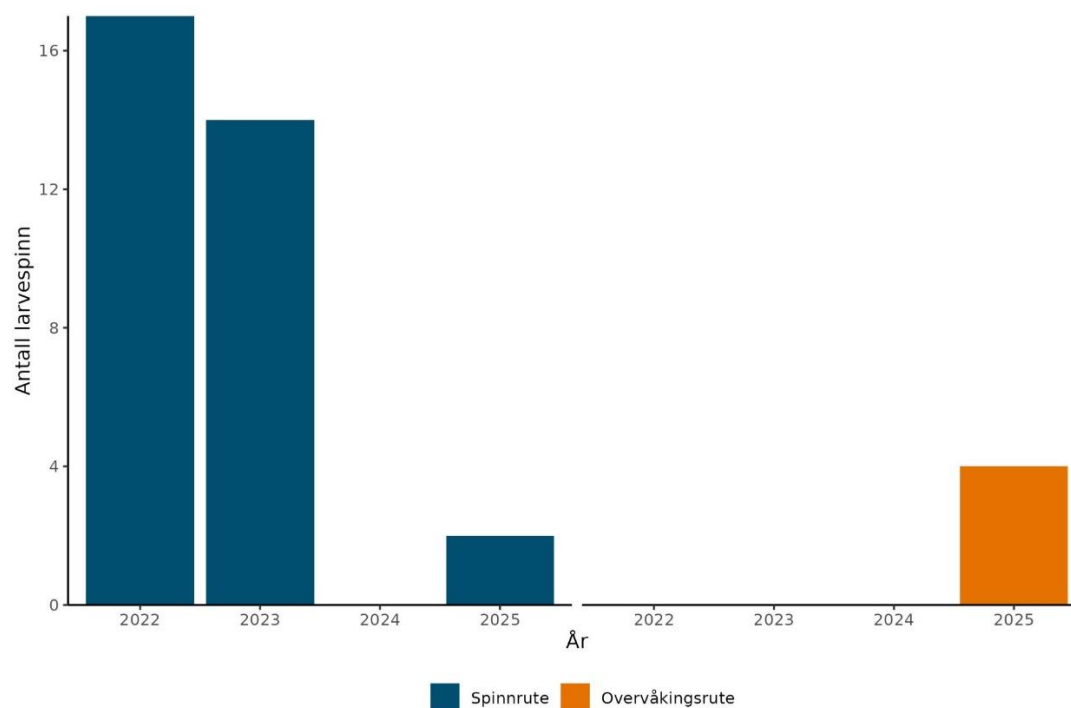
Figur 7.6. Gjennomsnittlig antall smalkjemperosetter i spinnrutene og overvåkingsrutene per år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik. Det ble ikke samlet inn data på spinnruter i 2024.



Figur 7.7. Gjennomsnittlig antall blomsterstander av pollinatorplanter i spinnrutene og overvåkingsrutene per år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik. Det ble ikke samlet inn data på spinnruter i 2024.

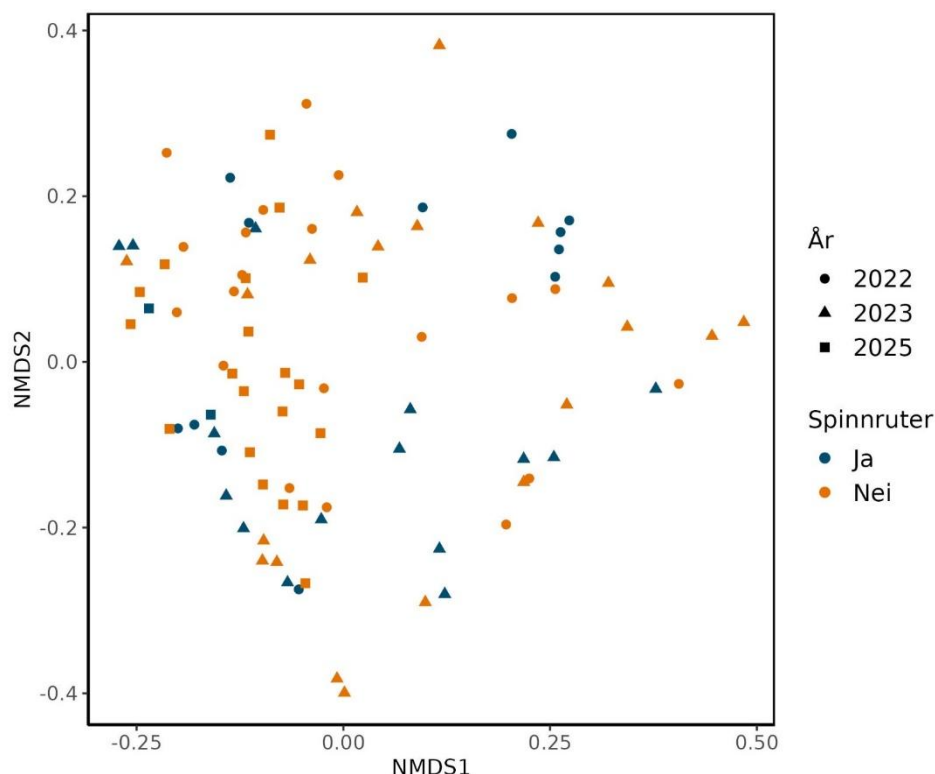


Figur 7.8. Gjennomsnittlig dekning av stående død biomasse i spinnrutene og overvåkingsrutene per år. Usikkerhetsstolpene viser standardavvik. Det ble ikke samlet inn data på spinnruter i 2024.



Figur 7.9. Totalt antall larvespinn i spinnrutene og overvåkingsrutene per år. Det ble ikke samlet inn data på spinnruter i 2024. Det var 12 spinnruter i 2022, 12 i 2023 og 2 i 2025. Larvespinn ble funnet i én overvåkingsrute i 2025.

Artssammensetningen for vegetasjon i rutene varierer mellom år langs alle ordinasjonsaksene (**Figur 7.10**). Det er noe mer variasjon i artssammensetningen i overvåkingsrutene sammenlignet med spinnrutene, men de er ikke signifikant forskjellige fra hverandre.



Figur 7.10. Artssammensetning i vegetasjonsrutene på Rauer, fordelt på spinnruter (blå) og overvåkingsruter (oransje), per år, vist som 1. og 2. akse i en NMDS-ordinasjon. Det ble ikke samlet artsdata i 2024.

Konklusjon

Det er gjort omfattende skjøtselstiltak på Rauer de siste årene, med engslått og krattnusing. De to lokalitetene som inngår i effektovervåkingen, har ganske stor intern variasjon i vegetasjonsstruktur og artssammensetning. Det er ingen sammenheng mellom skjøtselstiltak og variabler som måler egnethet for prikkroutevingelarver etter tre år med tiltak. Sammenligner vi spinnruter, som er lagt ut rundt forekomster av prikkroutevingens larvespinn, og overvåkingsruter, som er lagt ut tilfeldig, finner vi:

- Vegetasjonen er lavere der larven lager spinn (lavere gjennomsnittshøyde, høyere andel kort vegetasjon)
- Det er mer smalkjempe der larven legger spinn
- Det er større mengder med pollinatorplanter der larven legger spinn

Variasjonen mellom år i variablene er imidlertid stor, og utvalgsstørrelsene (antall ruter) er for små for å statistisk undersøke effekten av gjentatt skjøtsel. I 2025 fant vi larvespinn i én av de 20 tilfeldig utlagte overvåkingsrutene, for første gang.

Skjøtsel for å øke habitatkvalitet er viktig for prikkroutevinge, selv om effektovervåkingen etter tre år ikke oppdager statistisk signifikante effekter av skjøtselen.

7.5 Anbefalinger for videre arbeid

Basisovervåkingen bør videreføres for å sikre kunnskap om variasjon i utbredelsen og størrelsen av prikkroutevingebestandene i tid og rom. Dette er viktig kunnskap ved eventuelle vurderinger av prosjekter for bevaringsutsetting.

Overvåkingen av skjøtselstiltak på vegetasjonens sammensetning og struktur er komplisert på grunn av den store variasjonen i overvåkingsområdene, og spinnrutene er fortsatt signifikant forskjellige fra overvåkingsruter med hensyn på indikatorer som er viktige for prikkroutevinge. Det betyr ikke at skjøtselen er virkningsløs, men at vegetasjonens respons på skjøtselen tar tid. Den romlige skalaen for overvåkingsrutene, dvs. 1 m², kan også være for liten til å fange opp effekter. Vi testet derfor i 2025 å bruke sirkler med radius 5 m (ca. 80 m²) med forenklete registreringer av indikatorene. Dette bør videreføres i 2026 og sammenlignes med data fra overvåkingsrutene.

7.6 Metoder og analyser

Metoder for datainnsamling og analyser i dette delprosjektet er tidligere dokumentert i Roos et al. (2023a, 2024a). De samme typene analyser er kjørt på vegetasjonssammensetning og -struktur som tidligere, men i år med fokus på kontrasten mellom spinnruter og overvåkingsruter.

Datasettet for vegetasjon er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=meli-taeacinxia_plants2022 og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/928265>

Datasettet for prikkroutevinge er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=melitaea_cinxia22 og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/cn59te>

Script er tilgjengelig på Github: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Prikkroutevinge>.

8 Klippeblåvinge

8.1 Kort oppsummert

Klippeblåvinge *Scolitantides orion* er en dagsommerfugl som finnes på noen få lokaliteter i Halden kommune (Endrestøl et al. 2022). Fordi bestanden har gått kraftig tilbake de siste tiårene, er klippeblåvinge vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter (Elven et al. 2021a). Hovedårsakene for tilbakegangen er gjengroing og utbygging av leveområdene. Tiltakene som har blitt satt i gang, er å rydde kratt og gjengroingstrær, utplantning av vertsplanter (pluggplanter) og reintroduisering av klippeblåvingeindivider oppformert *ex-situ* på eksisterende og nye lokaliteter. NINA har gjennomført bestandsovervåking siden 2008 (Endrestøl et al. 2009), og noen dellokaliteter ved Hov-Torpbukta har blitt kartlagt metodisk og geografisk likt siden 2012 (Endrestøl et al. 2024). I 2025 har fokuset vært på bestandsovervåking på alle kjente lokaliteter for arten, samt på to utsettingslokaliteter på Fredriksten festning, Halden. Ved sistnevnte ble forekomst av vertsplanter totalkartlagt, og terrengdata innhentet med drone.

I 2025 ble det i Halden kommune funnet egg og larver på nivået med 2024, som var et rekordår for klippeblåvinge. Vi kartlegger stadig større arealer innenfor kommunen, slik at antallet egg og larver ikke er helt sammenlignbart over år. Grunnen til at vi kartlegger større områder er i hovedsak at vi oppdager arten i stadig større randområder rundt dellokalitetene, men også fordi skjøtselstiltak har økt artens potensielle habitat.

Antallet funn varierer over år og mellom de ulike dellokalitetene, men vi tolker funnene fra 2025 som at populasjonene av klippeblåvinge i Halden er stabile. Dellokaliteten "Torpbukta" har vært kartlagt nokså standardisert (totalkartlegging, fast areal) over de siste 12 årene, og vi bruker derfor denne dellokaliteten som et mål på variasjon over år.

På tross av at det ble satt ut 255 larver av klippeblåvinge på Fredriksten festning i 2024, ble det kun funnet to vokse og 13 egg innenfor utsettingslokalitetene. Det er vanskelig å koble eggleggingssteder med habitatkvaliteter med så få funn. Det bør utarbeides en langsiktig plan for utsetting, skjøtsel og overvåking på utsettingslokaliteten.

8.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Målsetning med tiltakene for klippeblåvinge er å sikre artens langsiktige overlevelse i Norge ved å øke tilgjengelig habitat på forekomstlokalitetene, og å styrke eksisterende populasjoner og etablere nye populasjoner gjennom bevaringsutsetting.

Formålet med overvåking

Formålet med bestandsovervåkingen er å få kunnskap om artens forekomster, utbredelse, populasjonsstørrelse og relative svingninger i populasjonene over år.

Formålet med effektovervåkingen på Fredriksten, som startet i 2025, er å vurdere egnetheten av lokalitetene og bygge kunnskap om betydningen av ulike faktorer for vellykket bevaringsutsetting av klippeblåvinge.

Forventninger

Bestandsovervåkingen er forventet å gi viktig kunnskap om utviklingen og variasjonen i tid og rom av klippeblåvingens delpopulasjoner.

Der hvor oppformerte individer av klippeblåvinge har blitt satt ut, forventes det at utsatte individer overlever og formerer seg gitt at habitatet er egnet. Det er imidlertid realistisk å forvente at

utsetting må gjennomføres over flere år før en levedyktig bestand er etablert. Data fra effekt-overvåkingen vil kunne bidra til å identifisere hvilke deler av utsettingsområdene som blir brukt til egglegging, og hvor evt. skjøtsel bør gjennomføres for å opprettholde eller øke habitatkvalitet.

Fordi den genetiske variasjonen av oppformerte og utsatte individer ikke er undersøkt, vil det være vanskelig å fastslå om evt. manglende etablering og reproduksjon skyldes innavl, at habitatet er uegnet, eller andre ukjente faktorer.

8.3 Tiltak og overvåking

Basisovervåking

Egg og larver av klippeblåvinge ble kartlagt den 25. og 26. juni etter samme metodikk og i samme områdene som gitt i Roos et al. (2024a). Det kartlegges alltid i siste uken av juni fordi alle eggene har blitt lagt på det tidspunktet, og eggeskallene av egg som klekket tidlig vil fortsatt henge på planten.

Effektovervåking

Kartlegging av voksne individer av klippeblåvinge og droneflyvning (se **kap. 8.6**) for å kartlegge utsettingslokalitetene ble gjennomført den 15. mai. Poenget med et besøk i mai (flyveperioden for klippeblåvinge er nokså tidlig på året) var å få et inntrykk av om og hvor mange individer som hadde overlevd vinteren. Kartlegging av vertsplanter ble gjennomført den 24. juni. I **Tabell 8.1** gis en oversikt over tiltak og datainnsamling.

Tabell 8.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og frekvens på datainnsamling.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling
Torpbukta og omegn, samt Sponvika	Gjengroing, ukjent om det mangler vertsplanter	Det er mange ulike skjøtselstiltak, men overvåkingen foregår uavhengig av disse	2012–2025: Bestandsovervåking; forekomst og antall egg og larver
Fredriksten festning og Overberget i Halden	Gjengroing etter krattrydding (bl.a. syrin), ukjent om områdene egner seg til klippeblåvinge	Bevaringsutsetting av 255 individer i 2024	2025: Kartlegging av voksne individer og innsamling av terrengdata med drone i mai. Kartlegging av egg og larver, samt totalkartlegging av vertsplanter i juni.



Figur 8.1. Kartlegging av klippeblåvinge og vertsplanten smørbukk ved Overberget ved Fredriksten festning i Halden kommune 24. juni 2025. Området har svært mye rotoppskudd av fremmedarter, bl.a. blåhegg og syrin. Foto: Anders Endrestøl/NINA

8.4 Effekter av tiltak per 2025

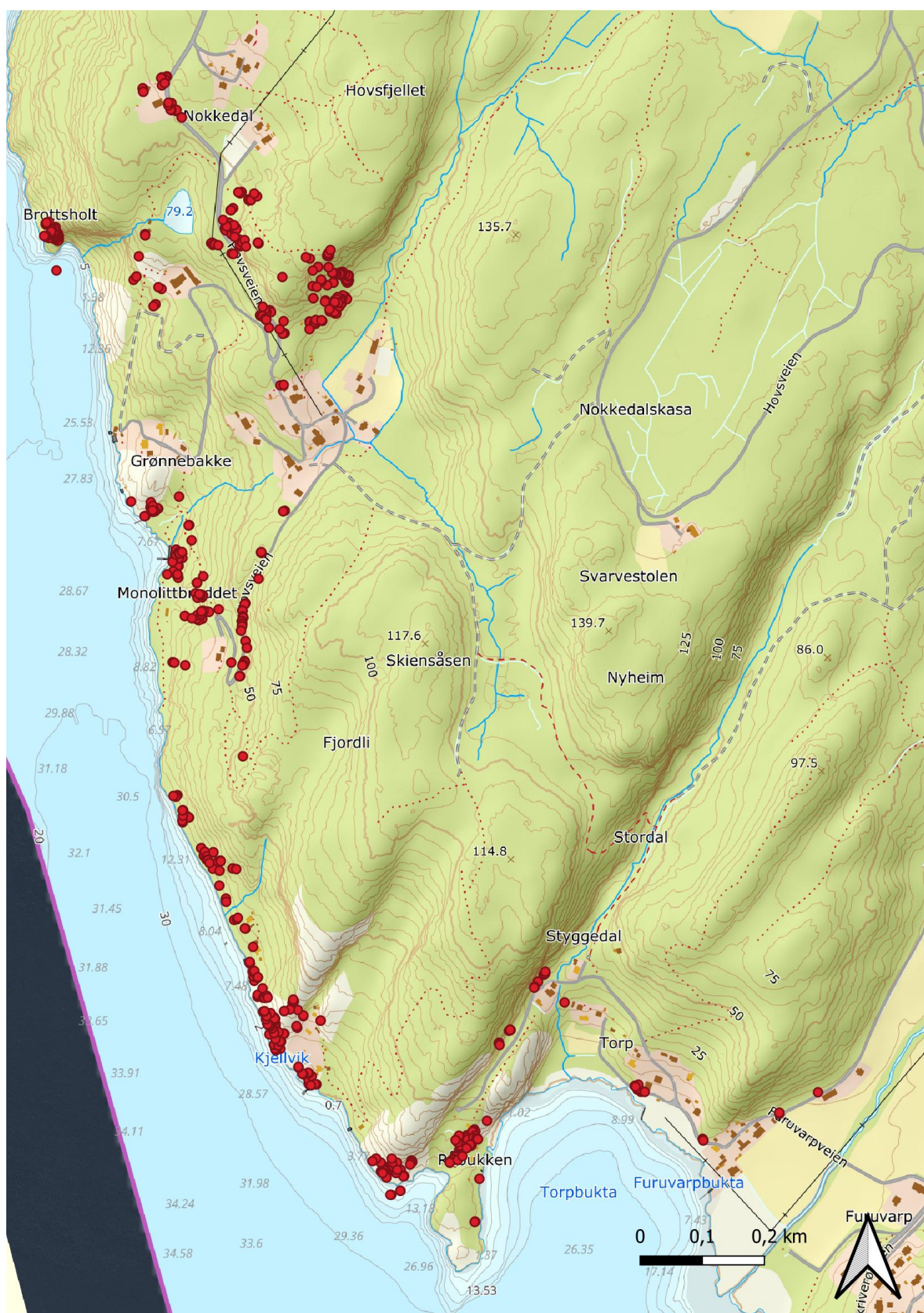
8.4.1 Basisovervåking

Året 2025 ble det nest beste året for klippeblåvinge siden kartleggingen startet opp, kun slått av 2024 med omkring 50 individer (**Tabell 8.2, Figur 8.2, Figur 8.3**). Totalt ble det i Halden kommune påvist 2149 egg og larver av klippeblåvinge: 1936 egg og 213 larver. Tallet stemmer ikke helt overens med **Tabell 8.2** siden noen observasjoner er gjort utenfor de lokalitetene som er definert i tabellen.

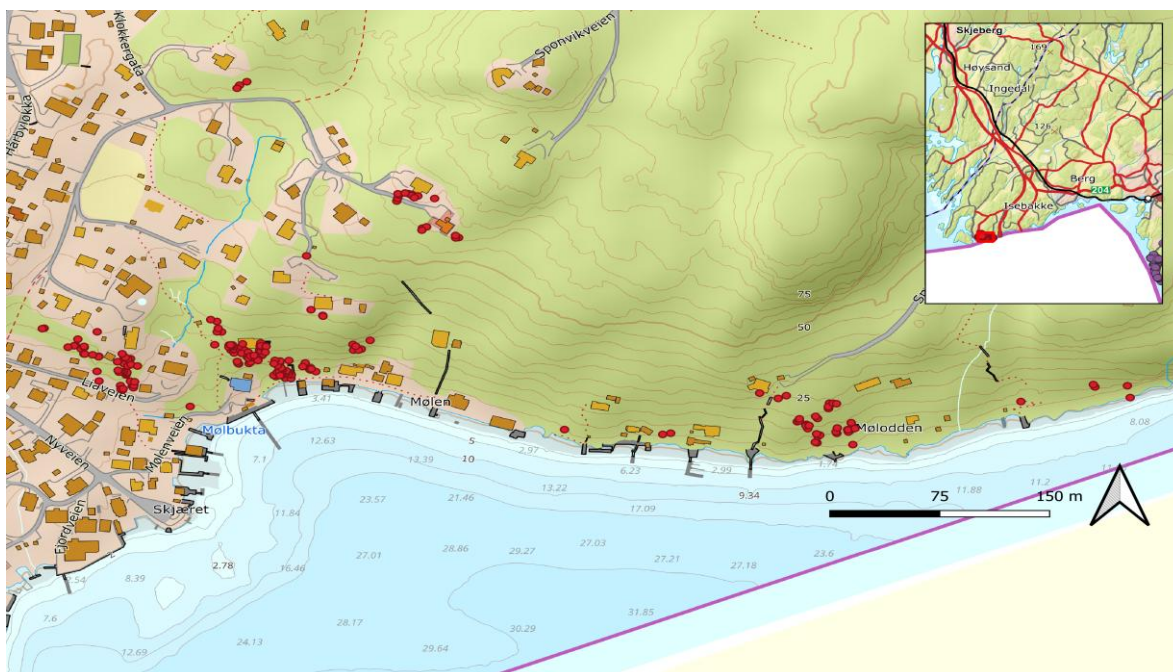
Områdene Hovsveien og Hovsbruddet har mer enn doblet antallet observasjoner fra 2024 til 2025 (**Tabell 8.2**). Mens noe av denne økningen trolig skyldes utvidelse av kartleggingen over tid etter flere rand-funn (særlig langs Hovsveien), så er det ikke urealistisk å konkludere at en del av økningen er reell, og at de kombinerte restaureringstiltakene (skjøtsel, pluggplanter, og bevaringsutsetting) har bidratt positivt til dette. Vi vurderer kartleggingsinnsatsen på lokaliteten Torpbukta såpass konstant over overvåkingsperioden at vi kan se på en trend over tid. Dette viser store variasjoner over tid, men også en betydelig økning siden populasjonen var på sitt laveste punkt i 2022 (**Figur 8.4**).

Tabell 8.2. Antall funn av egg og larver av klippeblåvinge for ulike dellokaliteter i Halden kommune fra 2010 til 2025. * Ufullstendig data.

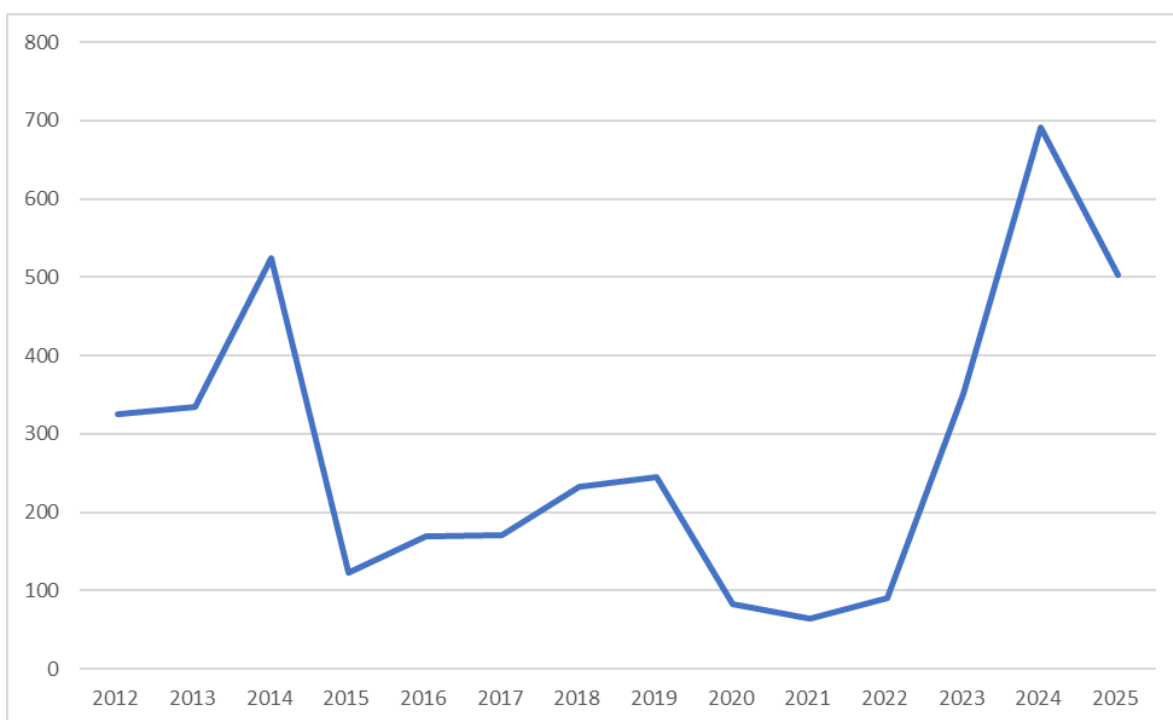
År	Torpbukta		Hovsveien (inkl. Hov)		Hovsbruddet		Nokkedal		Monolittbruddet		Sveen		Sponvika		Totalt
	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	Egg	Larver	
2010	140	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	140
2011	ca. 200	5	N/A	N/A	N/A	N/A	15	3	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	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	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	366
2014	525	46	6	0	N/A	N/A	12	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	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
2016	169	11	3	3	N/A	N/A	12	2	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	200
2017	171	7	24	4	N/A	N/A	39	8	13	0	N/A	N/A	8	0	274
2018	233	22	44	6	3	1	62	4	53	5	11	5	16	3	468
2019	245	3	36	0	6	0	16	1	48	0	12	1	43	1	412
2020	83	13	11	7	20	3	19	11	17	6	2	1	42	15	250
2021	65	2	38	2	24	0	130	3	37	0	7	0	101	14	423
2022	28*	1*	59	0	18	0	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	168	28	302
2023	351	18	82	4	120	6	102	12	37	3	5	0	252	68	1060
2024	692	46	94	9	82	9	282	43	215	35	17	6	495	96	2121
2025	503	42	188	42	403	17	191	13	241	29	18	1	372	68	2128
Totalt	3685	213	628	77	676	36	900	100	661	78	72	14	1497	293	9475



Figur 8.2. Funn av egg av klippeblåvinge i Torpbukta og omegn i Halden kommune 2025.



Figur 8.3. Funn av egg av klippeblåvinge i Sponvika i Halden kommune 2025.

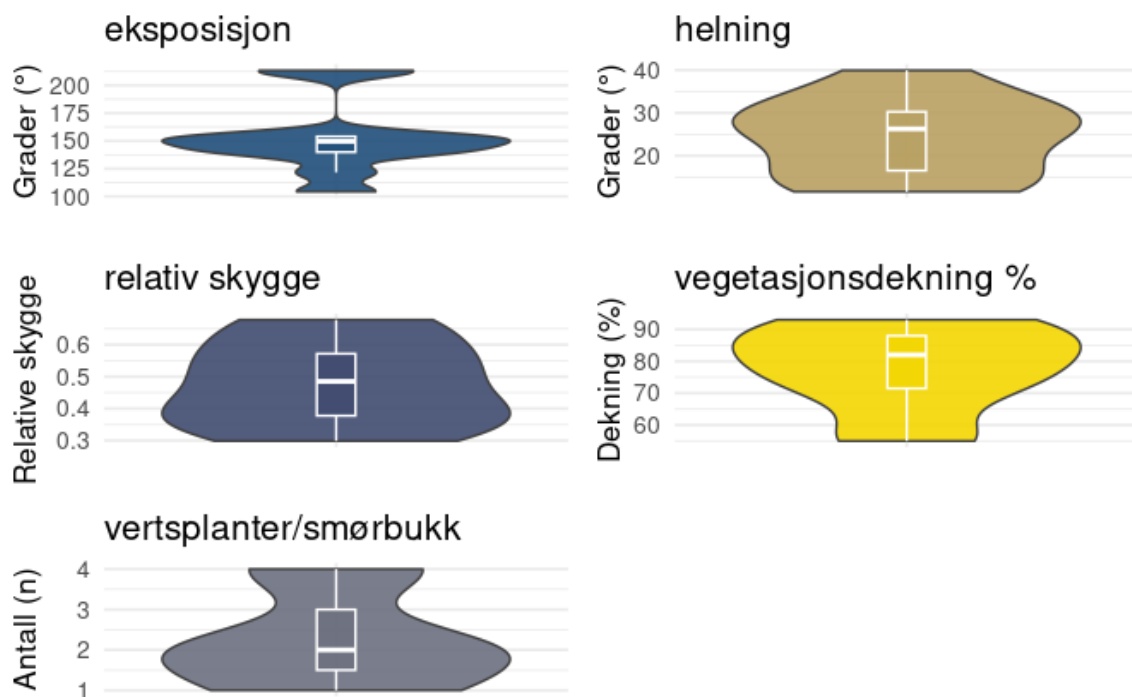


Figur 8.4. Antall egg av klippeblåvinge funnet på lokaliteten Torpbukta i Halden kommune i perioden 2012–2025. Dette området har vært kartlagt metodisk likt hvert år og vi antar derfor at de relative variasjonene er sammenlignbare mellom år.

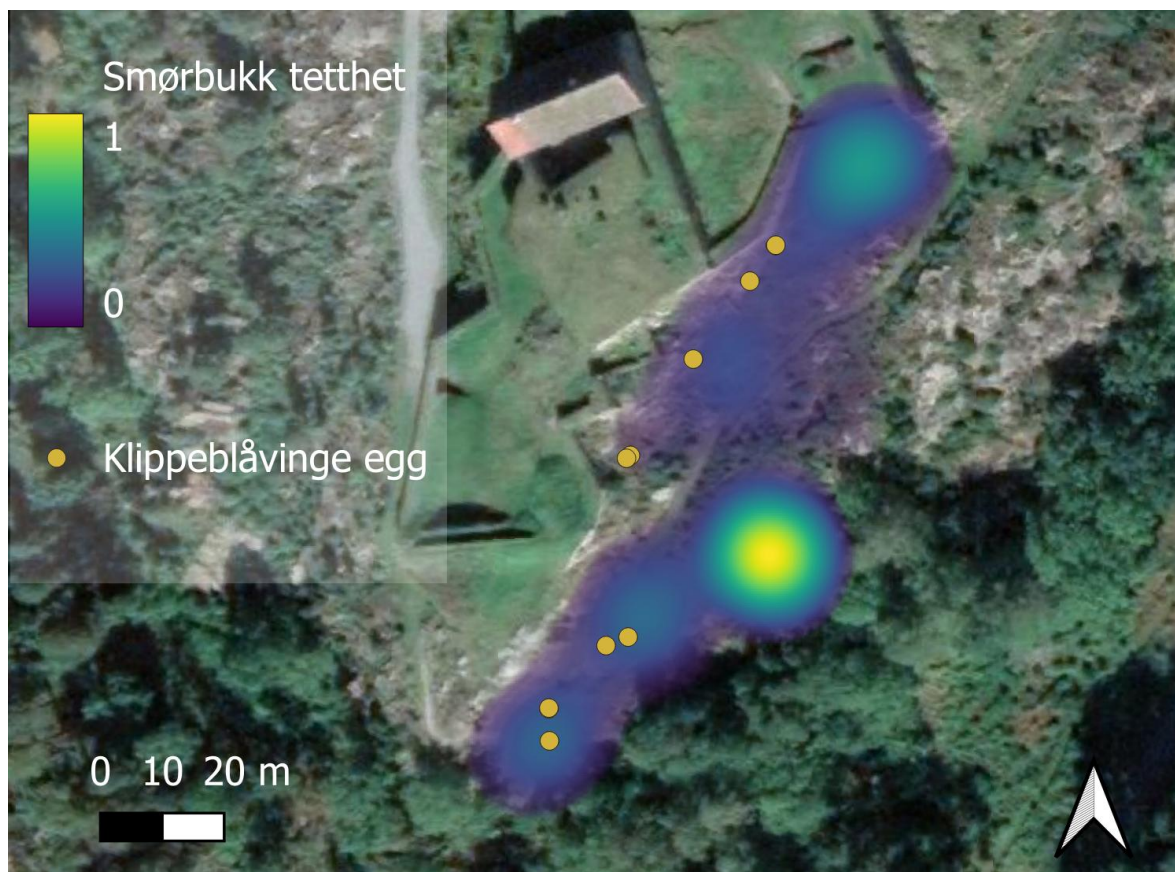
8.4.2 Effektovervåking

På utsettingslokalitetene ble det funnet to voksne individer i mai (i flyveperioden) på Overberget, men ingen på festningen. I juni, i forbindelse med basisovervåkingen av de andre lokalitetene i Halden, ble det funnet kun 12 egg på Overberget og kun ett egg ved festningen. Det er gjennom sesongen funnet flere egg der (f.eks. litt nord for overvåkingslokaliteten, jf. rapporter på Artsobservasjoner), men 13 egg er antallet som ble funnet av oss i basisovervåkingen **Tabell 8.2**.

De foreløpige resultatene fra droneflyvningen og prosesseringen av bildene viser at eggene generelt fantes på steder med en eksposisjon mot sør-sørøst og en helning på ca. 25%. Det er stor variasjon i relativ skygge, men i gjennomsnitt virker det som de fleste eggene ble lagt på steder med middels skygge. Vegetasjonsdekningen på eggeleggingsstedene var ca. 80 %, med 1-4 vertsplanter per kvadratmeter (**Figur 8.5**). Det var imidlertid ikke nødvendigvis slik at eggene ble funnet i de områdene med høyest tetthet av smørbukk, som tilsier at omgivelsene (mikroklima og vegetasjon) rundt vertsplanten er viktige for å bestemme eggeleggingssted (**Figur 8.6**). Analyse av disse dataene kompliseres ved at det var så få funn av egg. Flere års data vil sannsynligvis gi bedre innsikt i eggeleggingspreferanser hos klippeblåvinge.



Figur 8.5. Foreløpige resultater fra habitatmodell basert på dronebilder og forekomst av egg på Fredriksten festning. For relativ skygge betyr en verdi på 1 fullstendig eksponert, mens verdi 0 er fullstendig skyggelagt.



Figur 8.6. Relative tetthet av vertsplanten, smørbukk, i forhold til funn av klippeblåvingeegg i 2025.

8.5 Anbefalinger for videre arbeid

Bestandsobservasjonen av klippeblåvinge gir viktig kunnskap om utviklingen og variasjonen i tid og rom av klippeblåvingens delpopulasjoner. 2025 var et godt år for klippeblåvinge, med de nest høyeste tallene siden overvåkingen startet. I leveområdene er det gjort mange tiltak: rydding av kratt og trær, det har blitt satt ut smørbukkplanter og det er satt ut larver av klippeblåvinge på eksisterende og nye lokaliteter. De stabile tallene for klippeblåvinge gir håp om at tiltakene samlet sett har hatt god effekt.

Det kan vurderes om totalkartlegging av hele leveområdet er nødvendig framover, men tidsserien i Torpbukta, som strekker seg tilbake til 2010, bør prioriteres for videreføring.

Utsettingen av klippeblåvinge på Fredriksten festning bør følges opp videre. Vi har ikke presis kunnskap om hvor mange individer som vil settes ut fremover, og når og hvor, noe som kompliserer oppfølgingen. En plan for utsetting bør utarbeides og deles. Overvåkingen bør fokusere på overlevelse og reproduksjon hos klippeblåvingen og habitatbruk, slik at områder best egnet for overlevelse prioriteres for utsetting. Drone-dataene og terrengmodellen som ble samlet inn i år kan brukes i de kommende årene til å kartlegge eggleggingspreferansene til klippeblåvinge og veilede forvaltningstiltak som rydding av (fremmede) busker på utsettingslokalitetene.

8.6 Metoder og analyser

Metoder for basisobservasjonen er grundig beskrevet i tidligere rapport (se f.eks. Endrestøl et al. 2024).

Datasettet for klippeblåvinge er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=melitaea_cinxia22 og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/cn59te>

Droneflyvning

Det ble gjennomført kartlegginger med en DJI Mini SE, fløyet i 20 meters høyde for å lage ortomosaikker med en pikseloppløsning på 2 cm. Flyvningene ble utført med 70 % overlapp i flyretningen og 40 % sideveis overlapp, med flylinjer forhåndsprogrammert i Dronelink. Forholdene under flyvningene var solrike med 5–10 m/s vindkast, så lukkertiden ble holdt under 1/240 sekund og ISO ble satt til 100 for å redusere henholdsvis bevegelsesuskarphet og støy. Bildene ble ortorektifisert til en digital overflatemodell og en RGB-mosaikk ved hjelp av OpenDroneMap-programvaren.

Vi hentet ut himmelretning («aspect»), helning og relativ skygge («hillshade», en verdi på 1 betyr fullstendig eksponert, mens verdi 0 er fullstendig skyggelagt) fra den digitale overflatemodellen ved hjelp av terrengverktøy i QGIS. Vegetasjon ble avledet ved å resample ortomosaikken til 4 cm for å redusere støy fra vegetasjonsstruktur, maskere ut skyggelagte piksler og deretter utføre en K-means-klassifisering i R. Vegetasjonsklasser ble manuelt identifisert og konvertert til et binært kart over vegetasjon i områdene.

Egglokasjoner ble bufret med 50 cm, slik at det ble dannet en sirkel med 1 meters radius rundt hvert egg. Gjennomsnittlig himmelretning, skygge, helning og prosentandel vegeterte piksler ble beregnet for hver egglokasjon. Vi telte også antallet individer av smørbukk som lå innenfor det bufrede området. I tillegg ble det brukt en «Kernel density estimation» for å lage standardiserte tetthetskart (heatmap) for forekomst av smørbukkplantene.

9 Trønderlav

9.1 Kort oppsummert

Trønderlav *Erioderma pedicellatum* er en kritisk truet (CR) bladlav som tidligere fantes på flere lokaliteter i Trøndelag og i Värmland, Sverige (Haugan et al. 2021a). Dens eneste gjenværende levested i Europa er nå en lokalitet i Rendalen, Hedmark. I tillegg finnes arten på noen få steder i Nord-Amerika og på Kamchatka, Russland (Scheidegger 2003, Anderson et al. 2022). Trønderlav vokser på tynne greiner av gran i områder med kombinasjon av høy luftfuktighet og mye lys (boreal regnskog eller granskog påvirket av fosserøyk) og er sårbar for påvirkninger fra skogbruk, tap av habitat grunnet utbygging eller oppdyrking, og tilfeldige hendelser (Haugan et al. 2021a).

NINA har gjennomført bestandsovervåking ved Tegningfallet siden 2021, samt translokeringsforsøk for å undersøke hvordan ulike miljøforhold påvirker overlevelse og vekst. Det måles luftfuktighet, temperatur, lys, pH og konduktivitet for å kunne identifisere egnede områder for translokering. Ingen nyetablering av thalli er påvist foreløpig på translokeringslokalitetene. Videre overvåking anbefales, sammen med bruk av klimadata og genetiske analyser av cyanobiont (blågrønnalge) og mycobiont (sopp). Overvåkingen av translokeringsforsøkene bør videreføres i 2026 samtidig som det gjøres klimamålinger. Preliminære resultater peker på to lokaliteter som best egnede for translokering. Vi anbefaler å teste metoder for liming av thalli på disse to lokalitetene i 2026.

9.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Den overordnede målsetningen er å utvikle metodikk for bevaringsutsetting på nye lokaliteter, som vil kunne øke artens mulighet for langsiktig overlevelse. Lykkes dette vil risikoen reduseres for at tilfeldige hendelser eller andre påvirkninger ved Tegningfallet, som skogbrann, barkbilleangrep, redusert vannføring, stormfelling eller skogbruk, skal føre til artens utryddelse i Norge og Europa.

Formålet med overvåking

Formålet med den årlige populasjonsovervåkingen ved Tegningfallet er å overvåke vertstræernes tilstand og antall thalli i to størrelsesklasser. I tillegg overvåkes translokeringsforsøk ved å måle overlevelse og tilvekst av translokerte thalli festet på nett ved Tegningfallet og fem andre lokaliteter (Roos et al. 2024a). Det blir også lett etter nyetablering av thalli fra ascosporer (arten mangler vegetativ spredning, men er rikelig fertil) på alle lokaliteter.

Mikroklimaet (temperatur, luftfuktighet, lysintensitet) overvåkes kontinuerlig på alle seks lokaliteter, og øvrige relevante miljøvariabler som pH og konduktivitet i fosse vann og på grantræernes greiner, registreres. For å fastslå om den frittlevende cyanobionten til trønderlav er til stede på utsettingslokalitetene blir det innhentet materiale for seinere dyrkningsforsøk og DNA-analyser for å kunne fastslå dens artstilhørighet. I tillegg blir det innhentet materiale av mycobionten for å kunne igangsette dyrkningsforsøk, genomsekvensering og populasjonsgenetiske analyser.

Forventninger

Vi vurderer lokalitetenes egnethet basert på analyser av klimadata og andre miljøparametere som viser artens krav til vekstforhold. Sammen med kommende genetiske data vil dette danne et viktig kunnskapsgrunnlag for å kunne translokere thalli til lokaliteter der de har forutsetninger for å overleve og reproducere. Dersom translokeringslokalitetene viser seg å ligge innenfor artens habitatkrav, forventes det at de overførte thalliene vil kunne overleve og spre seg lokalt.

9.3 Tiltak og overvåking

Beskrivelse av lokalitetene, tiltak som gjennomføres og metodikk for datainnsamling er grundig beskrevet i Roos et al. (2024a).

Overvåkingen består per 2025 av:

- Bestandsovervåking
- Translokeringsforsøk, hvor overlevelse og thallusareal av thalli fra Tegningfallet blir undersøkt på 6 lokaliteter.
- Minimum 1 time på søk etter nyetablerte thalli på translokeringstreet og nærstående træs grener (radius 5 m)
- Innsamling av mikroklimadata, herunder temperatur, luftfuktighet og lysintensitet på samtlige translokeringslokaliteter og en lokalitet ved Kvernbecken i Solem naturreservat, Trøndelag hvor arten har gått ut.
- Innhenting av prøver for seinere genetisk siling for cyanobiont fra samtlige lokaliteter
- Innsamling av materiale til kultiveringsforsøk og DNA-sekvensering for videre genetiske analyser

9.4 Effekter av tiltak per 2025

9.4.1 Populasjonsovervåking

En historisk gjennomgang av populasjonsovervåkingen for trønderlav fra 2021 og frem til 2024 er presentert i Roos et al. (2024a) og viser en populasjon med tilstedeværelse på 18 trær på lokaliteten Tegningfallet. I 2024 ble det påvist ytterligere ett tre.

Telling av thalli ved Tegningfallet i 2025 viser at laven fortsatt finnes på alle 19 trær og gir et totalanslag på 4622 thalli ved lokaliteten. Dette er et estimat som er 3,2 % høyere enn estimatet i 2023 og 4,6 % høyere enn i 2024, hvilket må anses å ligge innenfor forventet variasjon, særlig gitt usikkerheten ved å bedømme antall thalli på høytsittende greiner. Resultatet for 2025 er sammenfattet i **Tabell 9.1**. Vitaliteten fremstår fortsatt god, og det ble ikke registrert forskjell i størrelsesfordelingen fra tidligere år.

Tabell 9.1. Antall thalli av trønderlav ved Tegningfallet i 2025.

Tre nr.	1201	1202	1203	1204	1215	1216	1217	1218	1219	1220	1221
Antall	125	630	285	940	1565	100	210	135	16	52	33
Tre nr.	1222	1223	1224	1225	1226	1227	1228	1229		Sum	
Antall	26	42	4	35	42	360	3	7		4622	

Det ble registrert en frittlevende *Rhizonema*-art som morfologisk ligner på *Rhizonema interruptum*, som er antatt cyanobiont for trønderlav, på translokeringslokaliteten Flatdalsåsen i 2024. I 2025 ble det innhentet ytterligere materiale for å stadfeste hvilken art den frittlevende cyanobionten er, om dette er arten som fungerer som symbiont for soppen i trønderlav, og om den er til stede på flere av translokeringslokalitetene. Materialet er behandlet og lagret for fremtidige genetiske analyser.

9.4.2 Resultater fra translokering

Overlevelse

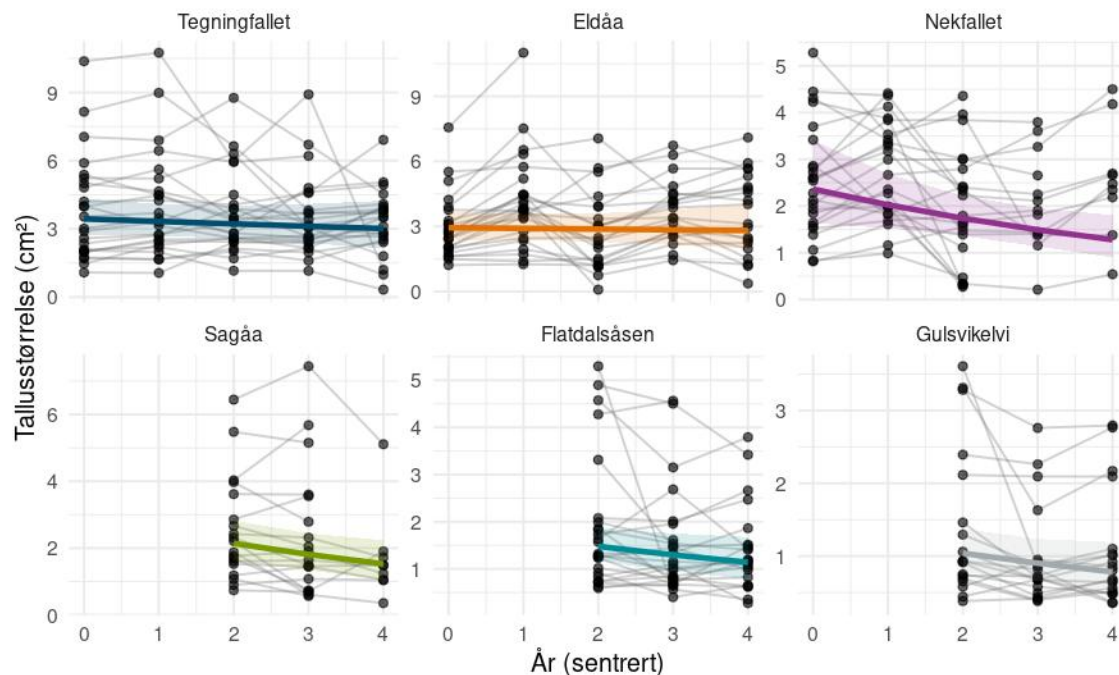
Totalt har 95 av 161 translokerte thalli (59 %) overlevd translokeringen fram til 2025. Størstedelen av tapene var i 2023 og 2024. Tap av thalli skyldes enten at de dør, smuldrer og faller av, eller at de løsner fra tråden de er festet med som følge av f.eks. vind. Lokalitetene Nefallet og Sagåa utmerker seg med lave overlevelsestall, trolig grunnet vind, sammenlignet med de øvrige lokalitetene. Eldåa, Flatdalsåsen og Gulsvikelvi viser derimot overlevelse som kan sammenlignes med referanselokaliteten Tegningfallet (**Tabell 9.2**).

Tabell 9.2. Overlevelse av translokerte thalli av Trønderlav på alle lokalitetene tom. 2025.

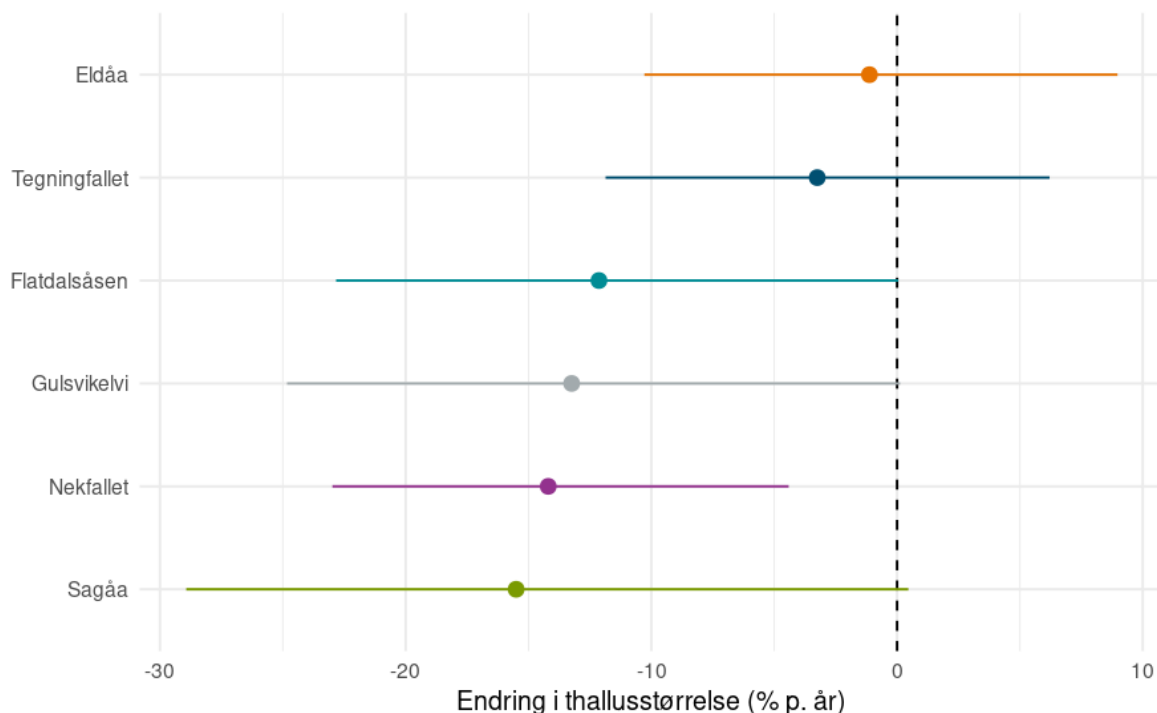
Lokalitet	År for translokering	Totalt antall thalli	Overlevelse (antall thalli)	Overlevelse (%)
Tegningfallet	2021	25	19	76 %
Nefallet	2021	25	8	32 %
Eldåa	2021	25	20	80 %
Sagåa	2023	28	8	29 %
Flatdalsåsen	2023	30	21	70 %
Gulsvikelvi	2023	28	19	68 %
Totalt	–	161	95	59 %

Thallusareal

Rådata for thallusareal samt modellestimer for utviklingen over tid vises i **Figur 9.1**. Modellen viser en liten og ikke-signifikant nedgang i thallusstørrelse på tvers av lokaliteter. Thalli på Flatdalsåsen ($p = 0,010$), Gulsvikelvi ($p < 0,001$) og Nefallet ($p = 0,036$) var signifikant mindre ved starten av translokeringen enn på Tegningfallet, men dette er en effekt av utvalg av thallusmateriale som ble translokert, ikke en økologisk effekt. Det ble ikke funnet noe signifikante forskjeller mellom lokalitetene i selve vekstraten (alle $p > 0,09$). Hvis vi i stedet tester vekstraten innen hver lokalitet mot null (ved bruk av funksjonen *emtrends*), så viser Nefallet en signifikant negativ vekst ($p = 0,006$) mens vekstraten på de andre lokaliteter ikke skiller seg signifikant fra null. Rådataene for thalli på Nefallet viser imidlertid en positiv vekst fra 2024 til 2025, mens modellen overstyres av data fra andre år (**Figur 9.2**).



Figur 9.1. Utvikling i tallusstørrelse for hvert enkelt thallus over tid ved de ulike lokalitetene. Punkter og linjer viser rådata, der hver tynne grå linje representerer ett individ. De fargede linjene viser predikert utvikling fra den miksede modellen som inkluderer effekten av lokalitet på startstørrelse og vekstrate, med tilhørende 95 % konfidensintervaller (fargede bånd). Modellprediksjoner vises kun for år der den aktuelle lokaliteten har observasjoner. År 0 = 2021.



Figur 9.2. Modellert endring i thallusstørrelse (vekstrate) per lokalitet basert på lineære miksede modeller. Verdiene viser estimerte helninger ($\pm$ 95 % konfidensintervall) for årseffekten innen hver lokalitet. Negative verdier indikerer en reduksjon i thallusstørrelse over tid. Kun Nefallet hadde en signifikant negativ vekstrate ($p = 0,006$), mens de øvrige lokalitetene ikke skilte seg signifikant fra null.

Nyetableling av thalli

Det ble ikke funnet nyetableling på noen av de seks lokalitetene med thalli på nett, og heller ikke ved den avsluttede translokeringslokaliteten Andfallet der små grener med thalli hadde blitt festet med tråd direkte på grener (Roos mfl. 2024a). I 2024 ble det også innsamlet grener fra samtlige lokaliteter med etterfølgende søk for nyetablelinger under stereolupe. Søket var negativt bortsett fra grener fra Tegningfallet. Årsaken til manglende nyetableling er uklart og motiverer videre undersøkelser.

9.4.3 Mikroklimadata

En foreløpig vurdering av mikroklimadataene viser at tre av translokeringslokalitetene (Nekfallet, Flatdalsåsen, Gulsvikelvi) registrerte høy relativ luftfuktighet en stor andel av tiden, og disse kan dermed betegnes som fuktigere enn Tegningsfallet. En slik høy luftfuktighet ble også registrert på Kvernbekken i Solem naturreservat, Trøndelag, hvor arten har gått ut. I tillegg har Nekfallet og Gulsvikelvi høye lysverdier. Eldåa og Sagåa har tørrere luft og ganske lave lysverdier. Klima-loggere registrerer ikke vind, men den høye prosentandelen av thalli som tapt gikk tapt på Nekfallet skyldes trolig på at lokaliteten er mer vindutsatt enn de andre. En detaljert oversikt av mikroklimadataene for alle lokalitetene finnes i **Vedlegg 2**.

Modellseleksjonen for å finne ut av hvilke miljøvariabler som best forklarer vekst, viste at den beste modellen inkluderer år, konduktivitet i elvevannet, årstemperatur og pH i elvevannet som de viktigste forklaringsvariabler for thallusstørrelse. Etter refitting viste denne modellen at nedgang i thallustørrelsen over tid ($p < 0.001$) var kraftigere på steder med høyere årstemperatur ($p = 0.028$). Modellen som bare undersøkte hvordan miljøvariablene påvirker vekstraten, bekrefter en generell nedgang i thallustørrelse over tid ($p < 0.001$) og at årstemperatur har en signifikant negativ effekt på vekstrate ($p = 0.030$). De andre miljøvariablene hadde ingen signifikante effekter på vekstraten. Modellen viser i tillegg at det er betydelig variasjon mellom individuelle thallier i både startstørrelse og vekstrate. Thallier som startet større, hadde en tendens til å krympe litt raskere (korrelasjon -0.36). Det var også noe variasjon mellom nett, men dette bidro lite til totalvariasjonen.

9.5 Anbefalinger for videre arbeid

Populasjonen av trønderlav på Tegningfallet virker stabil, og dataene våre viser at populasjonen ikke har hatt en nedgang de siste årene. Populasjonen er imidlertid liten og isolert, som gjør at den er utsatt for tilfeldige hendelser. Dette underbygger behovet for å fortsette arbeidet med translokering av arten.

Overvåkingsdata fra translokeringseksperimentet hittil viser at overlevelsesraten av thalliene på nettene varierer mellom lokalitetene. Overlevelsen er lavest på Nekfallet og Sagåa. På Nekfallet er dette sannsynligvis på grunn av mekaniske slitasje fra vind, noe som ikke kan kvantifiseres med klimaloggerne som nå er installert. På Sagåa virker det som mikroklimaet (lavere luftfuktighet og veldig lav lysintensitet sammenlignet med de andre lokalitetene) ikke egner seg så godt til arten.

Overvåkingen viser i tillegg en nedgang i thallistørrelsen over tid, som har vært størst på Nekfallet. Likevel er det viktig å påpeke at mange thallier har overlevd i opptil fire år, og at en god del av disse viser vekst fra 2024 til 2025 – særlig på Nekfallet. På grunn av relativt korte dataserier og usikkerheter knyttet til innsamling av data på thallusstørrelse i felt, er det ikke sikkert at modellene våre klarer å fange opp alle nyansene i thallusvekst og -fragmentering. Vi hadde forventet en tydeligere sammenheng mellom vekst, luftfuktighet og lysforhold der dette er tidligere beskrevet som viktige faktorer for artens overlevelse (Nilsson et al. 2022a, Bolkan et al. 2024). For å sikre lengre og mer komplette dataserier for overlevelse og vekst, og hvordan dette påvirkes av mikroklima, anbefales det å fortsette overvåking av det nåværende

translokeringseksperimentet. I tillegg bør nett kompletteres med nye thalli på noen av de utvalgte lokaliteter der en stor del av thalli har falt av.

Det foreslås å utvide translokeringseksperimentet for å teste metodikk hvor thalliene limes direkte på substratet, ved bruk av epoxy (Solhaug & Gauslaa 2001) og carboxy-methyl-cellulose anbefalt av Bjelland (2023). Dette kan gjøres på lokalitetene Tegningfallet, Nekfallet og Gulsvikelvi. Tegningfallet vil herved fungere som kontroll, mens vi vurderer Nekfallet (effekten av vind vil trolig reduseres ved liming) og Gulsvikelvi til å ha best egnede mikroklimatiske forhold. I tillegg bør det vurderes å sette opp klimaloggere på lokalitetene i Trøndelag hvor trønderlav har blitt satt ut i regi av Biofokus.

Anbefalinger for bevaringsutsetting (Tingstad & Endrestøl 2021, Miljødirektoratet 2023) fremhever behovet for populasjonsgenetiske undersøkelser før bevaringsutsetting. Dette behovet er særlig aktuelt for trønderlav, der det er manglende kunnskap om artens populasjonsgenetikk, paringssystem, og cyanobiont. Vi anbefaler derfor at:

- Utvalgte genetiske markører (minst ITS, men også f.eks. SSU, LSU, TEF-1, RPB2, TUB), men helst hele genomet til trønderlav sekvenseres. Studien må gjerne inkludere eldre herbarieprøver fra Trøndelag og Sverige. Den norske populasjonen av trønderlav skiller seg morfologisk fra populasjonen på Newfoundland ved tynnere thallier og noe ulikt habitatvalg (Bolkan et al. 2024). Resultatene vil kunne gi innsikt i artens genetiske status og evne til å tilpasse seg lokale forhold.
- Paringssystemet hos trønderlav undersøkes for å forstå hvorfor ingen nye thallier er funnet på translokeringslokalitetene. Apotheciene arten produserer kan tyde på at arten er selvfertil, men dersom den ikke er det, må flere kompatible paringstyper inkluderes ved utsetting for å muliggjøre etablering. Rendyrkning av mycobionten (Yoshimura et al. 2002) vil gi mulighet til å studere paringssystemet og samtidig sikre referansemateriale for fremtidige genetiske undersøkelser. En renkultur er ikke en forutsetning for sekvensering, men gir et renere DNA-grunnlag og bedre kvalitet på analysene. Eventuell kultur bør innlemmes i et internasjonalt fungarium.
- Cyanobionten undersøkes nærmere. Tidligere studier (Masumoto & Degawa 2022) antyder at cyanobionten i trønderlav kan representere en egen, hittil ubeskrevet art. Den antatt frittlevende *Rhizonema*-arten fra lokalitetene bør sammenlignes med lavens cyanobiont gjennom rendyrkning og sekvensering av regionene RuBisCo (rbcLX) og 16S.

9.6 Metoder og analyser

Metoder for translokering, innhenting av klimadata og bildeanalyser er dokumentert i Roos et al. (2024a). Protokollen for bevaringsutsetting av trønderlav er presentert som flytskjema i Roos et al. (2024a), **Figur 9.9**. Supplerende metoder er beskrevet i **Vedlegg 2**.

Funndataene for trønderlav er ikke offentliggjort etter avtale med Statsforvalteren, men er tilgjengelig som datafiler hos NINA.

Script er tilgjengelig på Github: <https://github.com/NINAnor/effektovervaaking/tree/main/Tronderlav>

10 Stjernebønnelav

10.1 Kort oppsummert

Stjernebønnelav *Buellia asterella* er en kritisk truet lavart (CR) som tilhører det xerofile steppeelementet som i hovedsak forekommer nordre deler av Gudbrandsdalen. Arten var tidligere utbredt i Europa, men finnes i dag kun på tre lokaliteter i Nordherad i Vågå (Spribille et.al, 2015). Det er etter forholdsvis stor kartleggingsinnsats slått fast at populasjonen i dag omfatter mellom 200-250 individer. Lokalitetene i Nordherad trues av gjengroing, tilfeldige hendelser og trolig eutrofiering. Det ble i 2023 slått fast at lokaliteten med over 90 % av populasjonen var i ferd med å gå tapt som følge av gjengroing av einer (Nilsson et al. 2022b). Det har derfor i 2023–2025 blitt gjennomført rydding av einer.

Effekten av tiltakene er foreløpig anslått å ha virket positivt. Lokaliteten har blitt ryddet for 40–50% biomasse, hovedsakelig einer. I 2025 ble det etablert faste prøveflater på lokaliteten for å overvåke utvikling og effekt av iverksatte tiltak. Det anbefales jevnlig analyse av disse prøveflatene slik at populasjonsutvikling, eventuell eutrofiering og gjengroing kan følges nøye.

10.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Målsetningen med tiltakene er å fjerne negative påvirkningsfaktorer fra forekomstlokalitetene, i hovedsak gjengroing med kratt og nitrofile plantearter, slik at bestanden av stjernebønnelav vil kunne øke på sikt.

Formålet med overvåking

Formålet med overvåkingen er å bedre forstå stjernebønnelavens interne populasjonsdynamikk, hvordan den responderer på tiltakene, og å bygge kunnskap om hvilke tiltak som bør benyttes for å lykkes med ivaretagelsen og utvidelse av artens leveområder.

Forventninger

Det forventes at tiltakene vil forbedre tilstanden på forekomstlokalitetene, og at populasjonen av stjernebønnelav vil øke på sikt.

10.3 Tiltak og overvåking

Tiltakene som er iverksatt, er skjøtsel og restaurering primært i form av fjerning og brenning av einer (**Tabell 10.1**). Lokaliteten har blitt utsatt for sterk gjødsling de siste årene ettersom grunn-eier dumpet husdyrgjødsel (talle) fra fjøset rett i nedkant av lokaliteten. Overvåkingen er derfor blant annet innrettet for å kunne fange opp endringer i dominans av nitrogenkrevende karplanter, ved at det er etablert fem karplantetransekter á 20 meter som dekker representative deler av lokaliteten. Løngs transektene ble prøveflater på 1×1 m etablert med økende avstand fra forekomst av stjernebønnelav. Her ble alle karplanter registrert, med prosentvis forekomst. Rutene ble plassert 0m, 2m, 6m, 10m og 20m fra forekomst av stjernebønnelaven.

Et annet element i overvåkingsarbeidet er etablering av fastmerkete ruter som alle skal inkludere én eller flere thalli med stjernebønnelav. Rutene og gjennomføringen av analysene er designet for å kunne fange opp eventuelle endringer i artssammensetning og dominans av lav, moser og karplanter over tid. Det er etablert fem overvåkingsruter á 25×25 cm. Prosentvis deking av alle ulike arter lav, moser og karplanter ble registrert. Dersom dette gjentas over flere år, vil dataene kunne gi verdifull innsikt i de ulike suksesjonsstadiene i steppemiljøene

stjernebønnelaven forekommer i. Dette er ikke gjort tidligere, og antas at vil generere interessante og forvaltningsrelevante data.

For stjernebønnelaven ble data registrert på et høyt detaljnivå for å kunne følge med på populasjonsutvikling, individutvikling og interndynamikk. Alle individer med stjernebønnelav i de fem rutene ble talt opp, størrelse på thalli ble målt, antall apothecier registrert, og det ble notert hvorvidt individene var fertile eller sterile.

Det ble også etablert to forsøksruter á 25×25 cm, rett ved en forekomst av stjernebønnelav. Her antok vi suksesjonen har gått så langt at stjernebønnelaven ikke lenger kan utnytte habitatet, som nå var overgrodd av større lav og moser. Vi blottla derfor jorda gjennom manuell forstyrrelse og etablerte deretter en rute på det arealet. Gjennom dette eksperimentet får vi undersøkt om vi klarer å skape habitat for stjernebønnelaven, samt at vi får innsikt i suksesjonsutviklingen i habitatet. Vi får og testet hypotesen om at stjernebønnelaven er en R-selektert pionerart i dette spesifikke miljøet. Forsøket bør trolig utvides til flere ruter, slik at datagrunnlaget blir bedre.

Tabell 10.1. Oversikt over lokaliteten som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og frekvens på datainnsamling.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling
Vistehorten naturreservat, i Vågå kommune	Gjengroing med einer, tråkkskader, eutrofiering og gjengroing med nitrofile karplatearter	2023 – 2025: Rydding av einer 2023 – 2025: Beitedyr gjerdet ut	2025: 5 transekter med 5 ruter (1 × 1 m) hver, forekomst og dekning (%) av alle karplanter 5 ruter (0,25 × 0,25 m) med stjernebønnelav, forekomst og dekning av alle arter av lav, moser og karplanter, antall individer stjernebønnelav, størrelse på thalli, antall apothecier, fertil/steril 2 ruter (0,25 × 0,25 m) – eksperimentelt fjernet jord.

10.4 Effekter av tiltak per 2025

Effekten av de igangsatte tiltakene per 2025 har trolig vært positive. Det første steget i restaureringen av lokaliteten er gjennomført, og ser ut til å ha hatt ønsket effekt. Forekomsten av einer anslås å ha blitt redusert med ca. 50%, uten at dette foreløpig har medført negative konsekvenser gjennom oppslag av nitrofile arter i rotsonene. Det foreligger nå planer om å redusere ytterligere 40% av opprinnelig einerdekning på lokaliteten. De 10 resterende prosentene er planlagt spart for å skape noe heterogenitet og bevare mikronisjer for andre rødlistede arter i området. Det største usikkerhetsmomentet er nå videre utvikling. Hvordan vil lokaliteten respondere på forstyrrelsen og åpningen av lokaliteten som følge av fjerningen av einer? Vil vi se en økning i nitrofile gjengroingsarter de kommende årene, eller vil disse reduseres i takt med at uttørkingseksponeringen økes?

En annen faktor er at lokaliteten tidligere var preget av tråkkskader fra beitende kviger. Disse ble i 2023 fjernet. I første omgang er dette trolig positivt, ettersom det ikke er registrert nye tråkkskader etter at dyrene ble gjerdet ute fra lokaliteten. Videre er det noe usikkerhet knyttet til om pionersamfunnet som vi tror stjernebønnelaven er en del av, vil kunne opprettholdes helt uten påvirkning fra beitedyr. Det ble i 2025 registrert nyetablering av stjernebønnelav på jord som var tråkket opp av de omtalte kvigene. Noe forstyrrelse virker dermed å være en forutsetning, men situasjonen med kvigene var ikke holdbar ettersom tilfeldighetene ved situasjonen innebar for høy risiko basert på gjeldende kunnskapsgrunnlag om arten. Vi undersøker derfor mulighetene for å etablere manuell forstyrrelse som erstatning.

Hvor mye forstyrrelse stjernebønnelaven er avhengig av, er et av flere sentrale spørsmål overvåkningen som nå er iverksatt forhåpentligvis vil besvare. I hvilken grad lokaliteten er utsatt for eutrofiering er et annet sentralt spørsmål. Om dataene fremover viser en økning i nitrofile gjengroingsarter, må ytterligere tiltak iverksettes om stjernebønnelaven skal overleve. Tiltak som innebærer fjerning av mer biomasse med påfølgende utmaging, kan være aktuelt på deler av lokaliteten.

I transekt-analysen ble totalt 44 karplanter registrert. Vegetasjonen hadde en tydelig gradient, fra tørrbakkearter i rutene nær stjernebønnelaven, til mer næringskrevende nitrofile arter som hundegras, kveke, dunhavre, løvetann, sølvbunke og ertevikke i ruten 20 meter unna stjernebønnelaven. Det bør være en målsetning å øke mengden tørrbakkearter i hele transektet, og samtidig en reduksjon i mengden nitrofile arter.

I overvåkingsrutene med forekomst av stjernebønnelav ble det registrert 27 arter lav, 12 moser og 7 karplanter. Det ble totalt i de fem rutene registrert 41 thalli stjernebønnelav. Alle hadde en direkte sørlig eksposisjon, og en gjennomsnittlig helningsgrad på 50 grader. Rutene var i hovedsak lavdominerte, men de inneholdt også en del moser. Karplanter var mindre dominerende i rutene. Alle rutene hadde mellom 50–75% vegetasjonsdekke, mens blottlagt jord og nakent berg stod for de resterende 25–50% av dekningsgraden i rutene.

10.5 Anbefalinger for videre arbeid

Etter etablering av overvåkingsopplegg nå i 2025 bør effektovervåkingen videreføres med årlige gjentak over flere år, slik at eventuell utvikling kan fanges opp. Dataene vil være nyttige i fremtidige restaureringsprosjekter i det nyopprettede naturreservatet som lokaliteten er en del av.

Oppfølging over tid vil gi data på populasjonsutvikling, samt en bedre forståelse for artens økologi og habitatkrav. Lokaliteten har gjennom omfattende skjøtsel og restaurering gjennomgått store forandringer de siste årene, og det blir viktig å forstå hvordan disse endringene vil påvirke lokaliteten og stjernebønnelaven, slik at man i størst mulig grad kan lykkes med forvaltningen. Artens fremtidsutsikter er høyst usikre, gitt at man har mislyktes med forvaltningen i Storbritannia, Frankrike, Italia, Sveits og Tyskland, der arten har forsvunnet.

10.6 Metoder og analyser

Metoden for overvåkingen er beskrevet i **kap. 10.3**. Analyser er foreløpig ikke utført utover innsamling av data fra år 1 i overvåkningsopplegget. Det er nødvendig med en overvåking som går over flere år for å kunne analysere en utvikling.

Artsfunn er tilgjengelig direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/jxbhqx>

11 Askeglye

11.1 Kort oppsummert

Askeglye *Collema leptaleum* er en kritisk truet (CR), varmekrevende lavart knyttet til gamle asketrær *Fraxinus excelsior* i kystlandskapet (Haugan et al. 2021b). Arten er i Europa kun kjent fra én lokalitet i Vestland fylke, der den forekommer på ask i et område som er sørvendt og hellende ned edellauvskog og hagemark. Artens forekomst i Norge trues av omfattende angrep av askeskuddsyke, forårsaket av soppen askeskuddbeger *Hymenoscyphus fraxineus*, hjortegneg av bark og av gjengroing av den tidligere åpne hagemarken.

NINA overvåker bestanden gjennom kartlegging av vertstrær, antall thalli og vurdering av tilstanden til vertstrærne med hensyn til sykdom og gjengroing, særlig av gran. NINA har også gjennomført forsøk med flytting av individer (translokering) på lokaliteten. Noen av de translokerte thalliene har overlevd og festet seg til barken, hvilket kan vise seg lovende for artens overlevelse. Overvåkingen bør videreføres og translokeringen fortsettes og utvides til egnede nærliggende områder. Det anbefales også å iverksette tiltak for å beskytte asketrærne mot hjortebeiting og sikre videre opprettholdelse av habitatet.

11.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Den overordnede målsetningen med tiltakene er å anbefale forvaltningstiltak og å sikre askeglyepopulasjonen ved gården Vestrheim og Sanden i Sogndal kommune, Vestland fylke gjennom bevaringsutsetting.

Formålet med overvåking

Bestandsovervåkingen har som formål å utvide kunnskapsgrunnlaget for artens status ved Vestrheim og den nærliggende lokalitet Sanden, gjennom årlig registrering av populasjonsdata og påvirkningsfaktorer. Datainnsamlingen skal sikre kontinuitet i oppfølgingen fra tidligere rapporter og bidra til å dokumentere utviklingen i artens tilstand og habitatkvalitet.

Effektovervåkingen omfatter registrering av vertstrærnes tilstand, samt lokalitetens struktur og tilstand. I tillegg overvåkes artens overlevelse etter translokering og eventuell dannelse av nye thalli. Resultatene danner grunnlag for anbefalinger om videre forvaltningstiltak, herunder vurdering av egnethet for framtidige translokeringer.

Ringbarking av grantrær ble utført i 2022 med formål om å fristille vertstrær og minimere spredning av gran.

Forventninger

Det forventes at populasjonen ved Vestrheim vil vise en nedgang i størrelse, hvis ikke de negative påvirkningene blir fjernet. Translokeringsforsøket vil kunne gi viktig kunnskap om artens overlevelsesmuligheter. Lykkes translokeringen (dvs. at thalliene overlever translokering og klarer å formere seg på utsettingslokaliteten/-treet), forventes det at risikoen for lokal og dermed nasjonal og europeisk utdøing reduseres. Dette gjelder særlig i forhold til tilfeldige hendelser som beiteskader, askeskuddsyke og andre negative påvirkninger.

11.3 Tiltak og overvåking

Overvåkingen omfatter bestandsovervåking, og vurdering av behovet for sikringstiltak for bestanden, samt oppfølging av tidligere gjennomført ringbarking av grantrær og søk etter spisslønn som alternativt vertstre på lokaliteten. Det er i tillegg utført uttesting av metodikk for translokering

av lavthallier til flere egnede vertstrær i området. Samtidig er det gjennomført søk etter nye forekomster av arten på potensielt egnede lokaliteter i nærområdet. Overvåkingen har omfattet følgende hovedelementer og presisert i **Tabell 11.1**:

- **Overvåking av populasjonen:** Ble utført med varierende innsats i 2022, 2024 og 2025.
- **Status for vertstrær:** Registrering og vurdering av vertstrærnes helsetilstand, herunder effekter av askeskuddsyke og beiteskader (**Figur 11.1**) ble gjort i 2022 og 2025.
- **Translokeringsforsøk:** Testing av metodikk for flytting av lavthallier til egnede vertstrær innenfor og i tilknytning til eksisterende lokalitet.
- **Søk etter spisslønn på lokaliteten.**
- **Søk etter nye og egnede vertstrær og lokaliteter:** Kartlegging av nærliggende områder med tilsvarende økologiske forhold for å identifisere potensielle lokaliteter for framtidige translokeringer eller naturlig reetablering.

Tabell 11.1. Oversikt over lokalitetene som inngår i overvåkingen, med utfordringer, tiltak og frekvens på datainnsamling.

Lokalitet	Utfordring	Tiltak	Datainnsamling
Vestheim & Sanden, Sogndal kommune	Bestandsnedgang og manglende rekruttering	Translokering av 12 thalli til fire trær på nett i 2022	2025: Registrering av hvor mange av thalliene har klart å feste seg på substratet
		Translokering av thalli med lim i 2025	
		Bestandsovervåking	2022, 2024, 2025: Totalkartlegging av forekomstlokaliteten
	Vertstrær dør av askeskuddsyke	Ingen tiltak per 2025, resistent ask bør fremmes/tilplanter	2022 og 2025: Totalkartlegging av tilstanden på vertstrærne
	Vertstrær dør av askeskuddsyke	Ingen tiltak per 2025, Translokeringsforsøk på spisslønn <i>Acer platanoides</i> bør vurderes	2025: Registrering av generelle tilstedeværelse og evt. dimensjoner av spisslønn på lokaliteten.
	Vertstrær gror igjen	Fristilling, uttak av gran	Sjekk av effekten i 2025
	Hjortegnag	Innhegning av større område	Rapport av forekomstlokaliteten i 2022 og 2025

Translokering

I 2022 ble det etablert et translokeringsforsøk med 15 thalli på fem trær, ved bruk av nett (Nordén & Andreassen 2022). Nettene fra 2022 ble tatt ned i 2025. Vi satte i gang et nytt translokeringsforsøk i 2025 med en ny metode, limemetoden (Solhaug & Gauslaa 2001), på tre 821, 822, 823 og 824 med. Dette gjøres for å teste om denne metoden vil kunne benyttes i tillegg til nettingmetoden. Thalli ble nå festet til bark på to ulike måter: a) ved direkte liming av thalli i barksprekker, b) thalli på små barkbiter ble festet ved liming av biten til bark uten kontakt mellom thalli og lim. På denne måte ønsker vi å teste om to-trinns epoxylim kan ha en negativ effekt på lavens vitalitet.

Dersom nettingmetoden skal benyttes ved framtidige translokeringer, er det avgjørende at nettingen kun dekker thalliene og holder dem tett inntil underlaget, uten større frie mellomrom. Det anbefales videre å utforme en kant langs ytterkantene ved å brette nettingen tilbake og feste den med stifter eller heftestift. Denne løsningen gir et mer stabilt feste, samtidig som den danner en

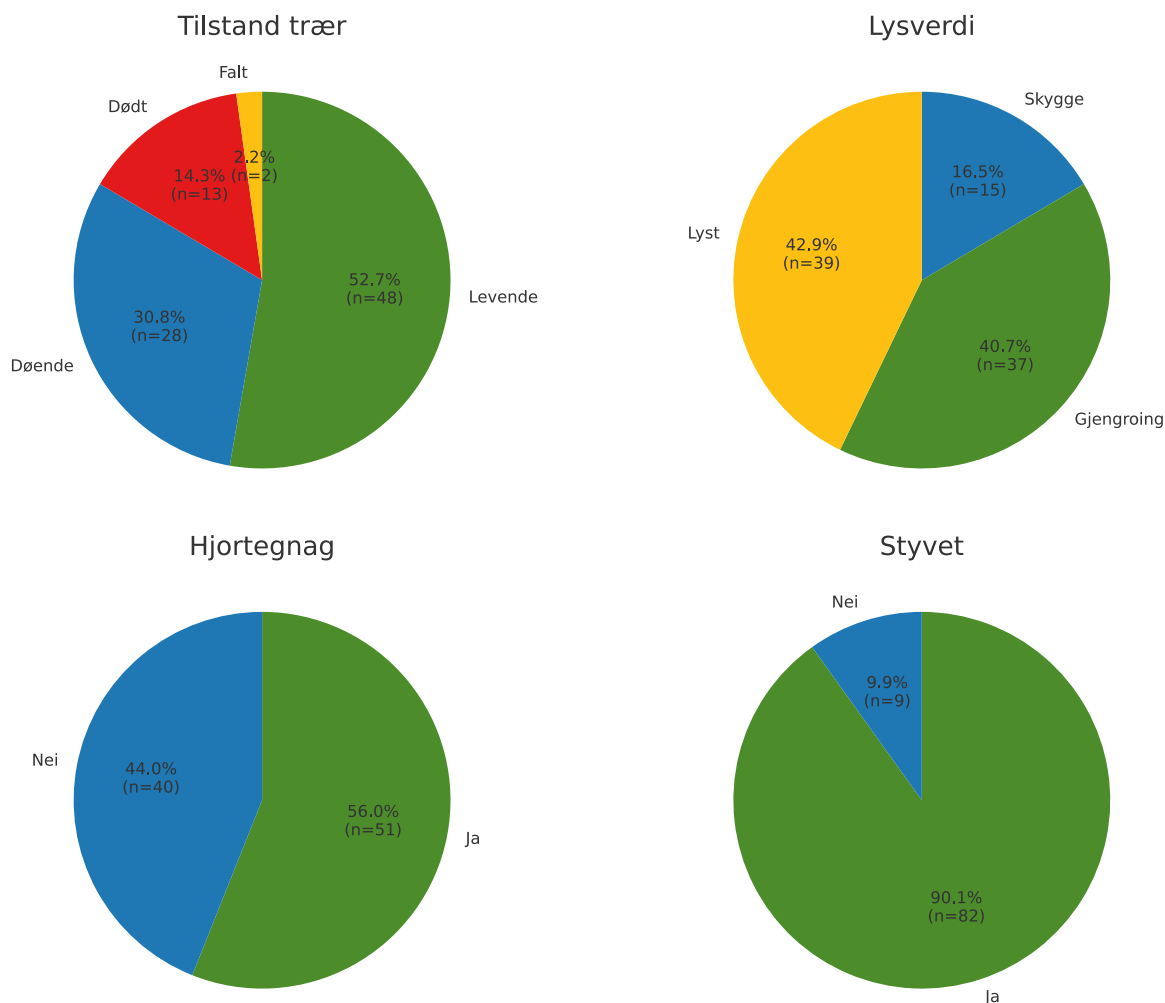
oppsamlingskant som kan bidra til at løse fragmenter fanges opp ved eventuell fragmentering, i stedet for å falle ut av nettingen.



Figur 11.1. Hjortegnag på gammel ask på forekomsten ved Vestrheim. Foto: Mathias Andreasen/NINA.

Status for vertstrær

Av de 91 trærne som det vi vurderte tilstand for, var 100 % under angrep av askeskuddsyke, 47,3 % ble registrert som døende, døde eller falt, 59,4 % var under gjengroing eller i skygge og 56 % ble registrert med hjortegnag. I tillegg er 90 % av trærne styvet i et tidligere stadium av treets livstid (**Figur 11.2**).



Figur 11.2. Tilstanden for trær med askegrye med ulike kategorier: tilstand trær, lysverdi, hjortegnag og styving. For rådata, se **Vedlegg 3**.

11.4 Effekter av tiltak per 2025

Populasjonsovervåking

Askegrye har blitt overvåket under flere inventeringer (Klepsland 2019, Nordén & Andreassen 2022, Nilsson & Reiso 2024). Under kartleggingen i 2022, 2024 og 2025 har det blitt gjort en rekke nye funn av arten på trær i området, samtidig som en rekke vertstrær har falt eller dødd, og thalliene på de trærne har dermed forsvunnet. I 2025 ble det påvist 103 trær med askegrye, hvorav 12 trær ikke tidligere er registrerte forekomster (se **Vedlegg 3** for oversikt). Samtidig viser vi en total nedgang med 23 døde og veltede vertstrær i overvåkingsperioden 2022–2025, hvor askegrye har forsvunnet.

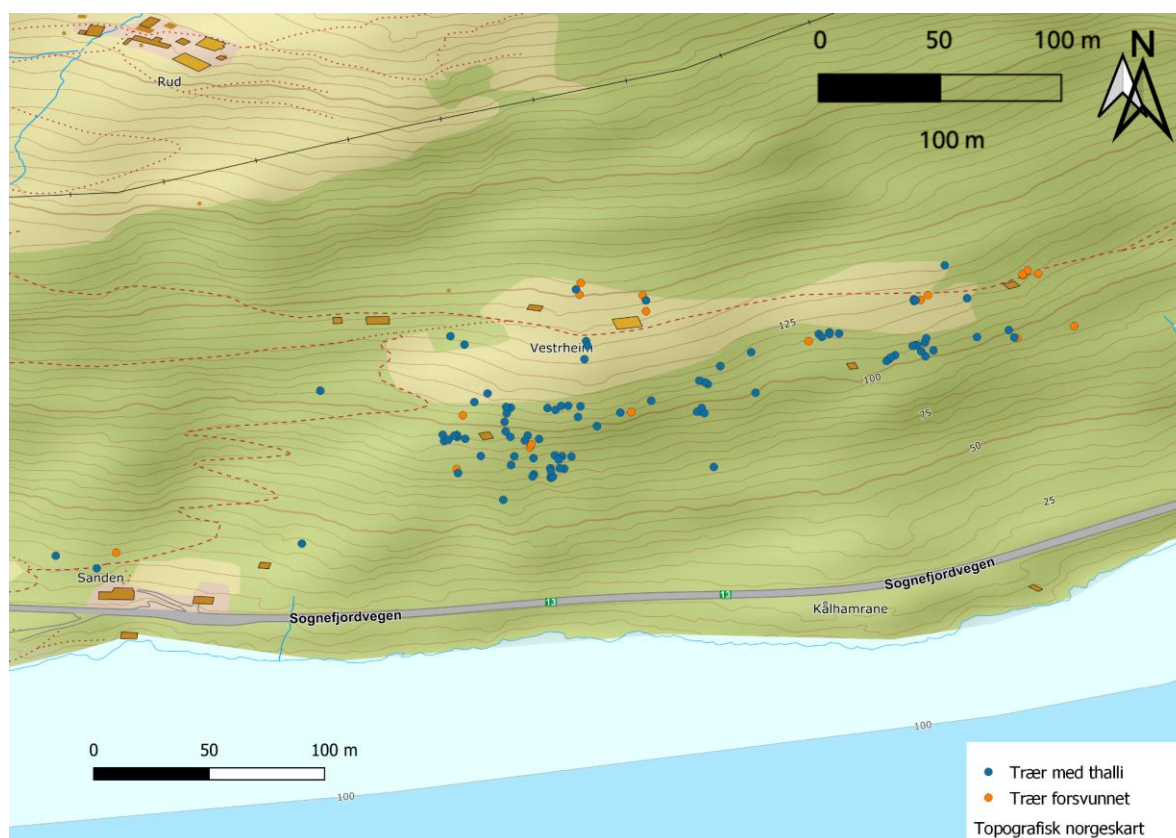
Det er viktig å presisere at økningen i antallet vertstrær trolig skyldes økt innsats under befaringsene, og ikke en reell økning av artens populasjonsstørrelse på lokaliteten. Lokaliteten befinner seg i krevende terreng, og trær med arten kan relativt enkelt ha blitt oversett.

Antallet døde trær hvor askegrye har forsvunnet, er urovekkende og understreker det akutte behovet for innføring av tiltakene som er foreslått av Nordén & Andreassen (2022) og Nilsson et al. (2024). En oversikt over antallet trær med forekomst av askegrye og døde trær vises i **Tabell**

11.2 og på kart i **Figur 11.3**. Søk etter supplerende populasjoner i nærliggende områder har så langt gitt negative resultater (Nilsson et al. 2024), men bidrar samtidig til å identifisere potensielt egnede lokaliteter for framtidige utsettingsforsøk. Spisslønn, som er et potensielt alternativt vertstre for arten, ble registrert fra lokaliteten i 2025, men er kun representert med svært unge trær av lav dimensjon.

Tabell 11.2. Oversikt over utviklingen over antall trær med askeglye og hvor mange som har forsvunnet.

År	Antall trær med arten	Døde trær	Kommentar
Før 2022	22	–	Kjent før systematisk kartlegging i 2022
2022	62	4	18 av «gamle» trær fortsatt med forekomst i 2022
2024	105	5	Økningen skyldes nye registreringer
2025	103	14	Nedgang fra år 2024 til 2025 skyldes tap av 14 trær i tillegg til funn av 12 nye trær



Figur 11.3. Oversiktskart over eksisterende (blå) og forsvunne trær (oransje) med askeglye ved Vestrheim og Sanden.

Antall thalli og deres tilstand ble estimert på størstedelen av trærne på lokaliteten. Bedømmelse av deres tilstand ble gjort med verdi fra «dårlig», «middels» til «god» (Nordén & Andreassen 2022) og som en samle verdi på samtlige thalli på et tre og er presentert i **Tabell 11.3**. Tilstand og antall thalli ble estimert på 91 av 103 trær, med en middelvei på ca. 75 thalli per tre. Det totale populasjonsestimatet i 2025 er dermed 7 726 thalli fordelt på de 103 trærne.

Tabell 11.3. Tilstanden på thalli per tre, med enkel skala fra «dårlig» over «middels» til «god» ved Vestrheim, registrert i 2025.

Tilstand	Antall
God	52
Middels	20
Dårlig	16
Manglende oppgitt tilstand	15

Informasjonen om funn i Artskart og GBIF er delvis utdatert og inneholder flere feil. Noen funn har forsvunnet, og andre er registrert med unøyaktige koordinater. Et datasett med alle tidligere og årets funn er publisert på GBIF, med markering av «til stede» (present) og «ikke til stede» (absent). Datasettet bør likevel gjennomgås for å validere gamle funn og knytte dem mot de funn som er markert som «absent» i NINA IPT datasettet. Dette arbeidet ligger utenfor rammen for dette delprosjektet.

Translokeringsforsøket

Av totalt 16 translokerte thalli har 10 festet seg. Det gjør at vi vurderer translokeringsmetoden som lovende, men med behov for enkelte justeringer ift. slik den er beskrevet av Nordén & Andreassen (2022). Nettene satt i fire år uten videre overvåking. I 2025 observerte vi at samtlige thalli hadde smuldret og at mange deler hadde dødd. Det var gledelig å se at en del fragmenter fortsatt var levedyktige, samt at enkelte fragmenter hadde festet til både bark og netting. **Tabell 11.4** lister resultater fra translokeringen, og **Figur 11.4** viser eksempel på positivt resultat av translokeringsmetoden. Alle translokeringene er dokumentert med bilder, som kan deles på forespørsel.

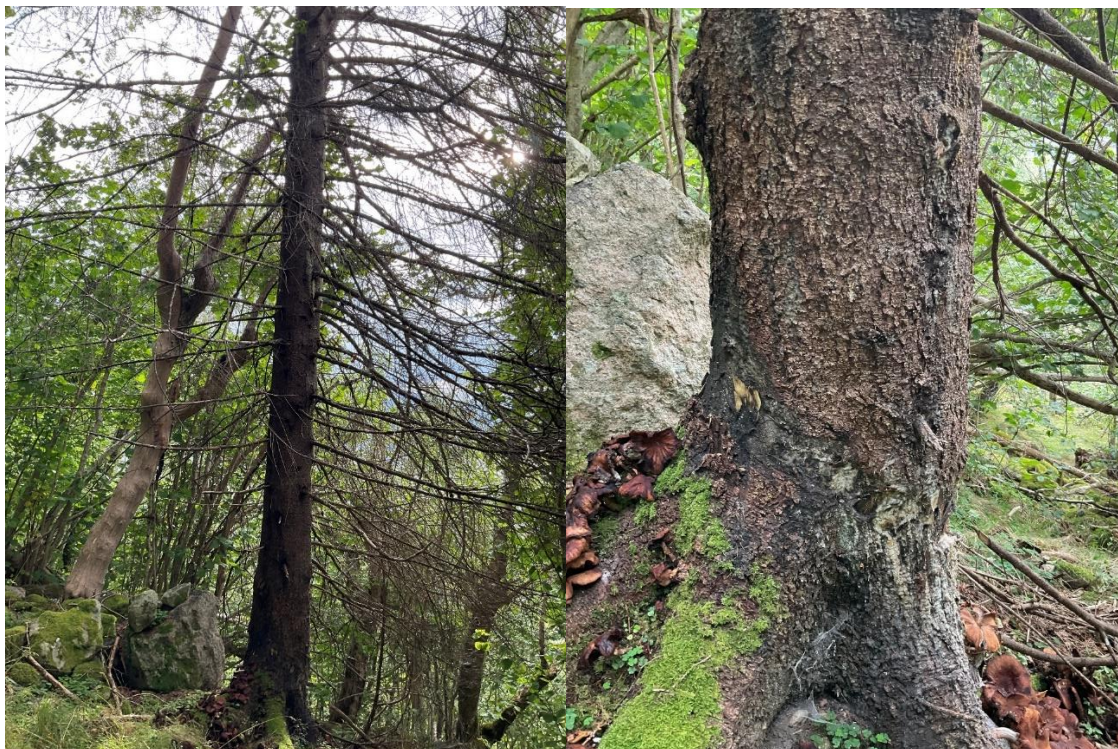
Tabell 11.4. Translokeringsoversikt – resultater og ny translokering.

Tre	Thalli på tre fra tidligere?	Translokeringsresultat	Ny translokering
821	Ja	Et større fragment og fire mindre. To fragmenter fra hver sitt thalli og et fra det siste.	Fem barkbiter festet
822	Nei	To større fragmenter og et mindre fra et thallus festet	Fem thalli festet i barksprekker
823	Nei	Negativt resultat	Fire thalli festet i barksprekker
824	Ja	Tre små fragmenter fra et thallus festet	Seks barkbiter med thalli festet



Figur 11.4. Translokeringsnett på tre 821 med thalli ved utsetting i 2022 og ved avslutting i 2025, samt markering av festede fragmenter. Foto: Mathias Andreassen/NINA

Grantrær med ringbarking har dødd og har dermed ført til økt lysinnstråling (se **Figur 11.5**). Samtidig er det fremdeles sterk pågående gjengroing hele området som skaper kraftig skyggeeffekt.



Figur 11.5. Eksempel på effekt av ringbarking av grantre på lokaliteten ved Vestrheim. Foto: Mathias Andreassen/NINA.

11.5 Anbefalinger for videre arbeid

Translokering

Translokeringsarbeidet bør videreføres og justeres på dagens lokalitet, med sikte på å optimalisere metodikk og dokumentere etableringsrate. Metodene bør omfatte både nettingbasert translokering og videre testing av fastliming av thallier. Det anbefales også å vurdere fragmenterings-translokering (mekanisk fragmentering og påføring av thallimasse iblandet naturlig festemiddel), som et mulig supplement til dagens metoder. Det bør også vurderes om translokering til spisslønn er en fornuftig fremgangsmåte.

Translokering bør videre utvides til egnede lokaliteter i nærområdet, med tilsvarende høyde, mikroklima og lavflora som ved Vestrheim. Potensielle lokaliteter bør i minst mulig grad være påvirket av askeskuddsyke og samtidig være beskyttet mot hjortebeiting. Erfaringer fra translokeringsprosjektet på trønderlav gir et godt grunnlag for å vurdere nødvendig antall transplanterte thalli per lokalitet.

Systematisk klimalogging bør etableres på alle translokeringslokaliteter for å kunne vurdere artens økologiske toleranse og respons på miljøvariasjon.

Det er behov for å standardisere kartleggingen av vertstrær, inkludert estimering av gjengroingsgrad (% dekning av trær rundt vertstrærne).

Egnede lokaliteter for framtidige translokeringer

NINA gjennomførte ikke nye lokalitetssøk i 2025, men søk gjort av BioFokus i 2024 (Nilsson et al. 2024) identifiserte flere potensielt egnede habitater, selv om ingen nye forekomster ble funnet. Åpne edellauvskogsområder eller hagemarker med liknende mikroklima som ved Vestrheim vurderes som mest aktuelle for videre utprøving.

Overvåking

Videre overvåking bør omfatte samtlige 103 trær, inkludert estimering av antall thalli, vurdering av thallienes vitalitet og registrering av treets helsetilstand etter metodikk fra effektovervåkingen. Alle trær bør permanent merkes med unike metalltagger for sikker gjenfinning.

Søk etter nye lokaliteter bør koordineres av Statsforvalteren i Vestland og innpasses i øvrige kartleggingsprosjekter for lav på Vestlandet. Overvåking av translokeringen fra 2025 bør gjennomføres i løpet av 2026, eventuelt i forbindelse med annen aktivitet ved lokaliteten.

Videre bør biologiske databaser (Artskart og GBIF) ryddes for feilregistreringer med grunnlag i nytt oppdatert datasett fra NINA IPT, slik at utgåtte og feilregistrerte funn blir markert som ugyldige.

Forvaltningstiltak

Tidligere foreslåtte tiltak (Nordén & Andreassen 2022, Nilsson et al. 2024) bør legges til grunn for den videre forvaltningen. Et sentralt tiltak er etablering av asketrær med dokumentert resistens mot askeskuddsyke, alternativt sikre forynging av spisslønn om translokeringsforsøk til dette treslaget er vellykket, for å sikre stabile vertstrær på lang sikt. Tiltak for å redusere hjortebeiting på eksisterende og nyplantede trær bør vurderes. En kortfattet oppsummering av foreslåtte tiltak inkluderer:

- **Restaurering av habitat og landskap.** Fjerne granbestand og yngre løvskog som skaper skygge eller konkurranse, og gjennomføre rydding gradvis for å unngå negative sjokkeffekter på gjenstående trær. Prioritere restaurering av arealer som i dag er middels egnet ifølge Nilsson et al. (2024), med mål om å etablere åpen hagemark dominert av ask. Restaurere arealene rundt Vestrheim for å gjenåpne tidligere hagemark og sikre stabile lys- og fuktighetsforhold.
- **Vertstrær – sikring, skjøtsel og rekruttering.** Gjerde inn de viktigste vertstrærne for å redusere skadeomfang fra hjort og hindre ringbarking. Etablere nye asketrær i restaurerte områder, helst med genmateriale dokumentert som resistent mot askeskuddsyke. Undersøke hvorvidt spisslønn kan være et alternativt vertstre.
- **Translokeringsarbeid og metodikkutvikling.** Videreføre og justere pågående translokeringsforsøk basert på erfaringer fra Vestrheim. Identifisere og teste nye egnede lokaliteter med tilsvarende mikroklima og høydebelte som dagens lokalitet. Etablere systematisk klimalogging i alle translokeringsområder for å dokumentere artens klimatiske toleranse. Implementere standardisert kartlegging av vertstrær, inkludert vurdering av gjengroingsgrad rundt hvert tre.
- **Overvåking og datakvalitet.** Fortsette overvåkingen av alle relevante trær og delområder, med fokus på artens forekomst, vertstrærnes tilstand og habitatutvikling. Rydde og kvalitetssikre registreringer i Artskart og GBIF ved å korrigere feiloppføringer og markere irrelevante funn som «absent» eller med valideringsfeil.
- **Kartlegging av nye potensielle lokaliteter.** Gjennomføre målrettet kartlegging av lavmangfoldet langs Sognefjorden og i nærliggende områder for å identifisere nye egnede habitat for framtidig translokering. Prioritere områder med historisk hagemark, eldre ask og dokumentert stabilt mikroklima.

Ytterligere faglige behov

Artens økologiske toleranse bør defineres nærmere gjennom integrerte analyser av klimadata og miljøparametere. Det anbefales å gjennomføre DNA-sekvensering av cyanobionten (*Nostoc*) for å avklare om askeglyens mykobiont er avhengig av en spesifikk *Nostoc*-variant for vellykket nyetablering via sporespredning i likehet med enkelte andre cyanolaver (Otálora et al. (2010)). En helhetlig sammenstilling av artens økologiske krav og respons på tiltak vil danne et robust

kunnskapsgrunnlag for framtidige bevaringstiltak og for etablering av levedyktige populasjoner på lokaliteter med gode forutsetninger for langsiktig overlevelse og reproduksjon.

11.6 Metoder og analyser

Metode for translokering og overvåkingskategorier er beskrevet i Nordén & Andreassen (2022). Ingen statistiske analyser er gjennomført foreløpig.

Datasettet er tilgjengelig på NINAs ipt-side: https://ipt.nina.no/resource?r=askeglye_overvaaking og direkte i GBIF-databasen via <https://doi.org/10.15468/vsx92s>

12 Trøndertorvmose

12.1 Kort oppsummert

Trøndertorvmose *Sphagnum troendelagicum* er en sterkt truet (EN) prioritert art og endemisk for Trøndelag. Arten vokser i myr og påvirkes negativt av drenering og utbygging. Tilbakegang er observert for populasjonen i Snåsa, men årsaken er ikke kjent (Høitomt et al. 2021). Siden arten har en begrenset utbredelse, kan det være aktuelt med bevaringsutsetting for å reetablere populasjoner som går tapt, eller forsterke eksisterende populasjoner (Roos et al. 2024a). Vi har gjennomført et forsøk med oppformering av arten i dyrkingskammer. Forsøket har gått over ni måneder. En økning av antall individer ble observert fram til omtrent fem måneder. Etter dette gikk antallet tilbake. Siden oppformeringen i dyrkingskammer ga begrenset antall nye skudd, anbefaler vi å teste andre metoder i videre arbeid. Vi anbefaler å teste oppformering av trøndertorvmose i bioreaktorer (lukket system) innkjøpt til formålet.

12.2 Målsetning med tiltak og overvåking

Målsetningen med tiltakene

Målsetningen med vekstforsøket er å finne ut om trøndertorvmose kan oppformeres til bevaringsutsetting.

Formålet med overvåking

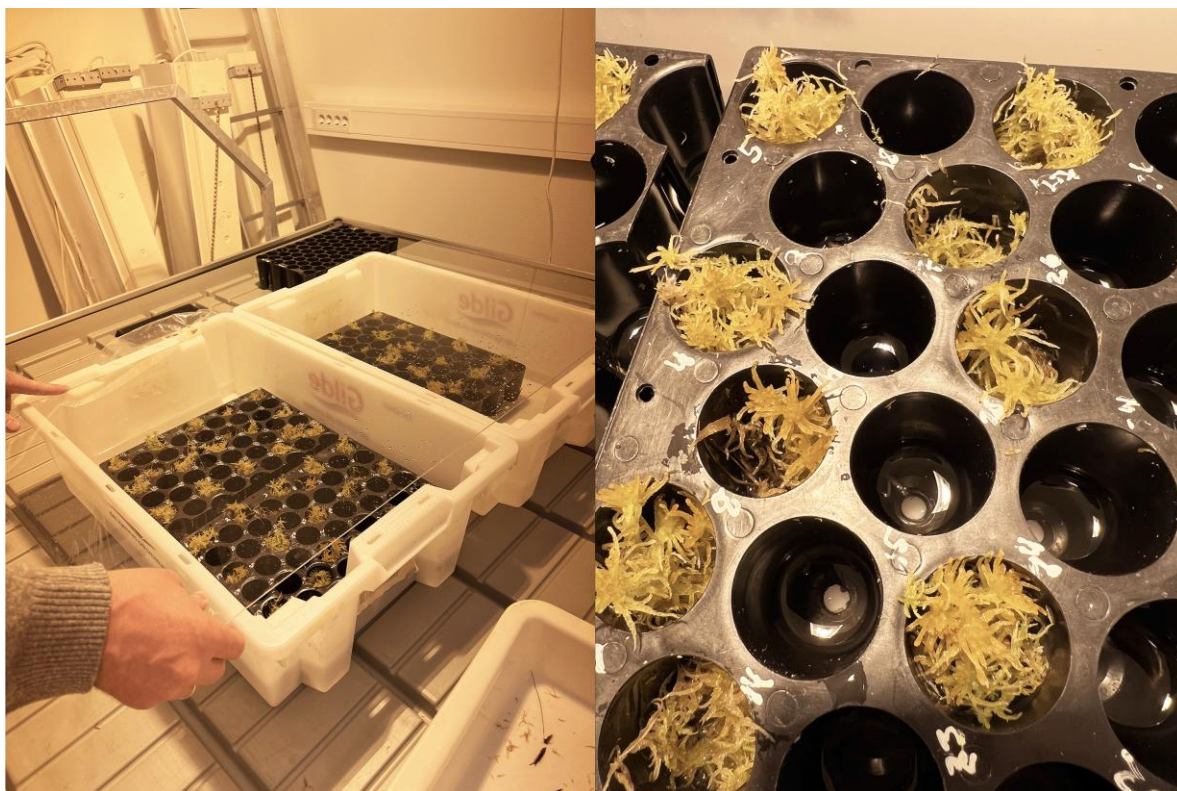
Overvåking av vekstforsøket gir svar på om metoden brukt for oppformering gir flere individer.

Forventninger

Vi forventer at oppformering i dyrkingskammer fungerer og gir flere individer til bevaringsutsetting.

12.3 Tiltak og overvåking

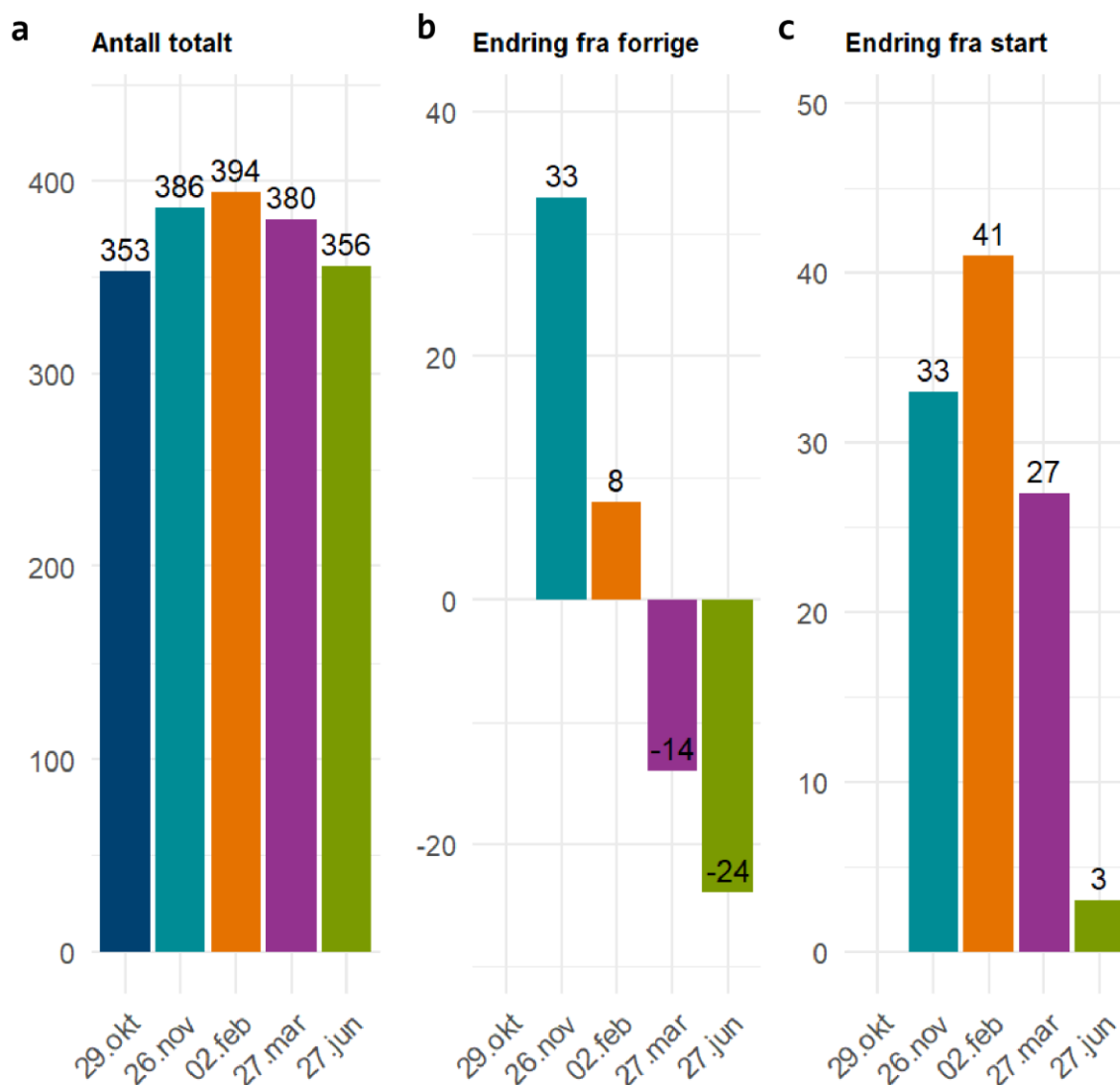
Trøndertorvmose ble samlet 13. september 2024 og satt ut til oppformering i dyrkingskammer 23. september 2024. Til oppformering brukte vi såbrett plassert i kar med vann. I hullene plasserte vi omtrent fem skudd av trøndertorvmose (**Figur 12.1**). Til sammen ble det satt ut 62 klynger med skudd fordelt på tre brett. Brettene 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. Temperaturen ble satt til 16 °C, som er den laveste mulige temperaturen i dyrkingskammeret, og relativ luftfuktighet var 75 %. Skuddene ble sprayet med vann hver to-tre uker og dekket med et gjennomsiktig plexiglass for å holde på fuktighet. For å følge med på utviklingen av trøndertorvmose i veksthus ble antall hoder (capitula) telt med en til tre måneders mellomrom fra 29. oktober 2024 til 27. juni 2025.



Figur 12.1. Bildene viser hvordan vekstforsøket ble satt opp på dyrkningskammeret. Foto: Fia Bengtsson/NINA.

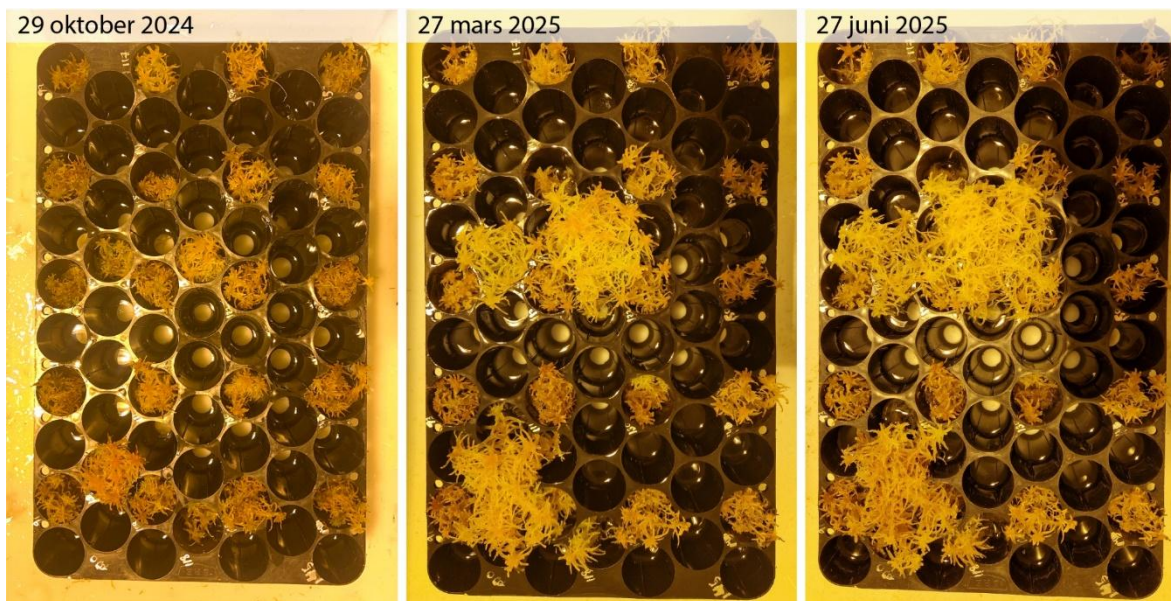
12.4 Effekter av tiltak per 2025

Antall hoder med trøndertorvmose økte de første fire månedene i dyrkingsskammer med veksthuslampe (**Figur 12.2**). Etter seks måneder i veksthus begynte antallet å minke igjen, og etter ni måneder i veksthus var det totale antallet omtrent likt med utgangspunktet.



Figur 12.2. Totalt antall trøndertorvmoseskudd/-hoder som ble talt i klyngene på brett i dyrkingskammeret på ulike datoer (a), endring i antall individer siden forrige telling (b) og siden start (c).

De aller fleste klyngene med trøndertorvmose holdt seg relativt stabile med omtrent samme antall hoder gjennom hele forsøket. Det var noen få klynger som vokste mye (**Figur 12.3**). Disse klyngene hadde også mange individer på slutten av forsøket, men det varierte om de fikk flere, færre eller uendret antall individer i siste del av vekstperioden.



Figur 12.3. Bildene viser utviklingen i klyngene av trøndertorvmose på ett av brettene i vekstforsøket i dyrkningskammeret.

Etter ni måneder i dyrkningskammer ble forsøket avsluttet og alle individene fordelt på fire poser som ble lagt i fryser til senere forsøk eller eventuelt utsetting.

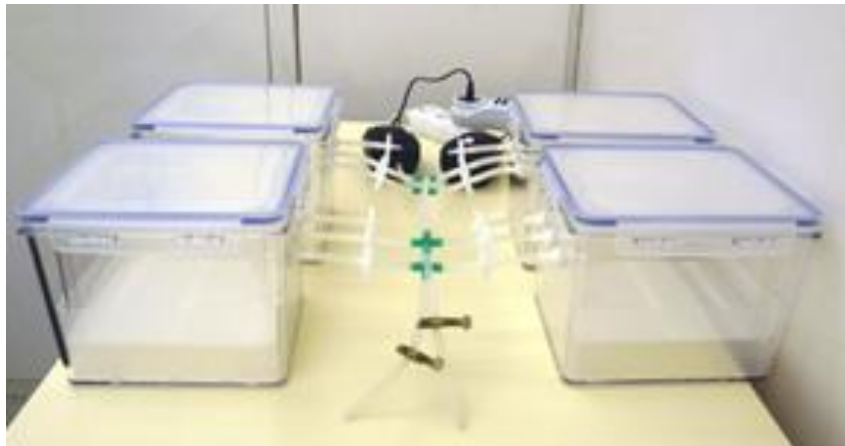
12.5 Anbefalinger for videre arbeid

Oppformering i dyrkningskammer ga ikke en tydelig økning i antall skudd. Det er mulig å avslutte oppformering i hullbrettene etter fire-fem måneder, men antall skudd var ikke særlig mange på dette tidspunktet heller.

Derfor anbefaler vi å teste alternative metoder i 2026. Vi ønsker å etablere et nytt forsøk der trøndertorvmose oppformerer i bioreaktor. En bioreaktor gir bedre kontroll på nærings- og vannforhold, og vil dermed kunne øke veksthastigheten og produksjonen av nye skudd. Denne typen av oppformering har vist seg ha god effekt både på biomasse og antall skudd (Beike et al. 2015), og kan være spesielt nyttig for sjeldne arter som trøndertorvmose.

Vi har allerede anskaffet 12 bioreaktorer. Bioreaktorene består av plastbokser der vannstanden kan reguleres slik at mosene ikke blir oversvømt, og det er mulig å tilsette næring som er tilpasset arten (**Figur 12.4**; Heck et al. 2021). Reaktorene er koblet til en luftpumpe, og luften filtreres for å unngå tilførsel av bakterier og sopp sporer. Kontakter ved Lunds universitet har brukt samme type bioreaktorer for oppformering av moser, og vi planlegger å ta utgangspunkt i deres protokoll, med tilpasninger (se **kap. 12.6**).

Vi har bevart mosematerialet fra det tidligere dyrkningsforsøket i fryseren, og har også samlet inn noen nye skudd i 2025. Dette materialet skal brukes til å etablere forsøk med oppformering i bioreaktorene i dyrkingsrommet ved NTNU.



Figur 12.4. Bildet viser hvordan bioreaktorene settes opp for vekstforsøk. Bildet er hentet fra *plantform.se*.

12.6 Metoder og analyser

Metoder for effektiv oppformering av torvmoser for bevaringsutsetting er fortsatt under utarbeidelse.

For dyrking i bioreaktorer har vi planlagt at i motsetning til protokoller fra litteraturen og kontaktene på LU, ønsker vi ikke å sterilisere mosematerialet fullstendig, ettersom vi vil bevare det naturlige mikrobiomet. Samtidig ønsker vi å unngå for mye bakterier og sopp, og derfor vil en viss vask av skuddene gjennomføres. Videre kommer vi til å dele opp moseskuddene i små biter, noe som muliggjør dannelse av mange nye skudd, ettersom hvert fragment potensielt kan utvikle seg til et nytt individ. Basert på erfaringer vil vi å tilpasse og utforme protokoll for dyrkning i bioreaktor tilpasset moser som skal benyttes i bevaringsutsetting.

13 Oppsummering, kunnskapsbehov og veien videre

Ved oppstarten av effektovervåkingen i 2022 omfattet prosjektet fem arter og en naturtype (Evju et al. 2022b), mens den i 2025 omfatter ytterligere fem arter. For artene som opprinnelig ble inkludert i prosjektet, var det laget forslag til overvåkingsopplegg (Evju et al. 2021a, b), som i stor grad er benyttet og videreutviklet innenfor prosjektet.

Rammeverket for effektovervåking er forankret innenfor konseptet om adaptiv overvåking, der målsetninger og forventede effekter formuleres tydelig før tiltak gjennomføres, og overvåkingen innrettes mot å undersøke om de forventede effektene oppnås (Evju et al. 2020, 2021a). Resultater fra overvåkingen bør brukes til å justere tiltakene, planlegge tiltak nye steder og justere overvåkingsopplegget, om det er behov for det. Et viktig formål med effektovervåkingsprosjektet har derfor også vært å bidra til å bygge opp tidsserier for truede arter og naturtyper og systematisere og dokumentere igangsatte og nye tiltak.

Da overvåkingsopplegg ble utarbeidet for utvalgte naturtyper og truede arter i 2021 (Evju et al. 2021a, b), ble det formulert to ulike strategier for overvåking, en **optimalovervåking** og en **minimumsovervåking** (Tabell 13.1).

Tabell 13.1. Optimal- vs. minimumsovervåking – valg av overvåkingsdesign påvirker slutningen en kan trekke fra overvåkingen. Fra Evju et al. (2021a).

Element	Optimal	Minimum	Kommentar
Definisjonsområde	Hele utbredelsesområdet	Deler av utbredelsesområdet (enkelte regioner og/eller naturtyper), enkeltlokaliteter	Generalisering av tiltakets effekt utover den enkelte region/naturtype, eller tiltakslokaliteten begrenses
Utvalg av overvåkingslokaliteter	Tilfeldig	Subjektivt	Generalisering av tiltakets effekt utover tiltakslokaliteten begrenses
Antall overvåkingslokaliteter	Mange	Få	Reduserer evnen til å påvise eventuelle effekter av tiltak
Eksperimentell tilnærming	Faktoriell design med behandling (tiltak vs. kontroll) og tid (før vs. etter) som faktorer	Kun bruk av tid (før-etter)	Mister mulighet til å skille effekter av tiltaket fra effekter av andre påvirkninger som pågår samtidig
Allokering av behandling (tiltak/kontroll)	Tilfeldig	Subjektivt	Generalisering av tiltakets effekt begrenses
Overvåkingsindikatorer	Direkte indikatorer, flere	Indirekte indikatorer, færre	Detaljert vs. overordnet kunnskap om tiltaket effekt for artens/naturtypens bevaringstilstand
Antall gjentak for datainnsamling på overvåkingslokaliteten	Mange	Få	Reduserer evnen til å påvise eventuelle effekter av tiltak
Frekvens for datainnsamling	Ofte	Sjeldent	Effekten av tiltaket oppdages raskt vs. etter lang tid

Optimalovervåking er omfattende, og for mange truede arter er det ikke mulig å designe en overvåking med mange lokaliteter og kontrollruter uten behandlinger. Innenfor rammene av effekt-overvåkingsprosjektet har vi derfor utviklet overvåking som i så stor grad som mulig, henter elementer fra optimalovervåkingsoppleggene, men som er tilpasset virkeligheten artene befinner seg i, og de økonomiske rammene for prosjektet. I den grad det er mulig er indikatorer samlet inn på en slik måte at det kan trekkes slutninger om tiltakets effekt på arten/naturtypen innenfor overvåkingslokaliteten.

Det er generelt vanskelig å oppnå statistisk styrke i økologisk overvåking (Evju et al. 2022a). For sjeldne og truede arter er det enda vanskeligere, fordi det at artene er fåtallige gjør utvalgsstørrelsene begrenset – både ift. antall lokaliteter og antall individer per lokalitet. Selv om vi ikke nødvendigvis kan si noe om effektstørrelser, så viser resultatene i stor grad retningen på effektene av tiltakene som gjennomføres.

Gjennom delprosjektene har vi – i den grad det har vært mulig – dokumentert tiltakene på lokalitetene. I stor grad er tiltakene gjennomført av andre aktører enn oss selv, og finansiert over andre kilder enn dette prosjektet. Det innebærer utfordringer i den forstand at vi i liten grad har kontroll over hvor, hvordan og når tiltakene gjennomføres, som igjen kan gjøre det utfordrende å analysere og vurdere effektene av tiltakene på en detaljert måte. Resultatene som er presentert i denne rapporten, er dermed til ofte mer deskriptive enn kvantitative, men har likevel stor verdi, fordi de gir forvaltningen kunnskap om utviklingen for truede arter på enkeltlokaliteter. Erfaringene som er samlet gjennom prosjektet gir dessuten grunnlag for å revidere protokollene for datainnsamling.

Bekjempelse av fremmede arter

Bekjempelse av fremmede arter er sentralt tiltak for åpen grunnlendt kalkmark, elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp. Artene som bekjempes, er svært ulike (gravbergknapp vs. hagelupin), så metodikk for bekjempelse er ikke sammenlignbart. Resultatene fra delprosjektene viser imidlertid at bekjempelse virker: dekningen av fremmede arter går ned når tiltak iverksettes. Samtidig viser resultatene at det kreves langvarig innsats for å gi varig bedret tilstand i leveområdene til truede arter. Resultatene viser også, særlig for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp, at andre faktorer, som flomhendelser, nedbør, substrattilgjengelighet og friluftsliv, samvirker med tiltakene, slik at «rene» effekter av tiltakene ofte kan være vanskelige å tallfeste.

Skjøtsel og bekjempelse av gjengroing

Skjøtselstiltak for å forbedre habitatkvalitet er sentralt tiltak for honningblom, dragehode, prikk-rutevinge og stjernebønnelav. For dragehode er overvåkingen lagt opp etter en før-etter/kontroll-behandling-design (jf. **Tabell 13.1**), men kun med én overvåkingslokalitet. Både resultatene fra dragehode og prikk-rutevinge viser at vegetasjonens struktur og sammensetning responderer seint på tiltakene – dvs. at innenfor den tiden delprosjektene har pågått, ser vi ingen effekt av skjøtselstiltakene på verken dragehode eller prikk-rutevinge. Det betyr ikke at skjøtsel ikke er viktig eller riktig, men at tiltak og overvåking må planlegges med et langsiktig perspektiv.

Samtidig viser resultatene fra åpen grunnlendt kalkmark at bekjempelse av gjengroing med større tiltak (fjerning av store mengder busker og trær) gir oppslag av ugrasarter, fremmede arter og rotoppslag av busker, som gjør det nødvendig å planlegge for oppfølgende tiltak over lengre tid. Overvåkingen av stjernebønnelav vil vise om de samme effektene (rotoppslag, oppslag av nitrofile arter) gjør seg gjeldende etter ryddingen av lokaliteten der. Hvor lang tid det tar før stedegent naturmangfold reetablerer seg etter tiltakene, er fortsatt uklart, og kunnskapsoppbygging om dette fordrer et langsiktig perspektiv på overvåkingen.

Bevaringsutsetting

Flere av delprosjektene omhandler bevaringsutsetting som tiltak for å sikre og forbedre artenes status: honningblom, trønderlav, askeglye, klippeblåvinge, og dels trøndertorvmose. Også for elvesandjeger kan bevaringsutsetting bli aktuelt framover.

Miljødirektoratet har utarbeidet anbefalinger for bevaringsutsetting av truede arter (Miljødirektoratet 2023), basert på Tingstad & Endrestøl (2021) og IUCNs retningslinjer for bevaringsutsetting. Innenfor rammene av effektovervåkingsprosjektet har vi utarbeidet et utsettingsprogram for honningblom, som følger anbefalingene nevnt over (Roos et al. 2023b). Gjennom delprosjektet for honningblom har vi systematisk bygget kunnskap om artens økologi, habitatkrav og om aktuelle lokaliteter for utsetting (Roos et al. 2024b, Ekelund et al. 2025), og NIBIO har fått til oppformering av arten *in vitro*, som gjør utsetting mulig i løpet av få år.

Det er en stor utfordring å jobbe med bevaringsutsetting kun med årlig finansiering. Bevaringsutsetting er en langvarig prosess (se f.eks. **Figur 3.5** i Roos et al. 2023b), og for de fleste arter vil det være behov for en systematisk kunnskapsoppbygging før utsetting. For alle arter vil det være behov for systematisk overvåking etter utsetting, for å vurdere om tiltaket fungerer og – innenfor rammeverket for adaptiv overvåking – om tiltaket må justeres, hvorfor og hvordan. Det er dessuten helt sentralt å dokumentere alle ledd i prosessen (Tingstad & Endrestøl 2021).

Det er et stort potensial innenfor effektovervåkingsprosjektet å standardisere måten det jobbes med bevaringsutsetting av truede arter, slik at arbeidet følger Miljødirektoratets egne anbefalinger. Det krever imidlertid også en samkjøring mellom Miljødirektoratet og andre aktører i miljøforvaltningen (først og fremst Statsforvalteren, som også bevilger midler til ulike deler av bevaringsutsettingsarbeidet, eks. prikkroutevinge, klippeblåvinge, trønderlav), og en vilje til å tenke langsiktig. En nasjonal plan for bevaringsutsetting vil være en viktig del av en eventuell nasjonal plan for restaurering av natur.

I **Tabell 13.2** gis en kortfattet oversikt over effekter til nå og anbefalinger for videre tiltak.

Tabell 13.2. Oppsummering av effekter og forslag til videre tiltak og overvåking de utvalgte trua artene og naturtypen i prosjektet. Metodikken for overvåking framover, er presentert i de relevante delkapitlene.

Art/naturtype	Tiltak per 2025	Effekt per 2025	Tiltak framover	Overvåking framover
Åpen grunnlendt kalkmark	Bekjempelse av gravbergknapp	Redusert dekning av gravbergknapp	Rydding av oppslag av uønskede arter. Revegetering Fjerne jordmatter?	Videreføring av overvåking Systematisk (eksperimentell tilnærming) overvåking av revegeteringstiltak
	Bekjempelse av gjengroing	Redusert dekning av busker og kratt	Rydding av oppslag av busker og kratt, og av uønskede arter. Vurdere revegetering	
Dragehode	Sein slått med fjerning av høy	Ingen ennå	Videreføre sein slått annet hvert år Vurdere å utvide slått til å inkludere en større del av åkerholmen (sør for kraftlinjen)	Videreføre overvåking av vegetasjon og dragehode
Honningblom	Ulike skjøtselstiltak	Stabil populasjon	Videreføre skjøtselstiltak	Videreføre overvåking av arten
	Plan for bevaringsutsetting		Utvikle plan for utsetting og overvåking av oppformerte planter Starte skjøtsel på prioriterte utsettingslokaliteter Starte uttesting av utsetting	Overvåke utsetting
Elvesandjeger	Luking av hagelupin	Positiv effekt på elvesandjeger	Videreføre og utvide luking Informasjonsskilt eller andre tiltak for å kanalisere og redusere ferdsel	Videreføre overvåking av arten Inkludere habitatvariabler i datainnsamlingen
Stor elvebreddedderkopp	Luking av hagelupin	Positiv effekt på stor elvebreddedderkopp	Videreføre og utvide luking Informasjonsskilt eller andre tiltak for å kanalisere og redusere ferdsel	Videreføre overvåking av arten Videreføre og utvide datainnsamling av habitatvariabler
Prikkrutevinge	Skjøtsel av engområder	Ingen ennå	Videreføre og om mulig utvide skjøtsel	Videreføre overvåking av arten Videreføre og videreutvikle overvåking av vegetasjon
Klippeblåvinge	Utsetting av individer	Noen funn av egg og larver, usikker om dette er nok for etablering av ny populasjon	Plan for utsetting, skjøtsel og overvåking av utsettingslokalitetene ved Halden festning	Videreføre overvåking av arten Overvåke utsetting
Trønderlav	Translokering	God overlevelse, ingen spredning	Utvide translokeringsforsøkene	Videreføre overvåking av arten og translokeringsforsøkene Installere flere klimaloggere

				Kunnskapsinnhenting om arten
Stjernebønne-lav	Krattrydding	Redusert dekning av busker og kratt	Videreføre skjøtsel (og tilhørende overvåking)	Videreføre overvåking av arten og vegetasjonen
Askeglye	Translokering	God overlevelse	Utvide translokeringsforsøkene Fjerne gran og yngre løvskog Sikre vertstrær mot hjortebeite	Videreføre overvåking av arten og translokeringsforsøkene Videreutvikle og videreføre overvåking av vertstrær
Trøndertorvmose	Oppformering	Begrenset økning av nye skudd	Uttesting av nye metoder for oppformering	Dokumentere uttesting av nye metoder

14 Referanser

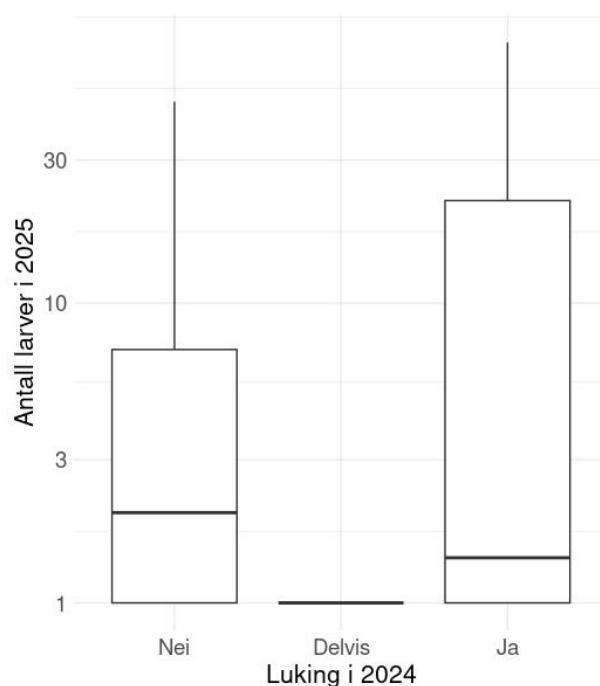
- Anderson, F., Bouchard, M., Boudreault, C., McCarthy J. & Hanel, C. 2022. Noteworthy range extensions of two lichens in eastern Canada: *Erioderma pedicellatum* (Pannariaceae) new to Québec and *Parmelia fraudans* (Parmeliaceae) new to Nova Scotia. *Evansia* 39: 20-28. <https://doi.org/10.1639/0747-9859-39.1.20>.
- Beike, A.K., Spagnuolo, V., Lüth, V., Steinhart, F., Ramos-Gómez, J., Krebs, M., Adamo, P., Rey-Asensio, A.I., Angel Fernández, J., Giordano, S., Decker, E.L. & Reski, R. 2015. Clonal in vitro propagation of peat mosses (*Sphagnum* L.) as novel green resources for basic and applied research. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture (PCTOC)* 120(3): 1037-1049. doi:10.1007/s11240-014-0658-2
- Bjelland, T. 2023. Practical conservation action on a Critically Endangered lichen species. *Journal for Nature Conservation* 75: 126474. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126474>.
- 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: 64-70. <https://doi.org/10.1002/fee.2537>
- Bolkan, V.Y., 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* 320: 152624. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2024.152624>.
- Center for Plant Conservation. 2019. CPC Best plant conservation practices to support species survival in the wild. Center for Plant Conservation. <https://saveplants.org/wp-content/uploads/2020/12/CPC-Best-Practices-5.22.2019.pdf>
- Ekelund, K., Roos, R.E. & Evju, M. 2025. Potensielle lokaliteter for bevaringsutsetting av honningblom. Resultater fra feltundersøkelser. NINA Rapport 2696. Norsk institutt for naturforskning.
- Elven, H., Berggren, K. & Aarvik, L. 2021a. Sommerfugler: Vurdering av klippeblåvinge *Scolitantides orion* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodliste-forarter/2021/3293>. Besøkt 31.10.2025
- Elven, H., Berggren, K. & Aarvik, L. 2021b. Sommerfugler: Vurdering av prikkrotevinge *Melitaea cinxia* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodliste-forarter/2021/9339>. Besøkt 31.10.2025.
- Endrestøl, A. 2021. Kartlegging av larvespinn av prikkrotevinge *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. & Hanssen, O. 2009. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2008-2009. NINA Rapport 523. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2395107>
- 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>
- Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015. Oaser for artsmangfoldet - hotspot-habitater for rødlistearter. NINA Temahefte 61. Norsk institutt for naturforskning
- Evju, M., Høitomt, T., Ihlen, P.G., Aarrestad, P.A. & Grytnes, J.-A. 2018. Åpen grunnlendt sterkt kalkrik mark i boreonemoral sone, Fjell og berg. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/266>. Artsdatabanken

- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. 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., 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://hdl.handle.net/11250/2735571>
- 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://hdl.handle.net/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://hdl.handle.net/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., Grainger, M., Jansson, U., Olsen, S.L., Roos, R.E., Skarpaas, O., Larsen, B.H. & Høitomt, G. 2024. Overvåking av dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Årsrapport 2023. NINA Rapport 2440. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3118678>
- Haugan, R., Holien, H., Hovind, A.A., Ihlen, P.G. & Timdal E. 2021a. Vurdering av trønderlav *Erioderma pedicellatum* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisterforarter/2021/24499>. Nedlastet 11.11.2025
- Haugan, R., Holien, H., Hovind, A.A., Ihlen, P.G. & Timdal E. 2021b. Vurdering av askeglye *Collema leptaleum* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisterforarter/2021/24499>. Nedlastet 11.11.2025
- Heck, M.A., Melková, I., Posten, C., Decker, E.L. & Reski, R. 2021. Medium optimization for biomass production of three peat moss (*Sphagnum* L.) species using fractional factorial design and response surface methodology. Bioresource Technology Reports 15: 100729. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100729>
- Høitomt, T., Blom, H.H., Brynjulvsrud, J.G., Hassel, K. & Kyrkjeeide, M.O. 2021. Moser: Vurdering av trøndertorvmose *Sphagnum (Cuspidata) troendelagicum* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/19432> Nedlastet 13.11.2025
- IUCN/SSC 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission
- 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., 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., 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,

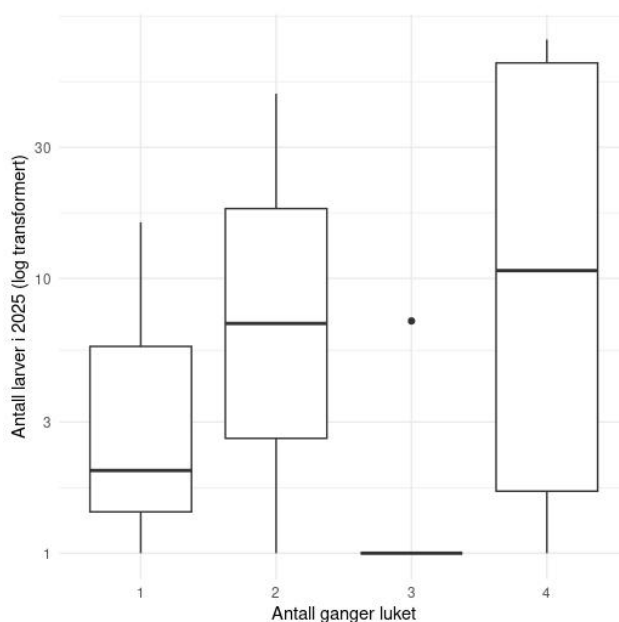
- S.I., Larsen, B.M., Lyngstad, A., Mjelde, M., Stokke, B.G., Svalheim, E., Velle, L.G., Øien, D.-I., Schöpfer, A. & Haugland, L.M. 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3065323>
- Løkken, J.O., Bae, M. & Ombler, E. 2024. Restaurering av åpen grunnlendt kalkmark i Bærum og Nesodden kommune. Erfaringer, resultater og veien videre. NRAS Rapport. Naturrestaurering AS.
- Masumoto, H., Degawa, Y. 2022. *Cyphellostereum ushimanum* sp. nov. (Hygrophoraceae, Agaricales) described from Amami-Oshima Island (Kagoshima Prefecture, Ryukyu Islands), Japan, with ultrastructural observations of its Rhizonema photobiont filaments penetrated longitudinally by a central haustorium. Mycological Progress. 21. 167-179. doi:10.1007/s11557-021-01766-w.
- Miljødirektoratet 2023. Miljødirektoratets anbefalinger for bevaringsutsetting av truede arter. M2542|2023. Miljødirektoratet.
- Nilsson, A., Solhaug, K.A. & Gauslaa, Y. 2022a. The globally threatened epiphytic cyanolichen *Erioderma pedicellatum* depends on a rare combination of habitat factors. The Lichenologist. 54. 123-136. doi:10.1017/S002428292200007X.
- Nilsson, A., Reiso, S. & Hofton, T.H. 2022b. Kartlegging og tilstandsvurdering av stjernebønnelav (CR) 2022. Biofokus-rapport 2022-116. Stiftelsen Biofokus.
- Nilsson, A., Reiso, S. & Haugan, R. 2024. Oppdatert kunnskapsgrunnlag for askeglye. Biofokus-rapport 2024-115. Stiftelsen Biofokus.
- Nordén, B. & Andreassen, M. 2022. Overvåking av trønderlav *Erioderma pedicellatum* 2022. NINA Prosjektnotat 422. Norsk institutt for naturforskning.
- Otálora, M.A.G., Martínez, I., O'Brien, H., Molina, M.C., Aragón, G., Lutzoni, F. 2010. Multiple origins of high reciprocal symbiotic specificity at an intercontinental spatial scale among ge-latinous lichens (Collemataceae, Lecanoromycetes). Molecular Phylogenetics and Evolution. 56. 1089-1095. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2010.05.013>
- Pedersen, B., Kyrkjeeide, M.O., Hansen, J.E. & Endrestøl, A. 2025. Utvikling av metodikk for å sette bevaringsmål og stanse tap av arter. NINA Rapport 2485. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3199135>
- 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., Evju, M., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O., Nordén, B., Andreassen, M., Kyrkjeeide, M.O., Bengtsson, F. & Hassel, K. 2024a. Overvåking av effekter av tiltak for åtte trua arter og en naturtype i 2024. NINA Rapport 2538. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3169493>
- Roos, R.E., Davey, M. & Evju, M. 2024b. Mykologiske samfunn i jord, røtter og frø hos honningblom, *Herminium monorchis*. NINA Rapport 2461. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3126498>
- Scheidegger, C. (Lichen Specialist Group) 2003. *Erioderma pedicellatum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2003: e.T43995A10839336. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2003.RLTS.T43995A10839336.en>
- Skrindo, A.B., Solstad, H., Roos, R.E., Mienna, I.M., Töpper, J.P., Stabbetorp, O., Andreassen, M., Bratli, H., Hasvik, A., Heimstad, R., Jansson, U., Skoog, D., Olsen, M., Olsen, S.L., Vassvik, L. & Evju, M. 2025. Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark rundt Oslofjorden. Resultater fra første omløp og anbefalinger for veien videre. NINA Rapport 2565. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3181076>

- Solhaug, K.A. & Gauslaa, Y. 2001. Acetone rinsing - a method for testing ecological and physiological roles of secondary compounds in living lichens. *Symbiosis* 30: 301-315.
- 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. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021/13312>. Nedlastet 17.11.2025
- Spribille, T., Bilovitz, P., Printzen, C., Haugan, R. & Timdal, E. 2015. *Buellia asterella*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T70385861A70385867. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T70385861A70385867.en> Nedlastet 1.2.2025
- 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(1-2): 39-48. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1998.tb02514.x>.
- Yoshimura, I., Yamamoto, Y., Nakano, T. & Finnie, J. 2002. Isolation and Culture of Lichen Photobionts and Mycobionts. In: Kranner, I.C., Beckett, R.P., Varma, A.K. (eds) *Protocols in Lichenology*. Springer Lab Manuals. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-56359-1_1
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Laugsand, A.E. & Olberg, S. 2021a. Biller: Vurdering av elvesandjeger *Cicindela maritima* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021/12703>. Nedlastet 17.11.2025
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Laugsand, A.E. & Olberg, S. 2021b. Biller: Vurdering av stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea* for Norge. Rødlista for arter 2021b. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021/12703>. Nedlastet 17.11.2025.
- 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>

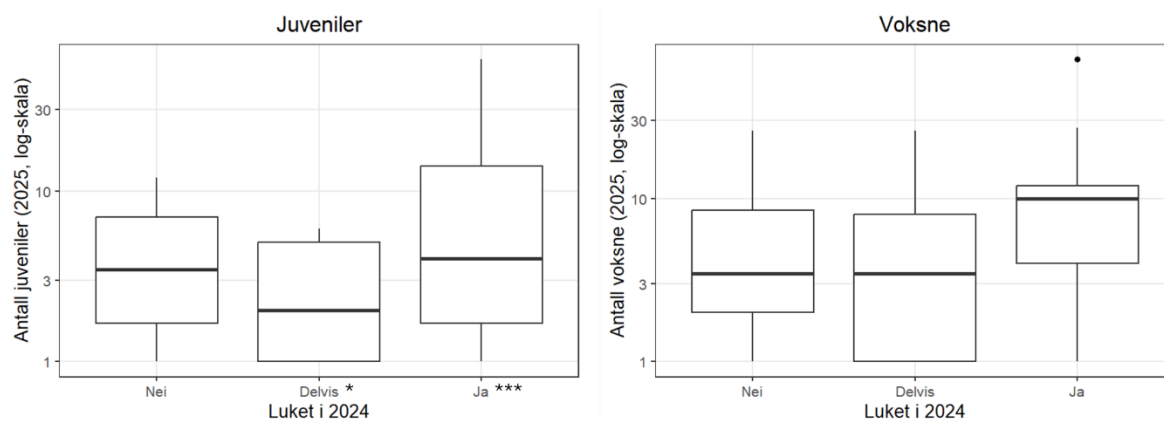
Vedlegg 1 Figurer for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp



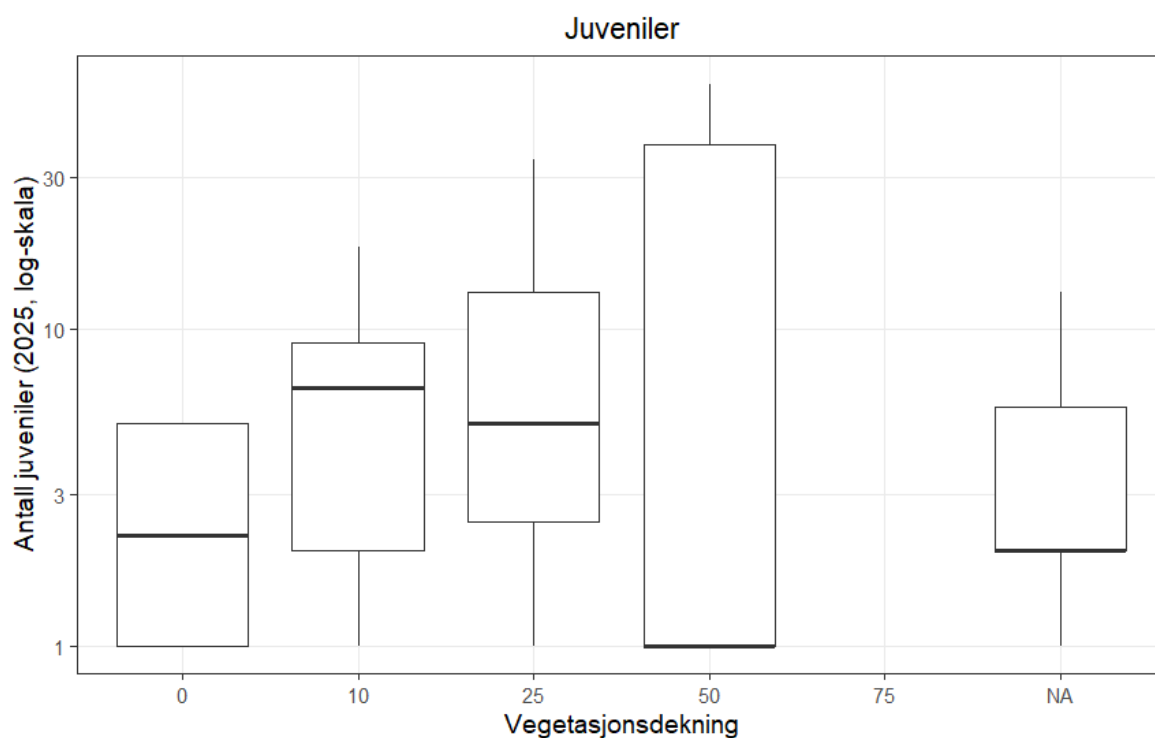
Figur 14.1. Sammenhengen mellom type luking i 2024 og antall observerte larver (log-transformert) i 2025. Figuren viser at full luking i 2024 ser ut til å være assosiert med høyere larveforekomster, sammenlignet med delvis luking



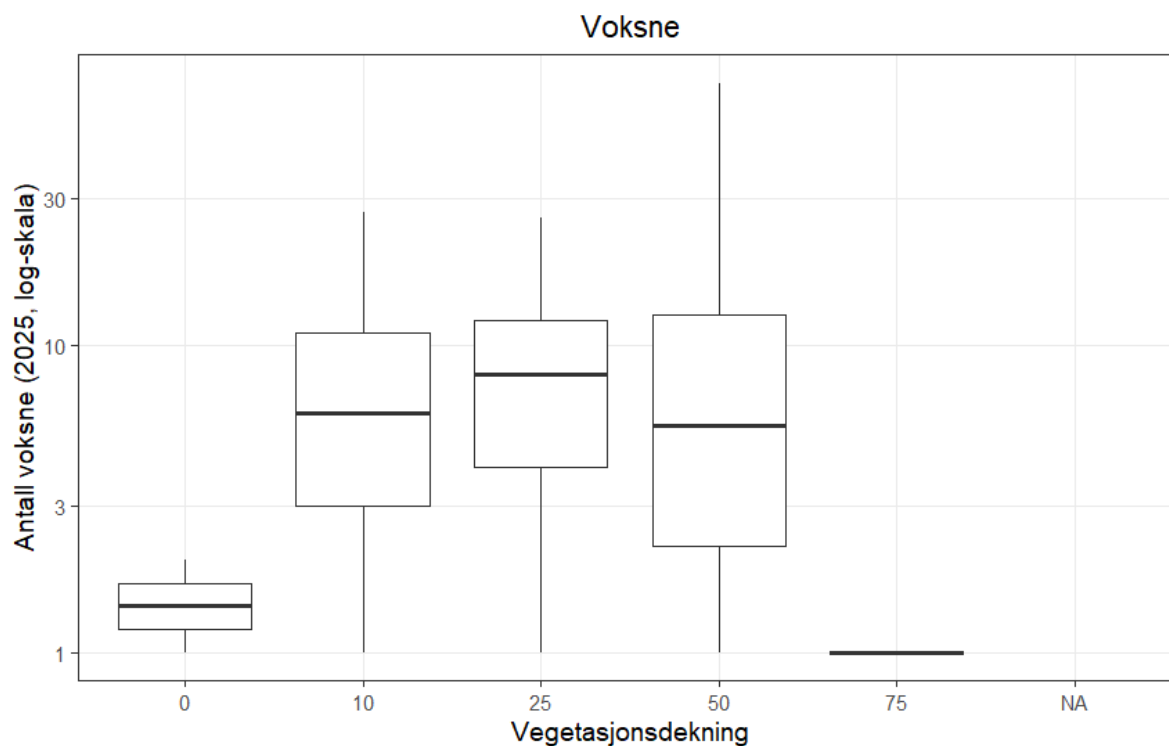
Figur 14.2. Sammenhengen mellom antall ganger et område ble luket og antall observerte larver i 2025 (log-transformert). Figuren antyder en tendens til høyere larveforekomster i områder som ble luket oftere, særlig ved fire lukinger.



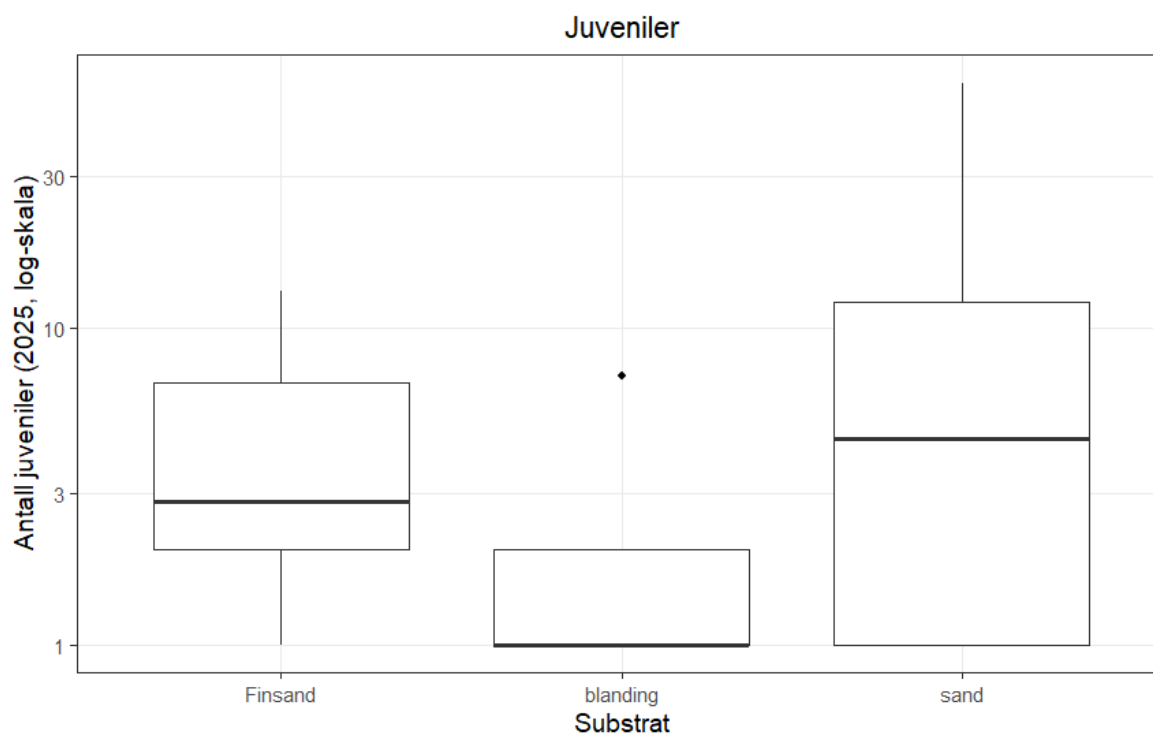
Figur 14.3. Antall juvenile (venstre) og voksne (høyre) stor elvebreddedderkopper i 2025 i områder som ikke ble luket, ble delvis luket eller fullstendig luket i løpet i 2024. Verdiene er log-transformert. For juvenile var effekten signifikant for delvis luking (* $p < 0,05$), og for fullstendig luking (** $p < 0,001$). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller for voksne.



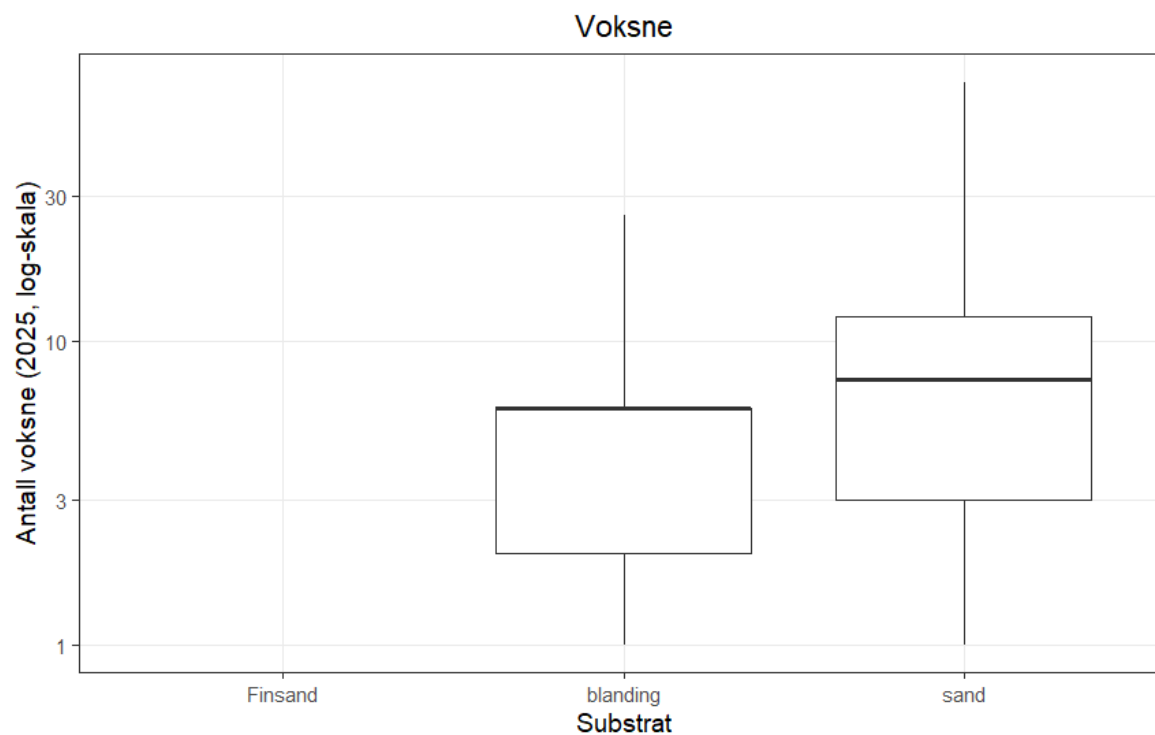
Figur 14.4. Sammenheng mellom vegetasjonsdekning (%) og antall juvenile stor elvebreddedderkopper i 2025 (log-transformert).



Figur 14.5. Sammenheng mellom vegetasjonsdekning og antall voksne stor elvebreddeadder i 2025 (log-transformert). Forekomsten var høyest ved moderat vegetasjonsdekning mellom 10–25 %, og denne effekten var statistisk signifikant.



Figur 14.6. Sammenheng mellom substrattype og antall juvenile stor elvebreddeadder i 2025 (log-transformert).



Figur 14.7. Sammenheng mellom substrattype og antall voksne stor elvebreddedderkopp i 2025 (log-transformert).

Vedlegg 2 Trønderlav: Statistiske analyser og mikroklima på translokeringslokaliteter

Statistiske analyser

For å undersøke vekstrate hos transplanterte thalli, og hvordan disse påvirkes av lokale miljøforhold, ble først dataene forberedt og renset. Døgnverdier for temperatur og luftfuktighet ble beregnet, og deretter ble lokalitetene Tegningfallet2 og Trøndelag fjernet ettersom de enten har mangelfulle målinger eller ikke er en del av translokeringsforsøket. For hver gjenværende lokalitet ble det beregnet årsmiddelverdier for temperatur og relativ luftfuktighet, basert på data fra 2024, da dette er det året med komplette data for hver lokalitet. Data for lysintensitet ble ikke brukt grunnet for korte dataserier.

Disse klimadataene ble deretter koblet sammen med thallusdataene. Thallier som kun var målt én gang, ble fjernet. Til hver thallus ble det lagt til de respektive miljøvariablene på lokalitetsnivå (temperatur, fuktighet, elve-pH og elveledningsevne), samt pH og konduktivitet målt direkte på greinene. For å få ett mål på «substratforhold» per lokalitet ble greinmålingene oppsummet til lokalitetsnivå som gjennomsnittlig pH og konduktivitet.

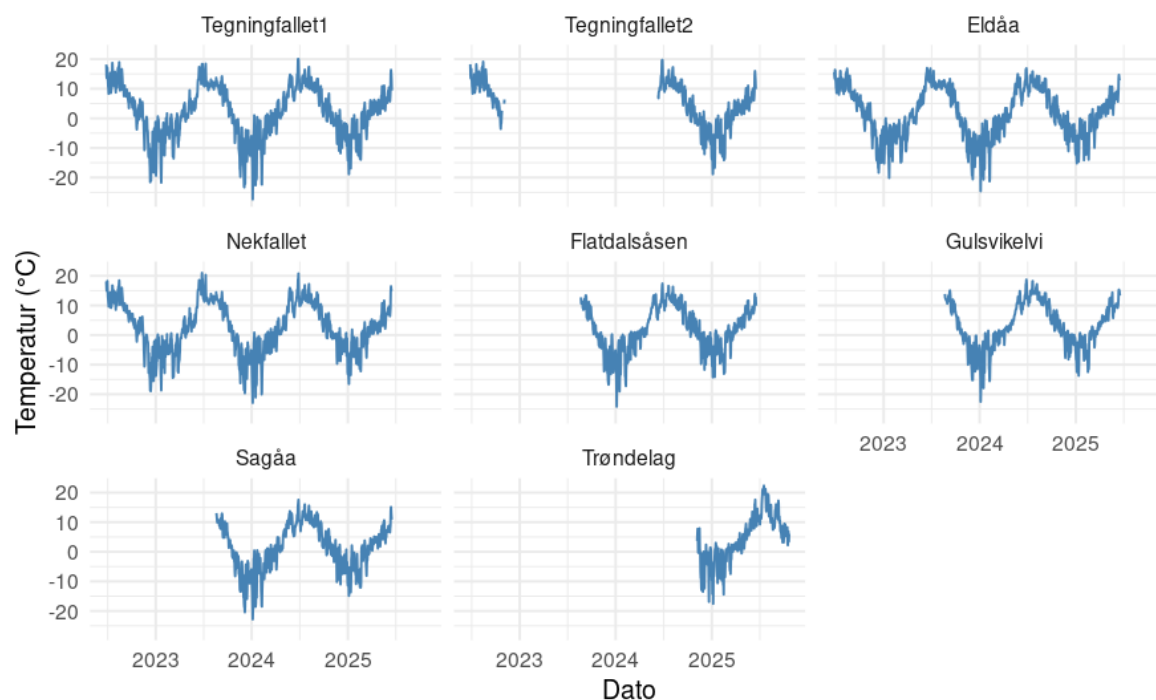
Thallusstørrelse ble deretter log-transformert, og det ble beregnet sentrert år (der første måleår = 0). Ettersom variablene hadde ulike skalaer, ble alle kontinuerlige prediktorer z-transformert (dvs. gjort om til standardavviksenheter). For å estimere hvordan vekstraten varierer mellom lokaliteter ble det tilpasset en lineær mikset modell med log-transformert thallusstørrelse som responsvariabel, en interaksjon mellom år og lokalitet som faste effekter, samt tilfeldige effekter for både individuelle thallier og nett (formulert som: (år | thallus_id) + (1|net_id)). Ved hjelp av funksjonen *emtrends()* fra emmeans-pakken ble det hentet ut estimert årlig vekstrate for hver lokalitet, og disse ble omregnet fra log-skala til prosentvis endring per år ($100 \times (\exp(\text{helling}) - 1)$).

For å identifisere hvilke miljøvariabler som best forklarer vekst, ble det deretter kjørt en mer generell modell der år ble interagert med alle klimatiske og kjemiske prediktorer på lokalitetsnivå (årstemperatur, gjennomsnittlig relativ luftfuktighet, pH i ellevann, konduktivitet i ellevann, pH på greinene, konduktivitet på greinene). Denne «fulle» modellen ble tilpasset med maksimal sannsynlighet (ML), og deretter brukt som utgangspunkt for en modellseleksjon med AICc-kriteriet med bruk av R-pakken MuMIn (*dredge*-funksjonen).

For å fokusere utelukkende på faktorer som påvirker vekstraten (og initial størrelse på thalliene), ble det også kjørt en modell der hovedvirkningene av miljøvariablene ble fjernet, slik at kun interaksjonene med tid (år) ble inkludert.

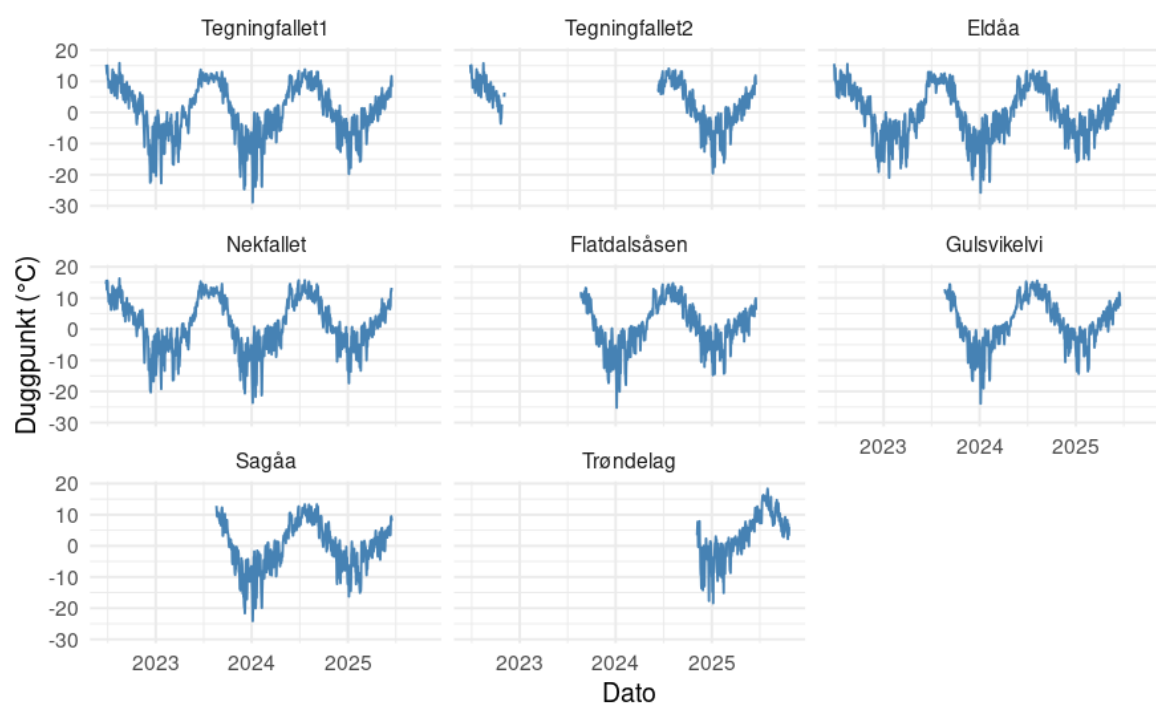
Mikroklima

Mikroklimadataseriene har variabel varighet (**Figur 14.8**). Mens seriene er komplette fra installasjon i sommeren 2022 for Tegningfallet1, Eldåa, og Nefallet, er dataseriene for de andre lokalitetene kortere, enten fordi loggerne ble installert senere (Sagåa, Flatdalsåsen, Gulsvikselvi og Trøndelag), eller fordi ingen data ble lagret (Tegningfallet2). Av loggerne som hadde en komplett dataserie i 2024, registrerte Nefallet den høyeste maksimale døgntemperatur (20,8 °C) og Eldåa den laveste (16,9 °C). Den laveste minimale døgntemperatur ble registrert på Tegningfallet1 (-27,4 °C) og den høyeste på Gulsvikselvi (-22,5 °C). Tegningfallet1 registrerte den største forskjellen mellom kaldeste og varmeste døgn (47,4 °C).



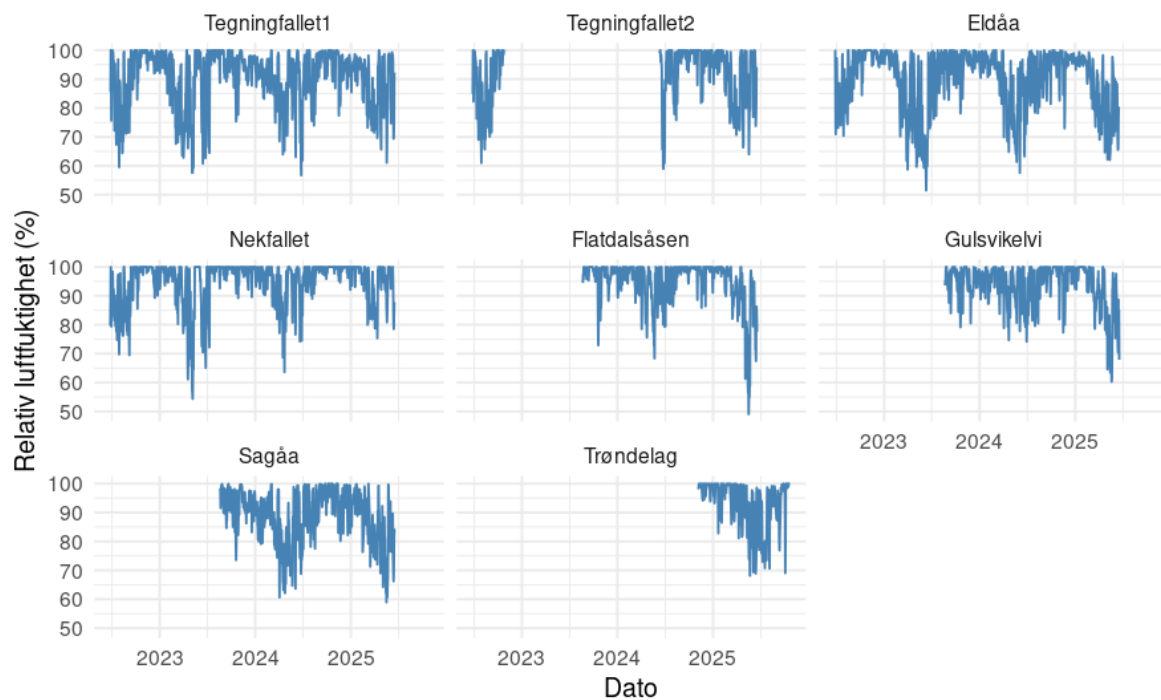
Figur 14.8. Lufttemperatur (middelverdi per døgn) over tid for alle lokaliteter.

Nekfallet registrerte med 15,7 °C den høyeste døgnverdi for duggpunkt (dvs. temperaturen luften må avkjøles til for at vanndampen i den skal kondensere) i 2024, mens Sagåa registrerte det laveste maksimale duggpunkt (13,3 °C) (**Figur 14.9**). Tegningfallet1 registrerte det laveste minimale duggpunktet (-28,9 °C) og den største forskjellen mellom høyeste og laveste duggpunkt (42,6 °C).



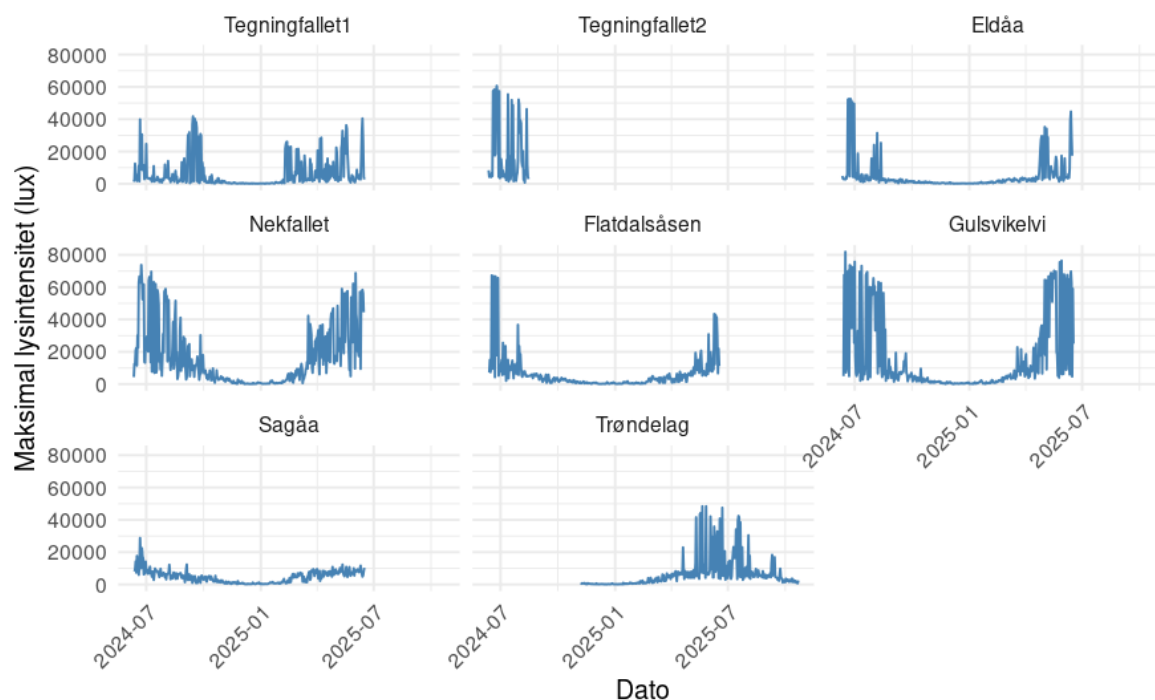
Figur 14.9. Duggpunkt (middelsverdi per døgn) over tid for alle lokaliteter.

Alle lokaliteter registrerte ett eller flere døgn med en gjennomsnittlig luftfuktighet på 100 % i 2024 (**Figur 14.10**). Den laveste døgngjennomsnitt for relativ luftfuktighet ble registrert på Tegningfallet1 (56,7 %), og denne lokaliteten hadde dermed også den største forskjellen mellom høyest og lavest luftfuktighet (43,3 prosentpoeng). På Gulsvikselvi ble det aldri registrert en døgnverdi lavere enn 74,2 %, og lokaliteten hadde dermed minst variasjon i døgnverdier for relativ luftfuktighet (25,8 prosentpoeng).



Figur 14.10. Relativ luftfuktighet (middelverdi per døgn) over tid for alle lokaliteter.

Av lokalitetene som har en komplett dataserie for lysintensitet mellom datainnhenting sommeren 2024 og sommeren 2025, registrerte Gulsvikselvi den høyeste maksimale lysintensiteten (81899,5 lux) og Sagåa den laveste (28764,8 lux) (**Figur 14.11**).

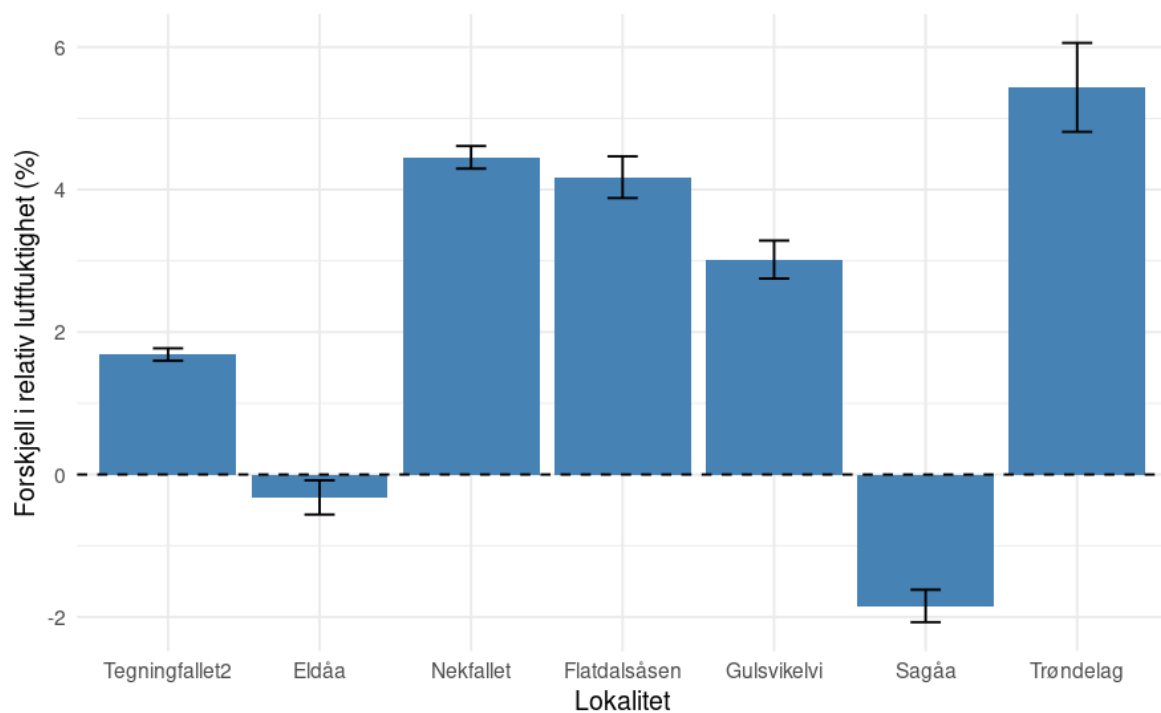


Figur 14.11. Maksimal lysintensitet per døgn over tid for alle lokaliteter.

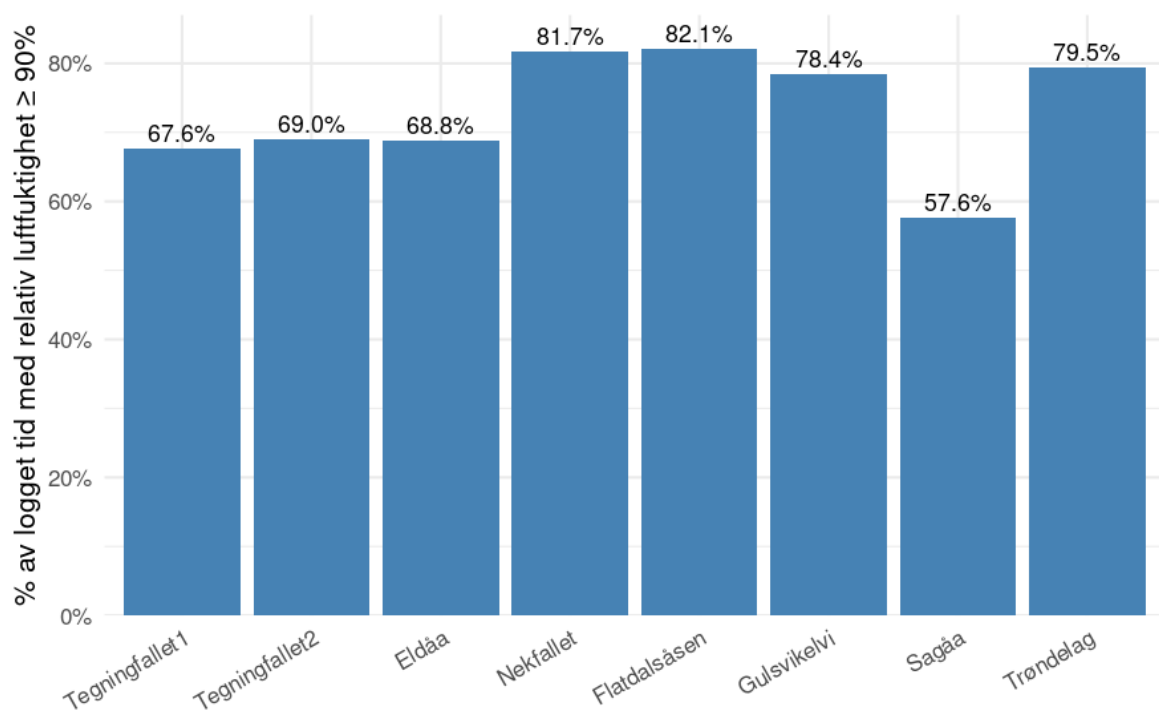
Lokaliteten i Trøndelag har det største positive avviket i døgnverdier for luftfuktighet, sammenlignet med Tegningfallet1. I tillegg har lokalitet Nefallet, Flatdalsåsen, Gulsvikelvi og Tegningfallet2 høyere luftfuktighetsverdier enn Tegningfallet1 (alle $p < 0,001$) (**Figur 14.12**). Luftfuktigheten på Sagåa var signifikant lavere ($p < 0,001$). Forskjellen med Eldåa er ikke stort nok til å være signifikant ($p = 0,114$). Modellen er kjørt som mikset lineær modell med lokalitet som fiksert effekt og dato som tilfeldig effekt. Forskjellene mellom Nefallet, Flatdalsåsen og Trøndelag var ikke signifikante.

Andelen av logget tid med luftfuktighet over 90% er høyest for Flatdalsåsen og Nefallet, mens Tegningfallet1, Tegningfallet2, og Eldåa har mest sammenlignbare verdier. Sagåa har lavest andel tid med luftfuktighet over 90% (**Figur 14.13**).

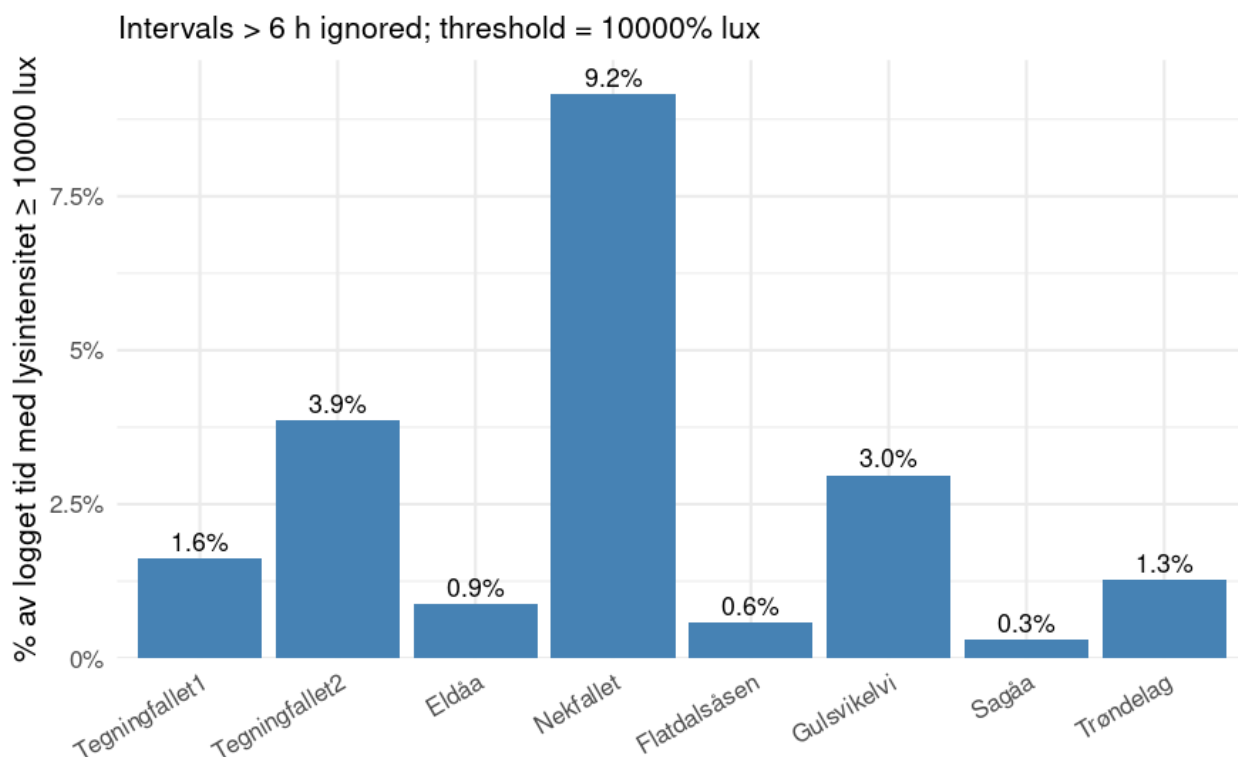
Figur 14.14 viser andel av logget tid med lysintensitet over 10000 lux. Det er viktig å påpeke at Tegningfallet2 har en veldig kort dataserie, så den er nok litt biased. At Nefallet og Gulsvikelvi har mer timer med høy lysintensitet virker å stemme med rådataene



Figur 14.12. Forskjell i relativ luftfuktighet (%) per døgn mellom lokalitet Tegningfallet1 og de andre lokalitetene. Verdiene sammenlignes for hvert døgn lokalitetene har data, men Eldåa og Nekkfallet har de mest komplette dataserier.

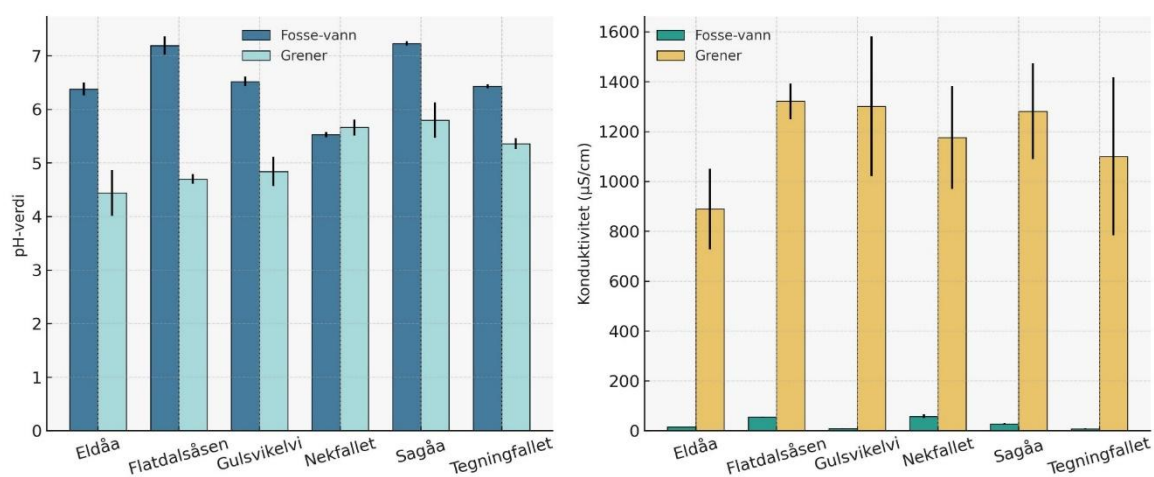


Figur 14.13. Andel av logget tid (%) med en relativ luftfuktighet over 90%, per lokalitet. Hull i dataene over 6 timer er ikke tatt med.



Figur 14.14. Andel (%) av logget tid med en lysintensitet over 10000 lux, per lokalitet. Hull i dataene over 6t er ikke tatt med.

Figur 14.15 viser pH og konduktivitet i ellevann og på grener på lokalitetene basert på innsamlende data presentert i Roos et al. (2024a).



Figur 14.15. Middelverdi for pH og konduktivitet med standard avvik fra de ulike lokaliteter for fossevann og på grener.

Vedlegg 3 Komplette overvåkingstabell for askegløye

ID	x	y	ele	Status	Gammelt funn	2021 funn	2024 funn	2025 funn	2025 antall thalli	2025 thalli tilstand	2025 tilstand tre	2025 område (lyst, gjengroing, skygge	2025 hjortegnag	2025 Askebegersyke	2025 styvet
801	6,619692	61,20936		present	0	0	1	1	10	Dårlig	Døende	Skygge	Nei	Ja	Ja
802	6,619342	61,20926	103	present	0	1	1	1	75+	Middels	Levende	Skygge	Ja	Ja	Ja
803	6,619277	61,20921	101	present	0	1	1	1	10	Middels	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
804	6,617908	61,20892	100	present	0	1	1	1	10	Dårlig	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
805	6,617524	61,20899	110	present	1	1	1	1	200+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
806	6,617068	61,20885	107	present	1	1	1	1	10	Dårlig	Dødt	Skygge	Nei	Ja	Ja
807	6,617474	61,20876	95	present	0	1	1	1	40	Middels	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
808	6,617437	61,20876	96	present	0	1	1	1	20	Dårlig	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
809	6,617474	61,20879	97	present	0	1	1	1	20	Middels	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
810	6,616908	61,20876	104	absent	0	1	1	0							
811	6,616819	61,20876	106	present	0	1	1	1	20	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
812	6,616461	61,20975	153	present	1	1	1	1	20+	God	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
813	6,617026	61,20966	146	present	1	1	1	1	300+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Nei
814	6,617624	61,20913	119	present	1	1	1	1	30+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Nei
815	6,617624	61,20913	119	present	1	1	1	1	150+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Nei
816	6,615937	61,20888	110	present	1	1	1	1	30+	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
817	6,615903	61,20875	107	present	1	1	1	1	200+	God	Levende	Skygge	Nei	Ja	Ja
818	6,616072	61,20857	97	present	1	1	1	1	40	Middels	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja

819	6,615511	61,20827	79	present	1	1	1	1	40+	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
820	6,615399	61,20853	92	present	1	1	1	1	300+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
822	6,618504	61,2094		present	1	1	1	1	50+	Middels	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
824	6,617873	61,20924	118	present	1	1	1	1	250+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1000	6,61227	61,2076		present	0	0	1	1	100+	Ok	Dødt	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1001	6,6126	61,2075		present	0	0	1	1	150+	Ok	Dødt	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1002	6,614253	61,2077		present	0	0	1	1	40+	Dårlig	Dødt	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1003	6,615876	61,20805		present	0	0	1	1	20	Dårlig	Døende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1004	6,616259	61,20823		present	0	0	0	1	30+	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Nei
1005	6,616261	61,20824		present	0	0	0	1	10	God	Dødt	Lyst	Nei	Ja	Nei
1006	6,616276	61,20824		present	0	0	0	1	4	God	Dødt	Lyst	Nei	Ja	Nei
1007	6,616367	61,2083		present	0	0	0	1	40+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1008	6,616331	61,20831		present	0	0	0	1	10	Dårlig	Dødt	Lyst	Ja	Ja	Ja
1009	6,616425	61,2084		present	0	0	1	1	20+	Middels	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1010	6,616122	61,20826		present	0	0	0	1	100+	Middels	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1011	6,616112	61,20824		present	0	0	0	1	100+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1012	6,615695	61,20841		present	0	0	1	1	40+	God	Døende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1013	6,615433	61,20854		present	0	0	1	1	10	God	Døende	Skygge	Ja	Ja	Ja
1014	6,615569	61,20854	94	present	0	1	1	1	300+	God	Døende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1015	6,615505	61,20856	94	present	0	1	1	1	300+	God	Døende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1016	6,615503	61,20857	95	present	0	1	1	1	300+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1017	6,615482	61,20857	95	present	0	1	1	1	100+	Middels	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1018	6,615388	61,20858	95	present	0	1	1	1	20	Middels	Døende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1019	6,616164	61,20854		present	0	0	1	1	200+	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1020	6,61605	61,20853		present	0	0	1	1	300+	God	Døende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1021	6,615933	61,20856	96	present	0	1	1	1	200+	God	Døende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1022	6,615895	61,2086	98	present	0	1	1	1	30	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1023	6,615886	61,20868	102	present	0	1	1	1	50+	Middels	Levende	Skygge	Nei	Ja	Ja

1024	6,6159	61,2088		present	0	0	1	1	10	Middels	Døende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1025	6,615643	61,20884	112	present	0	1	1	1	2	Middels	Levende	Skygge	Ja	Ja	Nei
1026	6,615749	61,20891	116	present	0	1	1	1	100+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Nei
1027	6,614401	61,20893		present	0	0	1	1	50+	Dårlig	Dødt	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1028	6,614401	61,20893		present	0	0	1	1	20	Dårlig	Døende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1032	6,619993	61,20936	97	present	0	1	1	1	10	Dårlig	Døende	Skygge	Ja	Ja	Ja
1033	6,619243	61,20925		present	0	0	0	1	20	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1034	6,619195	61,2093		present	0	0	0	1	6	God	Døende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1035	6,618581	61,20939	118	present	0	1	1	1	7	Middels	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1036	6,616232	61,20879	112	present	0	1	1	1	10	Dårlig	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1037	6,618504	61,20939	118	present	0	1	1	1	10	Dårlig	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1038	6,618418	61,20939	118	present	0	1	1	1	30	Middels	Døende	Skygge	Nei	Ja	Ja
1038	6,617496	61,20875		present	0	0	1	1	40	God	Dødt	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1039	6,6175	61,209		present	0	0	1	1	20	Middels	Fallet	Lyst	Ja	Ja	Ja
1040	6,617455	61,20901		present	0	0	1	1	250+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1041	6,617068	61,20885		present	0	0	1	1	40	Dårlig	Døende	Skygge	Ja	Ja	Ja
1042	6,616631	61,20865		present	0	0	1	1	150+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1043	6,616631	61,20865		present	0	0	1	1	20	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Nei
1044	6,616478	61,20872	106	present	0	1	1	1	50	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1045	6,616498	61,20881		present	0	0	1	1	200	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1046	6,616399	61,20881		present	0	0	1	1	300	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1047	6,616296	61,20878	111	present	0	1	1	1	40+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
1048	6,616342	61,20881	115	present	0	1	1	1	15	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1049	6,616631	61,20865		present	0	0	0	1	75+	God	Døende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1230	6,616255	61,20831		present	0	0	0	1	50+	Middels	Dødt	Lyst	Ja	Ja	Ja
1231	6,61626	61,20829		present	0	0	0	1	100+	God	Dødt	Lyst	Ja	Ja	Ja
1232	6,61635	61,2084	83	present	0	1	1	1	100+	Dårlig	Fallet	Lyst	Ja	Ja	Ja
1233	6,616291	61,20841	84	present	0	1	1	1	30+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja

1234	6,616323	61,20838	82	present	0	1	1	1	70+	God	Døende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1235	6,616119	61,20839	84	present	0	1	1	1	20+	Middels	Dødt	Lyst	Ja	Ja	Ja
1236	6,615965	61,2084	87	present	0	1	1	1	30+	God	Døende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1237	6,615939	61,20833	81	present	0	1	1	1	30	Middels	Døende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1784	6,620016	61,20936	97	absent	1	0	0	0	0	0	Dødt	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1786	6,619613	61,20968	121	present	1	1	1	1	75+	God	Levende	Skygge	Ja		Ja
1787	6,620185	61,20988	119	absent	0	1	0	0							
1788	6,619185	61,20967	125	present	0	1	1	1	20	God	Levende	Skygge	Ja	Ja	Ja
1789	6,619185	61,20966	124	present	0	1	1	1	75+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1790	6,619198	61,20966	124	present	0	1	1	1	30+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Ja
1791	6,619433	61,20994	136	present	0	1	1	1	20	God	Døende	Skygge	Ja	Ja	Ja
1793	6,619273	61,20932	108	present	0	1	1	1	100+	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1794	6,619284	61,20935	110	present	0	1	1	1	40+	Dårlig	Levende	Skygge	Nei	Ja	Ja
1795	6,619212	61,2093	107	present	0	1	1	1	100+	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1796	6,619174	61,20929	108	present	0	1	1	1	30+	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1797	6,619033	61,20922	105	present	1	1	1	1	10	Midde	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
1798	6,618986	61,20919	104	present	1	1	1	1	60	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1799	6,618964	61,20917	104	present	1	1	1	1	50	God	Levende	Lyst	Nei	Ja	Ja
1800	6,619949	61,20942	101	present	0	1	1	1	2	Dårlig	Dødt	Skygge	Ja	Ja	Ja
n/a	6,616461	61,20975		present	0	0	1	1	20+	God	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
n/a	6,617624	61,20913		present	0	0	1	1	150+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Nei
n/a	6,619613	61,20968		present	0	0	1	1	75+	God	Levende	Skygge	Ja		Ja
n/a	6,617026	61,20966		present	0	0	1	1	300+	God	Levende	Lyst	Ja	Ja	Nei
n/a	6,619033	61,20922		present	0	0	1	1	10	Midde	Døende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
n/a	6,617524	61,20899		present	0	0	1	1	200+	God	Levende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
n/a	6,615937	61,2088		present	0	0	1	1	30+	God	Levende	Gjengroing	Ja	Ja	Ja
n/a	6,6159	61,2088		present	0	0	1	1	10	Middels	Døende	Gjengroing	Nei	Ja	Ja
n/a	6,61555	61,20873	104	absent	0	1	0	0							

n/a	6,617	61,2097		absent	0	0	1	0							
n/a	6,618443	61,20937	116	present	0	1	1	1							
n/a	6,616543	61,20933	137	present	0	1	1	1							
n/a	6,61605	61,20853	94	absent	1	0	0	0							
n/a	6,616091	61,20848	90	absent	1	0	0	0							
n/a	6,618336	61,20933	114	absent	1	0	0	0							
n/a	6,620064	61,20987	122	absent	1	0	0	0							
n/a	6,620476	61,20945		absent	0	0	1	0							
n/a	6,778049	61,23103		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,606575	61,20785		present	0	0	1	1							
n/a	6,625176	61,20815		present	0	0	1	1							
n/a	6,778049	61,23103		present	0	0	1	1							
n/a	6,618336	61,20933		absent	0	0	1	1							
n/a	6,616091	61,20848		absent	0	0	1	1							
n/a	6,620064	61,20987		absent	0	0	1	0							
n/a	6,619	61,2092		present	0	0	1	1							
n/a	6,620063	61,20986		absent	0	0	1	0							
n/a	6,61605	61,20853		absent	0	0	1	0							
n/a	6,6161	61,2085		absent	0	0	1	0							
n/a	6,6201	61,2099		absent	0	0	1	0							
n/a	6,6165	61,2098		absent	0	0	1	0							
n/a	6,6155	61,2083		absent	0	0	1	0							

n/a	6,62006	61,20987		absent	0	0	1	0							
n/a	6,617026	61,20957		absent	0	0	1	0							
n/a	6,612757	61,20763		absent	0	0	1	0							
n/a	6,61653	61,20919		present	0	0	1	1							
n/a	6,615563	61,2093		present	0	0	1	1							
n/a	6,61545	61,20937		present	0	0	1	1							
n/a	6,616489	61,20971		absent	0	0	1	0							
n/a	6,619237	61,20966		absent	0	0	1	0							
n/a	6,619298	61,2097		absent	0	0	1	0							
n/a	6,617572	61,20832		present	0	0	1	1							
n/a	6,626585	61,21006		present	0	0	1	1							
n/a	6,616555	61,20929		present	0	0	1	1							

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: 978-82-426-5524-0

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