

2196

NINA Rapport

Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022

Marianne Evju, Ruben Erik Roos, Anders Endrestøl, Megan Nowell,
Oddvar Hanssen & Eric E. Ombler



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.

Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022

Marianne Evju
Ruben Erik Roos
Anders Endrestøl
Megan Nowell
Oddvar Hanssen
Eric E. Ombler

Evju, M., Roos, R. E., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O. & Omblør, E. E. 2022. Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022. NINA Rapport 2196. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, desember 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4990-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd E. Stabbetorp

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef, Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2391|2022

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Åpen grunnlendt kalkmark med behov for restaurering. Nakholmen, Oslo © 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

Evju, M., Roos, R. E., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O. & Ombler, E. E. 2022. Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022. NINA Rapport 2196. Norsk institutt for naturforskning.

Forvaltningen trenger kunnskap om effekter av tiltak for trua arter og naturtyper. Her beskriver vi overvåking av effekter av tiltak for fem trua arter og en trua naturtype. Formålet er å videreutvikle metodikk og dataanalyse, samt å videreføre pågående overvåking, slik at overvåkingen kan følge med på effekter av igangsatte og nye tiltak. Overvåking av fire lokaliteter med åpen grunnlendt kalkmark som ble restaurert 2022, ble igangsatt. På tre lokaliteter ble det brukt tildekking med duk for å bekjempe gravbergknapp, og på en av de tre ble gravbergknapp sprøytet på deler av lokaliteten. På den siste ble busker og trær fjernet maskinelt. Dukene som er lagt ut, skal ligge i en-to vekstsesonger. Alle oppfølgende tiltak må dokumenteres og følges opp. Der busker og trær ble fjernet, anbefales overvåking i 2023. Store arealer fikk kjørespor under restaureringen, og mye jord ble blottlagt. Overvåkingen vil fange opp hvilke arter som etablerer seg først, og om de habitatspesifikke artene har klart seg. Også effekten av sprøyting bør overvåkes i 2023.

Honningblom overvåkes på artens fire lokaliteter i Hvaler kommune. Skjøtselstiltak gjennomføres på tre av de disse. Resultatene tyder på stor tilbakegang på Teneskjær de siste åtte årene. De andre lokalitetene varierer, men populasjonene var relativt stabile mellom 2021 og 2022. Eventuelle nye tiltak bør følges av en vurdering av behov for utvidet datainnsamling. Innsamling og analyse av jordprøver kan være verdifullt for å få bedre kunnskap om mykorrhiza-sopper, hvordan disse er fordelt på lokalitetene og hvordan hensyn til jord-biomangfoldet må innarbeides i en eventuell plan for bevaringsutsetting.

Elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp overvåkes på fire lokaliteter ved Gaula. I noen kjerneområder har larver av elvesandjeger stor tetthet, med kontinuerlig forekomst siden 2018. Luking av lupin har generelt hatt positiv effekt på forekomst av elvesandjegerlarver i ulike stadier, særlig i områdene som har vært luket i tre år på rad. Luking kan påvirke det tredje larvestadiet negativt. Tidsserien for stor elvebreddedderkopp er kortere enn for elvesandjeger, men edderkoppen virker svært sensitiv til luking. Juveniler synes mer resiliente enn voksne. Dataene er foreløpig få og kortsiktige, og tidsseriene bør forlenges for økt forståelse av variasjonene i elvebreddedderkopp-bestandene.

Basisovervåking av klippeblåvinge gjennomføres som kartlegging av egg og larver i alle artens forekomster i Halden. I 2022 ble flere tiltak gjennomført på en av lokalitetene: rydding av skog, utsetting av larver og utsetting av pluggplanter av smørbukk. Noen av tiltakene bør overvåkes i 2023, først og fremst overlevelse pluggplantene. Data er samlet inn som gjør det mulig å fastslå om pluggplantene blir brukt som vertsplanter i framtiden. For å undersøke om tiltakene har positiv effekt kan populasjonstrendanalyser testes. Dette forutsetter at basisovervåkingen videreføres.

Forsvarsbygg gjennomførte skjøtsel for prikkrotevinge i to nye områder i 2022, der spinn av prikkrotevinge er funnet. Overvåking av vegetasjon ble etablert før skjøtelsen: 10 permanente ruter på 1 x 1 m ble etablert tilfeldig i hvert område, og vegetasjonsruter ble etablert rundt observerte larvespinn. Det ble registrert flere spinn av prikkrotevinge i 2022 enn tidligere år. Vegetasjonsanalysene tyder på at uskjøttede arealer er egnet for larvespinn, men tettheten av smalkjempe kan være for lav. En videreføring vil bygge mer kunnskap om hvor raskt og til hvilken grad uegnet vegetasjon blir til egnet habitat for prikkrotevinge etter slått og krattrydding.

Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Ruben E. Roos (ruben.roos@nina.no), Anders Endrestøl (anders.endrestøl@nina.no) og Megan S. Nowell (megan.nowell@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Oddvar Hanssen (oddvar.hanssen@nina.no), NINA, Pb. 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Eric E. Ombler (eric.eilif.ombler@nmbu.no), Bølerskoen 25, 0691 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Åpen grunnlendt kalkmark	8
2.1 Bakgrunn om naturtypen	8
2.2 Beskrivelse av overvåkingslokaliteter.....	9
2.3 Datainnsamling	12
2.4 Dataanalyser.....	21
2.5 Resultater.....	21
2.6 Anbefalinger.....	26
3 Honningblom	28
3.1 Bakgrunn om arten	28
3.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel	28
3.3 Datainnsamling	28
3.4 Dataanalyser.....	31
3.5 Resultater.....	32
3.6 Anbefalinger.....	35
4 Elvesandjeger	38
4.1 Bakgrunn om arten	38
4.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel	39
4.3 Datainnsamling	42
4.4 Dataanalyser.....	43
4.5 Resultater.....	44
4.6 Anbefalinger.....	52
5 Stor elvebreddedderkopp	54
5.1 Bakgrunn om arten	54
5.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel	54
5.3 Datainnsamling	55
5.4 Dataanalyser.....	55
5.5 Resultater.....	56
5.6 Anbefalinger.....	62
6 Klippeblåvinge	63
6.1 Bakgrunn om arten	63
6.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel	63
6.3 Datainnsamling	66
6.4 Dataanalyser.....	67
6.5 Resultater.....	67
6.6 Anbefalinger.....	70
7 Prikkroutevinge	73
7.1 Innledning	73
7.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel	73
7.3 Datainnsamling	74
7.4 Dataanalyser.....	77

7.5 Resultater.....	78
7.6 Anbefalinger.....	82
8 Anbefalinger for videreføring av prosjektet	84
9 Referanser	86
Vedlegg 1 Feltskjema for åpen grunnlendt kalkmark.....	90
Vedlegg 2 Feltskjema for honningblom	91
Vedlegg 3 Feltskjema til vegetasjonsovervåking prikkroutevinge	96

Forord

I 2021 startet NINA overvåking av effekter av tiltak for et utvalg trua arter, som et FoU-prosjekt finansiert av Miljødirektoratet. Dette prosjektet er videreført og -utviklet i 2022. I 2022 har NINA videreført overvåking av honningblom, elvesandjeger, stor elvebreddeadderopp, klippeblåvinge og prikk rutevinge, og vi har startet opp overvåking av tiltak i åpen grunnlendt kalkmark i boreo-nemoral sone. Denne rapporten oppsummerer arbeidet med overvåking i 2022.

Gjennomføringen av prosjektet har vært helt avhengig av god dialog med Statsforvalter i Oslo og Viken og i Trøndelag, og vi vil særlig takke Karoline Bredland for god informasjon i en hektisk fase med planlegging av overvåking av tiltak i åpen grunnlendt kalkmark. Naturrestaurering AS og Bymiljøetaten har vært behjelpelige med å dele informasjon om tiltak på åpen grunnlendt kalkmark-lokalitetene, og et erfaringsseminar i slutten av november arrangert av Statsforvalteren var særdeles nyttig for å utveksle erfaringer og legge til rette for et godt samarbeid i 2023. I tillegg takker vi Midtnorsk naturundersøkelse, som har gjennomført lusing og kartlegging av lupiner på elvesandjegerlokaliteter i Trøndelag, og som har delt data og informasjon. Arbeidet med prikk-rutevinge (tiltak og overvåking) har skjedd i nært samarbeid med Forsvarsbygg, som har gjennomført skjøtselen på Rauer. Vi takker også Magnus Jakobsen for informasjonsdeling om tiltak for klippeblåvinge i Halden.

I tillegg til rapportens forfattere har Anders Often (Plantekunnskap Often) bistått med vegetasjonsanalyser på Rauer, og Ulrika Jansson og Arne Laugsand (begge NINA) har bidratt med feltarbeid på hhv. åpen grunnlendt kalkmark og stor elvebreddeadderopp. Takk til Roald Bengtson og Amund Dahle for hjelp med basisovervåkingen av klippeblåvinge. Siri Lie Olsen (NINA/NMBU) har bidratt med innspill til kapittelet om åpen grunnlendt kalkmark, og Bård Pedersen (NINA) har bistått på dataanalyser av honningblomdata. Roald Vang (NINA) har sørget for tilgjengeliggjøring av overvåkingsdata.

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

Oslo, 1. desember 2022

Marianne Evju og Ruben E. Roos
prosjektledere

1 Innledning

Norge har forpliktet seg til å jobbe for å stanse tapet av biologisk mangfold og har nasjonalt en målsetning om at utviklingen for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres (Meld. St. 14 2015-2016). Svært mange trua arter og naturtyper er avhengige av tiltak for å sikre og opprettholde populasjoner og forekomster med god tilstand (Scott mfl. 2010, Kyrkjeeide mfl. 2018, 2021). Samtidig har miljøforvaltningen behov for bedre kunnskap om hvordan ulike tiltak virker. Hvilken og hvor stor effekt har de på bevaringsstatus for artene og naturtypene? Har de negative eller utilsiktede effekter? Er effektene av tiltak spesifikke for gitte naturforhold (har beitedyr f.eks. mer positiv effekt på honningblom i tørrere enn i våtere jord)?

Miljødirektoratet igangsatte i 2019 et FoU-prosjekt for å få bedre kunnskap om hvordan overvåking av effekter av tiltak for trua arter og naturtyper kan gjennomføres. Et metodisk rammeverk for overvåking av effekten av tiltak for arter og naturtyper er beskrevet i Evju mfl. (2020a). Å lage et opplegg for effektovervåking innebærer å 1) avgrense definisjonsområdet og overvåkingslokalitetene, 2) spesifisere hvordan overvåkingslokalitetene skal velges, 3) velge overvåkingsindikatorer for de effektene som forventes, 4) bestemme utvalg av lokaliteter etter valgt metodikk, inkludert tiltaks- og kontrollområder, og 5) definere metodikk for datainnsamling, inkludert observasjonsperiode, antall gjentak og metodikk for registrering av valgte indikatorer. I oppfølgende prosjekter ble det spesifisert hvordan overvåking av effekter av tiltak bør gjennomføres (strategier for overvåking), konkretisert for et utvalg trua arter og naturtyper. To ulike strategier for overvåking ble skissert for artene og naturtypene: optimalovervåking og minimumsovervåking (Evju mfl. 2021a, 2021b). I optimalovervåking er overvåkingen utformet på en slik måte at slutninger som treffes basert på overvåkingsdata, i hovedsak er designbaserte (jf. Yoccoz mfl. 2001). Dette innebærer blant annet at:

- overvåkingslokaliteter utgjør et representativt utvalg av hele populasjonen av lokaliteter og er utvalgt etter anerkjente, statistiske prinsipper for samplingdesign,
- tilnærmingen er eksperimentell og randomisert med kontroll-lokaliteter uten tiltak, og
- datainnsamlingen er designet på en slik måte og med nok gjentak til at en med god statistisk sikkerhet kan dra slutninger om tiltakets effekt.

Minimumsovervåking er enklere og rimeligere, men skal gi svar på effekten av de mest aktuelle tiltakene som overvåkes (Evju mfl. 2021a). Et minimumsopplegg for overvåking bør med andre ord være innrettet mot de vanligste tiltakene (for en gitt art/naturtype), det bør fange opp de viktigste effektene av tiltaket, og det bør være økonomisk/kostnadseffektivt samtidig som det er faglig fundert.

Ingen av overvåkingsprosjektene som beskrives her, oppfyller kriteriene for optimalovervåkingsopplegg, blant annet fordi uttrekket av lokaliteter for overvåking i hovedsak er basert på subjektive kriterier og det i hovedsak mangler kontroll-lokaliteter uten tiltak i oppleggene. Elementer fra optimalovervåkingsoppleggene (Evju mfl. 2021b) er likevel tatt med, f.eks. i design for datainnsamling. For svært sjeldne arter, som omfattes av dette prosjektet, er det uansett krevende å designe statistisk sikker overvåking (Evju mfl. 2022).

I denne rapporten videreføres arbeidet med overvåking av effekter av tiltak for fem arter og en naturtype. Formålet er å videreutvikle metodikk og dataanalyse, slik at overvåkingen kan følge med på effekter av igangsatte og nye tiltak, for slik å høste erfaring og bidra til effektivisering av tiltakene. I noen av delprosjektene er det tatt i bruk ny teknologi som del av videreutvikling av metodene. For dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge pågår utviklingsprosjekter som vil rapporteres i egen rapport i mars 2023.

Hver art/naturtype beskrives i sitt eget kapittel, med bakgrunn for overvåking, beskrivelse og kartfesting av tiltak, overvåkingsdesign, datainnsamling, dataanalyser, resultater og anbefalinger for videre overvåking. Vi henviser til årsrapport for 2021 (Evju mfl. 2022) for detaljerte beskrivelser i noen kapitler.

2 Åpen grunnlendt kalkmark

2.1 Bakgrunn om naturtypen

Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er en naturtype som finnes i åpne, kalkrike områder, og den er i hovedsak knyttet til kystnære områder i Oslofeltet. Det er en artsrik naturtype med mange rødlistearter fra mange artsgrupper. Forekomstene er små og naturlig fragmenterte, men naturtypen er truet av arealbruksendringer og tilstandsendringer og er vurdert som sterkt truet (EN) på Rødlista for naturtyper (Artsdatabanken 2018a). Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone ble utvalgt naturtype i 2020 ([Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven - Lovdata](#)).

Åpen grunnlendt kalkmark ble prioritert for restaurering i 2022 (Miljødirektoratet 2021), og ny-startede restaureringsprosjekter i 2022 gir et godt grunnlag for å øke kunnskapen om effekter av ulike typer tiltak på naturtypens tilstand og arts mangfold.

NINA tok kontakt med Statsforvalteren i Oslo og Viken våren 2022 og har hatt tett kontakt med Karoline Bredland om Statsforvalterens planer for restaurering av lokaliteter av åpen grunnlendt kalkmark i verneområder i indre Oslofjord. Vi har også hatt tett kontakt med Naturrestaurering AS, som gjennomførte restaurering på en av lokalitetene (**Figur 2.1**). Vi valgte ut fire lokaliteter der vi samlet inn data om før-tilstand. Det ble også gjennomført befaringer etter tiltak høsten 2022. Eric Omblér har, som del av sin masteroppgave ved NMBU, også fulgt restaureringen tett, gjennom å være med ut i felt når tiltakene har vært planlagt og gjennomført, og han har som del av oppgaven dokumentert tiltak (hva ble gjort hvor, når) med bilder, kartfiler og tekstlige beskrivelser, i samarbeid med tiltakshaver.



Figur 2.1. Tildekking med duk av tepper av den fremmede arten gravbergknapp på Torvøya, Bærum. Gravbergknapp er sterk teppedannende og har en negativ innvirkning på stedegne arter, og arten er vurdert å ha svært høy risiko (SE; Artsdatabanken 2018b). Foto: Marianne Evju.

2.2 Beskrivelse av overvåkingslokaliteter

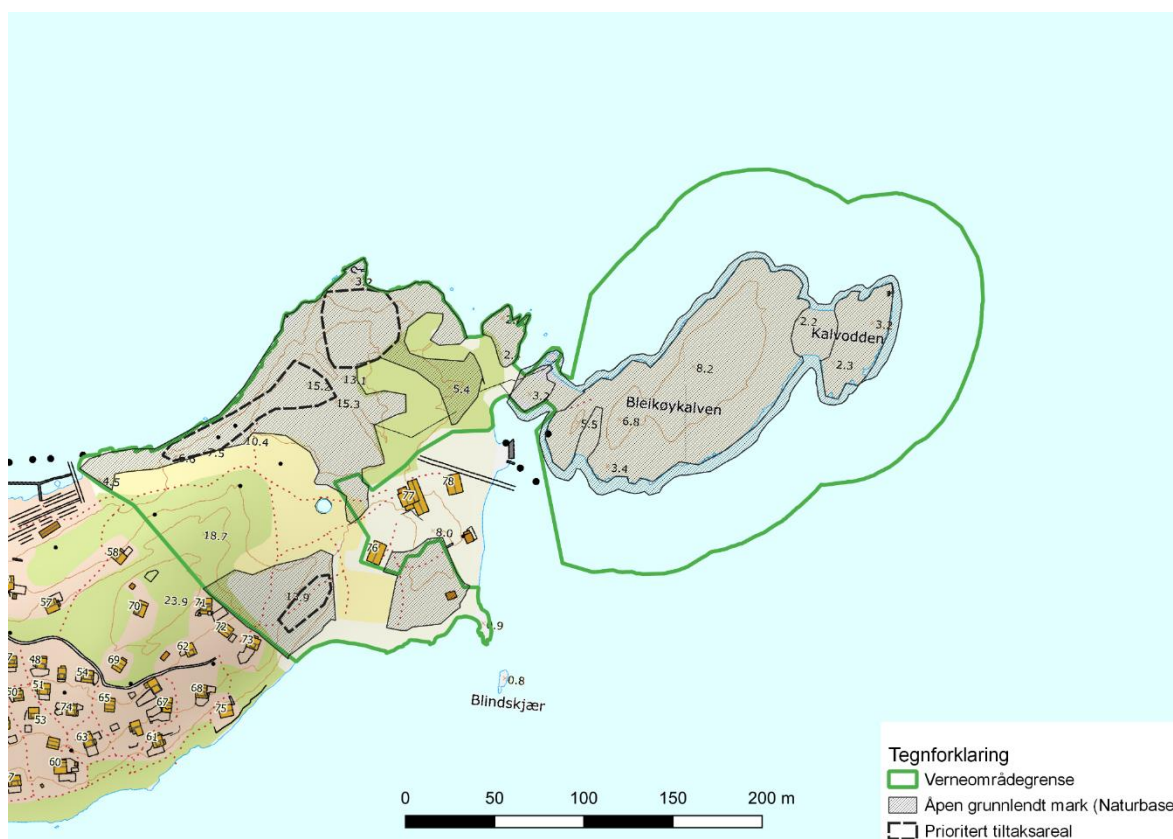
De fire overvåkingslokalitetene ble valgt fordi 1) lokalitetene var relativt tilgjengelige, 2) planene for restaurering var relativt godt utarbeidet og 3) de representerte noe ulike status med hensyn på tilstand – det var ulike utfordringer (gjengroing vs. fremmede arter).

Bleikøya

Bleikøya naturreservat ligger på den nordøstre delen av Bleikøya (Oslo kommune). Bleikøyalven har bevaring av hekkeområde for sjøfugl som verneformål, mens verneformålet for øvrig er å bevare et tilnærmet urørt område med spesielle naturtyper (<https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2008-06-27-685>). I Naturbase er Bleikøyalven avgrenset som Utvalgt naturtype åpen grunnlendt kalkmark, mens den øvrige delen er avgrenset som Utvalgt naturtype slåttemark. Det er imidlertid også åpen grunnlendt kalkmark innenfor dette slåttemarksområdet, som også basiskartlegging etter NiN viser (**Figur 2.2**).

Statsforvalteren og Oslo kommune gjennomførte en felles befarings i april 2022, der de ble enige om de viktigste tiltaksområdene i verneområdet (**Figur 2.2**). Av de tre tiltaksområdene ble det nordligste området utpekt som viktigst, og NINA etablerte overvåking her i juni 2022.

Den største utfordringen i tiltaksområdet er gravbergknapp (*Phedimus spurius*), som er vurdert å ha svært høy risiko (SE) på Artsdatabankens fremmedartsliste (Elven mfl. 2018). Området er i tillegg preget av gjengroing med busker og trær, hvorav en god del mispelarter (*Cotoneaster* spp.), som i hovedsak er fremmedarter med svært høy risiko. Unntaket er de to stedeagne mispelartene dvergmispel (*C. scandinavicus*) og svartmispel (*C. niger*, NT).

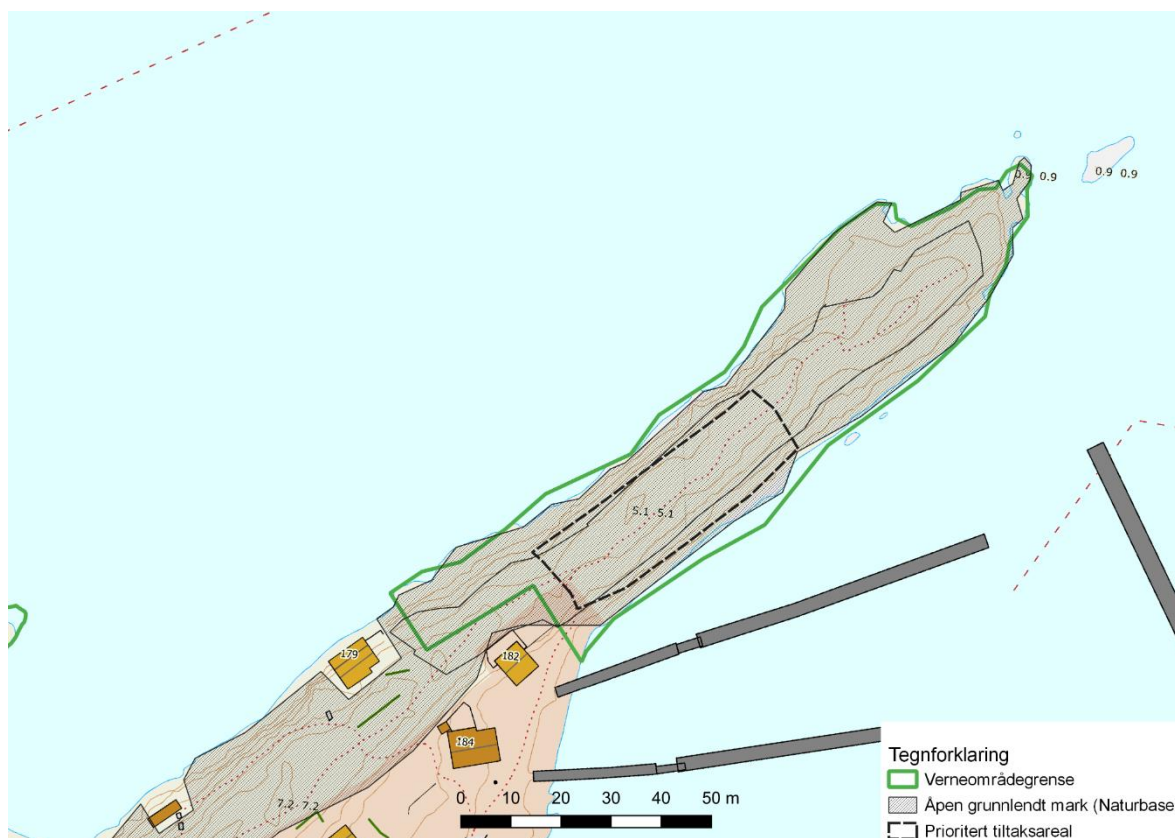


Figur 2.2. Bleikøya naturreservat. Figuren viser arealene kartlagt som åpen grunnlendt kalkmark i Naturbase (hentet 27.10.22), samt de arealene som var prioritert for tiltak av Statsforvalteren (K. Bredland, pers. medd.).

Nakholmen

Nakholmen naturreservat består av fem enkeltområder på Nakholmen i indre Oslofjord (Oslo kommune). To områder på Nakholmen ble restaurert i 2022, men NINA fulgte opp bare det ene: Loffen, på nordsiden av Nakholmen. Denne delen av verneområdet består utelukkende av åpen grunnlendt kalkmark (**Figur 2.3**). Verneformålet er i hovedsak geologisk, men også å bevare et særpregede naturområde med stor botanisk artsrikdom (<https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2014-05-12-633>).

Statsforvalteren og Oslo kommune gjennomførte en felles befarings i april 2022, og tiltaksområdet for restaurering ble avgrenset av Statsforvalteren (**Figur 2.3**; K. Bredland, pers. medd.). Lokalt har store tepper av gravbergknapp, men også mindre forekomster av andre fremmede arter. Det er lite busker og kratt på Loffen, men en god del rødlistede arter forekommer innimellom gravbergknappteppene.



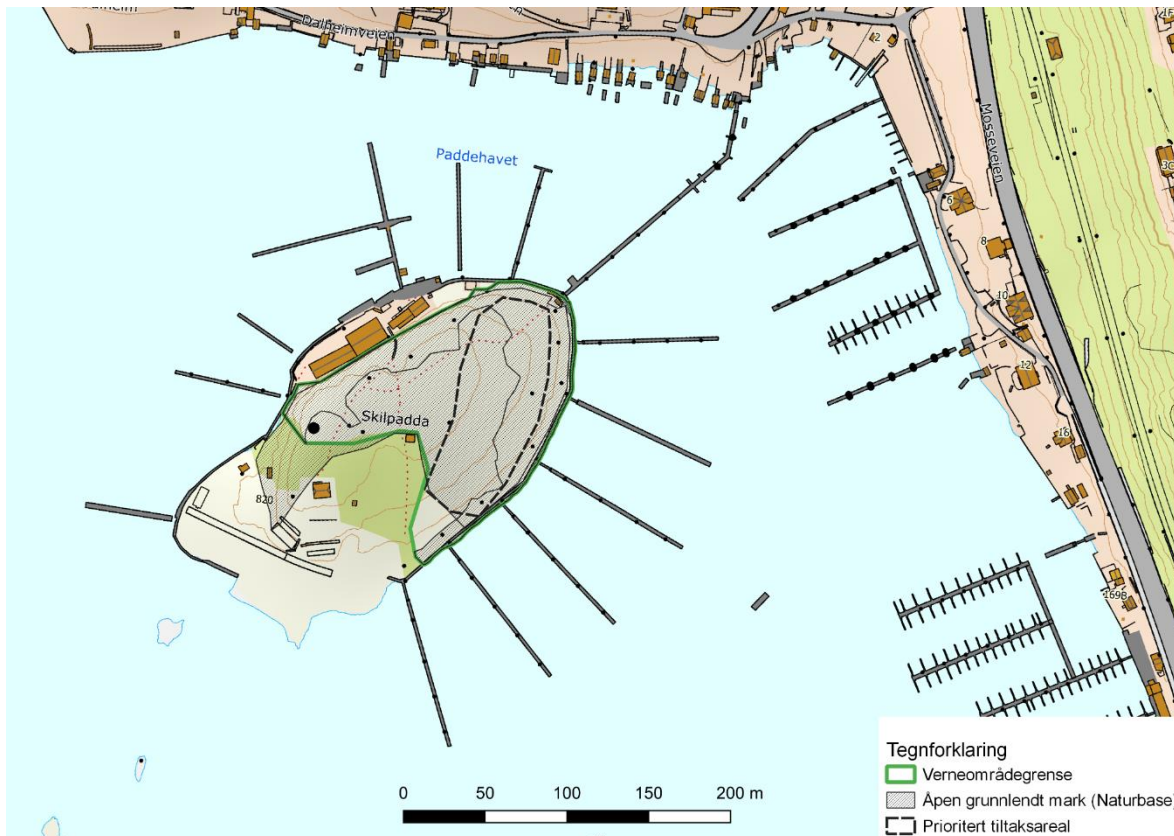
Figur 2.3. Lokalitet Loffen i Nakholmen naturreservat. Figuren viser arealene kartlagt som åpen grunnlendt kalkmark i Naturbase (hentet 27.10.22), samt de arealene som var prioritert for tiltak av Statsforvalteren (K. Bredland, pers. medd.).

Padda

Padda plantefredningsområde (Oslo kommune) ligger på en liten øy mellom Malmøya, Ulvøya og Ormøya. Verneområdet utgjøres av åpen grunnlendt kalkmark og glissen furuskog og krattvegetasjon (**Figur 2.4**). Verneformålet er å bevare sjeldne plantearter og deres livsmiljø (<https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2008-06-27-684>).

Toppen av Padda er kalkfuruskog, mens områdene i skråningene er mer eller mindre dominert av kratt og busker. Mange av buskene er stedegne, som liguster (*Ligustrum vulgare*), men det er også en god del fremmede mispelarter. Det er tidligere gjennomført en del skjøtsel på Padda, inkludert rydding av furuforyngelse, hagemispler og berberis (*Berberis vulgaris*), og Padda er også lokalitet for utsetting av dvergtistel (*Cirsium acaulon*, CR; Bjureke & Bredesen 2005).

Områdene med åpen grunnlendt kalkmark varierer i tilstand – noen partier er åpne, andre er veldig gjenvokst. Statsforvalteren og Oslo kommune gjennomførte en felles befarings i april 2022, der de ble enige om det viktigste tiltaksområdet i verneområdet (**Figur 2.4**; K. Bredland, pers. medd.).



Figur 2.4. Padderøya plantevernomsråde. Figuren viser arealene kartlagt som åpen grunnlendt kalkmark i Naturbase (hentet 27.10.22), samt det arealet som var prioritert for tiltak av Statsforvalteren (K. Bredland, pers. medd.).

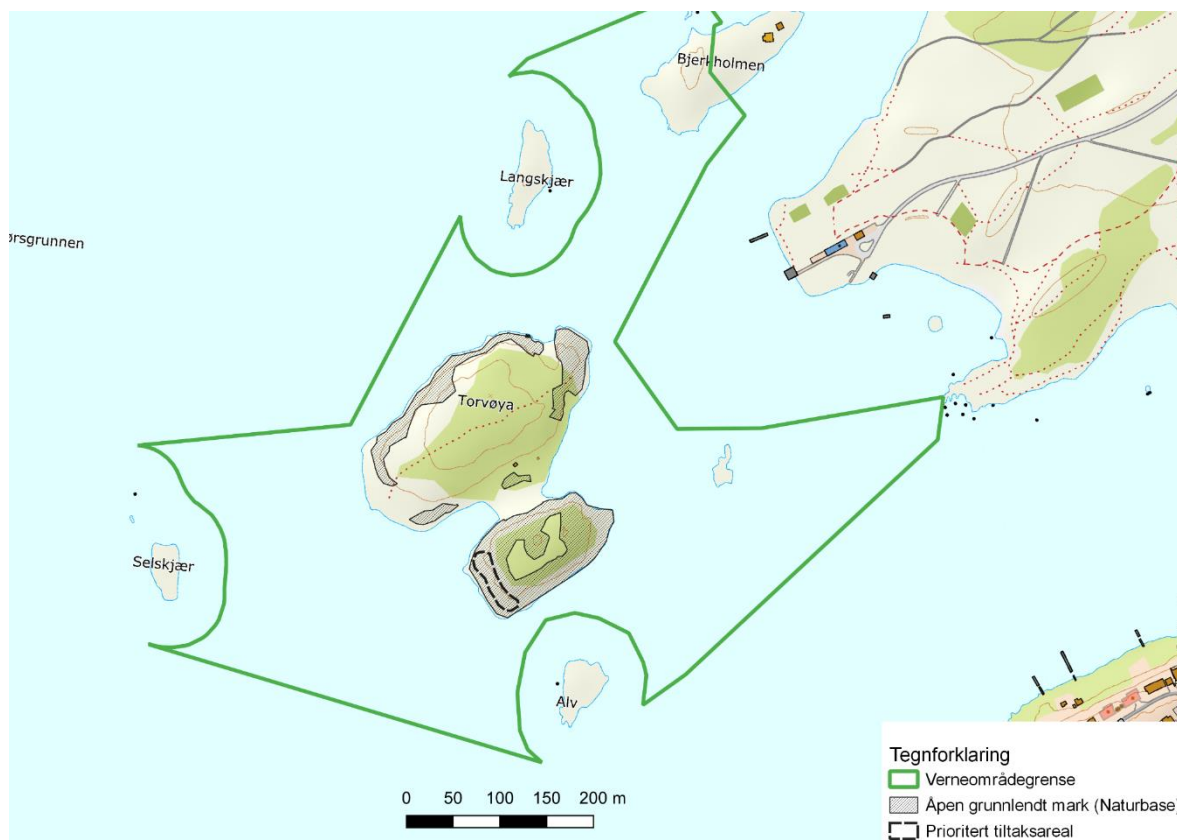
Torvøya

Torvøya ligger innenfor Torvøya og Bjerkholmen naturreservat (Bærum kommune). Verneformålet er «å bevare to tilnærmet urørte representative kambrosilurøyser med mellomliggende sjøområde samt deres plantesamfunn som er egenartede og artsrike med flere rødlistearter. Hensikten er også å bevare fugleliv og annet dyreliv som naturlig er knyttet til området» (<https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2008-06-27-676>). Torvøya består av flere naturtyper, både semi-naturlig eng, strandtyper og skog, men større områder er åpen grunnlendt kalkmark (**Figur 2.5**).

Statsforvalteren i Oslo og Viken gjennomførte en forenklet anskaffelse i juni 2022 knyttet til restaurering av åpen grunnlendt kalkmark i to verneområder i Bærum kommune (Torvøya og Bjerkholmen naturreservat, Borøya naturreservat). Målsetningen med restaureringsarbeidet på Torvøya var å bli kvitt de store feltene med gravbergknapp på den sørvestre delen av øya, og anskaffelsen ba om løsningsforslag knyttet til arealer, behandlingsmetoder og opplysninger om hvordan andre naturverdier var planlagt ivaretatt.

Naturrestaurering AS fikk oppdraget. NINA (v/ Marianne Evju) gjennomførte en felles befarings med Statsforvalteren (v/Jørgen Liebig-Larsen) og Naturrestaurering (v/Jørn Olav Løkken og Leif

Ryvarden) den 10. august 2022, der vi sammen fikk avgrenset det viktigste sammenhengende tiltaksarealet (**Figur 2.5**).



Figur 2.5. Torvøya og Bjerkholmen naturreservat. Figuren viser arealene på Torvøya som er kartlagt som åpen grunnlendt kalkmark i Naturbase (hentet 27.10.22), samt det arealet som var prioritert for tiltak.

2.3 Datainnsamling

I delprosjektet har vi startet overvåking i fire lokaliteter. Formålet med overvåkingen er å kunne vurdere hvilken effekt tiltaket fjerning av fremmede arter har på naturtypens økologiske tilstand på Bleikøya, Nakholmen og Torvøya, og hvilken effekt krattrydding har på Padda. Her beskriver vi først generell metodikk for overvåking og deretter hvordan overvåking ble etablert på hver av de fire lokalitetene.

Metodikk for etablering av overvåking og gjenbesøk

Metodikken for datainnsamling er hentet fra optimalovervåkingsopplegget (Evju mfl. 2021b) og innebar:

- etablering av faste overvåkingsruter på 0,5 × 0,5 m (10–15, avhengig av tiltaksareal)
- registrering av alle forekommende karplanter i rutene, med dekningsgrad
- registrering av dekning av ulike vegetasjonssjikt (inkl. fremmedarter og problemarter), slitasje, kjørespor og menneskelige objekter i sirkler med 5 m radius rundt hver overvåkingsrute
- forekomst og frekvens av rødlistede karplanter og fremmede karplanter (i kategoriene SE, HI og PH), registrert ved systematisk gange gjennom lokalitetene, med registrering hver 10. eller 20. meter (avhengig av lokalitetens størrelse)

Denne metodikken samsvarer med metodikken som benyttes i basisovervåkingen av åpen grunnlendt kalkmark (Evju mfl. 2020b). Feltskjema for datainnsamling er vist i **Vedlegg 1**.

I basisovervåkingen benyttes et forhåndsprodusert rutenett (laget i GIS) på 10×10 m lagt over lokaliteten som grunnlag for utvalg av ruter (Evju mfl. 2020b), men i noen – særlig små – lokaliteter brukes en tilpasning der det i stedet legges transekter med 10 m mellomrom og ruter legges systematisk langs transektene. På grunn av liten tid til forarbeid benyttet vi denne tilpasningen i metoden for å velge ut ruteplassering innenfor tiltaksområdene. Rutene ble lagt med 10 m mellomrom, bortsett fra på Padda, der vi for å dekke opp større deler av tiltaksarealet, etablerte ruter med ca. 20 m mellomrom.

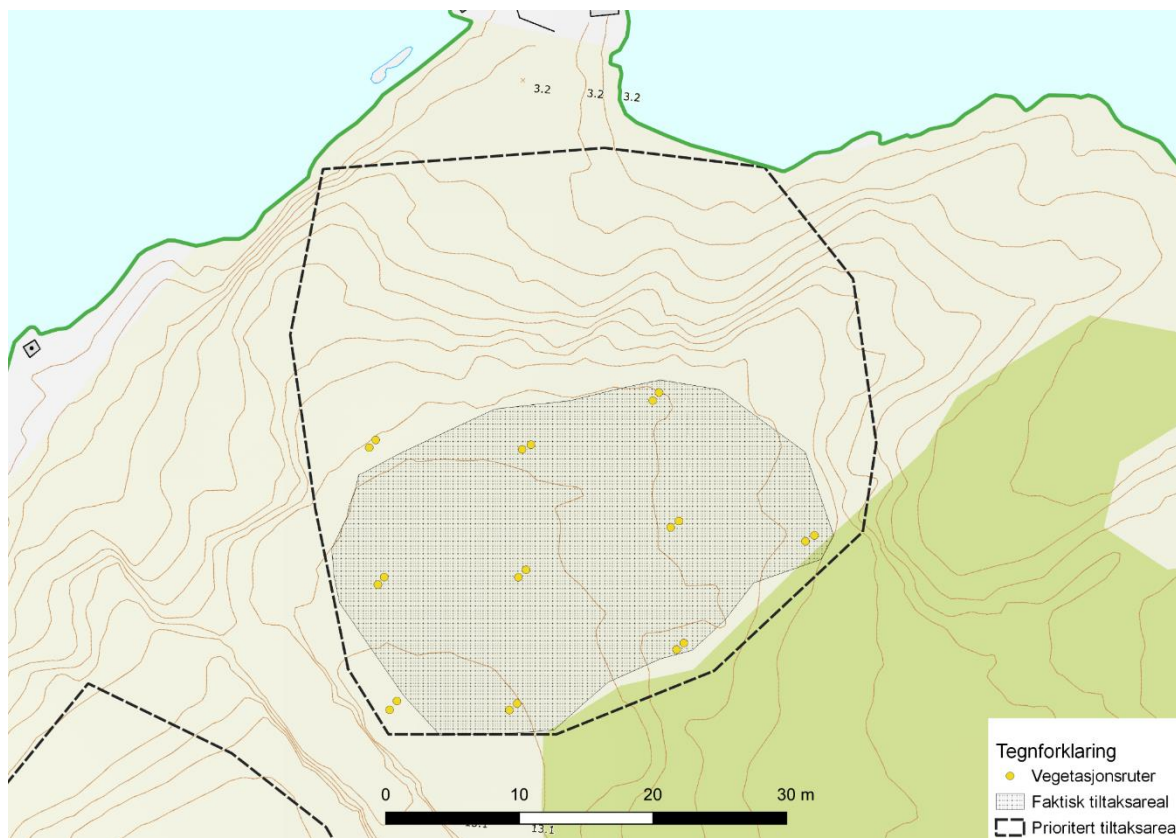
Overvåking ble etablert og data samlet inn på alle fire lokaliteter før tiltak ble gjennomført, basert på informasjon om planlagte tiltaksarealer (se beskrivelser i kap. 2.2 og under).

Alle lokalitetene ble også besøkt etter tiltak. Vi relokaliserte alle vegetasjonsrutene med bruk av høypresisjons-GPS. Følgende variabler ble registrert i etterundersøkelsene:

- tiltak i vegetasjonsruten: ja/nei – hvis ja, andel av ruten påvirket
- tiltak i sirkelen: ja/nei – hvis ja, andel av sirkelen påvirket
- dekning av fremmede arter i sirkelen
- dekning av problemarter i sirkelen
- dekning av vedplanter i hhv. feltsjikt, busksjikt og tresjikt i sirkelen
- dekning av slitasje i sirkelen
- dekning av kjørespor i sirkelen
- menneskelige objekter i sirkelen, med estimat av dekning

Bleikøya

Vi avgrenset tiltaksområdet basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal og topografi på lokaliteten. Området utgjorde ca. 2000 m². De ytterste bratte områdene ble unngått, både av hensyn til vår sikkerhet og av hensyn til hekkende fugl. Vi la ut tre parallelle transekter med 10 m avstand mellom. Langs transektene etablerte vi vegetasjonsruter med 10 m avstand, totalt 10 ruter. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.6**) og analysert som beskrevet over. Forekomst av rødlistede arter og fremmede arter ble registrert langs hver 10. m av transektene, dvs. i tilknytning til vegetasjonsrutene. Etablering av overvåking og registrering av før-tilstand ble gjennomført 9. juni 2022 av Marianne Evju, Ruben E. Roos, Ulrika Jansson og Eric Omblér.



Figur 2.6. Bleikøya naturreservat, med tiltaksområde avgrenset før (prioritert) og etter (faktisk) tiltak. Faktisk tiltaksareal viser området som ble tildekket med duk, mens rydding av mispler og annet kratt også foregikk utenfor dette området. De gule prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute).

Tiltakene på Bleikøya ble i hovedsak gjennomført i perioden 2. til 26. august av Bymiljøetaten og Vaktmesterkompaniet. Det ble lagt duk som dekket gravbergknapp (**Figur 2.7**). Duken dekket omtrent 1000 m² og ble sikret med steiner hentet opp fra steinbruddet i området. I tillegg ble det ryddet kratt og busker, også utenfor området der duken ble lagt. Gjenbesøk ble gjennomført 30. september 2022 av Marianne Evju og Eric Omblér. To av de etablerte overvåkingsrutene lå rett i utkanten av det tildekkede området. Det sto igjen ganske mye fremmede mispelarter i deler av området i slutten av september (**Figur 2.8**), og vi er orientert om at det ble gjennomført noe arbeid etter gjenbesøket, blant annet fikk Bymiljøetaten noe bistand fra NCC til å dra opp de største buskene med vinsj (B. Bredesen, pers. medd.). Disse tiltakene vil bli fanget opp i data-settet ved neste gjenbesøk.



Figur 2.7. Overvåkingsrute 1 på Bleikøya før (juni 2022) og etter (september 2022) tiltak. Duk dekker hele overvåkingsruten, og det er også ryddet mispler. Foto: Marianne Evju.

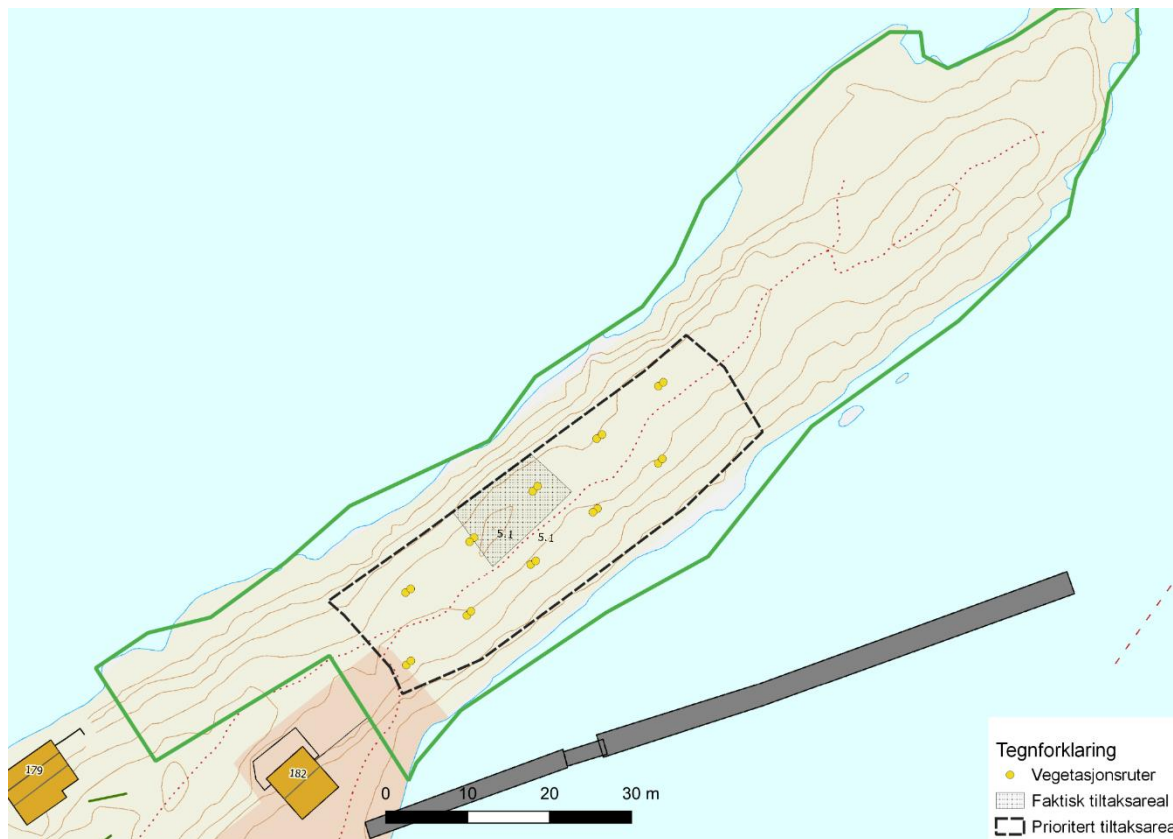


Figur 2.8. Det sto igjen en god del mispler i kantsonene til tiltaksområdet i september 2022. Informasjonsskilt var satt opp. Foto: Marianne Evju.

Nakholmen

Vi avgrenset tiltaksområdet basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksareal. Området utgjorde ca. 900 m². Vi la ut to parallelle transekter med ca. 10 m avstand mellom. Langs transektene etablerte vi vegetasjonsruter med 10 m avstand, totalt 10 ruter. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.9**) og analysert som beskrevet over. Forekomst

av rødlistede arter og fremmede arter ble registrert langs hver 10. m av transektene, dvs. i tilknytning til vegetasjonsrutene.



Figur 2.9. Lokaltet Loffen i Nakholmen naturreservat, med tiltaksområde avgrenset før (prioritert) og etter (faktisk) tiltak. Faktisk tiltaksareal viser området som ble tildekket med duk. De gule prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute). Det ble også ryddet noe fremmede arter (andre enn gravbergknapp) utenfor det tildekkede området.

Av hensyn til hekkende sjøfugl ble etablering av overvåking og registrering av før-tilstand gjennomført først 1. august 2022 av Marianne Evju og Eric Ombler, som også gjennomførte gjenbesøk 30. september 2022.

Tiltakene på Loffen ble gjennomført i september av Bymiljøetaten. Duken som ble lagt ut for å dekke gravbergknapp, var liten og dekket bare ca. 10 % av det planlagte tiltaksområdet (**Figur 2.9, Figur 2.10**). Loffen er svært vindutsatt, før stor innsats ble lagt på å dekke til hele området, ønsket Bymiljøetaten erfaring med hvilken type bardunering som var nødvendig for at duken skulle bli liggende (B. Bredesen, pers. medd.). Den ble sikret med bruk av snor, paller og stein. Det ble i tillegg ryddet fremmede arter (utenom gravbergknapp) utenfor det tildekkede området.



Figur 2.10. Overvåkingsrute 8 på Loffen før (august 2022) og etter (september 2022) tiltak. Duken ligger på utsiden av overvåkingsruten. Bildet viser bardunering av duken med paller og stor stein. Foto: Marianne Evju.

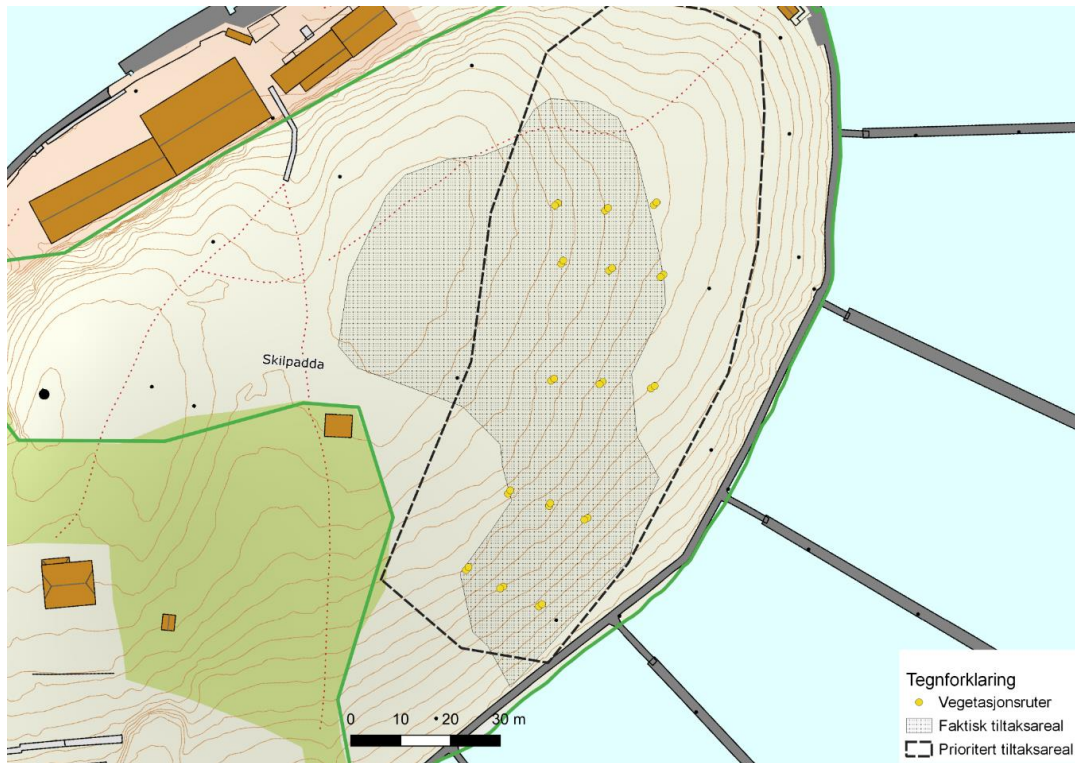
Padda

Vi avgrenset tiltaksområdet basert på tegninger fra Statsforvalteren over prioritert tiltaksområde. Området utgjorde ca. 6000 m², og en del av arealet lå i kalkfuruslogen på toppen av øya. Det var dels vanskelig å bevege seg pga. tett kratt. Vi valgte å legge ut tre transekter på langs av tiltaksområdet, med ca. 10 m avstand mellom. Langs transektene etablerte vi vegetasjonsruter med ca. 20 m avstand, totalt 15 ruter. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.11**) og analysert som beskrevet over. Forekomst av rødlistede arter og fremmede arter (systematisk gange, jf. beskrivelsen i avsnittet om datainnsamling) ble registrert langs hver 20. m av transektene, dvs. i tilknytning til vegetasjonsrutene.

Etablering av overvåking og registrering av før-tilstand ble gjennomført 10. juni 2022 av Marianne Evju, Ruben E. Roos og Eric Ombler.

Gjenbesøk ble gjennomført 30. september 2022 av Marianne Evju og Eric Ombler.

Tiltakene på Padda ble gjennomført i perioden 15. august til 1. september av NCC på oppdrag fra Oslo kommune, Bymiljøetaten. Det ble ryddet busker og trær i et stort område (**Figur 2.12**). Gjennom arbeidet ble det brukt vinsj til å trekke opp trær og busker. Det ble også benyttet gravemaskin med klype (Kubota U36-4 med Gripen 015c) for å trekke opp så mye av rotsystemet som mulig. I tillegg ble det benyttet en 8x8 skogsmaskin (Alstor 821) som fraktet plantematerialet ned til bryggeområdet. Plantematerialet ble fraktet vekk med båt for destruksjon. Noen små områder med gravbergknapp ble dekket med duk, men dette var utenfor området dekket av overvåkingen.



Figur 2.11. Padda plantefredningsområde, med tiltaksområde avgrenset før (prioritert) og etter (faktisk) tiltak. Faktisk tiltaksareal viser områdene som ble ryddet for kratt og busker. Det ble også lagt ut små duker over gravbergknapp noen steder utenfor tiltaksarealet vist på kartet. De gule prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute).



Figur 2.12. Overvåkingsrute 1 på Padda før (juni 2022) og etter (september 2022) tiltak. Det er gjennomført betydelig rydding av kratt og busker. Foto: Ruben E. Roos/ Marianne Evju.

Torvøya

Vi avgrenset tiltaksområdet basert på samtaler med Statsforvalteren og Naturrestaurering AS, og basert på dekningen av gravbergknapp. Området utgjorde ca. 1000 m², men gravbergknappen var fordelt på to delområder, med høy dekning i det nordlige delområdet og noe lavere i det sørlige. I hvert av de to delområdene la vi ut to parallelle transekter med ca. 10 m avstand mellom, og vi etablerte vegetasjonsruter med 10 m avstand langs transektene, med 5 ruter per delområde, totalt 10 ruter. Rutene ble merket med bruk av høypresisjons-GPS (**Figur 2.13**) og analysert som beskrevet over. Forekomst av rødlistede arter og fremmede arter ble registrert langs hver 10. m av transektene, dvs. i tilknytning til vegetasjonsrutene.

Etablering av overvåking og registrering av før-tilstand ble gjennomført 17. august 2022 av Marianne Evju og Eric Ombler. Marianne Evju gjennomførte gjenbesøk samtidig med at restaureringsarbeidet ble gjennomført.

Restaureringen ble gjennomført 18. oktober 2022. I det nordlige delområdet ble det lagt ut duk som dekket hoveddelen av gravbergknappeteppene (**Figur 2.14**). Duken ble festet med sandsekker og stein. I det sørlige området ble det sprøytet direkte på klumper av gravbergknapp. Det ble brukt en 50-50-blanding av Express Gold SX¹ og Roundup², som var tilført klebemiddel³, for å sikre at sprøytemiddelet holder seg på plantene (**Figur 2.15**). Blandingsforholdet for en 5 liters ryggspyte med sprøytemiddel var $\frac{1}{4}$ Roundup og $\frac{3}{4}$ vann, ca. 1 g Express Gold og noen ml klebemiddel. Om lag 5 m² av tiltaksområdet ble ikke sprøytet, da utstyret sluttet å virke (J.O.Løkken, pers. medd.).

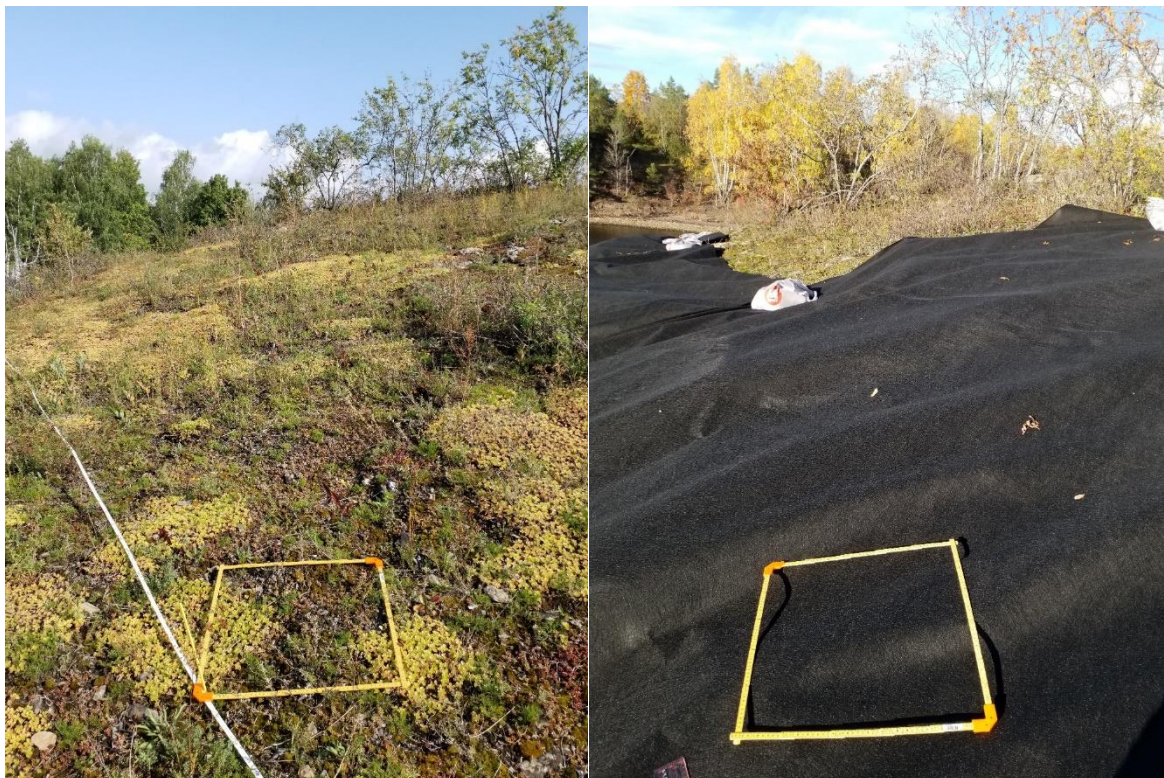


Figur 2.13. Lokalitet Torvøya i Torvøya og Bjerkholmen naturreservat, med tiltaksområde avgrenset før (prioritert) og etter (faktisk) tiltak. Tiltakene ble gjennomført i to delområder, i det nordlige ble gravbergknapp dekket med duk, i det sørlige ble det sprøytet. De gule prikkene viser vegetasjonsruter (to prikker per rute). Noe fjerning av kratt og fremmede arter kan også ha foregått i arealene utenfor faktisk tiltaksareal.

¹ <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/vaarhvete/ugras/express-gold-250gr-fmc-61060/>

² <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/vaarhvete/ugras/roundup-50-l-61930/>

³ <https://www.felleskjopet.no/planteproduksjon/korn/plantevern/bygg/klebemidler/biowet-5-l-68814/>



Figur 2.14. I den nordlige delen av tiltaksområdet ble gravbergknapp tildekket med duk. Her overvåkingsrute N2 i august og oktober 2022. Foto: Marianne Evju.



Figur 2.15. I den sørlige delen av tiltaksområdet ble gravbergknapp sprøytet. Her overvåkingsrute S2 i august og oktober 2022. Foto: Marianne Evju.

2.4 Dataanalyser

For å gi en oversikt over tilstanden på lokalitetene før tiltak har vi sammenstilt data med hensyn på:

- Artsrikdom av karplanter i vegetasjonsrutene
- Dekning av fremmede karplanter i vegetasjonsrutene
- Artsrikdom av rødlistede karplanter langs transektene
- Artsrikdom av fremmede karplanter langs transektene

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

- Bleikøya: dekning av fremmede arter, menneskelige objekter (duk), busksjikt og tresjikt
- Nakholmen: dekning av fremmede arter, menneskelige objekter (duk)
- Padda: dekning av fremmede arter, busksjikt, tresjikt og kjørespor
- Torvøya: dekning av fremmede arter

Fremmede arter er i denne sammenhengen begrenset til fremmede arter med svært høy (SE), høy (HI) eller potensielt høy (PH) risiko. Alm og ask er ikke regnet med blant rødlistede arter, da disse bidrar til gjengroing.

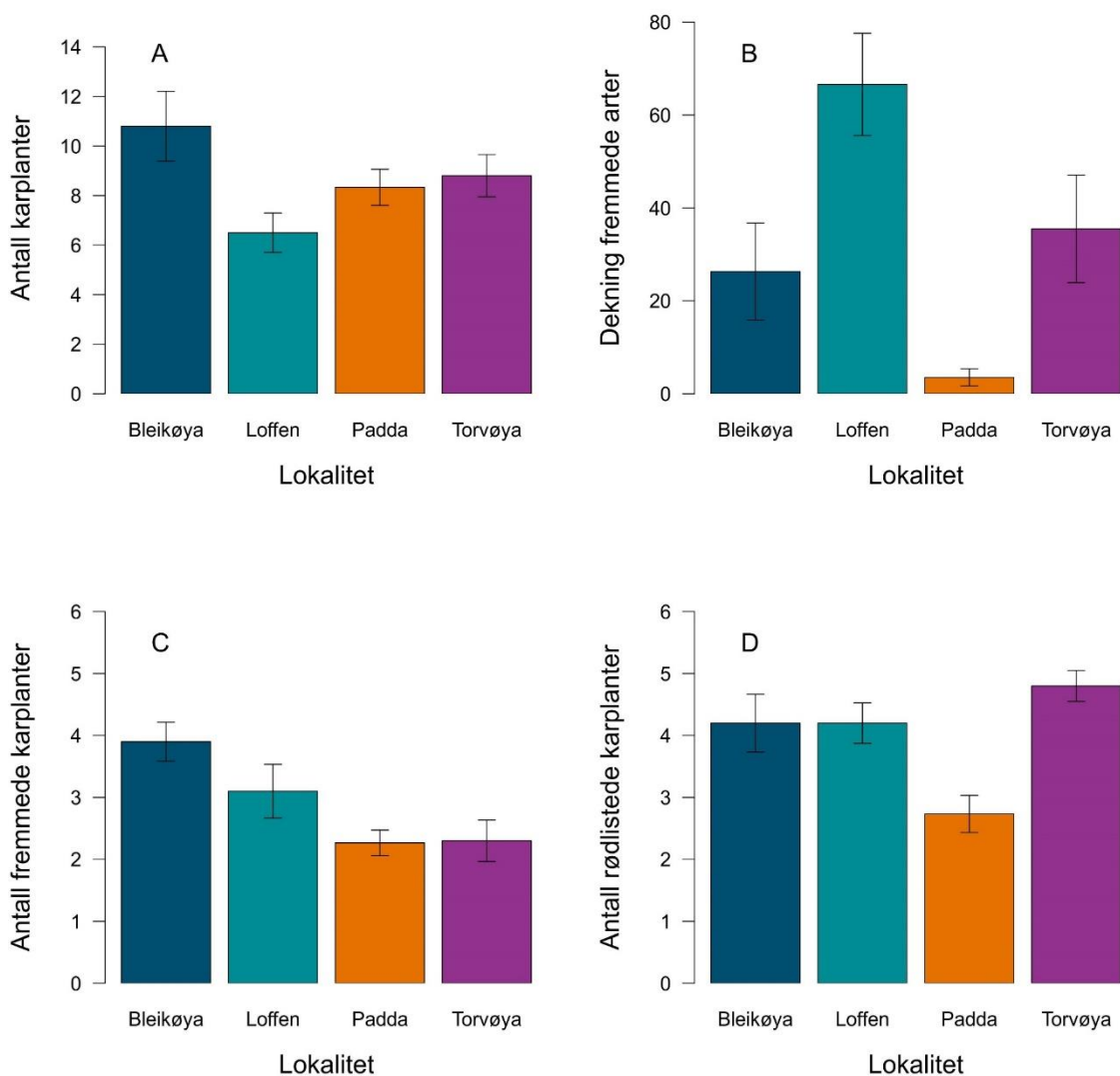
Datasettet er tilgjengelig her: https://ipt.nina.no/resource?r=calcareous_grassland_monitoring (Evju 2022a).

2.5 Resultater

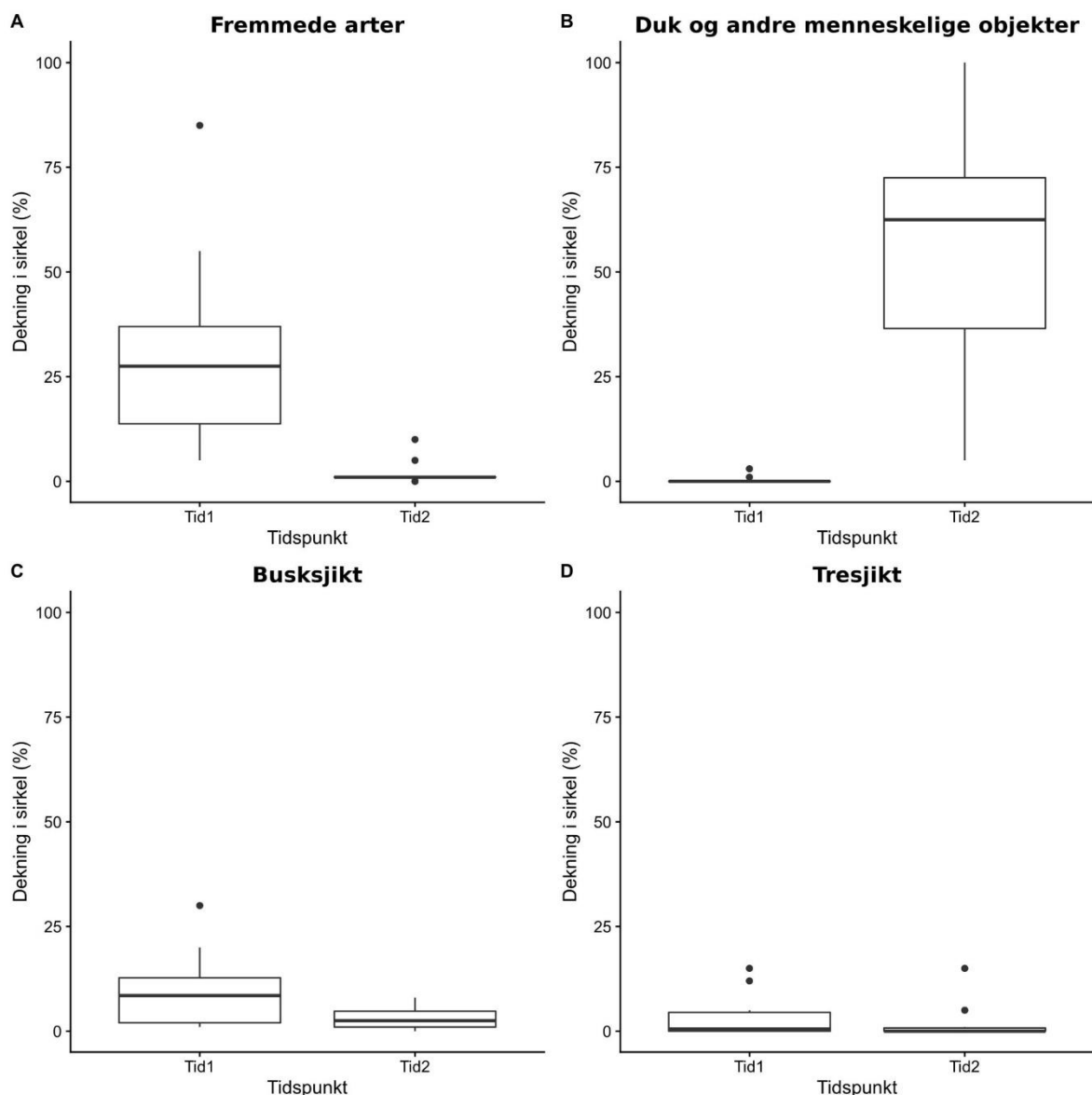
Bleikøya

Det var i gjennomsnitt 10,8 karplanter per vegetasjonsrute på Bleikøya før restaurering (standardavvik 4,4) (**Figur 2.16**). I gjennomsnitt var 2,3 av disse rødlistet, mens 0,9 var fremmedart. Dekningen av fremmede arter i vegetasjonsrutene var 26 %, men med stor variasjon mellom rutene (standardavvik 33 %). Langs transektene registrerte vi i gjennomsnitt 4,2 rødlistearter og 3,9 fremmede karplanter per registreringspunkt, og totalt registrerte vi 11 rødlistede og sju fremmede arter på lokaliteten.

Dekningen av fremmede arter i sirklene rundt vegetasjonsrutene før tiltak var litt høyere enn i vegetasjonsrutene (gjennomsnitt 31 %, min–maks: 0–85 %). Etter tildekking med duk var deknningen lav (gjennomsnitt 2 %, 0–10 %), ettersom duk dekket deler av sirkelen rundt alle ruter, og i gjennomsnitt 55 % av arealet (5–100 %). Dekningen av busksjikt var relativt lav i utgangspunktet, og var noe lavere etter tiltak (**Figur 2.17**).



Figur 2.16. Data fra lokalitetene før tiltak. (A) Antall karplanter per vegetasjonsrute, (B) dekning fremmede arter per vegetasjonsrute, (C) antall fremmede karplanter per transektpunkt, og (D) antall rødlistede karplanter per transektpunkt på hver av de fire lokalitetene (Loffen = Nakholmen). Figuren viser gjennomsnitt \pm 1 standardfeil.

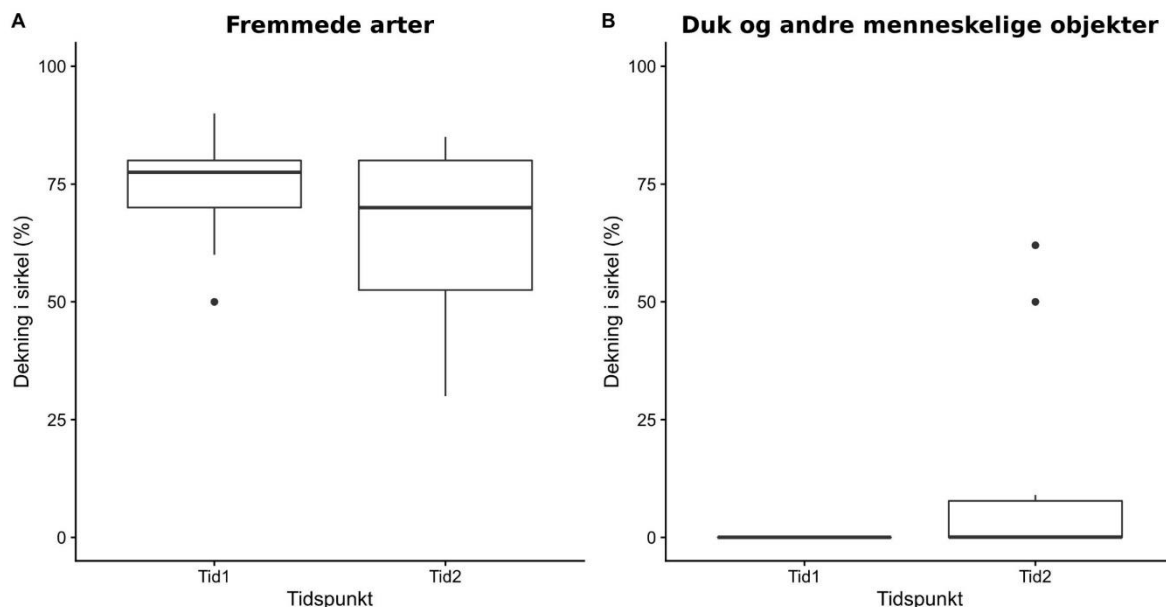


Figur 2.17. Bleikøya: Endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før (Tid1) og etter (Tid2) tiltak. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Nakholmen

Det var i gjennomsnitt 6,5 karplanter ($\pm 2,5$) per vegetasjonsrute på Nakholmen før restaurering. I gjennomsnitt var 1,5 av disse rødlistet, mens 1,0 var fremmedart med høy risiko. Dekningen av fremmede arter i vegetasjonsrutene var 67 ± 35 % (gjennomsnitt \pm standardavvik; **Figur 2.16**) Langs transektene registrerte vi i gjennomsnitt 4,2 rødlistearter og 3,1 fremmede karplanter per registreringspunkt, og totalt registrerte vi seks rødlistede og ti fremmede arter på lokaliteten.

Dekningen av fremmede arter i sirklene rundt vegetasjonsrutene før tiltak var høy – 74 % (min–maks: 50–90 %). Ettersom tiltaket ble gjennomført på så lite areal ift. det planlagte tiltaksarealet der vegetasjonsrutene ble lagt ut, hadde tildekking effekt på deknningen av fremmede arter i overvåkingsområdet som sådan (gjennomsnitt 65 %, 30–85 %) (**Figur 2.18**). Duk dekket kun deler av sirkelen rundt fire av de ti rutene, og bare for to var deknningen 50 % eller mer. Det var svært lav dekning av busksjikt i utgangspunktet (i gjennomsnitt 3 %), og tiltakene hadde ingen effekt på busk- eller tresjiktdekning (ikke vist).

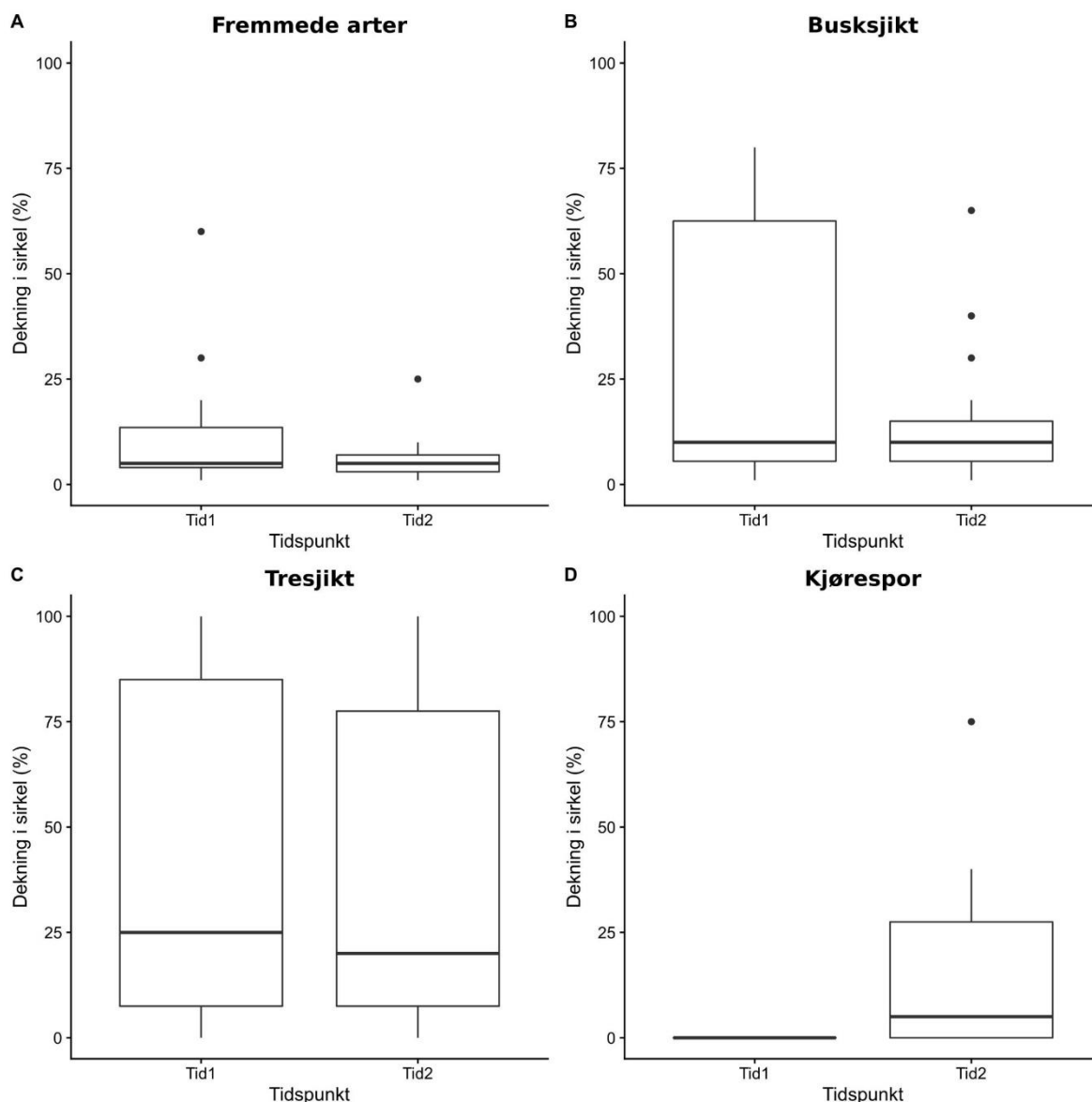


Figur 2.18. Nakholmen: Endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før (Tid1) og etter (Tid2) tiltak. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Padda

Det var i gjennomsnitt 8,3 karplanter ($\pm 2,8$) per vegetasjonsrute på Nakhomen før restaurering. I gjennomsnitt var 1,5 av disse rødlistet, mens 0,5 var fremmedart med høy risiko. Dekningen av fremmede arter i vegetasjonsrutene var lav (4 ± 7 %, gjennomsnitt \pm standardavvik; **Figur 2.16**) Langs transektene registrerte vi i gjennomsnitt 2,7 rødlistearter og 2,3 fremmede karplantearter per registreringspunkt, og totalt registrerte vi åtte rødlistede og seks fremmede arter på lokaliteten.

Dekningen av fremmede arter i sirklene rundt vegetasjonsrutene før tiltak var relativt lav – 12 % (min–maks: 1–60 %), og dekingen ble omtrent halvert etter tiltak (gjennomsnitt 6 %, 1–25 %), særlig ved at en av rutene med svært høy deking ble ryddet (fra 60 % før til 25 % deking etter rydding). Den største effekten av tiltakene var synlig på busksjiktdekingen, som gikk ned fra 30 % til 15 % i gjennomsnitt. Også dekingen av vedplanter i feltsjikt ble redusert (fra 19 til 7 %). Tynning av furuskogen ga også litt effekt på gjennomsnittlig tresjiktdeking (**Figur 2.19**). Fordi tiltakene på Padda ble gjennomført maskinelt, registrerte vi en stor økning i kjørespor (fra 0 til 16 % i gjennomsnitt i sirklene, min–maks etter tiltak: 0–75 %).

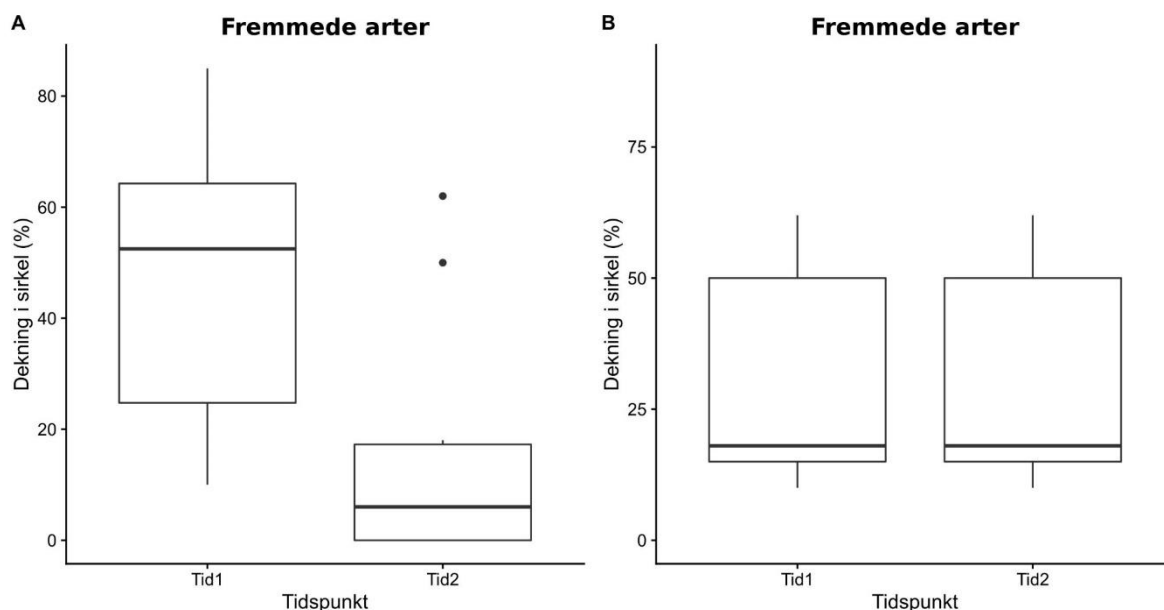


Figur 2.19. Padda: Endring i variabler registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter før (Tid1) og etter (Tid2) tiltak. Tykk horisontal strek viser median-verdien. Boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Torvøya

Det var i gjennomsnitt 8,8 arter av karplanter ($\pm 2,7$) per vegetasjonsrute på Torvøya før restaurering. I gjennomsnitt var 1,5 av disse rødlistet, mens 1,0 var fremmedart med høy risiko. Dekningen av fremmede arter i vegetasjonsrutene var 36 ± 37 % (gjennomsnitt \pm standardavvik; **Figur 2.16**) Langs transektene registrerte vi i gjennomsnitt 4,8 rødlistearter og 2,3 fremmede karplanter per registreringspunkt, og totalt registrerte vi seks rødlistede og fem fremmede arter på lokaliteten.

Dekningen av fremmede arter i sirklene rundt vegetasjonsrutene før tiltak varierte mellom de to delområdene: i det nordlige delområdet var den høy (64 %, min–maks: 45–85 %), og tildekking fjernet så å si alt av fremmede arter (gjennomsnitt 0,4 %, 0–2 %). I det sørlige delområdet var gjennomsnittlig dekning 31 % før tiltak (min–maks: 10–62 %; **Figur 2.20**). Fordi det ble sprøytet samme dag som etterundersøkelsene ble gjennomført, var det ingen detekterbar endring i dekning – dette er synlig etter ca. en uke (J.O. Løkken, pers. medd.).



Figur 2.20. Torvøya: Endring i dekning av fremmede arter registrert i sirkel med 5 m radius rundt vegetasjonsruter for tiltaksområde (A) nord og (B) sør før (Tid1) og etter (Tid2) tiltak. Tykk horisontal strek viser median-verdien., oksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

2.6 Anbefalinger

De fire lokalitetene som er inkludert i årets overvåking, har noe varierende utgangstilstand og delvis ulike tiltak (type tiltak, omfang av tiltak). Mens alt areal med gravbergknapp ble behandlet på Bleikøya og Torvøya, ble bare en liten andel dekket til på Loffen på Nakholmen. Samtidig ble noe areal sprøytet i stedet for dekket til på Torvøya. Overvåkingslokalitetene gir dermed grunnlag for å undersøke effekten av type tiltak og omfang av tiltak på naturtypens tilstand og artsmangfold på kort og lang sikt, f.eks. hvor fort artene etablerer seg etter at duken fjernes (både stedegne, ønskede arter og fremmede arter).

Overvåkingen av åpen grunnlendt kalkmark er ikke gjennomført som optimalovervåking, jf. Evju mfl. (2021a, b), da det ikke er gjennomført eksperimentelle forsøk med tiltak og lokalitetene som inngår er valgt ut subjektivt. Vi har imidlertid valgt å implementere en utvidet overvåkingmetode, med fulle vegetasjonsrute-analyser. I tillegg har Eric Ombler i sin masteroppgave kartlagt lokaliteter med bruk av NiN (Miljødirektoratet 2022) og NatStat (Miljødirektoratet 2020). En slik sammenligning av metoder kan legge grunnlag for råd om oppfølging i videre prosjekter. Det gir også muligheten til å vurdere egnetheten av ulike metoder i forhold til forvaltningens kunnskapsbehov om tiltakenes effekt. Denne oppgaven skal leveres våren 2023.

I dette delprosjektet har vi bare undersøkt effektene på svært kort sikt. Dukene som er lagt ut, er planlagt å ligge i en-to vekstsesonger, og med mindre andre tiltak gjennomføres i 2023, bør etterundersøkelser her neste år og ev. året etter begrense seg til å undersøke om duken fortsatt ligger intakt og dekke til på nytt hvis duken har løsnet eller revnet. På Padda anbefaler vi å gjøre en ny runde med vegetasjonsanalyser i 2023, for å undersøke kortsiktige effekter av skjøtselen. Ettersom så store arealer er påvirket av kjørespor, og mye ny jord i tillegg er blottlagt etter krattrydding, er det interessant å se hvilke arter som etablerer seg først og om de rødlistede og habitatspesifikke artene har klart seg og ev. øker i mengde.

Også på Torvøya anbefaler vi å gjennomføre overvåking i 2023, i delområde sør. Effekten av sprøyting på gravbergknapp er lite dokumentert. I tillegg er det viktig å følge med på om sprøytingen har hatt negativ effekt på stedeagne arter, eller om de – som ønsket – øker i mengde og antall dersom gravbergknappen går tilbake. Overvåkingen kan også bidra med råd om hvorvidt sprøyting må gjennomføres flere ganger, eventuelt tidligere i vekstsesongen.

Det ble gjennomført et erfaringsseminar om restaureringen av åpen grunnlendt kalkmark i regi av Statsforvalteren i november 2022. Dette var et særdeles nyttig møte der flere aktører var samlet, og det ble lagt til rette for en tettere kobling mellom planlegging og gjennomføring av tiltak og overvåking framover. Alle oppfølgende tiltak på lokalitetene, i 2023 og framover, må dokumenteres (hva, hvordan, når, omfang), slik at man vet hva man måler effektene av. Om mulig bør det planlegges å gjennomføre oppfølgende tiltak (f.eks. lusing av fremmede arter, eller utsåing av stedeagne arter) med kontrollområder uten tiltak, slik at en kan dokumentere hvilket omfang av oppfølging som er nødvendig for ulike tiltak. Overvåkingen av effektene av tiltak på åpen grunnlendt kalkmark må ha et langsiktig perspektiv – minst 10 år, slik at en fanger opp alle faser av vegetasjonens (re-)etablering etter tiltak.

Det vil, når flere data fra restaurerte lokaliteter er på plass, være behov for å utvikle en analyseprotokoll for overvåking av effekter av restaureringstiltak i åpen grunnlendt kalkmark, slik at dataene kan analyseres på en kostnadseffektiv måte som svarer ut overvåkingens formål: virker tiltakene. Vi anbefaler å gjøre en vurdering av behovet for midler til slik utvikling våren 2023, som del av planlegging og gjennomføring av eventuell opsjon i 2023.

På lengre sikt anbefaler vi at det gjøres vurderinger av hvor store endringer – eksempelvis økninger i populasjoner av rødlistede arter – det er ønskelig å kunne oppdage med overvåking etter gjennomføring av tiltak. Dette kan være spesifikke forvaltningsmål, f.eks. knyttet til å vurdere tiltakenes effekt for arters levedyktighet (jf. mål og delmål for enkeltarter i «Tiltak for å ivareta trua natur»-prosjektet; Kyrkjeeide mfl. 2018). Når slike mål er avklart, kan overvåkingsdesignen innrettes etter det, f.eks. ved å etablere flere ruter på hver lokalitet.

3 Honningblom

3.1 Bakgrunn om arten

Honningblom, *Herminium monorchis*, er en orkidé med fire kjente populasjoner på Hvaler (Viken): tre på Asmaløy (Skipstadsand, Skjellvik og Teneskjær) og en relativt nyoppdaget populasjon på øya Filletassen utenfor Asmaløy (Høitomt & Brynjulvsrud 2017). Arten er kritisk truet (CR) på Rødlista for arter 2021 (Artsdatabanken 2021).

Honningblom er flerårig og har stor mellomårsvariasjon i andelen individer som har overjordisk biomasse (Wells mfl. 1998, Kravdal mfl. 2016), som mange andre orkideer. Det gjør det utfordrende å bruke f.eks. individbaserte overvåkingsmetoder for å undersøke effektene av tiltak på individenes overlevelse. Det er derfor viktig med årlige data over mange år for å kunne skille mellomårsvariasjon fra trender i populasjonsstørrelse.

NINA var i kontakt med Statsforvalteren i Oslo og Viken og nasjonalparkforvalter i Ytre Hvaler nasjonalpark i forkant av årets feltarbeid. Ingen nye tiltak var planlagt i år (se under), og det ble ikke gjennomført felles befaringer.

3.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel

Alle forekomstene til honningblom er knyttet til semi-naturlige naturtyper. Slike naturtyper er åpne, men gror igjen med høyvokste arter ved opphør av drift som beite og slått. Arten kan også være utsatt for tråkkskader, både fra mennesker og beitedyr.

Skjøtsel på de fire overvåkingslokalitetene er grundig beskrevet i Evju mfl. (2022), Evju (2021) og i Ekelund (2019a, b). Det har ikke vært noen endringer i skjøtelsesregime mellom 2021 og 2022.

På Skipstadsand slås det to ganger per sesong (juni, før honningblom er kommet opp) og etter frøsetting. Slått plantemateriale fjernes, og i tillegg lukes det rundt plantene. På Skjellvik har tiltakene gradvis blitt utvidet i omfang (se **tabell 4.1** i Evju mfl. 2022), og siden 2016 er arealet med honningblom slått to ganger årlig. På Teneskjær beites det av frittgående Herefordkyr, men det er ingen aktiv skjøtsel utover dette. På Filletassen beites det med 2–3 bukker, og det slås i august.

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

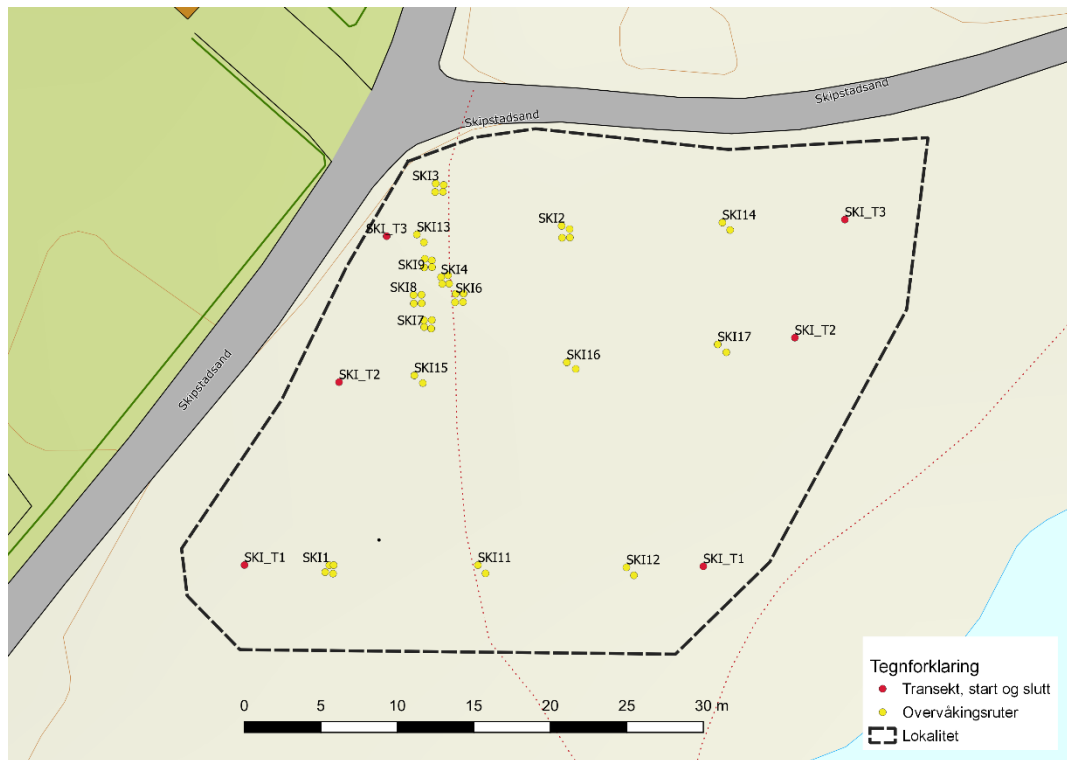
3.3 Datainnsamling

Design for overvåking er beskrevet i Evju mfl. (2022). Overvåkingen omfatter 67 permanente vegetasjonsruter på 0,5 × 0,5 m, fordelt på Skipstadsand (15; **Figur 3.1**), Skjellvik (27; **Figur 3.2**), Teneskjær (15; **Figur 3.3**) og Filletassen (**Figur 3.4**). Alle rutene er merket med aluminiumsrør og med høypresisjons-GPS.

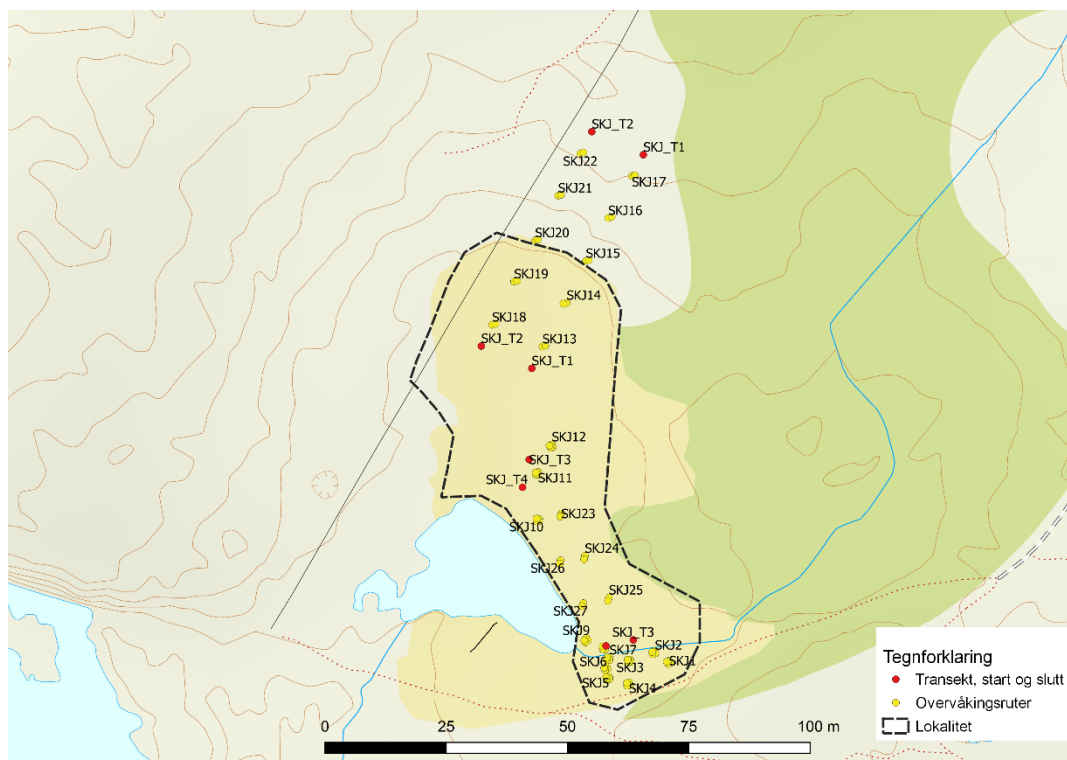
I overvåkingsrutene registreres (**Vedlegg 2**):

- Antall honningblom-individer med overjordisk skudd, fordelt på størrelsesklassene fertile og vegetative
- Vegetasjonshøyde, målt til nærmeste 0,5 cm i hvert av rutens fire hjørner
- Dekning av feltsjikt (%)
- Dekning av bunnsjikt (%)

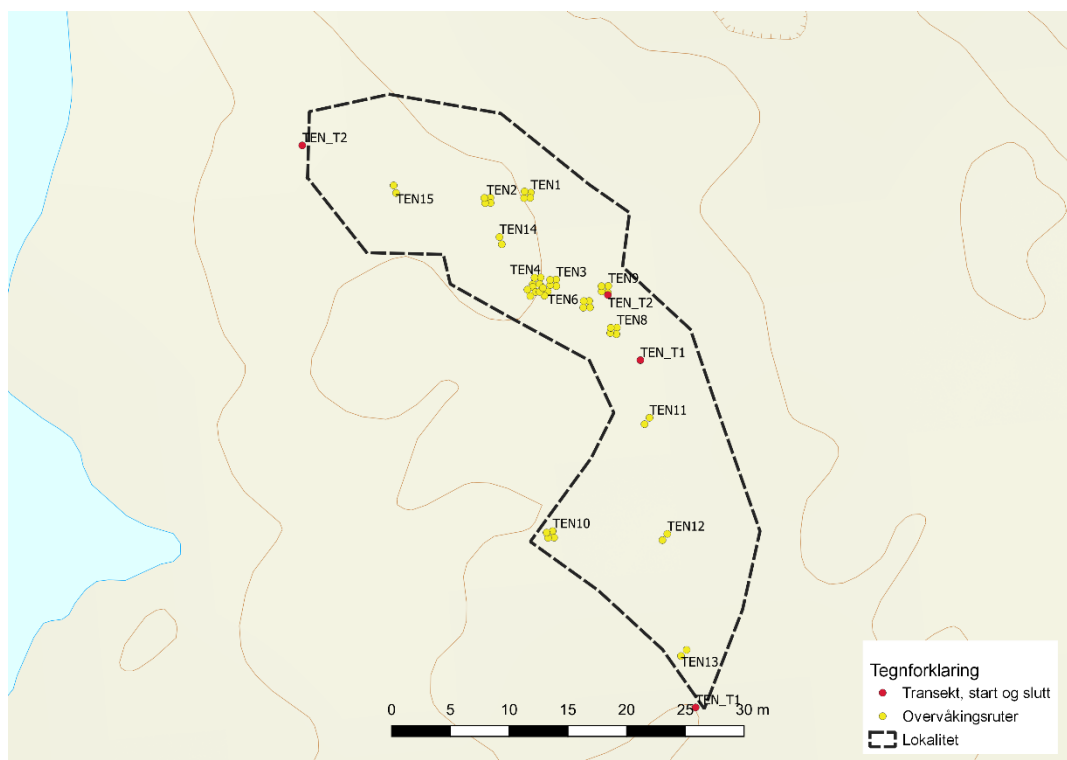
- Dekning av dødt organisk materiale (strø; %)
- Dekning av gjengroingsarter (%)
- Dekning av fremmede arter (%)
- Dekning av andre rødlistearter (%)



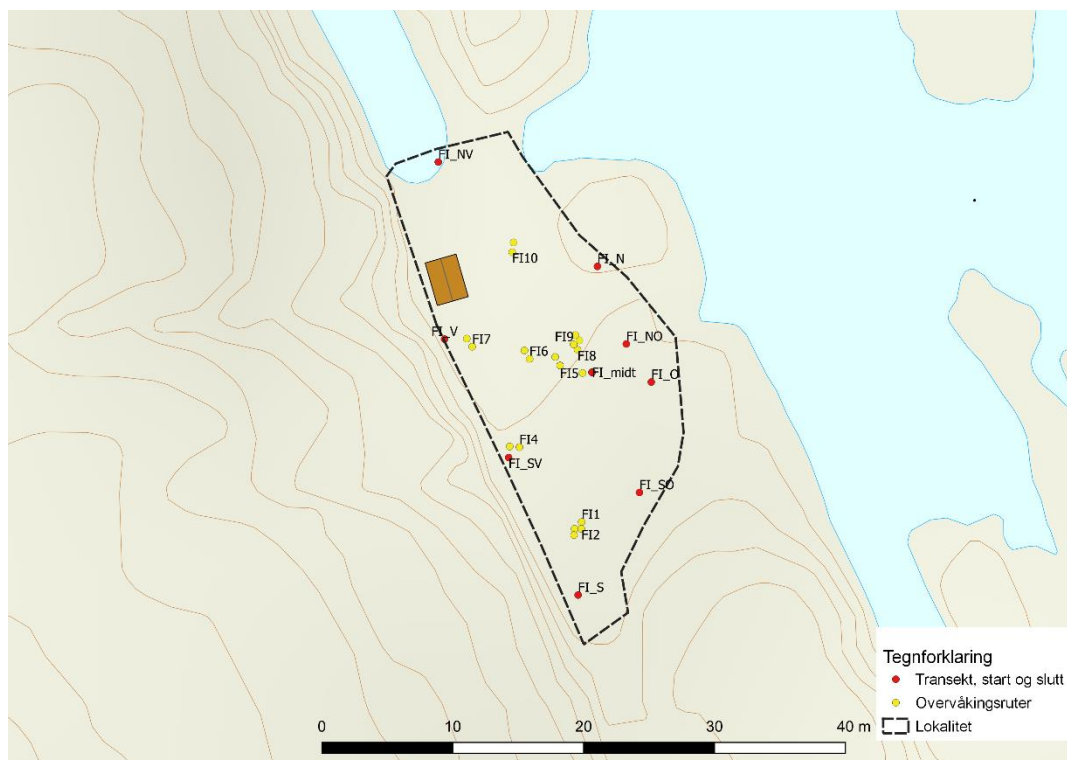
Figur 3.1. Oversikt over overvåkingsruter på Skipstadsand. Ruter SKI1-10 ble etablert i 2014, mens SKI11–17 ble etablert i 2021 langs tre nyetablerte transekter (SKI_T1–3).



Figur 3.2. Oversikt over overvåkingsruter på Skjellvik. Ruter SKJ1-12 ble etablert i 2014, mens SKJ13-27 ble etablert i 2021 langs fire nyetablerte transekter (SKJ_T1-4).



Figur 3.3. Oversikt over overvåkingsruter på Teneskjær. Ruter TEN1-10 ble etablert i 2014, mens TEN11-15 ble etablert i 2021 langs to nyetablerte transekter (TEN_T1-2).



Figur 3.4. Oversikt over overvåkingsruter på Filletassen. Alle ruter ble etablert i 2020.

I tillegg er det etablert faste transekter på hver lokalitet, der forekomst/fravær av honningblom registreres for hver meter av transektene (**Figur 3.1-4, Vedlegg 3**). Start- og slutt punkt for transektene er merket med aluminiumsrør og høypresisjons-GPS. Det ble registrert forekomst/fravær av honningblom langs totalt 416 meter med transekter, fordelt på Skipstadsand (3 transekter, 90 m), Skjellvik (4 transekter, 180 m), Teneskjær (2 transekter, 60 m) og Filletassen (8 transekter, 86 m).

Datainnsamling ble gjennomført 4. og 5. juli 2022 av Marianne Evju og Ruben E. Roos.

3.4 Datanalyser

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

For å kvantifisere populasjonsstørrelsen av honningblom ble antallet individer i overvåkingsrutene analysert for hver forekomstlokalitet. Siden forekomst av honningblom ikke har blitt registrert over hele overvåkingsperioden på noen av lokalitetene, skiller vi mellom «opprinnelige» og «alle» ruter. I tillegg ble transektdataene brukt for å estimere populasjonsstørrelse på de fire lokalitetene. Denne metodikken er beskrevet av Evju mfl. (2022).

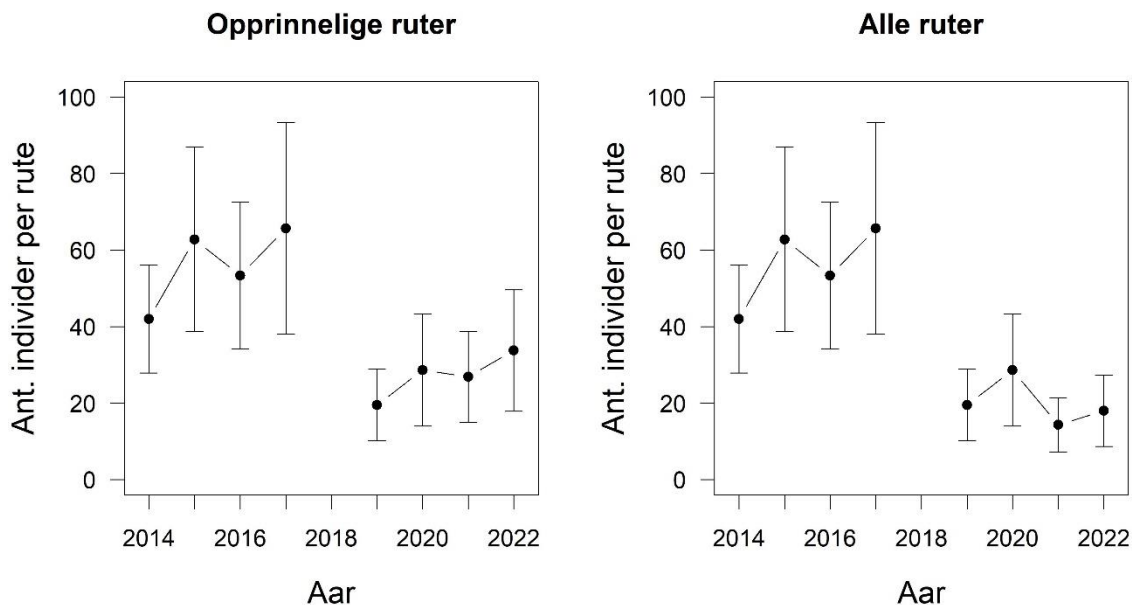
Datasettet fra overvåkingen er tilgjengeliggjort her: https://ipt.nina.no/resource?r=hermium_monitoring22 (Evju 2022b). Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

3.5 Resultater

Skipstadsand

Antall individer per overvåkingsrute på Skipstadsand var betydelig høyere i perioden 2014–2017 enn 2019–2022. Antall individer i de rutene som har inngått i overvåkingen alle år (opprinnelige ruter) viser en beskjeden men økende trend mellom 2019 og 2022 (**Figur 3.5**).

Estimert populasjonsstørrelse på Skipstadsand har økt fra 488 i 2021 til 613 i 2022. Likevel har bestanden gått betydelig ned siden 2017, da bestandsstørrelsen varierte mellom ca. 1200 og 2100 individer (**Figur 3.10**). Merk imidlertid stor usikkerhet rundt estimatene.

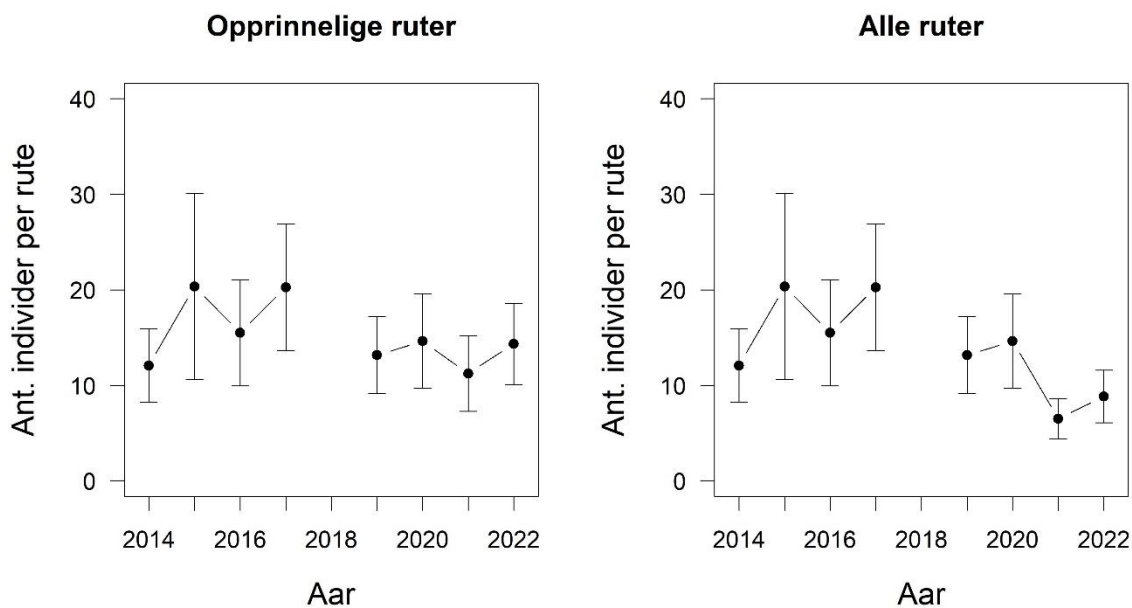


Figur 3.5. Antall individer per rute på Skipstadsand, i de åtte rutene med data fra 2014–2022 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte ruter fra 2021 inkludert (alle ruter, $n = 15$). Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.

Skjellvik

Antall honningblom i overvåkingsrutene på Skjellvik viser ingen tydelig trend fra 2014 til 2022. Siden de nyetablerte rutene ble inkludert i 2021, ligger gjennomsnittstallet per rute noe lavere, da flere av disse er uten honningblom (**Figur 3.6**).

Populasjonen på Skjellvik er den største av de fire lokalitetene, og det er ingen tydelig trend i populasjonsstørrelse i overvåkingsperioden (**Figur 3.10**). Med estimerte ca. 11.300 individer er 2022 verken et toppår eller bunnår, men ligger litt under den gjennomsnittlige populasjonsstørrelsen over 2014–2021 (ca. 14.300 individer). I 2022 var andelen fertile individer ca. 23%.

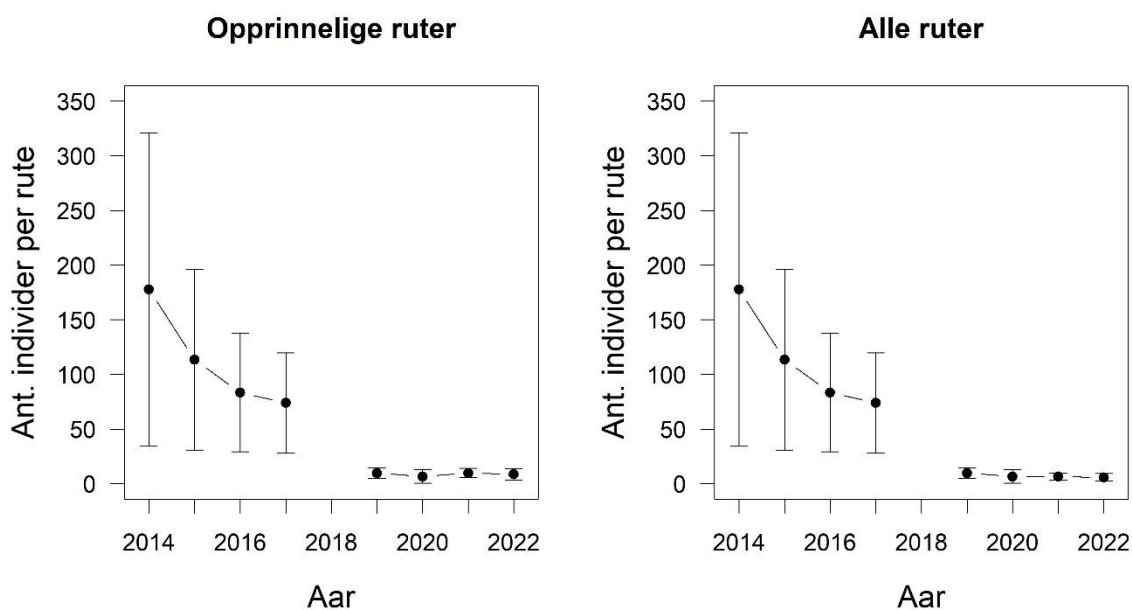


Figur 3.6. Antall individer per rute på Skjellvik i de tolv rutene med data fra 2014–2022 (opprinnelige ruter) og med nyetablerte ruter inkludert fra 2021 (alle ruter, $n = 27$). Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.

Teneskjær

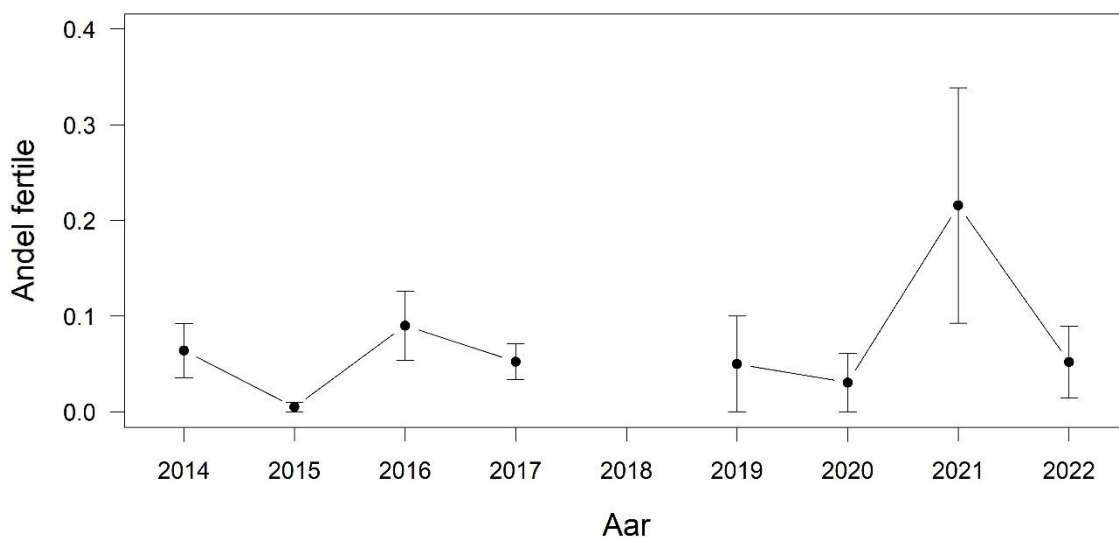
Antall individer i overvåkingsplottene på Teneskjær viser en kraftig nedgang i overvåkingsperioden, og et lavt, men stabilt tall fra 2017 til 2022 (**Figur 3.7**). Populasjonen viser ingen tegn til bedring på dette tidspunktet.

På Teneskjær har den totale estimerte populasjonsstørrelsen gått ned fra 323 i 2021 til 286 i 2022. Den kraftige reduksjonen av populasjonen siden 2017 er dermed uendret (**Figur 3.10**). Mens andelen fertile individer var relativt høy i 2021 (ca. 12 %) har andelen fertile individer gått ned igjen til ca. 3,5 % i 2022 (**Figur 3.8**), som er mer i tråd med de andre overvåkingsårene.



Figur 3.7. Antall individer per rute på Teneskjær, i de ti rutene med data fra 2014–2022 (opprinnelige ruter) og nyetablerte ruter inkludert fra 2021 (alle ruter, $n = 15$). Gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall.

Teneskjaer

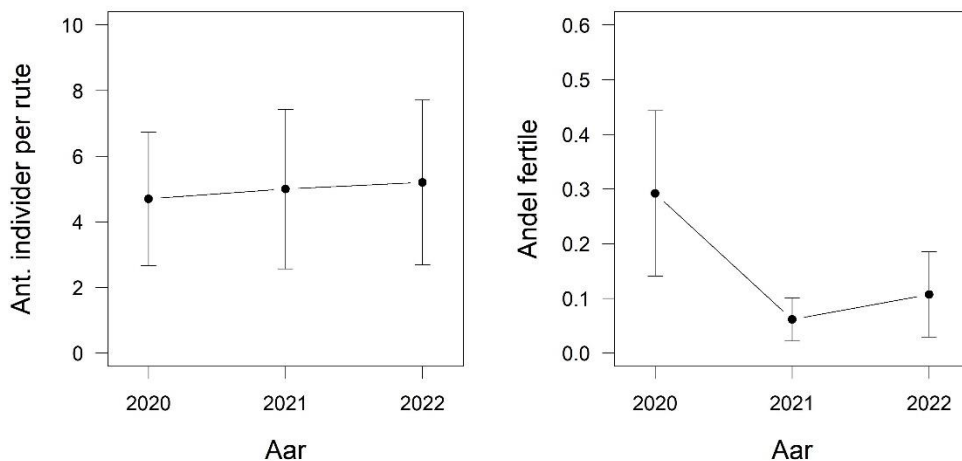


Figur 3.8. Andel fertile individer i rutene på Teneskjær i perioden 2014–2022. Gjennomsnitt +/- 95 % konfidensintervall.

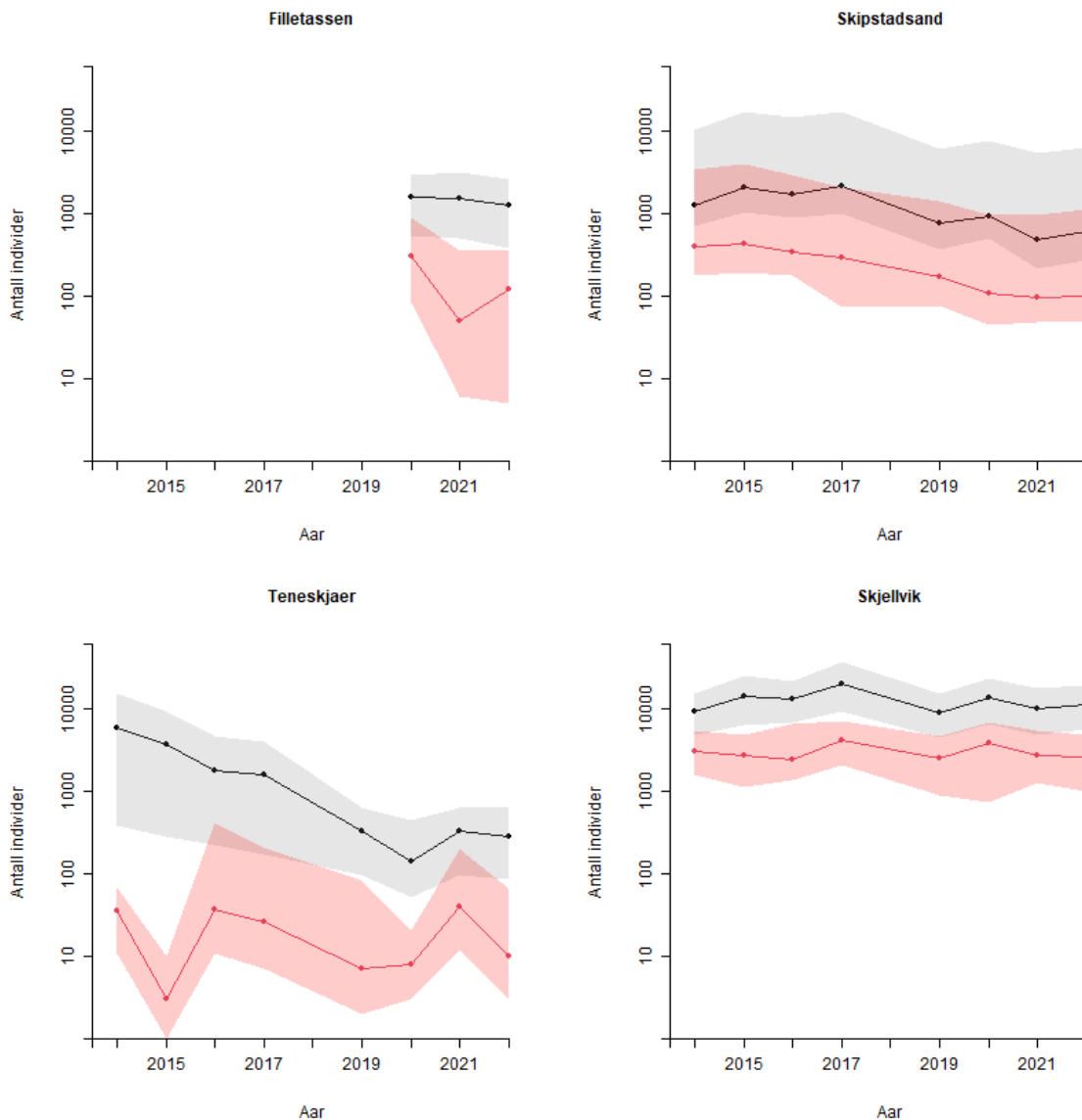
Filletassen

Antallet observerte individer per overvåkingsrute har ikke endret seg på Filletassen mellom 2020 og 2022. Andelen fertile individer var høy i 2020 (ca. 30 %), men var betydelig lavere i 2021 og 2022 (under 10%; **Figur 3.9**).

Den estimerte totale populasjonsstørrelsen på Filletassen har gått ned fra 1555 i 2021 til 1271 i 2022. Dette skyldes i all hovedsak en nedgang i antallet vegetative individer, da antallet fertile individer faktisk hadde økt fra 50 i 2021 til 120 i 2022. Populasjonsstørrelsen på Filletassen er likevel ut til å være stabil over de tre årene overvåkingen har pågått **Figur 3.10**).



Figur 3.9. Antall individer per rute på Filletassen (venstre) og andel fertile individer (høyre) i de ti rutene fra 2020 til 2022. Gjennomsnitt +/- 95 % konfidensintervall.



Figur 3.10. Estimert overjordisk populasjonsstørrelse (svart linje) og antall fertile individer (rød linje) på Filletassen, Skipstadsand, Teneskjær, og Skjellvik i perioden 2014–2022. 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 og varierer mellom lokalitetene.

3.6 Anbefalinger

Tidsseriedataene for overvåkingsrutene etablert i 2014 er verdifulle supplementer for å tolke variasjoner i populasjonsstørrelse, og data knyttet til vegetasjonsdekning og -struktur kan bidra til å forklare variasjoner mellom ruter. Det er viktig å bruke disse rutene aktivt ved planlegging av nye tiltak og sikre – om mulig – at tiltak gjennomføres i noen, men ikke alle ruter, slik at vi kan få et grunnlag for (kvalitative) vurderinger av tiltakenes effekt. Metoden for å estimere populasjonsstørrelse gir svært usikre estimater, men gir likevel et bilde av utviklingen på de fire lokalitetene med honningblom. Fordi metoden er usikker, vil det være liten sjanse til å oppdage endringer i populasjonsstørrelsene som signifikante, og det blir vanskelig å påvise (signifikante) effekter av eventuelle tiltak i disse populasjonene.

Resultatene fra årets overvåking tyder på at den overjordiske populasjonsstørrelsen har vært relativt stabil på de fire lokalitetene mellom 2021 og 2022, men overordnet tyder dataene på en nedgang over tid, i hvert fall på Skipstadsand og Teneskjær. Vi har imidlertid liten oversikt over andelen av populasjonen som til enhver tid er i dvale, dvs. uten overjordisk biomasse, hvilke faktorer som styrer denne andelen, og hvilken effekt dette har på vår forståelse av trender for populasjonene. Wells mfl. (1998) fant at etter en tørkesommer økte andelen av individer i dvale, og også andelen av individer som blomstret ble lavere. Våre data tyder på en nedgang i populasjonene etter tørkesommeren 2018, og hvorvidt det er en permanent eller reverserbar nedgang, vil avhenge av hvor stor andel av populasjonen som er død eller i dvale. Wells mfl. (1998) tok som utgangspunkt at individer uten overjordisk biomasse i tre påfølgende år var døde. Lange tidsserier er helt nødvendig for å gi helhetlig kunnskap over artens utvikling og effekt av tiltak.



Figur 3.11. Gjerdet på Skjellvik, som holder beitende kyr utenfor størstedelen av honningblompopulasjonen, har en tydelig effekt på vegetasjonen. Foto: Marianne Evju.

NINA anbefaler at effektovervåkingen må skje i tett dialog mellom Statsforvalter, nasjonalparkforvalter og oppdragstaker. Det må sikres gode rutiner for stedfesting av (nye) tiltak, og nye tiltak bør følges av en vurdering av behov for utvidet samplingintensitet. Populasjonen på Teneskjær er utsatt for beite og tråkk fra kyr. Det har tidligere vært søkt om tilskuddsmidler til å beskytte honningblom mot beite her (Evju 2021). Vi mener det bør testes ut for å vurdere effekten på denne populasjonen som har opplevd en kraftig nedgang de siste åtte årene. Det kan være at et slikt tiltak må følges opp med manuell skjøtsel (slått, luking) for å hindre økt vegetasjonshøyde, særlig i de mer produktive delene av lokaliteten. Andre aktuelle tiltak er oppsummert i Evju (2021).

Dersom det er ønske om å utvide overvåkingen av honningblom uten å gjennomføre nye tiltak, foreslår vi tre mulige utvidelser:

- En kraftig økning av sampling-intensiteten på hver lokalitet. Antall transektruter kan tredobles ved å forlenge eller legge til flere transektorer. Det bør også vurderes om det skal etableres overvåkingsruter langs disse transektene. Dette vil gi et bedre grunnlag for å beregne forekomstarealet for honningblom på hver lokalitet. Vi ser også behovet for en grundig analyse av designet for å kunne beregne den samplingintensiteten som er nødvendig for å kunne påvise endringer i populasjoner med ulik romlig fordeling og dynamikk. Videre bør det vurderes nærmere hvordan den romlige autokorrelasjonen i transektrutene skal håndteres i estimeringen av populasjonsstørrelser.
- Analyser av vegetasjonens artssammensetning i alle overvåkingsruter, for å få bedre kunnskap om betydningen av vegetasjonens sammensetning og struktur for egnethet for honningblom (se f.eks. **Figur 3.11**), og om habitatkvalitet bidrar til populasjonssvingninger hos honningblom. Dette kan bidra til å målrette skjøtselstiltak på hver enkelt lokalitet.
- Innsamling og analyse av jordprøver (miljøDNA), slik at vi får bedre kunnskap om mykorrhiza-sopper som er obligate for honningblom (Gao mfl. 2020), hvordan disse er fordelt på lokalitetene, og hvordan hensyn til jord-biomangfoldet må innarbeides i en eventuell plan for bevaringsutsetting av honningblom.

4 Elvesandjeger

4.1 Bakgrunn om arten

Elvesandjeger, *Cicindela maritima*, er en løpebille (Carabidae) som i Norge er knyttet til sandflater langs større elveløp (**Figur 4.1**). I dag har arten forekomster i Tanavassdraget (Tana, Karsjøhka, og Anarjøhka), Altaelva, Gaula i Trøndelag, Gudbrandsdalslågen inkl. Ottavassdraget, og Glomma (Direktoratet for naturforvaltning 2009, Ødegaard mfl. 2014). Fordi arten er knyttet til kraftig fragmenterte habitater på få forekomster, i tillegg til flere trusselfaktorer, er arten vurdert som sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for arter og ble utvalgt som prioritert art i 2011 (Ødegaard mfl. 2021).



Figur 4.1. Elvesandjeger forekommer i dag på fire lokaliteter ved Gaula, og har gått ut på ytterligere seks lokaliteter siden 80-tallet. Foto: Oddvar Hanssen.

Hunnen legger eggene direkte ned i sanden, hvor larvene utvikler seg over to til tre år til voksenstadiet. Arten er derfor avhengig av tilgang til finere substrat som silt og finsand, som avsettes på stillere og høyereliggende arealer under flom. Fordi disse arealer gror raskt igjen og elveløpet endrer seg over tid, er artens habitat nokså dynamisk (Ødegaard & Hanssen 2010). Dagens populasjoner trues derfor av endringer i habitatet, for eksempel på grunn av vassdragsreguleringer og kanaliseringer som fører til endret eller redusert dynamikk i økosystemet. I tillegg er lokalitetene preget av økt gjengroing blant annet fra fremmedarter som hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), og billens larvehull kan ødelegges direkte gjennom tråkk (Evju mfl. 2022).

Som en oppfølging av artens handlingsplan, inngår en overvåking av bestanden på de fire gjenværende lokalitetene ved Gaula: Kregnesteigen, Storrønningen, Fornes, og Gravværk Midtre i Melhus kommune, Trøndelag. Resultatene rapporteres separat til Statsforvalteren i Trøndelag.

4.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel

Målet med tiltakene som gjennomføres for arten, er å øke arealet av egnet habitat, samt å styrke eksisterende populasjoner og eventuelt tilrettelegge for etablering av nye populasjoner (Evju mfl. 2022). Luking av lupiner er ment å øke arealet med åpne områder og øke forflytning av substrat gjennom økosystemet. I noen tilfeller vil lukede områder allerede ha egnet substrat for elvesandjeger, mens det på andre lokaliteter trengs nye avsetninger av silt og sand før substratet egner seg for egglegging og som bosted for larver. Under lukingsarbeidet er det viktig å unngå for mye komprimering av substratet (f.eks. kjørespor av tunge kjøretøy).

I 2022 luket Midtnorsk naturundersøkelse lupiner med tilskudd fra Miljødirektoratet på Storrønningen (**Figur 4.2**) og Kregnesteigen (**Figur 4.3**). I tillegg har Øya videregående skole ryddet lupiner på Fornes i oppdrag av Melhus kommune (**Figur 4.4**). Midtnorsk naturundersøkelse luker ved å rykke lupinene opp med rota og legge alle plantedeler i tette, tykke søppelsekker (Solberg & Vullum 2022). Lukingen blir utført manuelt, med fokus på minst mulig tråkk. Søppelsekkene ble fraktet ut fra området i trillebår og rammesekker og levert på gjenvinningsstasjon med mottak for fremmede arter. Lukede arealer ble kartfestet med GPS.

I områder som ble luket i 2020 og 2021 og hvor det ikke ble observert lupiner med blomster, ble det ikke utført noen luking i 2022 (K.A. Solberg, pers. medd.). Alle lokaliteter som ble luket for første gang i 2021, ble luket igjen i år. Det samme gjelder to arealer som ble luket i både 2020 og 2021. I tillegg ble tre nye arealer ved Storrønningen og én ved Kregnesteigen luket for første gang i år. I løpet av 21 dagsverk luket og kartla MidtNorsk naturundersøkelse til sammen 13 264 lupiner, som fylte 137 sekker (à 100 L) veid til 917 kg (K.A. Solberg, pers. medd, Solberg mfl. under bearbeiding).

Lupiner ble kartlagt som polygoner fra 10 m² opptil 38 000 m², med flertallet under 5000 m². Storrønningen har hatt mest areal luket av de fire lokalitetene. Totalt ble 52 lokaliteter på Storrønningen luket i 2020, 56 ble luket i 2021 og 30 i 2022, hvorav 24 bare ble delvis luket på grunn av lav tetthet av lupiner. **Tabell 4.1** viser det totale arealet som har blitt luket på hver lokalitet. Kregnesteigen ble luket i 2021 og 2022, mens Fornes først ble luket i 2022.

Tabell 4.1. Arealer luket for lupin, samt arealer som ikke ble luket mellom 2020 og 2022.

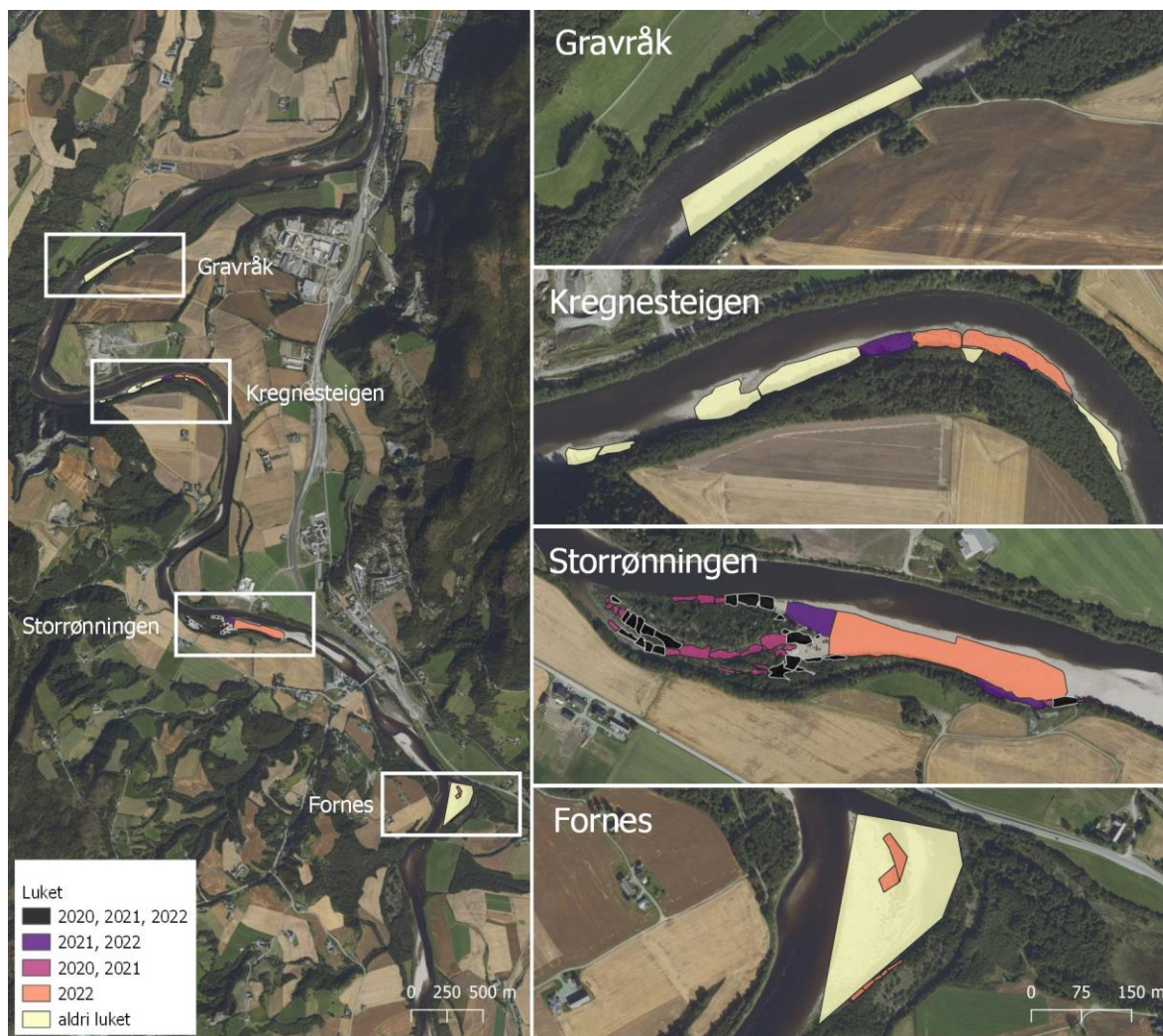
Lokalitet	2020, 2021	2021, 2022	2022	2020, 2021, 2022	Ikke luket
Fornes	0	0	2166,601	0	34267,334
Gravråk	0	0	0	0	15647,731
Kregnesteigen	0	2192,262	5710,675	0	11527,086
Storrønningen	4522,851	3608,335	17882,258	6124,842	0
Areal luket (m ²)	4522,851	5800,597	25759,534	6124,842	61442,151



Figur 4.2 Bilder før (øverst) og etter (nederst) lusing av lupiner på lokalitet Storrønningen 56a (Gaula, Trøndelag). Foto: Midtnorsk Naturundersøkelse.



Figur 4.3. Bilder før (øverst) og etter (nederst) lusing av lupiner på lokalitet Kregnesteigen 6b (Gaula, Trøndelag). Foto: Midtnorsk Naturundersøkelse.



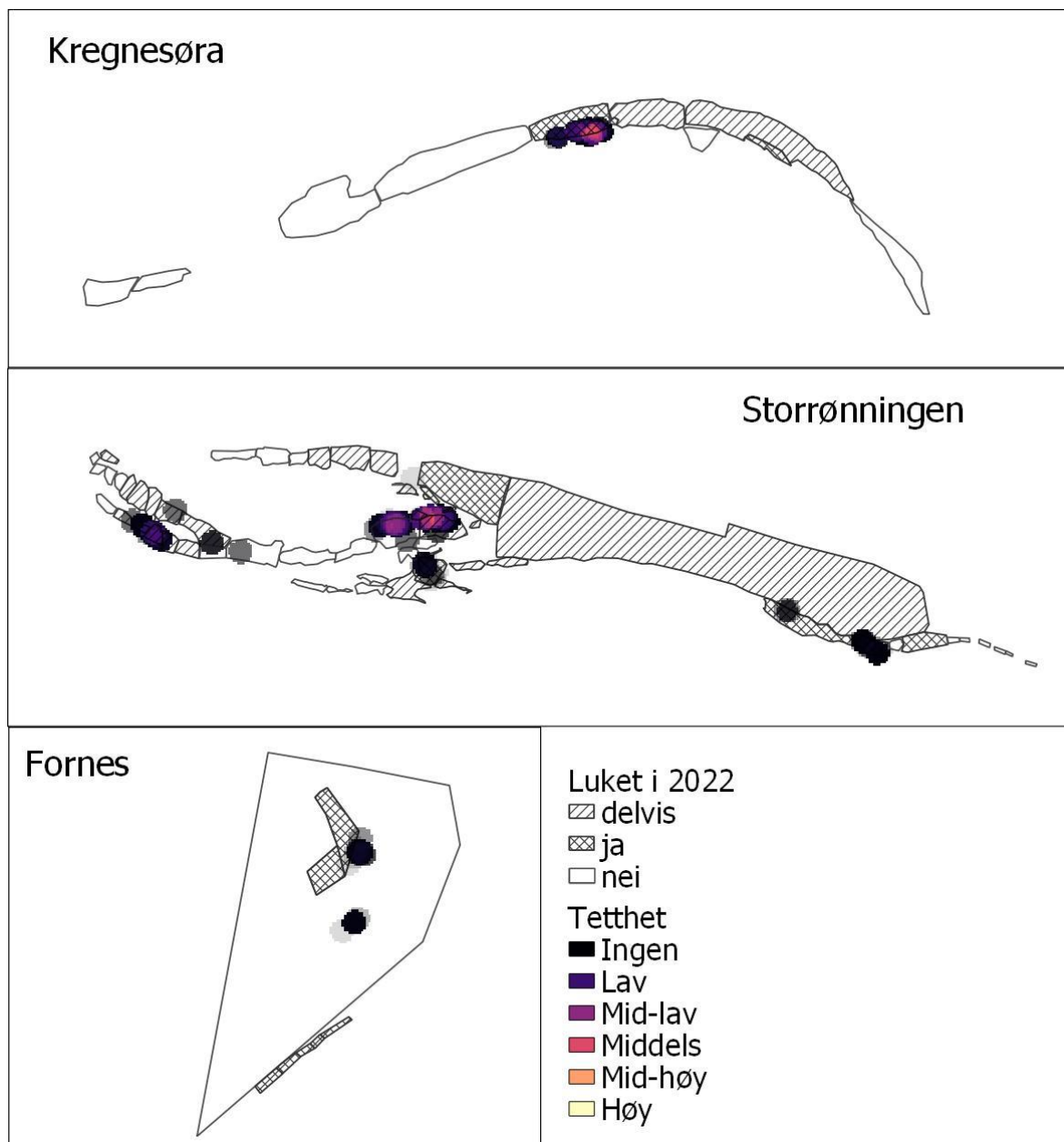
Figur 4.4. Kart over forvaltningslokalitetene langs Gaula i Trøndelag. I 2022 luket Midtnorsk naturundersøkelse lupiner med tilskudd fra Miljødirektoratet på Kregnesteigen og Storrønningen. I tillegg har Øya videregående skole ryddet lupiner på Fornes i oppdrag av Melhus kommune.

4.3 Datainnsamling

Bestandsobservasjon

NINA har totalkartlagt forekomst av elvesandjeger etter protokoll jf. Evju mfl. (2022) i uke 26 og 32 på de fire lokalitetene ved Gauldal. En planlagt registrering i uke 28 eller 29 ble ikke gjennomført på grunn av kraftig regnvær. Sommeren 2022 var preget av langvarig regnvær i området, med 17 observerte nedbørsdager i juni, 16 i juli, og 15 i august på Kotsøy målestasjon (SeKlima 2022).

Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektbase (<https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb;Ødegaard 2022>).



Figur 4.5. Kart over de tre områdene som har blitt ryddet for lupin i 2022. Fargene viser tetthet av forekomst av elvesandjeger i 2022. Store områder som har blitt ryddet for lupin t.o.m. 2022 er hittil ikke brukt av elvesandjeger.

4.4 Datanalyser

Analyse av populasjonsstørrelse

Romlige og statiske analyser ble utført, jf. Evju mfl. (2022)⁴. For å kartfeste arealene som ble ryddet for lupin ble polygongrensene for lukede områder vasket manuelt i ArcMap v. 10.8. Dette

⁴ I 2021 ble det laget en 5 meters buffersoner rundt lupin-polygonene med buffer-verktøyet i ArcGIS 10.7 (ESRI), og elvesandjegerobservasjoner i 5m-buffersonen ble manuelt flyttet til nærmeste lupin-polygon. Dette var tidkrevende og krevde subjektive vurderinger. Ved å bruke tetthet antar vi at alle observasjoner har samme usikkerhet i GPS-presisjon. Metoden er betydelig raskere å gjennomføre.

for å fjerne overlappende noder og sikre at de nylig lukede områdene på Fornes er inkludert. Arealene av hver polygon ble utregnet på nytt etter ryddingen.

For å kartfeste funn av elvesandjeger over tid ble et vektet tetthetskart utarbeidet for hvert stadium i livssyklusen (dvs., stadium 1, stadium 2, stadium 3, alle larver, voksne) ved å bruke observasjoner fra august hvert år siden 2018. Bare observasjoner fra august ble analysert for å unngå dobbelttelling av larver som kan utvikle seg til nye stadier over overvåkingsperioden fra juni til august. Vektet tetthet ble beregnet med bruk av «Point density»-verktøyet i den romlige analyse-verktøykassa i ArcGIS, med variabelen av interesse spesifisert i populasjonsfeltet. Tetthetskartene ble beregnet med en output-celle på 2 m og en sirkulær naboskapsradius på 10 m. Dette betyr at tettheten for hver celle er utledet fra antallet observasjoner innen 10 m, delt på arealet av sirkelen med denne radiusen, som da gir antall observasjoner per m². Denne metoden ble valgt i stedet for å bruke det absolutte tallet på observasjoner for å ta høyde for usikkerhet i GPS-posisjoner for hver observasjon. «Point density»-verktøyet gjør det også mulig å vekte tetthet med et populasjonsfelt. Dette er viktig fordi GPS-koordinatene ikke representerer enkeltobservasjoner (som er den normale inputen i heatmaps), men heller en telling av alle larver eller voksne på det punktet. Derfor kan et enkelt GPS-punkt representere alt fra ett til tusen larvehull.

Det vektete tetthetskartet viser fordelingen av elvesandjeger innenfor lokalitetene og hvor det finnes hotspots. Den gjennomsnittlige tettheten av hvert larvestadium og for voksne ble hentet ut for hvert av de lukede polygonene og for de ikke-lukede polygonene og kombinert i en data-ramme i R Studio 4.1.2 med bruk av R-pakkene «raster» og «dplyr». For å beregne antallet observasjoner fra tetthetsskåren multipliserte vi tetthet med areal for hvert område. Dataene var «overdispersed», og vi brukte derfor en negativ binomial analyse for å undersøke effekten av luking på antallet larver. Residualene ble simulert og plottet med bruk av R-pakkene «DHARMA» og «effects». Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

4.5 Resultater

Bestandsovervåking

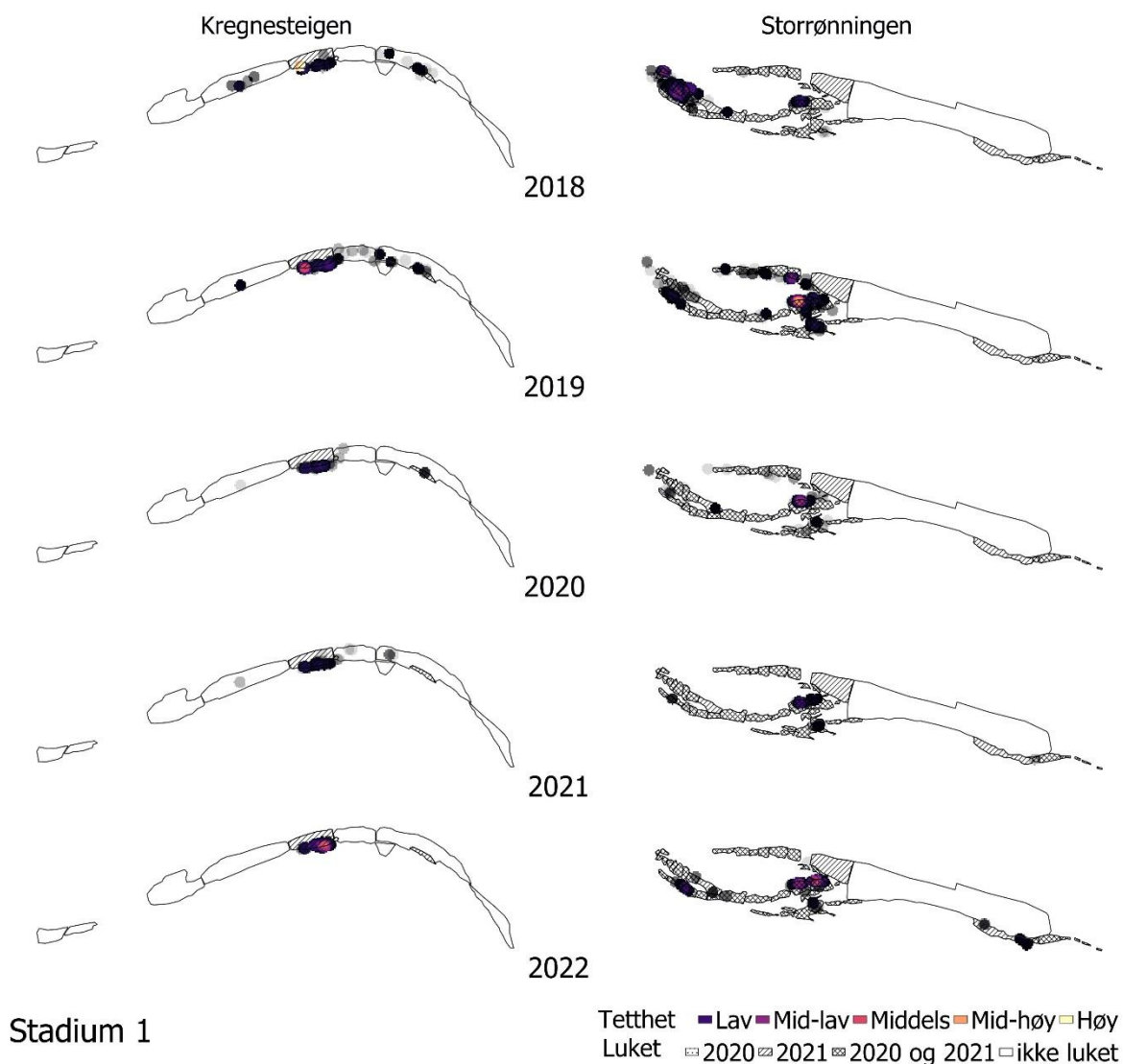
I uke 26 ga tellingene på de fire lokalitetene, Fornes, Storrønningen, Kregnesteigen og Gravråk M., hhv. 387, 963, 565 og 3 larvehull. Tilsvarende tall fra uke 32 var som forventet en del høyere: 414, 1664, 1044 og 11. Denne økningen har flere årsaker, men først og fremst at det tilkommer en ny generasjon. Totalt ble det observert flere larvehull av 1. og 3. larvestadiet samt voksne individer i 2022 enn i 2021, mens det ble observert noe færre hull tilhørende 2. larvestadiet (**Tabell 4.2**).

Tabell 4.2. Totalt antall observasjoner av elvesandjeger i ulike utviklingsstadier samlet over alle lokaliteter fra 2018 til 2022. Antallet er resultat av totalkartlegginger, der innsats er antatt å være lik over år. Merk imidlertid at bare to tellinger ble gjennomført i 2022, pga. dårlig vær. Med to telledatoer fra samme sommer blir da en andel av bestanden telt to ganger.

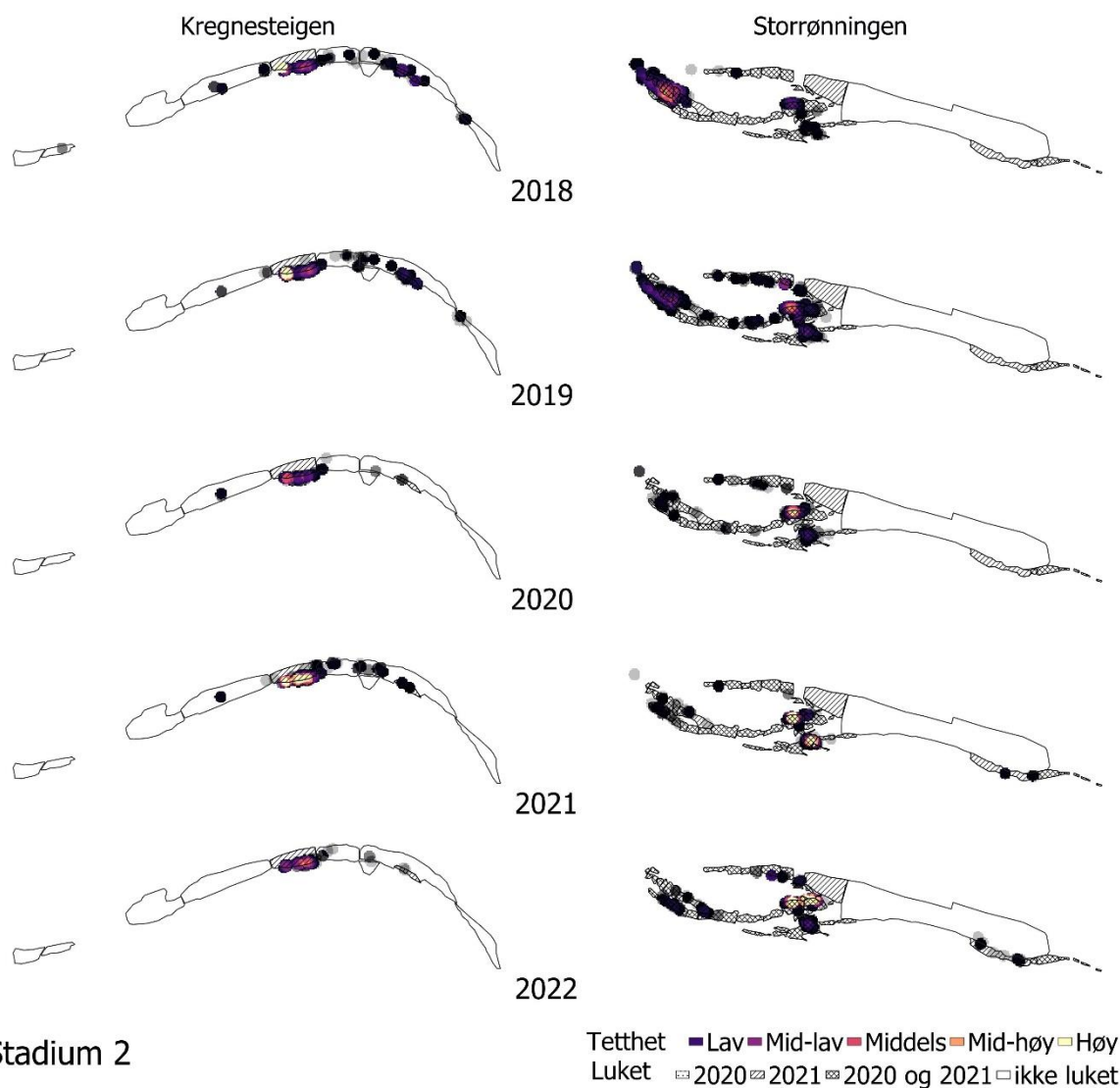
Utviklingsstadium	2018	2019	2020	2021	2022
1. larvestadium	1106	1215	397	523	976
2. larvestadium	1580	1636	643	1703	1525
3. larvestadium	1795	3182	1634	2108	2550
Voksne	63	50	33	19	24

Tetthetsfordelingen av 1. larvestadium har variert i rom og tid. Mens populasjonen på Storrønningen og Kregnesteigen er dynamiske, finnes det likevel kjerneområder som har blitt okkupert av larver i 1. stadium kontinuerlig siden 2018 (**Figur 4.6**, **Figur 4.11**). På Storrønningen er det dellokaliteter 11, 13, 15, og 18 som har hatt kontinuerlig forekomst av 1. larvestadium (**Figur**

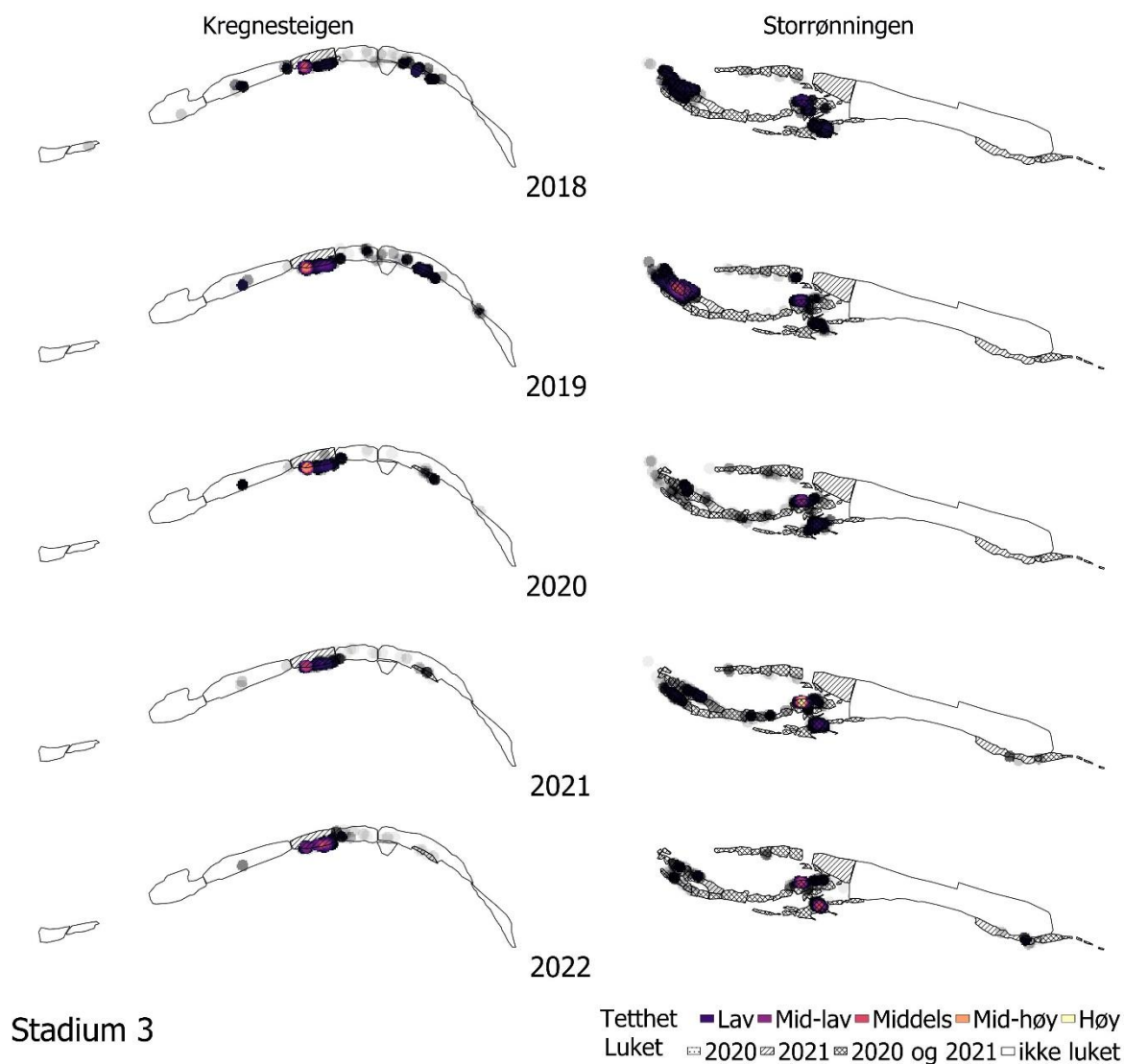
4.10, Figur 4.10), og på Kregnesteigen er det dellokalitetene 4, 5, og 8 (**Figur 4.11**). Andre larvestadium har kjerneforekomster i samme delområdene som 1. stadium (**Figur 4.7**), men det finnes en ekstra «hotspot» på Storrønningen (dellokalitet 36-39, **Figur 4.10**). Tredje larvestadium har samme kjerneforekomster som 2. stadium, men forekomstene på dellokaliteter 11, 13, 15, og 18 på Storrønningen virker mest stabilt over tid (**Figur 4.8**). På Kregnesteigen minsker tettheten av tredje larvestadiet over tid.



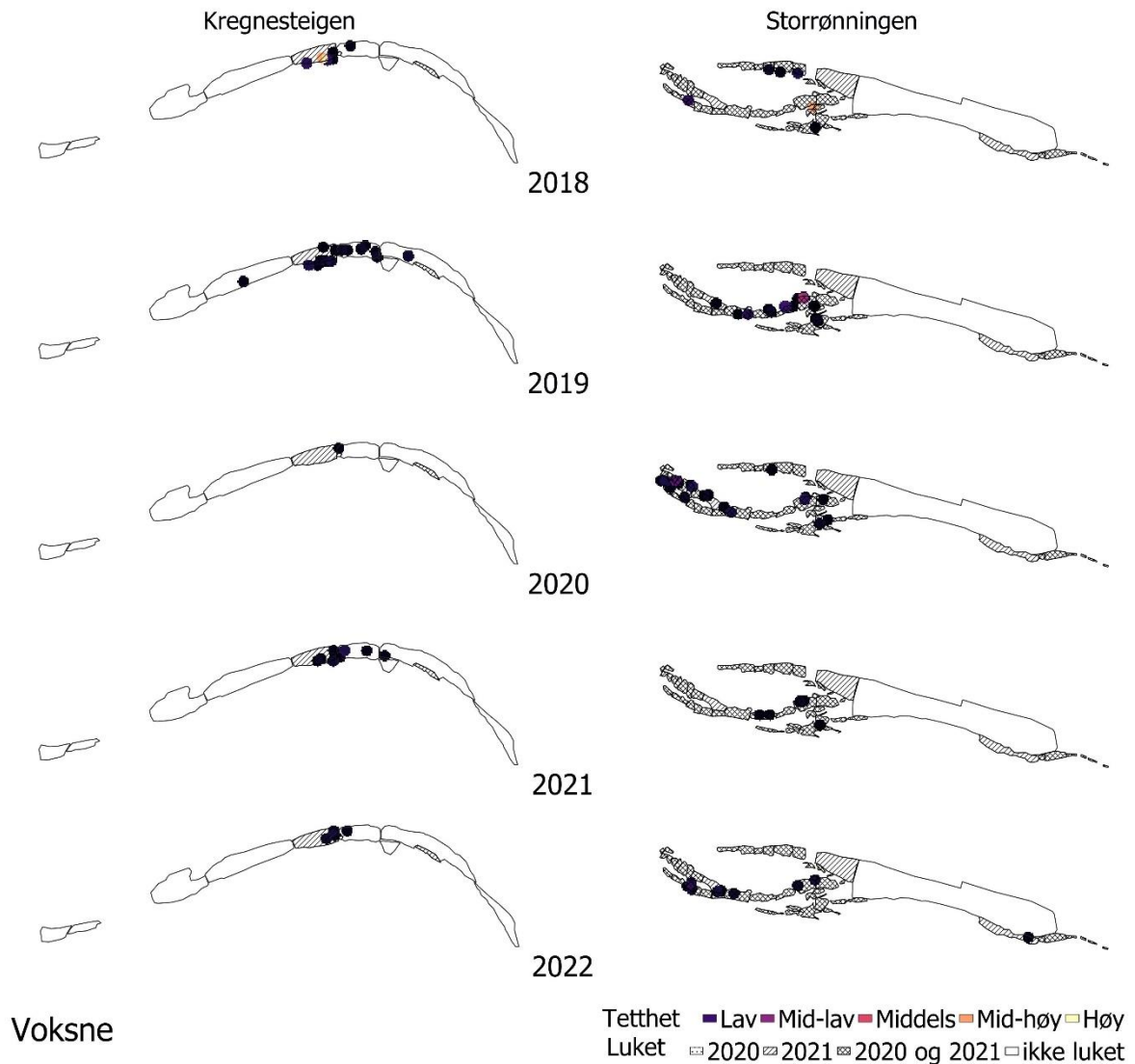
Figur 4.6. Heatmaps for stadium 1-larver på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen. Kartet viser hvilke områder har blitt luket for lupin i 2020 og 2021. Areal luket i 2022 er ikke inkludert, se **Figur 4.5**.



Figur 4.7. Heatmaps for stadium 2-larver på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen. Kartet viser hvilke områder har blitt luket for lupin i 2020 og 2021. Areal luket i 2022 er ikke inkludert, se Figur 4.5.

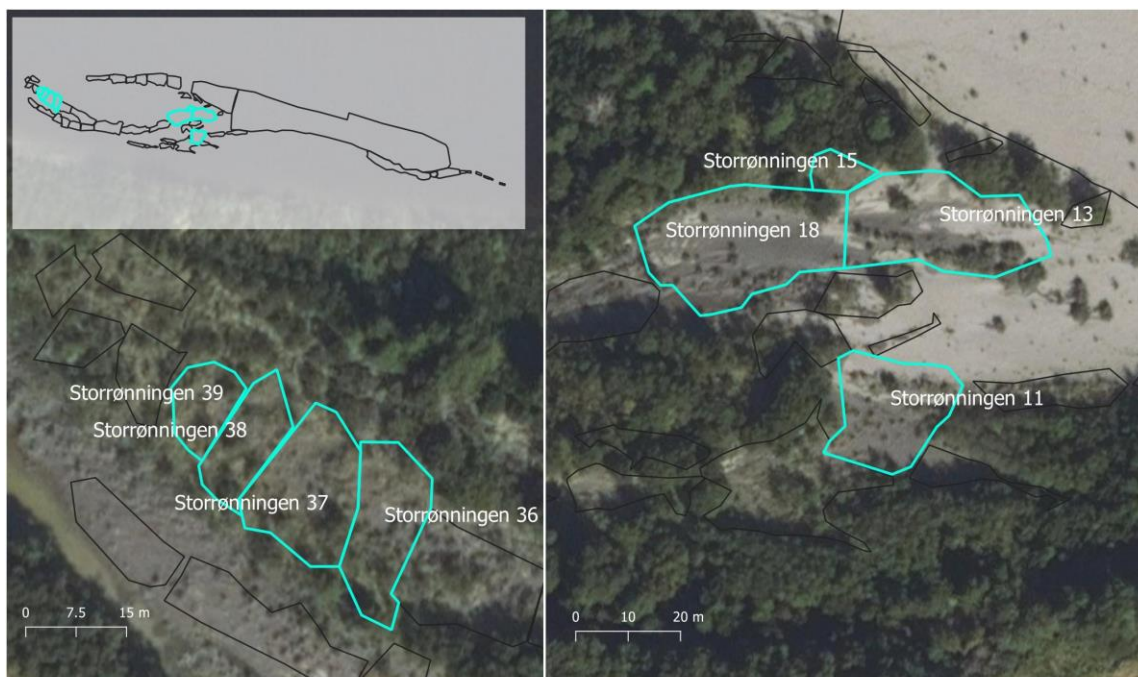


Figur 4.8. Heatmaps for tredje larvestadiet på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen. Kartet viser hvilke områder har blitt luket for lupin i 2020 og 2021. Areal luket i 2022 er ikke inkludert, se Figur 4.5.



Figur 4.9. Heatmaps for voksne individer av elveandjeger på lokalitetene Kregnesteigen og Storrønningen. Kartet viser hvilke områder har blitt luket for lupin i 2020 og 2021. Areal luket i 2022 er ikke inkludert, se **Figur 4.5**.

Voksne individer av elveandjeger er svært mobile, og fordelingen er derfor mer uregelmessig over rom og tid (**Figur 4.9**) enn for larvestadiene. Høy mobilitet og lavere tettheter fører til at det er vanskelig å påpeke kjerneområder, slik vi ser for larvestadier. De voksne svermer bare i solskinn eller i overskyet vær over 20 varmegrader, og graver seg raskt ned i løs sand når solen forsvinner på en normal trøndersk sommerdag med temperatur lavere enn ca. 20 grader. Det vil si at frekvensen av observerte voksne avhenger av om det er sol eller ikke.



Figur 4.10. De åtte dellokalitetene på Storrønningen som har hatt kontinuerlig forekomst av elve-sandjegerlarver siden 2018.



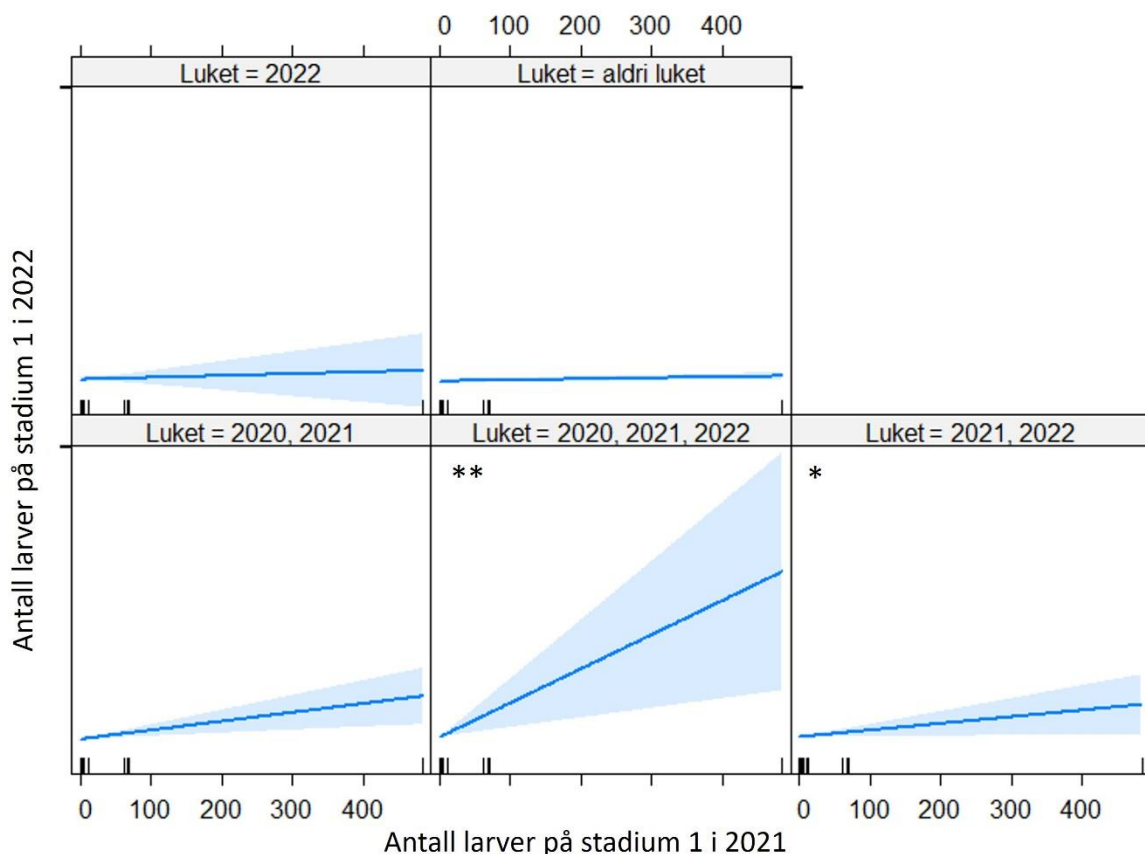
Figur 4.11. De tre områdene på Kregnesteigen som har hatt kontinuerlig forekomst av elvesand-jegerlarver siden 2018.

Effekter av lupinluking

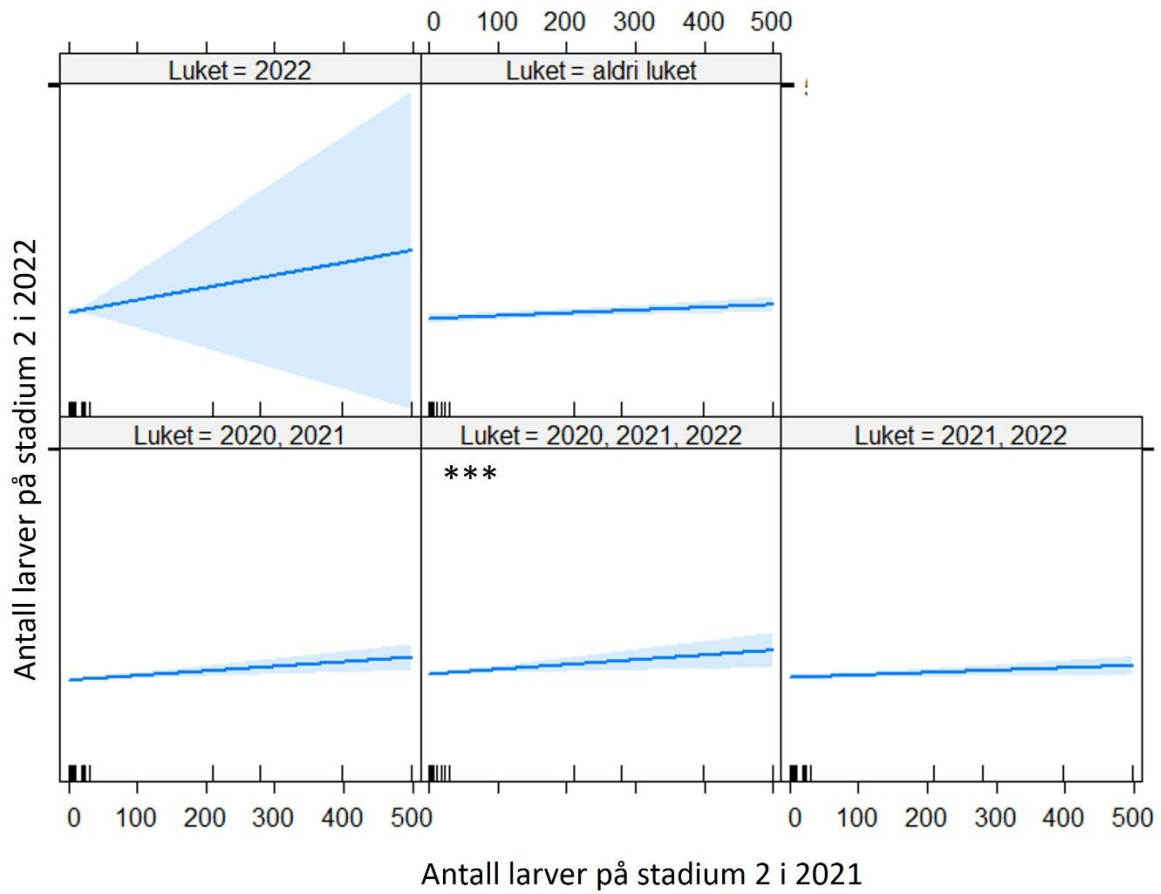
På lokalitetene som har blitt ryddet i 2021 og 2022, og på lokalitetene som har blitt ryddet i alle år (2020–2022), har antallet individer i første larvestadiet økt (**Figur 4.12**). Effekten av luking var mindre tydelig på larver i andre stadiet, og var bare positiv i områder som har blitt luket i alle år (**Figur 4.13**). Vi fant ingen negative effekter av luking på elvesandjegerlarver i første eller andre stadiet. Larver i tredje stadiet ble mest påvirket av luking. Resultatene (**Figur 4.14**) viser at signifikante effekter av luking ble observert for nesten alle lukeår, med unntak av områder luket både i 2020 og 2021. Luking i 2022 påvirket forekomsten av tredje larvestadiet negativt, men bare dersom områdene ikke hadde vært luket tidligere – i områder som også var luket tidligere

år, forble effekten positiv. Dette tyder på at lusing kan påvirke bestanden negativt i samme året som lusing blir gjennomført (f.eks., på grunn av tråkk eller forstyrrelser), men at bestandene tar seg opp igjen over tid. Også på områdene som aldri har vært luket, var bestandsutviklingen positiv. Dette kan ha flere årsaker, for eksempel at disse områdene aldri har blitt luket nettopp fordi tilstanden er god (og dermed støtter en robust populasjon), eller fordi området ikke var dekket av vegetasjon da eggene ble lagt. På mange siltflater foregår en suksessjon etter at eggene er lagt (fra planterøtter i grunnen samt frø), og når larven har bodd på samme sted i to hele sommersesonger og skal forpuppe seg, er det ofte kommet opp mer eller mindre tett vegetasjon der. Kanskje øker også antall potensielle byttedyr når det kommer opp litt vegetasjon, slik at 3. stadiumslarven kan ha fordel av litt vegetasjon. Komplette skygge og lavere temperatur nede i hullet antas derimot å være negativt.

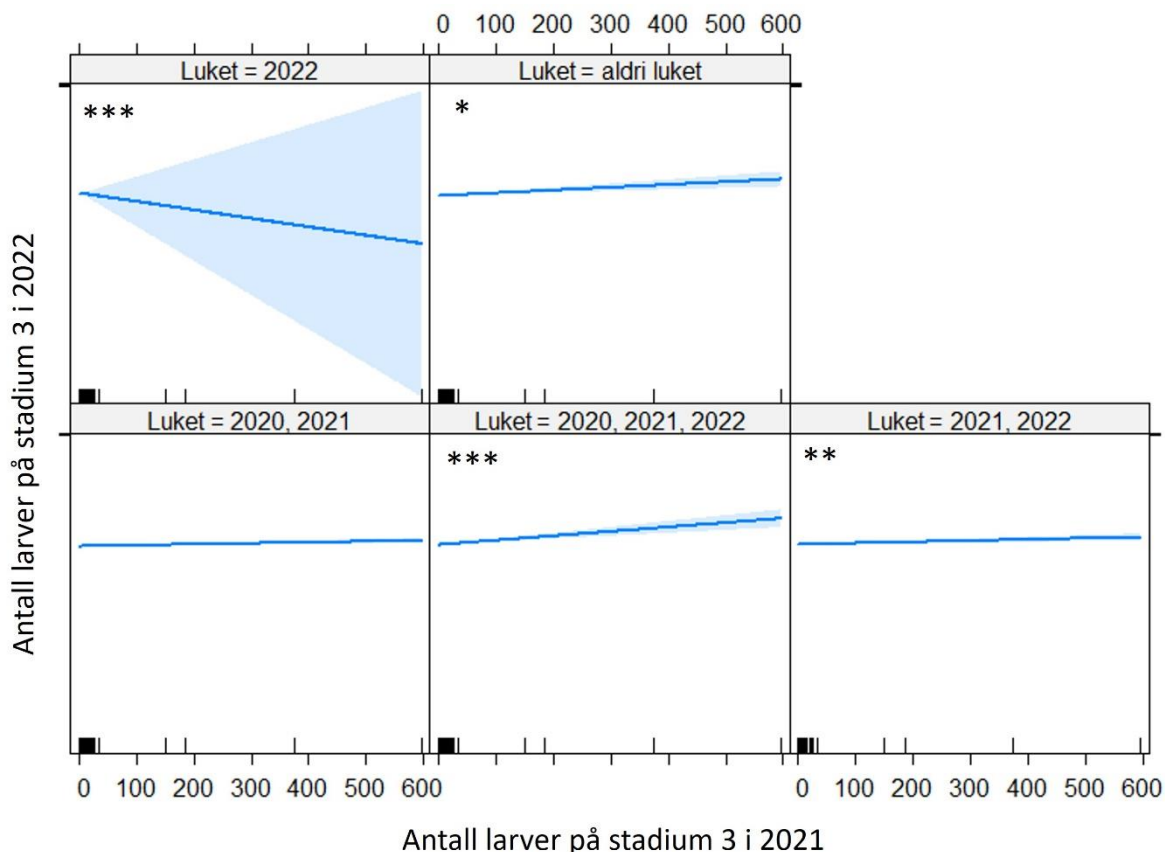
Lusing av lupin førte ikke til endringer i antallet voksne individer. De voksne oppholder seg nemlig mest på åpne tørre sandflater, der det ikke er forhold for larvene. Generelt sett forventes at når lusing øker forekomsten av elvesandjegerlarver, vil også antall voksne dyr øke etter hvert.



Figur 4.12. Resultater av negative binomiale modeller på effekten av lusing av lupin på antall elvesandjegerlarver i første stadium. Signifikansnivå: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1.



Figur 4.13. Resultater av negative binomiale modeller på effekten av lusing av lupin på antall elve-sandjegerlarver i andre stadium. Signifikansnivå: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.



Figur 4.14. Resultater av negative binomiale modeller på effekten av lusing av lupin på antall elv-sandjegerlarver i tredje stadium. Signifikansnivå: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1.

4.6 Anbefalinger

Totalkartlegginger gir god oversikt over den romlige fordelingen av elvesandjeger på lokalitetene. Resultatene viser at det finnes noen kjerneområder hvor elvesandjegerlarver finnes i høy tetthet og hvor det har vært kontinuerlig forekomst siden 2018, samt områder hvor forekomsten viser større variasjon over tid. Kjerneområdene med kontinuerlig forekomst er viktige å ta vare på, siden de fungerer som kildepopulasjon til andre områder. Utvalgskartlegging vil sannsynligvis ikke kunne fange opp denne dynamikken på samme måte, i og med at det er stor romlig variasjon i det totale området brukt av elvesandjeger, både innen og mellom år.

Lusing av lupin har generelt sett hatt positive effekter på forekomst av elvesandjegerlarver av ulike stadier. Særlig har det vært positiv utvikling i områdene som har vært luket i tre år på råd. Samtidig viser resultatene at lusing kan påvirke det tredje larvestadiet negativt, og resultatene våre støtter Midtnorsk Naturundersøkelses vurdering at områder som har blitt luket flere ganger (og hvor behovet for lusing nå har blitt redusert) lukes hvert andre år for å redusere tråkkbelastningen (Solberg & Vullum 2022). Lusing bør utføres tidlig på sommeren, når røttene er mindre utviklet og før lupinplantene setter frø. Det må imidlertid legges vekt på at av de 25 lokaliteter som har blitt luket i tre sammenhengende år, var bare to lokaliteter fullstendig ryddet i 2022. Dette har vært snakket om å legge klopper (stein) for å kanalisere ferdsele av fiskere i Kregnesteigen (K. A. Solberg, pers. medd.). Dersom det gjøres, bør det følges opp med undersøkelser av hvorvidt tiltaket fungerer. Storrønningen er ellers fast luftested for noen med hund(er), og sandflatene her blir til stadighet helt nedtråkket. NINA har bedt Statsforvalteren vurdere ferdselsforbud her. En kunne også tenke seg å teste inngjerding av deler av områdene, slik at ferdsele kan styres til steinete områder fremfor sand- og siltområder.

Tilstedeværelse av stadium 1-larver av elvesandjeger viser mest sannsynlig de beste habitatene for arten i det aktuelle området denne sesongen. Stadium 1-larver er nylig plassert nettopp der av sine mødre, som har vurdert dette som det beste oppvekstmiljø for sitt avkom. Basert på observasjoner i felt ser det ut som om hunnene velger eggleggingssted etter 1) sandens kornstørrelse, dvs. silt, og 2) høyde i terrenget i forhold til flom, og 3) at de velger steder hvor det er eldre larvestadier til stede fra før, framfor arealer uten larver. Det andre larvestadiet varer fra ca. midtsommer til utover høsten, hvor de overvintrer til våren og skifter hud til 3. stadium tidlig på sommeren. Både overvintring og vårfloam kan gi økt dødelighet i dette stadiet, og teoretisk sett burde derfor antall 3. stadiumslarver om sommeren være færre enn antall 2. stadiumslarver sent på sommeren/høsten. Dette er ikke alltid tilfellet i observasjonene, og dette skyldes sannsynligvis at det finnes larver i sanden som i perioder ikke har hull, f.eks. under hudskifte. Hullene må vedlikeholdes av larven for å synes på overflaten, en regnskur er nok til at hullet tettes igjen og ikke synes under tellingene. Det er derfor helt avgjørende at tellingene foregår på tidspunkt hvor det har vært lenge nok oppholdsvær. Utviklingen av elvesandjeger fra første larvestadiet til voksne individer er altså sensitive for flere variabler og hendelser (substrat, flom, vegetasjon, småskala topografi, mfl.), som fører til stor romlig variasjon i forekomsten.

Dronebilder kan brukes for å kartlegge elvesandjegerens lokaliteter og gjøre det enklere å isolere effekter av lupinluking fra andre variabler, som tilgjengelig substrat, vegetasjonstetthet og småskala strukturer i landskapet. Vi tror at drone-deriverte høyoppløselige arealdekkkart kan brukes til å overvåke endringer i vegetasjonens tetthet og areal med eksponert sand, og dette kan være forklaringsvariabler for de endringene i populasjonenes fordeling vi observerer fra år til år. Ved hjelp av fotogrammetri kan det lagres 3-dimensjonale, digitale høydemodeller over lokalitetene, som er svært relevante for elvesandjeger, ettersom voksne individer ser ut til å foretrekke forhøyninger i terrenget fremfor forsenkninger. Høydemodellene kan også brukes til å modellere fuktighet (wetness index) og soleksponering, som sannsynligvis også påvirker valg av eggleggingssteder. Her er det forekomst av det første larvestadiet i forhold til høydemodellen som kan si noe om valg av lokaliteter til egglegging, mens forekomst av det andre og tredje larvestadiet bestemmer overlevelsesraten under ulike landskapsforhold. Alle disse variablene kombinert kan gjøre det mulig å identifisere de best egnede habitatene og prioriterte områdene for fremtidige forvaltningstiltak. En nærmere beskrivelse av testing av dronebilder og vurdering av potensialet for droner i overvåking vil bli presentert i rapport i mars 2023. Dette blir fulgt opp fram mot mars 2023.

Biologisk fagekspertise og erfaring med telling av elvesandjegerhull er likevel uunnværlig for å overvåke bestandene av elvesandjeger. For å få bedre grep om oppdagbarhet og variasjon mellom ulike observatører og på ulike tidspunkter (f.eks. ift. værforhold), kunne tester der samme arealene ble talt flere ganger med få dagers mellomrom, vært aktuelt. Ulempen med det imidlertid er at det kan bli for mye tråkk på sandarealene. Elvesandjeger trekker seg tydelig (egen erfaring) unna steder hvor det over tid er for mye tråkk. Det viktigste er å videreføre tidsseriene på lokalitetene, både de som er luket og de som ikke er det, for slik også å gi råd om framtidig prioritering av skjøtsel.

5 Stor elvebreddedderkopp

5.1 Bakgrunn om arten

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



Figur 5.1. Stor elvebreddedderkopp forekommer i Norge bare ved seks vassdrag i Trøndelag, og er kjent fra ca. 20 lokaliteter ved Gaula. Foto: Oddvar Hanssen.

Stor elvebreddedderkopp (**Figur 5.1**) graver et silkeforet rør ned i løs sand, og jakter derfra på byttedyr som biller, fluer, og andre invertebrater (Åkra 2010). Edderkoppen er toårig, og voksne individer kan påtreffes det meste av året. Stor elvebreddedderkopp er, i likhet med elvesandjeger (se seksjon 4.1), avhengig av naturlig dynamikk i leveområdene hvor det etter flom dannes nye sand- og grusflater mens de gamle gror igjen (**Figur 5.2**). utfordringene knyttet til en langsiktig forvaltning av bestanden av stor elvebreddedderkopp er derfor de samme som hos elvesandjeger. Det vil si fragmentering og kvalitetsreduksjon av artenes habitat på grunn av landbrukets arealbruk, flomforbygninger, vassdragsregulering og gjengroing med fremmedarter som hagelupin. Ved Gaula foregår det også en generell gjengroing av elvebreddene, forårsaket av omfattende masseuttak fra elvebunnen som har senket elva.

5.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel

Aktuelle tiltak for arten er luking av lupiner (hittil utført i regi av Midtnorsk naturundersøkelse) med sikte på åpne gjengrodd areal. Skjøtsel er utført i 2020, 2021 og 2022 på lokalitetene Stor-rønningen og Kregnesteigen og i 2022 på Fornes, se kap. 4.2 og **Figur 4.4** for detaljer.

5.3 Datainnsamling

Kartlegging av stor elvebreddedderkopp var uregelmessig før 2021, og fra 2020 har vi kun data fra Storrønningen. Fra 2021 har vi septembertellinger kun for Storrønningen og Kregnesteigen. Under feltarbeidet på elvesandjeger i uke 26 og 32 ble det også notert forekomst av hull og/eller individer av stor elvebreddedderkopp. På de fire lokalitetene ble det i uke 26 bare observert hull etter små juvenile edderkopper, men siden disse kan sammenblandes med liten elvebreddedderkopp (*Arctosa stigmosa*), ble de ikke registrert under denne tellingen. I uke 32 ble det observert store hull som bare kan være av stor elvebreddedderkopp (semiadult eller adult). Hovedtelling av stor elvebreddedderkopp ble foretatt i uke 39 (28. og 29. september), og da ble alle hull registrert. For de juvenile antar vi at de aller fleste tilhører stor elvebreddedderkopp, men siden det ikke er etisk forsvarlig å ødelegge deres hull for å få ut individene til eksakt artsbestemming, må vi ta høyde for at det også kan være noen individer av liten elvebreddedderkopp blant de juvenile.

Overvåking er gjennomført som totalkartlegging av lokalitetene. Alle egnede flater med åpen sand eller grusblandet sand går over, og alle edderkopphull registreres med GPS, fortrinnsvis uten å tråkke på hullene der det er stor tetthet. Frittstående individer noteres også, men da arten er nattaktiv og har gode kamouflasjefarger, er tall fra disse observasjonene mindre pålitelige enn tall på selve fangsthullene. Det ligger også en liten usikkerhet i antall observerte hull, da samme edderkopp i noen tilfeller synes å lage flere hull. Når man finner to hull ved siden av hverandre og det ene er rundt og godt vedlikeholdt og det andre er delvis falt sammen, mistenkes begge å være laget av samme individ.

Data er tilgjengelige i Artskart via NINAs insektbase (<https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb>; Ødegaard 2022).

5.4 Datanalyser

Bare observasjoner fra september ble inkludert i analyser, for å unngå dobbelttelling av individer. Som for elvesandjeger (kap. 4.4), beregnet vi vektet tetthet av stor elvebreddedderkopp. Vektet tetthet ble beregnet med bruk av «Point density»-verktøyet i den romlige analyse-verktøykassa i ArcGIS, med variabelen av interesse spesifisert i populasjonsfeltet. Tetthetskartene ble beregnet med en output-celle på 2 m og en sirkulær naboskapsradius på 10 m. Dette betyr at tettheten for hver celle er utledet fra antallet observasjoner innen 10 m, delt på arealet av sirkelen med denne radiusen, som da gir antall observasjoner per m². Denne metoden ble valgt i stedet for å bruke det absolutte tallet på observasjoner for å ta høyde for usikkerhet i GPS-posisjoner for hver observasjon. «Point density»-verktøyet gjør det også mulig å vekte tetthet med et populasjonsfelt. Dette er viktig fordi GPS-koordinatene ikke representerer enkeltobservasjoner (som er den normale inputen i heatmaps), men heller en telling av alle hull på det punktet.

Det vektete tetthetskartet viser fordelingen av stor elvebreddedderkopp innenfor lokalitetene og hvor det finnes hotspots. Den gjennomsnittlige tettheten av juvenile og voksne ble hentet ut for hvert av de lukede polygonene og for de ikke-lukede polygonene og kombinert i en dataramme i R Studio 4.1.2 med bruk av R-pakkene «raster» og «dplyr». For å beregne antallet observasjoner fra tetthetsskåren multipliserte vi tetthet med areal for hvert område. Vi brukte en Poisson-lineær regresjon for å undersøke effekten av luking på antallet juvenile og voksne. Bare data fra Storrønningen og Kregnesteigen er inkludert i analysene. Residualene ble simulert og plottet med bruk av R-pakken «DHARMA». Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.



Figur 5.2. Hull av stor elvebreddedderkopp til venstre og hull av elvesandjeger-larve i 3. stadium til høyre. I Norge forekommer disse to artene sammen bare på fire lokaliteter ved Gaula, disse er fotografert ved Kregnesteigen. Foto: Oddvar Hanssen.

5.5 Resultater

I uke 32 ble det på Fornes, Storrønningen, Kregnesteigen og Gravråk ble det observert hhv. 2, 3, 2 og 1 store hull. Edderkoppen kunne skimtes nede i alle unntatt ett hull.

Hovedtellingen av stor elvebreddedderkopp ble foretatt i uke 39 (28. og 29. september), hvor det til sammen på de fire lokalitetene ble observert 46 hull av voksne hunner og 232 hull av juvenile individer. Fordelingen på lokalitetene var for Fornes 4 ad. og 37 juv., for Storrønningen 18 ad. og 42 juv., for Kregnesteigen 9 ad. og 118 juv., og for Gravråk 15 ad. og 35 juv (**Tabell 5.1**). Hullene som edderkoppene graver så sent på høsten, er primært for overvintring, men at de også brukes som utgangspunkt for fangst av byttedyr, er sannsynlig, i det de voksne edderkoppene ofte går til angrep på et gress-strå om man pirker med det i åpningen på hullet. Disse åpne hullene blir i løpet av oktober tettet igjen av sand og småstein, og sees som små hauger på sandflaten.

Tabell 5.1. Totalt antall observasjoner av stor elvebreddedderkopp fra september-telling i 2020, 2021 og 2022. Antallene representerer hull av juvenile/voksne edderkopper. Antallene er resultat av total-kartlegginger, der innsats er antatt å være lik over år. For Kregnesteigen, Fornes og Gravråk M er det i hhv. 2020 (alle tre) og 2020 og 2021 (Fornes og Gravråk M) telt på andre tidspunkter, og tallene er da ikke sammenlignbare.

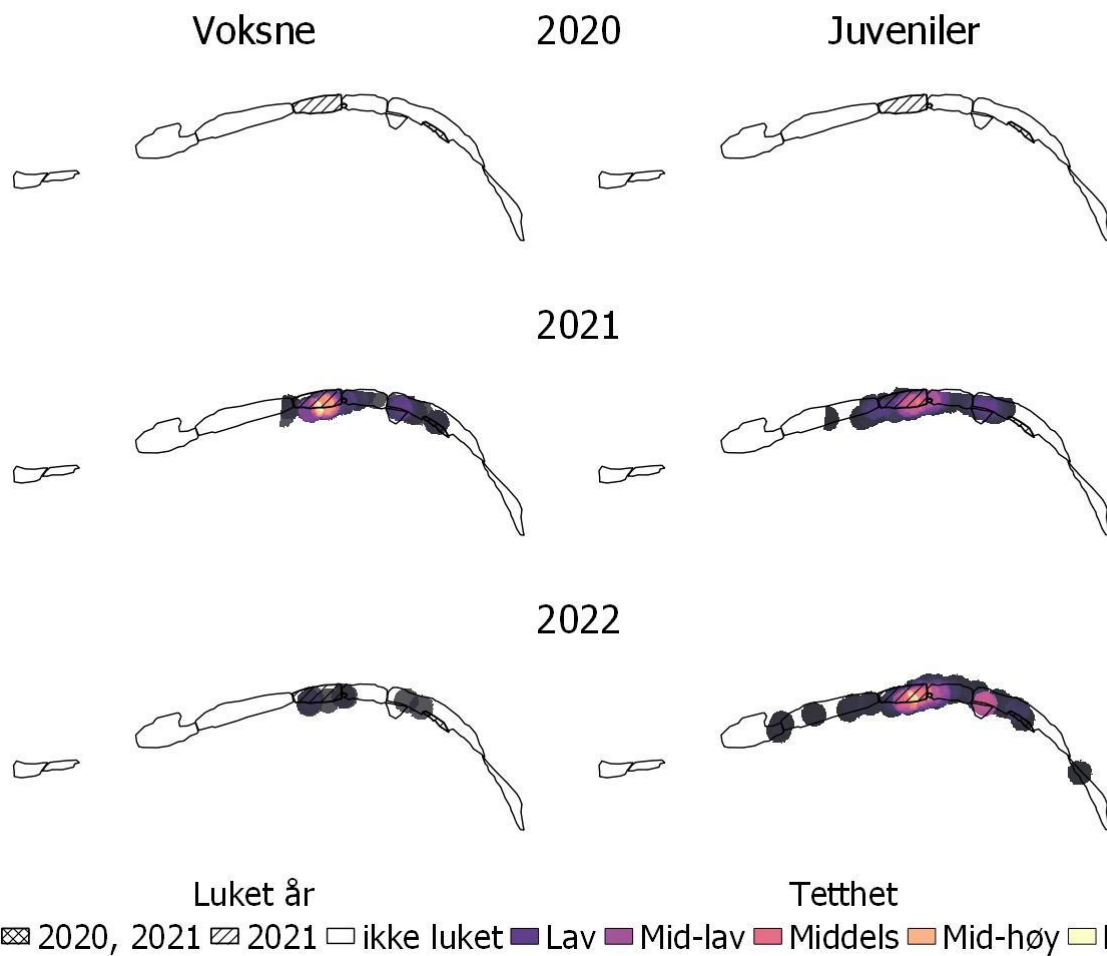
	2020	2021	2022
Fornes	-	-	37/4
Storrønningen	30/18	110/111	42/18
Kregnesteigen	-	81/94	118/9
Gravråk M	-	-	35/15



Figur 5.4. Det er to kjerneområder på Storrønningen hvor stor elvebreddedderkopp har blitt observert med høye tall siden 2020.

Kjerneområdet for stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen er knyttet til fire områder (**Figur 5.5, Figur 5.6**). Det har vært en reduksjon av antallet voksne i disse områdene mellom 2021 og 2022, mens antallet juvenile har økt.

Kregnesteigen



Figur 5.5.- Heatmap med forekomst av voksne og juvenile individer av stor elvebreddeadderopp på Kregnesøra, Melhus kommune, Trøndelag. NB – det ble ikke gjennomført tellinger av stor elvebreddeadderopp i 2020.



Figur 5.6. Kjerneområder for stor elvebreddedderkopp på Kregnesteigen.

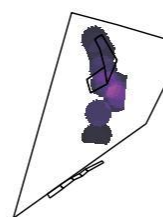
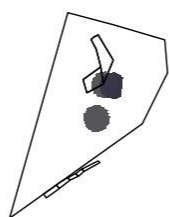
Figur 5.7 og **Figur 5.8** viser hvordan juvenile og voksne fordelte seg på hhv. Fornes og Gravråk i 2022.

Fornes

Voksne

2022

Juveniler



Luket år

⊗ 2020, 2021

▨ 2021

□ ikke luket

Tetthet

■ Lav

■ Mid-lav

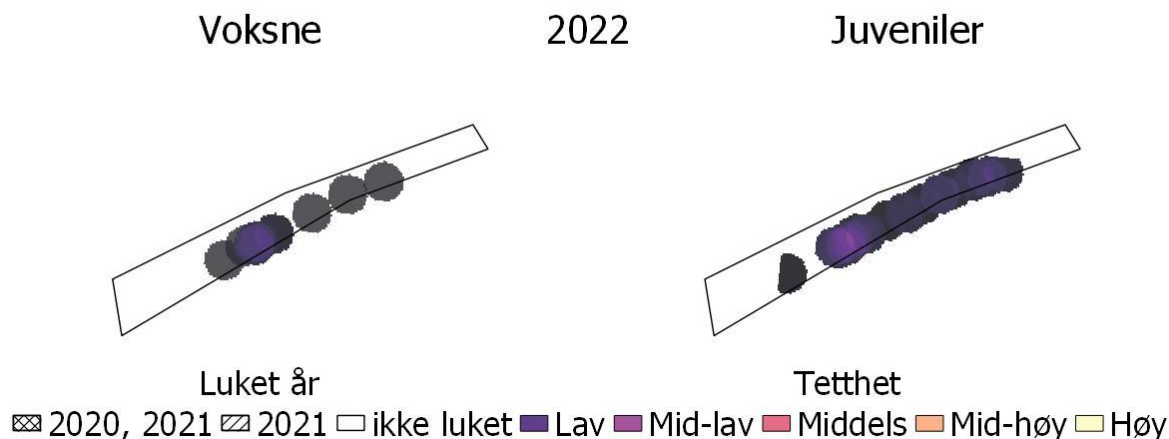
■ Middels

■ Mid-høy

■ Høy

Figur 5.7. Heatmap med forekomst av voksne og juvenile individer av stor elvebreddedderkopp på Fornes, Melhus kommune, Trøndelag. Tellingene ble bare utført i 2022.

Gravråk



Figur 5.8. Heatmap med forekomst av voksne og juvenile individer av stor elvebreddedderkopp på Gravråk, Melhus kommune, Trøndelag. Tellingene ble bare utført i 2022.

Resultatene av de statistiske analysene viser at vi per 2022 ikke ser en positiv effekt av å luke lupiner (Tabell 5.2, Tabell 5.3). Tvert imot så vi en negativ effekt av lusing i 2022 på voksne individer, og en noe mindre, ikke signifikant effekt på juveniler. Resultatene viser at edderkoppene er sensitive til forstyrrelsene som lusing medfører, og at lusing av lupiner i 2021 og 2022 hadde negativ effekt på både voksne og juveniler, om enn ikke signifikant. Arealer som ble luket i 2020, 2021 og 2022 hadde en liten positiv effekt, men igjen, denne var ikke signifikant. Antallet voksne i 2022 er signifikant korrelert til antallet voksne i 2021, noe som viser betydningen av kjerneområder på lokalitetene.

Tabell 5.2. Resultater fra generaliserte lineære modeller med poisson-fordeling på antallet voksne i 2022 som funksjon av antallet voksne i 2021, samt av areal luket.

Voksne	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)	Sig. Level
(Intercept)	-3,5009	1,6091	-2,176	0,0296	*
a21obs	1,7654	0,7512	2,35	0,0188	*
Luket2020,2021,2022	1,1299	1,9018	0,594	0,5524	
Luket2021,2022	-19,7412	11346,05	-0,002	0,9986	
Luket2022	-21,8912	9,4029	-2,328	0,0199	*

Tabell 5.3. Resultater fra generaliserte lineære modeller med poisson-fordeling på antallet juveniler i 2022 som funksjon av antallet voksne i 2021, samt av areal luket.

Juveniler	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)	Sig. Level
(Intercept)	-2,5258	1,1846	-2,132	0,033	*
j21obs	0,6574	0,7844	0,838	0,402	
Luket2020,2021,2022	1,6594	1,2886	1,288	0,198	
Luket2021,2022	-16,547	3799,783	-0,004	0,997	
Luket2022	-8,6415	13,5027	-0,64	0,522	

5.6 anbefalinger

Resultatene fra årets analyser antyder at edderkoppen er svært sensitiv til lusing, og det ser ut til å ta to-tre år å komme tilbake til antallet før lusing ble gjennomført. Juveniler ser ut til å være noe mer resiliente enn voksne. Vi understreker imidlertid at dette er få og kortsiktige data, og tidsseriene bør forlenges for å få bedre forståelse av variasjonene i elvebreddeedderkopp-bestandene. Før feltarbeidet i september var det en regn-flom som oversvømte alle sandarealene, og som førte til relativt store endringer. Effekten av dette på årets data – og eventuelle samvirkninger med lusing – er vanskelig å fastslå. Se ellers anbefalinger for elvesandjeger.

Flere analyser bør også gjennomføres for å få mer kunnskap om hvilke miljøforhold som avgjør artens habitatseleksjon, slik at tiltak kan gjennomføres på en enda mer skånsom måte, med mindre effekter på edderkoppen. Droner kan bidra til å samle data på noen av disse miljøvariablene, slik som soleksponering, helning og eksposisjon, fuktighet, vegetasjonstetthet og substrat, men også variabler knyttet til varighet, frekvens og intensitet av flomhendelser bør inkluderes.

6 Klippeblåvinge

6.1 Bakgrunn om arten

Klippeblåvinge, *Scolitantides orion*, er en dagsommerfugl med meget begrenset forekomst i Norge. Artens bestand har gått kraftig tilbake de siste tiårene, og i 2021 fantes arten bare på noen lokaliteter i Halden (Endrestøl mfl. 2022). Arten er derfor vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter (Elven mfl. 2021a) og utvalgt som prioritert art etter naturmangfoldloven. Klippeblåvinge trives i (semi-)åpne habitater, og artens nedgang er ofte tilknyttet gjengroing eller endret bruk av tidligere egnede arealer (Jansson 2013, Marttila mfl. 2000).

Til tross for at vertsplanten smørbukk (*Hylotelephium maximum*) er en vanlig (LC) art i Sør-Norge, finnes klippeblåvinge utelukkende på lune svaberg og klipper ved kysten. Om våren legger klippeblåvinge egg på vertsplanten hvoretter larvene lever av planten før de finner et sted for overvintring på bakken som puppe (Eliasson mfl. 2005). Fra studier i Sverige, er det kjent at vertsplanter med høyt antall bladpar og i nærheten av nakent berg blir foretrukket for egglegging (Jansson 2013).

Overvåking av klippeblåvingepopulasjonen har foregått årlig siden 2007, og noen av populasjonene (f.eks. ved Hov-Torpbukta) har blitt kartlagt metodisk og geografisk likt siden 2012. I 2022 er populasjonsovervåkingen videreført i fem områder: Sponvika, Nokkedal, Hov, Monolittbruddet og Torpbukta. I tillegg har NINA kartlagt gjennomført skjøtsel og utsettelse av klippeblåvingelarver og smørbukk på kjente forekomster i Hov og Monolittbruddet.

6.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel

Skjøtsel og bevaringstiltak er i hovedsak gjennomført i regi av Jakobsen bioforsk, miljø- og artsforvaltning, som har fått statlige tilskuddsmidler. I 2021 og 2022 ble bevaringstiltak gjennomført på to dellokaliteter i Hov: dellokalitet 9 (heretter: «Monolittbruddet») og østre delen av dellokalitet 12 (heretter: «Hovsbruddet») jf. Endrestøl & Bengtson (2019). På Monolittbruddet ble pluggplanter av vertsplanten smørbukk satt ut (se under). På Hovsbruddet har det blitt ryddet for trær i 2021 og igjen i 2022 med mål å åpne opp skråningen/steinbruddet som ligger nord for forekomsten (**Figur 6.1**). I tillegg ble det satt ut både pluggplanter av smørbukk og larver av klippeblåvinge (se under). Ved Hovsbruddet har altså ulike forvaltningstiltak blitt gjennomført samtidig; både tiltak siktet mot å forbedre klippeblåvingens habitat, samt forsøk til å øke bestandsstørrelsen til vertsplanten og sommerfuglen direkte, i form av utsetting.

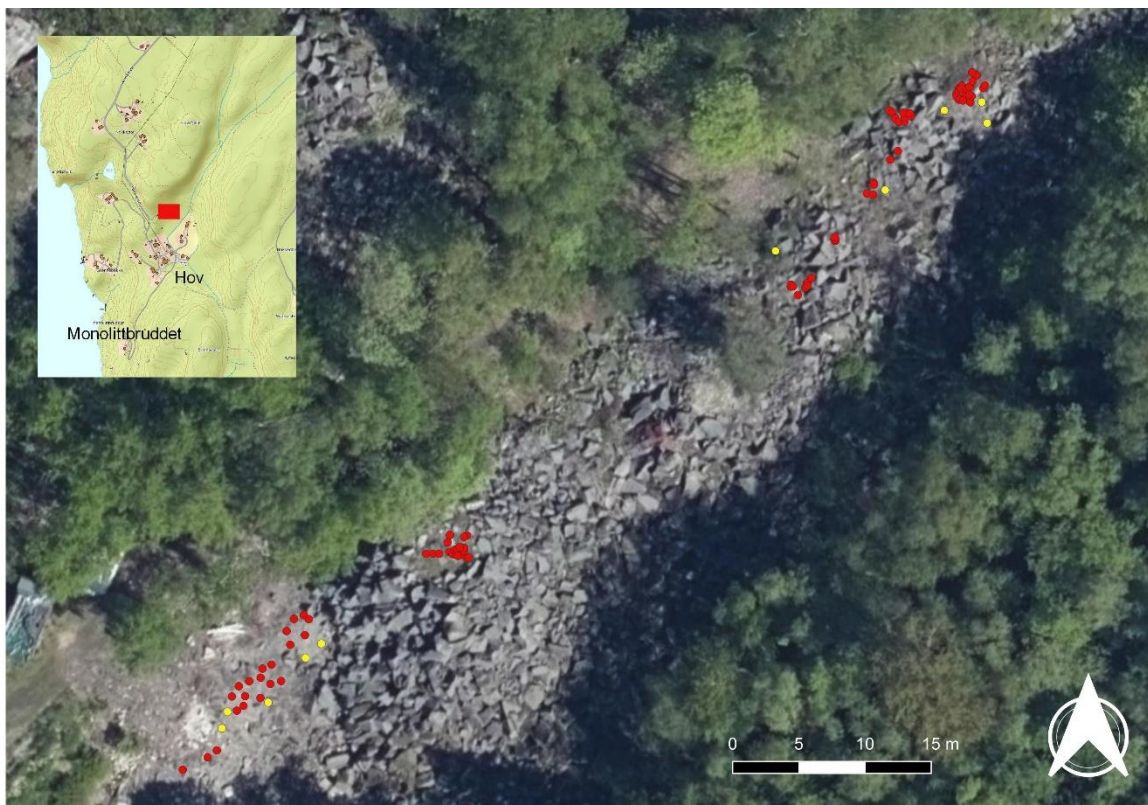


Figur 6.1. Østre delen av dellokalitet 12 «Hovsbruddet» i Hov jf. Endrestøl & Bengtson (2019) før (til venstre) og mens (til høyre) skjøtsel ble utført den 12. oktober 2022. Foto: Ruben E. Roos og Anders Endrestøl.

Utsetting av smørbukk og klippeblåvingelarver

Den 10. september 2022 ble 96 pluggplanter av smørbukk satt ut på Hovsbruddet, og 73 pluggplanter på Monolittbruddet i regi av Jakobsen bioforsk, miljø- og artsforvaltning. Totalt ble det satt ut 169 pluggplanter. NINA (Ruben E. Roos, Marianne Evju, Megan Nowell) var på befarings den 12. oktober 2022 og markerte 87 av pluggplantene på Hovsbruddet samt 63 pluggplanter på Monolittbruddet med flagg og et individuelt følgenummer, totalt 150 pluggplanter. Posisjonen til 147 pluggplanter ble i tillegg kartfestet med høypresisjons-GPS (**Figur 6.2**, **Figur 6.3**).

Jakobsen satte 3. juli ut 100 klippeblåvingelarver på Hovsbruddet. Larvene var fordelt på 10 pletter med smørbukk, som ble plassert i terrenget (**Figur 6.4**). NINA (Ruben E. Roos, Anders Endrestøl) registrerte posisjonen til pottene den 8. september 2022 med høypresisjons-GPS (**Figur 6.2**).



Figur 6.2. Kart over delområde «Hovsbruddet» hvor utsetting av potter med larver av klippeblåvinge er markert som gule prikker og utsetting av pluggplanter av smørbukk som røde prikker.



Figur 6.3. Kart over delområde «Monolittbruddet» hvor utsetting av pluggplanter av smørbukk er markert som røde prikker.



Figur 6.4. Tre av ti pottes med smørbuk og klippeblåvingelarver (røde piler) som er satt ut på Hovsbruddet (til venstre). Detaljbilde av en av pottene (til høyre). Foto: Anders Endrestøl, Ruben E. Roos.

6.3 Datainnsamling

Populasjonsovervåking

Basisovervåking av populasjonen av klippeblåvinge ble i Halden kommune i 2022 videreført på følgende områder: Torpbukta, Monolittbruddet, Nokkedal, Hov og Sponvika. Som tidligere år (se eksempelvis Endrestøl mfl. 2022) ble det lagt vekt på søk etter egg og larver av klippeblåvinge, og feltarbeidet ble derfor gjennomført i samme tidsperiode som tidligere år. Området Torpbukta (Torpbukta-Steinbruddet [N]) ble besøkt 14. juni, Nokkedal, Hov og Monolittbruddet ble besøkt 17. juni, og Sponvika 13.- 15 juni og 22.- 23. juni.

På de nevnte områdene ble alle planter av smørbuk undersøkt, og larver og egg notert. Som tidligere år ble det også samlet inn maur fra larver av klippeblåvinge. Siden det ble påvist svært få larver i Torpbukta, Hov og Monolittbruddet, ble det ikke samlet inn maurprøver der i 2022.

Vi talte også i 2022, som en videreføring av tidligere overvåking, smørbukplanter og egg av klippeblåvinge i to forhåndsdefinerte ruter (hver på rundt 25 m²) ved «Lilleneset» i Torpbukta og ved Kjellvik.

I områdene Steinbruddet [N], Kjellvik og Torpbukta har det i en årrekke vært logget lokalklimatiske forhold (temperatur og luftfuktighet). I 2021 ble disse loggerne erstattet av nye loggere, slik at det nå logges temperatur og luftfuktighet (i halvskygge), samt lysintensitet og temperatur (i full sol).

På grunn av tekniske problemer (endringer) i programmet som benyttes til deler av kartleggingen (Qfield) er data tapt for deler av området, og det er derfor ikke data for Nokkedal, Monolittbruddet og deler av Torpbukta.

Den over nevnte metodikken benyttet i basisovervåkingen kan også benyttes til tiltaksovervåking. Forskjellen vil være at man ikke totalkartlegger område med tanke på den total bestandens svingninger, men at man definerer et areal basert på tiltakets antatte geografiske virkning og kartlegger dette på en standardisert måte over år. I tiltakskartlegging vil man også kunne

inkludere andre kartleggingsparametere basert på tiltakets karakter, eksempelvis tresjikt eller dekning av smørbukk.

Data fra basisovervåkingen er tilgjengelig her: https://ipt.nina.no/resource?r=orion_mapmon (Endrestøl & Bengtsson 2022).

Effektovervåking

For alle pluggplanter på begge lokaliteter, unntatt 3 individer på Monolittbruddet som ikke kunne nås pga. glatte svaberg, ble antall skudd, bladpar, evt. blomst, og substrattypen registrert.

6.4 Datanalyser

Det er ikke gjennomført statistiske analyser av data fra populasjonsovervåkingen, men data er sammenstilt på lik linje med tidligere år (Endrestøl mfl. 2022, Evju mfl. 2022). For effektovervåkingen er det begrenset med data som kan analyseres, men forskjellen i antall bladpar og skudd på pluggplanter av smørbukk mellom Hovsbruddet og Monolittbruddet ble testet med bruk av «Generalized Linear Models» (med Poisson fordeling) i R.

6.5 Resultater

Populasjonsovervåking

Det ble funnet totalt 196 egg og larver av klippeblåvinge i Sponvika i 2022, hvorav 168 var egg og 28 var larver. Det ble funnet flere egg og larver i Sponvika i 2022 enn i 2021 (93 egg/larver i 2021, hvorav 79 egg og 14 larver) (**Tabell 6.1**). Mesteparten av funnene ble gjort ved kjernelokaliteten i Mølbukta. Ellers ble det funnet flere egg og larver på Mølodden. Dette var også trenden i 2021. Det ble heller ikke i 2022 funnet egg/larver av klippeblåvinge ved Sponvikskansen på Kjeøya (sist påvist der i 2020).

Ved Hov ble det funnet 77 egg, 0 larver av klippeblåvinge. Dessuten ble det observert ett voksent individ. Dette er det høyeste antallet egg som er påvist i dette området siden det først ble kartlagt i 2014 (**Tabell 6.1**). Årlige funn her er ikke helt sammenlignbare, siden området som kartlegges her stadig er utvidet.

I Torpbukta ble det registrert 28 egg, 1 larve og 1 voksen av klippeblåvinge (**Figur 6.5**). Dette er ikke komplette data for området. Ved å ekstrapolere data fra de siste sju år med kartlegging vil resultatet fra Torpbukta tilsvare 91 egg totalt (SD=36). Det vil si at antall egg der trolig ligger på samme nivå som de to foregående år (83 i 2020 og 65 i 2021).

Smørbukkplanter og egg er kartlagt i to faste ruter i Torpbukta. Ifølge Endrestøl mfl. (2022) er resultatene fra disse kartleggingene trolig ikke representativt for området som helhet. Vi har likevel valgt å fortsette denne kartleggingen. Av **Tabell 6.2** ser man at det for første gang på flere år ble påvist egg av klippeblåvinge i ruta ved Kjellvik. Samtidig kan data fra Lilleneset tyde på at det der stadig blir flere planter av smørbukk, men at antall egg i perioden har gått ned.



Figur 6.5. Smørbukk med seks synlige egg av klippeblåvinge fra Torpbukta 14. juni 2022. Foto: Anders Endrestøl.

Tabell 6.1. Bestandsutviklingen av klippeblåvinge på overvåkingslokalitetene over tid.

År	Torpbukta		Hovsveien		Nokkedal		Monolitbruuddet		Sveen		Sponvika	
	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
2011	ca. 200	5	N/A	N/A	15	3	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2012	325	8	N/A	N/A	2	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2013	335	31	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2014	525	46	6	0	12	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2015	123	0	43	0	18	0	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2016	169	11	3	3	12	2	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2017	171	7	24	4	39	8	13	0	N/A	N/A	8	0
2018	233	22	47	7	62	4	53	5	11	5	16	3
2019	245	3	42	0	16	1	48	0	12	1	43	1
2020	83	13	31	10	19	11	17	6	2	1	42	15
2021	65	2	62	2	130	3	37	0	7	0	101	14
2022	28*	1*	77	0	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	N/A*	168	28
Totalt	2642	149	335	26	325	32	168	11	32	7	378	61

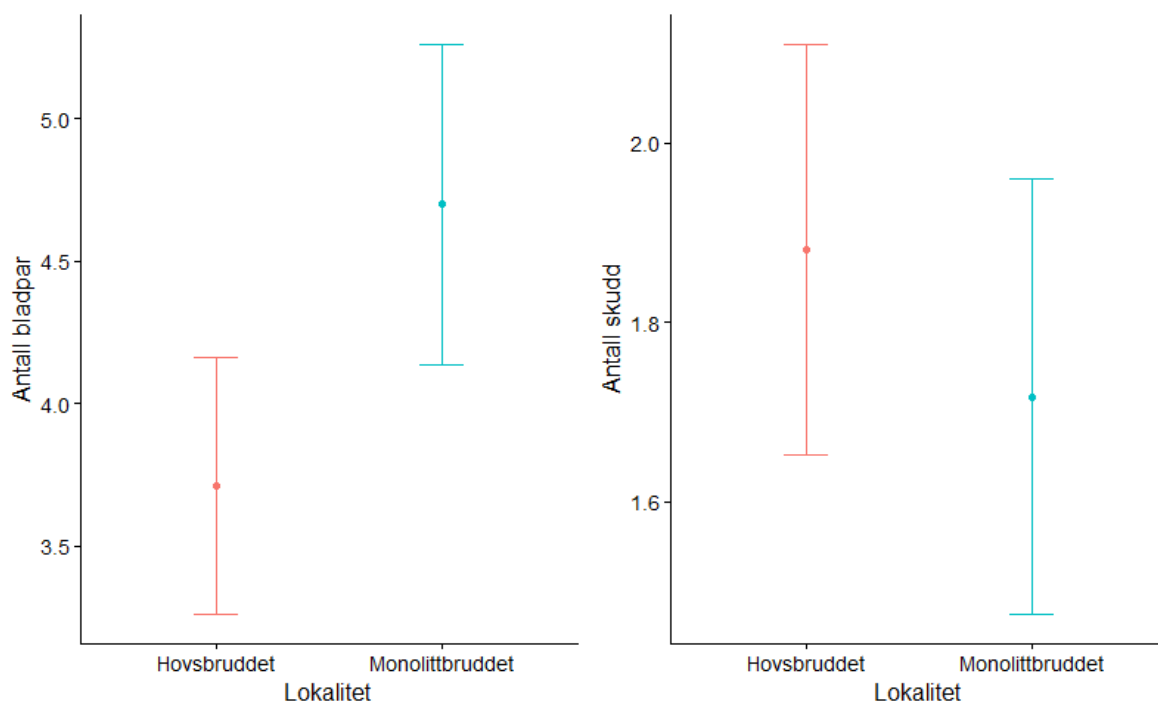
* ikke komplette data

Tabell 6.2. Resultater av tellinger av smørbukk og egg av klippeblåvinge i to ruter i Halden årlig i perioden 2010–2022. E (antall egg i ruta) / SB (antall smørbukk i ruta) = antall egg pr. plante (antall planter pr. m^2).

År	Kjellvik E/SB (SB/ m^2)	«Lilleneset» E/SB (SB/ m^2)	Totalt E/SB (SB/ m^2)
2010	0/63 = 0 (2,5)	52/48 = 1,083 (1,9)	52/111 = 0,468 (2,22)
2011	7/57 = 0,123 (2,28)	20/41 = 0,488 (1,6)	27/98 = 0,276 (1,96)
2012	0/37 = 0 (1,48)	23/39 = 0,590 (1,56)	23/76 = 0,303 (1,52)
2013	2/46 = 0,043 (1,84)	10/27 = 0,370 (1,08)	12/73 = 0,164 (1,46)
2014	0/41 = 0 (1,84)	8/26 = 0,308 (1,04)	8/67 = 0,119 (1,34)
2015	0/56 = 0 (2,24)	1/34 = 0,029 (1,36)	1/90 = 0,011 (1,80)
2016	0/55 = 0 (2,2)	13/34 = 0,382 (1,36)	13/89 = 0,146 (1,78)
2017	0/16 = 0 (0,64)	6/51 = 0,118 (2,04)	6/67 = 0,089 (1,34)
2018	0/26 = 0 (1,04)	4/51 = 0,078 (2,04)	4/77 = 0,051 (1,54)
2019	0/42 = 0 (1,68)	14/74 = 0,189 (2,96)	14/116 = 0,121 (2,32)
2020	2/77 = 0,026 (3,08)	8/76 = 0,105 (3,04)	10/153 = 0,065 (3,06)
2021	0/35 = 0 (1,4)	1/50 = 0,02 (2)	1/85 = 0,018 (1,7)
2022	2/26 = 0,08 (1,04)	1/75 = 0,01 (3)	3/101 = 0,030 (2,02)

Effektovervåking

I alt 143 av de 150 registrerte pluggplantene av smørbukk var i live i oktober. De fleste individene hadde også formert nye skudd til neste år (men disse er ikke talt som bladpar og skudd). Antall bladpar på pluggplanter på Monolittbruddet var noe større enn på Steinbruddet ($p = 0,004$), noe som kan føre til at de har større sjanse til å overleve og potensielt er mer attraktivt for egglegging. Det var ikke noe forskjell i antall skudd mellom de to lokalitetene (**Figur 6.6**).



Figur 6.6. Antall bladpar (til venstre) og antall skudd (til høyre) for pluggplantene av smørbuk som ble satt ut på Hovsbruddet og Monolittbruddet i 2022. Figuren viser gjennomsnittlig antall +/- 95% konfidensintervall.

6.6 Anbefalinger

Populasjonsovervåking

Basisovervåkingen anbefales å fortsette for å få bedre kunnskap om hvorvidt artens tilstand bedres over tid i tråd med overordnede mål. Basisovervåkingen er en overvåking som har foregått over år og har dermed en tidsserie som ikke er knyttet til tiltak. Basisovervåkingen er særlig viktig som referanse på lokalitetene Hovsveien og Monolittbruddet hvis effektene av skjøtsel og utsetting av smørbuk og klippeblåvingelarver skal overvåkes (se under). Det vil også være viktig å fortsette basisovervåkingen på strekningen Torpbukta-Steinbruddet [N], der vi har en langtidsserie på antall egg.

Effektovervåking

NINA har forsøkt å legge til rette for at noen av bevaringstiltakene som har blitt gjennomført i 2022, kan overvåkes til neste år. Dette gjelder først og fremst utplanting av pluggplanter av smørbuk. Med overvåkingsopplegget som er iverksatt nå, blir det mulig å fastslå om pluggplantene som er satt ut i år overlever til neste år, og om de blir brukt som vertsplanter av klippeblåvinge. Vi foreslår å utvide overvåkingsopplegget slik at det blir mulig å estimere den totale smørbukbestanden og i hvilken grad utsettelse av pluggplantene har økt bestanden på de to delokalitetene i Hov. Dette kan gjøres enten gjennom tradisjonelle overvåkingsmetoder eller potensielt med bruk av drone og maskinlæring.

Bruk av droner til overvåking ble testet på Hovsbruddet og ved Monolittbruddet i oktober 2022, finansiert over NINAs interne midler. Droner kan potensielt identifisere egnet habitat for klippeblåvinge, og om smørbuk finnes i de områdene som har gunstige forhold til sommerfuglen, basert på digitale høydemodeller (DEM), men dette må undersøkes nærmere. Soleksponering og fuktighetsindekser kan bli beregnet, og i kombinasjon med forekomst av smørbuk kan potensielt egnet habitat til klippblåvinge identifiseres i mye større detalj enn ved tidligere metoder. Den høye oppløsningen til DEM betyr at komplekst terreng, som steinbruddet – men også mer

naturlige områder, vil kunne kartlegges, og droner kan være nyttige for å overvåke endringer i habitat, f.eks. gjengroing. Bruk av drone kan også være et godt hjelpemiddel i vanskelig tilgjengelige områder – som det er mange av i klippeblåvingens leveområder – og bidra til å samle data uten risiko for liv og helse.

Fordi det ikke er registrert forekomst av smørbukk på lokalitetene før skjøtsel (rydding av trær i 2021) ble gjennomført, er det ikke mulig å konkludere om skjøtselstiltakene på Hovsbruddet har ført til en økning i smørbukkbestanden. Likevel finnes det en relativt tett bestand av smørbukk (**Figur 6.7**). Det vil være relevant å fastslå i hvilken grad smørbukk klarer å etablere seg i de områdene som er ryddet for trær i 2022.

Målrettet innsamling, oppformering og utsetting kan være relevante bevaringstiltak for truede arter, og et utkast til nasjonale retningslinjer har blitt utarbeidet av Tingstad & Endrestøl (2021). Kort oppsummert fastslår Tingstad & Endrestøl (2021) at det kreves en grundig og kritisk gjennomgang av tilgjengelig kunnskap om arten, og at risiko til f.eks. donorpopulasjonen bør vurderes før man beslutter for bevaringsutsetting. I tillegg bør det utarbeides en langsiktig plan som legger til rette for overvåking og oppfølging etter at utsetting er gjennomført slik at man får god oversikt over tiltak og effekt for arten. For å sikre systematisk arbeid som ev. kan gjenbrukes eller justeres, er det viktig at alle trinn i utsettelsesprogrammet, fra høsting av individer fra donorpopulasjonen til avlsmetodikken og re-introduksjon, blir dokumentert.



Figur 6.7. Rikelig naturlig forekomst av smørbukk innenfor området som ble skjøttet i 2021 på Hovsbruddet. Røde piler markerer individer av smørbukk. Foto: Ruben E. Roos.

Hvilke vurderinger som er gjort før valget av bevaringsutsetting ved Hovsbruddet ble tatt, er ikke dokumentert. I dette tilfellet er det valgt en strategi for populasjonsforsterking (utsetting av individer av klippeblåvinge på en lokalitet hvor arten allerede var etablert) framfor reintroduksjon på en lokalitet hvor arten tidligere har vært observert, men har forsvunnet. Vi vurderer at et bedre kunnskapsgrunnlag hadde vært fordelaktig i forkant av et slikt tiltak basert på eksempelvis følgende kriterier: er lokaliteten hvor individene ble satt ut, stor nok? Er det ressurser nok i form av tilgang til vertsplanter og nektar for å støtte en bestandsøkning på lang sikt? Studier av populasjonsforsterking av sommerfugler i andre land viser at slike faktorer er viktige for om populasjonsforsterking faktisk bidrar til økte populasjonsstørrelser (Adamski & Witkowski 2007).

Tiltakene for å øke habitatstørrelsen (rydding av trær) og øke antall vertsplanter (utsettelse av smørbukk) ble i all hovedsak satt i gang etter klippeblåvingelarvene allerede var satt ut. Vi mener det kan diskuteres hvorvidt rekkefølgen i tiltaksgjennomføringen er heldig, gitt de store mulige skjøtselstiltakene som kan gjøres på denne lokaliteten. Når man nå allerede har begynt bevaringsutsettinger av både klippeblåvinge og smørbukk her, kan dette være til hinder for videre skjøtselstiltak. Gitt anbefalingene i Tingstad & Endrestøl (2021) burde man her satt inn massive skjøtselstiltak som tilbakeførte området til en omforent ønsket tilstand før man gjennomførte utsettinger. Ved Monolittbruddet ble det i 2016–2017 gjennomført regulær hogst med skogsmaskiner for å tilbakeføre området med tanke på kulturhistorien i området. Dette har hatt en positiv effekt på klippeblåvingebestanden, uten utsetting.

For å bli vurdert som et vellykket tiltak, bør utsettelsen av klippeblåvingelarver føre til en bestandsøkning på lokaliteten (populasjonen på hovedlokaliteten «Hovsveien» har vært stabilt de siste årene (**Tabell 6.1**), men det er ikke enkelt å vurdere effekten av utsettingen på populasjonsstørrelsen ved Hovsbruddet. For det første er det gjennomført mange tiltak samtidig; det er satt ut både larver og vertsplanter, i tillegg til at lokaliteten er ryddet for trær før og etter utsettingen. Dette reduserer vår mulighet til å fastslå hvilke av (eller hvilke kombinasjoner av) tiltakene som har vært mest effektive. På samme måte – dersom bestanden skulle minske – er det uvisst hvilke av tiltakene som er årsak til denne nedgangen – eller om det er andre årsaker.

Videre, fordi det er larvene som utsettes, er det ikke mulig (med mindre en tar i bruk genetiske metoder) å fastslå om voksne individer som flyr i fremtidige sesonger har sitt opphav i den naturlige forekommende, eller reintroduserte delen av populasjonen. Dette i motsetning til utsettelse av voksne individer, hvor det er mulig å overvåke introduserte dyr gjennom «fangst-gjenfangst»-metodikk (Tingstad & Endrestøl 2021, se også Adamski & Witkowski 2007), selv om dette neppe er aktuelt å gjøre i utsettingsåret. En mulig løsning er å forsøke å fastslå om bestanden på steinbruddet i Hov har utviklet seg annerledes enn andre populasjoner med bruk av populasjonstrendsanalyser. Med andre ord, hvis populasjonsstørrelsen og populasjonsfluktuasjonene på utsettingslokaliteten og de andre lokalitetene samvarierer tilbake i tid, så vil det kanskje være mulig å oppdage en «unaturlig» stor bestandsendring i Hov (i 2023 eller senere år), som i så fall kanskje kan tilskrives summen av tiltak her. Dette forutsettes at basisovervåkingen som utført hittil i år videreføres de neste årene.

NINA har sterk fagkompetanse på dette temaet og ønsker å bidra med innspill til planlegging og gjennomføring av tiltak og kobling mellom tiltak og overvåking. Dette vil bli presentert i rapport i mars 2023 og kan forhåpentligvis danne grunnlag for en mer helhetlig og langsiktig tiltaksplan for klippeblåvinge, der effektene av tiltakene som blir gjennomført kan vurderes på lik linje som for andre arter omtalt i denne rapporten.

7 Prikkrutevinge

7.1 Innledning

Prikkrutevinge, *Melitaea cinxia*, er en sommerfugl tilknyttet tørre enger og bakker. I Norge har arten hatt en sterk tilbakegang de siste tiårene og arten finnes i dag kun på den øya Rauer, som forvaltes av Forsvaret, i Fredrikstad kommune i Østfold (Endrestøl 2021). Arten er derfor vurdert som kritisk truet (CR) på Rødlista for arter (Elven mfl. 2021b).

Prikkrutevinge legger i Norge kun egg på smalkjempe (*Plantago lanceolata*). Larvene spiser fra vertsplanten, lever sosialt og utvikler et spinn over høsten. Larvene overvintrer samlet i spinnet. I snitt finnes det cirka 50 larvespinn hvert år på Rauer, men tallet varierer betydelig fra år til år (Endrestøl 2021).

Basisovervåkingen som er utført siden 2015, består av feltundersøkelsene av ulike dellokaliteter jf. Endrestøl (2021). Utvalget av dellokalitetene er basert på en helhetlig vurdering av habitat og dernest forekomsten av smalkjempe. Der hvor det er gode forekomster av smalkjempe, blir det lett grundig etter larvespinn ved å gå igjennom områdene systematisk med 3–5 meters mellomrom.

Arealet på Rauer hvor det finnes spinn, er mye mindre enn hvor det finnes voksne individer i flyvetiden (Endrestøl 2021). Dette tyder på at arten er spesifikk i sine preferanser for eggleggingssteder, mens voksne individer bruker større områder til å finne matressurser. Vitenskapelige studier fra bl.a. Nederland (WallisDeVries 2001, 2006) tyder på at egnet habitat kan beskrives som lav-produktive, åpne engarealer med variasjon i struktur (stående strø/død biomasse), hyppig forekomst av smalkjempe, og et varmt mikroklima. Ethvert forvaltningstiltak bør sikte på å bevare og utvide slike egnede habitater.

7.2 Foreslått og gjennomført skjøtsel

Det har vært utført skjøtsel for prikkertevinge på Rauer i flere år i regi av Forsvarsbygg. For store deler av Rauer foreligger det kartfestede polygoner over uegnede, egnede og potensielle åpne engområder for prikkertevinge, samt områder hvor arten er påvist (Endrestøl 2021). Frem til i år bestod skjøtselen i all hovedsak av slått med tohjulstraktor på polygon 25A og 25B. Graset ble fjernet etter slått. Det har også vært utført beitepussing av veikanter.

For å undersøke effekten av skjøtsel på vegetasjonsstruktur og -sammensetning, og for å øke områdets egnethet til prikkertevinge, ble skjøtselen utvidet med polygon 49/50 og 20 i 2022. I disse områdene har det blitt funnet spinn av prikkertevinge i tidligere år, og ble det vurdert at skjøtsel kan forbedre habitatsstrukturen for prikkertevinge. Derfor ble bringebær- og rosekratt ryddet med traktor og beitepusser, og engarealene slått med tohjulstraktor/slåmaskin den 9. og 10. august 2022 (**Figur 7.1**). Skjøtselsområdene ble kartlagt med GPS og omfatter 733 m² i delområde 49, 1103 m² i delområde 50/51, 486 m² i delområde 19 (inkludert areal utenfor delområdet) og 1018 m² i delområde 20 (inkludert areal utenfor delområdet). Skjøtselen ble utført umiddelbart etter basisovervåkingen og vegetasjonskartlegging, og arealer med larvespinn ble unngått.



Figur 7.1. Bilder før (øverst) og etter (nederst) krattrydding gjennomført på lokalitet 49/50 (til venstre) og 20 (til høyre) den 9. og 10. august 2022. Sperrebånd ble brukt for å avgrense areal med funn av larvespinn av prikkroutevinge. Foto: Ruben E. Roos.

7.3 Datainnsamling

Populasjonsovervåking

Basisovervåkingen er utført med bakgrunn i områdene som er definert i Endrestøl (2021). Mange av disse områdene har vært undersøkt siden 2015, men innsatsen har vært ulik over år slik at hvilke delområder som har blitt kartlagt, har variert (Endrestøl 2021). I 2022 ble det prioritert å starte kartleggingen i de områdene hvor det var planlagt for skjøtsel for å 1) definere konkret i felt hvilke områder som kunne skjøttes og hvilke man måtte unngå, og 2) legge til rette for effektovervåkingen (se under). Andre delområder ble kartlagt suksessivt, med hovedvekt på områder hvor det tidligere år er påvist larvespinn (**Figur 7.2**). De fleste delområdene nord for Kapteinsgården ble undersøkt. Området sør for Kapteinsgården var ikke mulig å undersøke på grunn av pågående militærøvelse.

Datsett over prikkroutevinge er gjort tilgjengelig her: https://ipt.nina.no/resource?r=meli-taea_cinxia22 (Endrestøl 2022).



Figur 7.2. Larvespinn av prikkrotevinge markert med gule pinner. Den hvite pinnen sto igjen fra 2021 og markerte da ytterpunktene av spinnene på dellokaliteten. Foto: Anders Endrestøl.

Effektovervåking

For å overvåke effekten av skjøtselstiltakene ble to overvåkingslokaliteter på 40 x 40 m etablert: en på delområde 19/20 («Utedassen») og en på og 49/50 («Telefonstolpen») jf. Endrestøl (2021). På hver overvåkingslokalitet ble det lagt ut 10 permanente ruter på 1 x 1 m til vegetasjonskartlegging (se under). De 10 vegetasjonsrutene ble lagt ut tilfeldig fra 25 mulige plasseringer på et 10 x 10 m rutenett, men under forutsetning at både lokaliteter som var planlagt skjøttet og ikke skjøttet, var representert i hver overvåkingslokalitet. I tillegg ble det etablert ekstra vegetasjonsruter rundt observerte larvespinn innenfor de to overvåkingslokalitetene. Posisjonen til overvåkingslokalitetene og vegetasjonsrutene ble kartlagt med høypresisjons-GPS (**Figur 7.3**).



Figur 7.3. Kart over overvåkingslokalitetene 49/50 «Telefonstolpen» og 19/20 «Utedassen». På hver lokalitet ble det etablert et overvåkingsområde på 40 x 40 m (sort polygon). Innenfor hvert overvåkingsområde, ble det lagt ut 10 faste vegetasjonsovervåkingsruter (hvite firkanter) og ekstra ruter der det fantes larvespinn av prikkroutevinge (åpne, sorte firkanter). En del av overvåkingsrutene ble skjøttet i form av slått og krattrydding (hvite polygoner), men skjøtelsesområdene var ikke begrenset til overvåkingsrutene.

Vegetasjonskartleggingen ble utført av Anders Often og Ruben Erik Roos den 9. og 10. august 2022. Det ble analysert i 20 faste overvåkingsruter og 12 ruter med larvespinn, totalt 32 ruter. I vegetasjonsanalysene ble dekningsgraden av alle karplanter registrert. For å klassifisere habitatkvaliteten til prikkroutevinge ble det i tillegg registrert flere økologiske miljøvariabler jf. WallisDeVries (2006):

- Total dekning av karplanter i feltsjiktet (<80 cm),
- Total dekning av karplanter i busksjiktet (>80 cm)
- Dekning av stående død biomasse (strø)
- Dekning av bunnsjiktet (laver og moser)
- Dekning av vegetasjon <5 cm
- Vegetasjonshøyde (målt i fire hjørner av ruten).
- Antall larvespinn av prikkroutevinge
- Smalkjemperosetter
- For hver plantart i ruten (unntatt graminider): antall blomsterstander

Feltskjemaet som brukt til vegetasjonsovervåkingen finnes i **Vedlegg 3. Figur 7.4** viser noen eksempler på vegetasjonsovervåkingsruter.

Datsett for vegetasjonsovervåkingen er gjort tilgjengelig her: https://ipt.nina.no/resource?r=melitaeacinxia_plants2022 (Roos 2022).



Figur 7.4. Eksempler på vegetasjonsruter på lokalitet 19/20 «Utedassen» med (til venstre) og uten larvespinn av prikkrotevinge (til høyre). Larvespinn er markert med gul pinne. Foto: Ruben E. Roos.

7.4 Datanalyser

Effektovervåking

Vi undersøkte egenskaper ved rutene med larvespinn og sammenlignet disse med rutene som i 2022 var uten larvespinn, innenfor de to overvåkingslokalitetene. For å kvantifisere forskjellen i artsmangfold av karplanter og økologiske variabler i ruter med og uten larvespinn ble det kjørt separate binomiale lineære miksede modeller på forekomst av larvespinn som respons og vegetasjonshøyden, dekingen i busksjikt (arcsin-transformering), dekingen i feltsjikt (arcsin-transformering), antall smalkjemperosetter, og totalt antall plantearter. Lokalitet ble brukt som «random effekt» i modellene. I tillegg har vi regnet ut plantesamfunnsvektede gjennomsnitt («community-weighted means»), dvs. gjennomsnittsverdier basert på artenes relative forekomst, for ulike økologiske variabler basert på Tyler mfl. (2021). Her får alle plantearter en score som sier til hvilken grad arten assosieres med temperatur, lysforhold, fuktighet, nektarproduksjon, næringsstoffer (nitrogen og fosfor), pH i jorda, og beiting eller slått. Vi brukte binomiale lineære miksede modeller for å teste om variablene var ulike mellom ruter med og uten larvespinn.

For å visualisere eventuelle forskjeller i vegetasjonssammenstillingen mellom ruter med og uten larvespinn, ble en non-metric multidimensional scaling (nMDS) analyse basert på Bray-Curtis dissimilarity coefficients utført med bruk av pakken vegan (Oksanen mfl. 2015) i R. I analysen ble det brukt 3 dimensjoner (stress = 0.12). Å bruke flere dimensjoner ville ha redusert stress, men komplisert tolkningen av resultatene. I resultatene vises bare de to første aksene fordi de

forklarer mest variasjon. Script for dataanalyser er lagret i NINAs databaser og deles på forespørsel.

7.5 Resultater

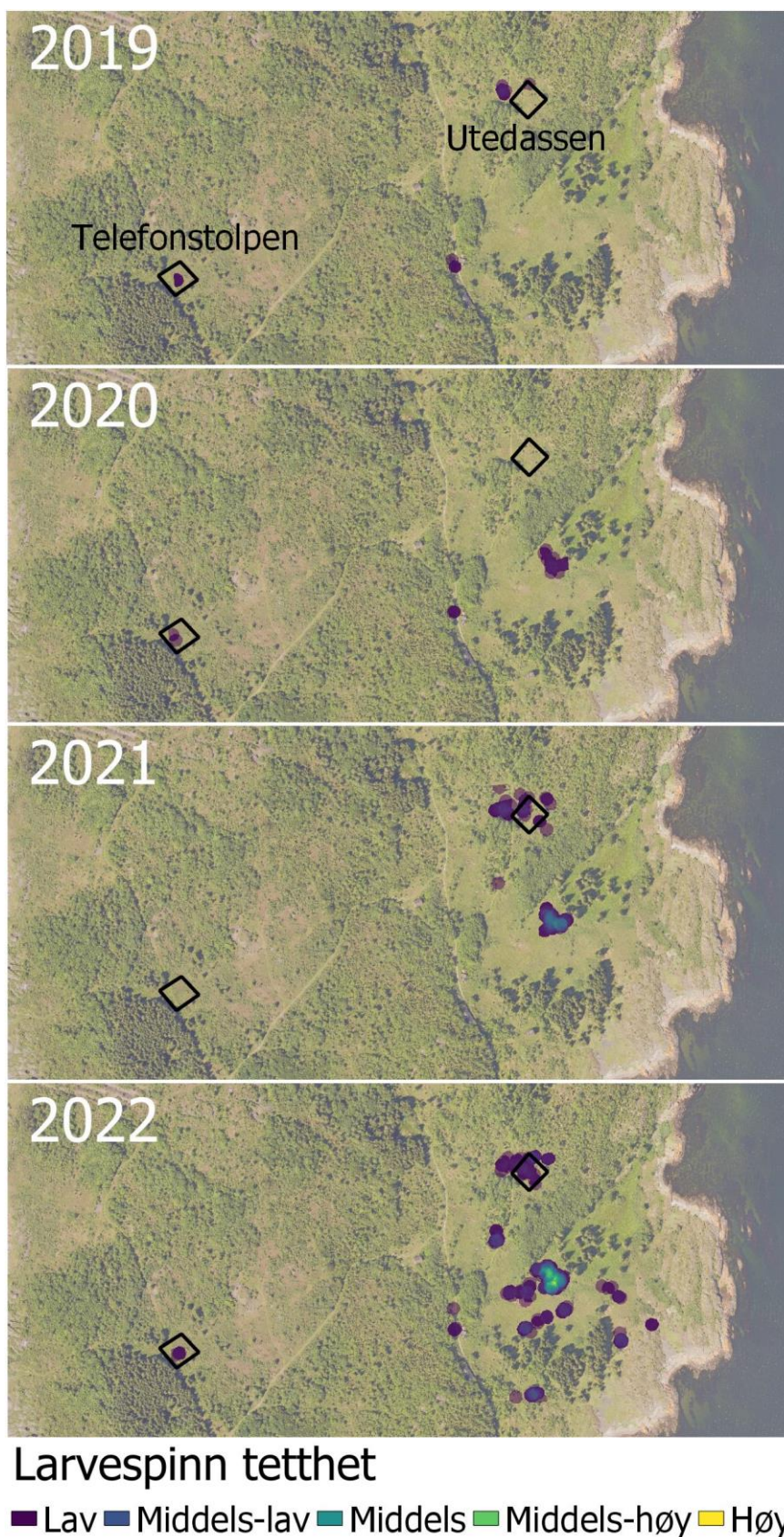
Populasjonsovervåking

Det er aldri tidligere registrert flere spinn av prikkroutevinge på Rauer enn i 2022 siden overvåkingen startet i 2015. Noe av dette kan forklares av innsats – mange delområder ble undersøkt i 2022, som ikke ble undersøkt i 2021 (**Figur 7.5**). Likevel er det åpenbart at det var et godt år for prikkroutevinge. Den ble gjenfunnet på 10 delområder, samtidig som den ble påvist på tre nye hvor den ikke var påvist før. På de fleste dellokalitetene hvor den ble påvist, var det høyere antall larvespinn i 2022 enn tidligere påvist. Totalt 375 larvespinn av prikkroutevinge ble påvist i 2022, tre ganger så mange som forrige rekord (2021) på 117 larvespinn.

Innenfor de tidligere skjøttede område var det totalt 240 larvespinn, hvor 68 hovedsakelig var innenfor det området som ble skjøttet i 2021. Dette bekrefter at skjøtselen på Rauer har vært et vellykket tiltak for å få opp bestanden av prikkroutevinge der, og at hovedandelen av populasjonen i dag befinner seg innenfor områder som er skjøttet de siste 4-5 årene.



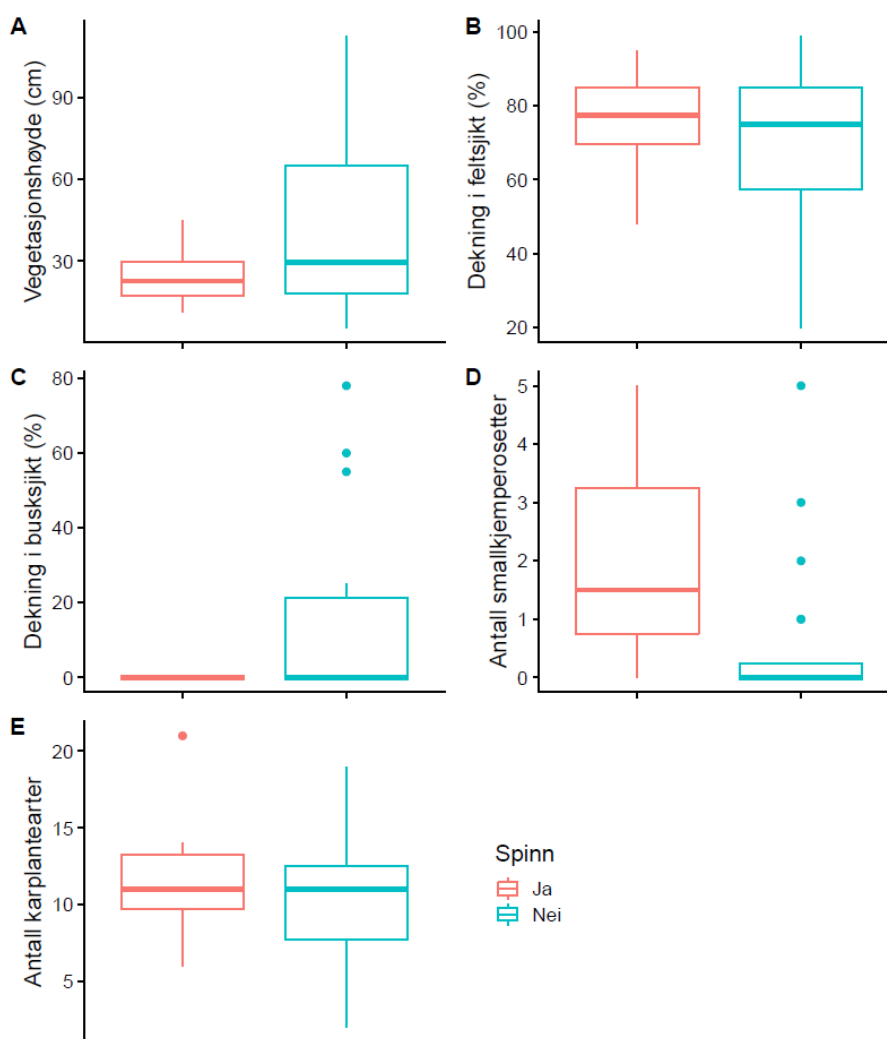
Figur 7.5. På sørsiden av hovedbygningen på den gamle gården på Rauer. Her ble det funnet 22 larvespinn av prikkroutevinge (gule pinner). Dette er et eksempel på en lokalitet som i liten grad er undersøkt tidligere, og hvor det for første gang i 2022 ble påvist larvespinn. Foto: Anders Endrestøl.



Figur 7.6. Tetthet av larvespinn av prikkrotevinge nær de to overvåkingslokaliteter. Området nederst til høyre (rundt Brakke 91) har blitt skjøttet med rulling siden 2016 og viser en økning i forekomst av larvespinn.

Effektovervåking

Rutene med larvespinn hadde relativt lav vegetasjonshøyde (i gjennomsnitt $23,9 \pm 9,1$ cm mot $42,9 \pm 32,3$ cm i ruter uten larvespinn), men høy dekning i feltsjikt ($75,5 \pm 14,1\%$). Alle ruter med larvespinn var uten busksjikt, mens busksjiktet i ruter uten spinn var ganske variabelt ($13,4 \pm 23,8\%$). Det forekom 0 til 5 smalkjemperosetter i rutene med larvespinn (i gjennomsnitt $2 \pm 1,8$ rosetter), mens forekomsten av smalkjempe var mye lavere i rutene uten spinn ($0,6 \pm 1,3$ rosetter). Det kan være at spinnene i ruter uten smalkjempe kan ha tilhørt marimjellerutevinge (*Melilotae aethalia*). Denne arten kan gå på for eksempel tveskjeggveronika og marimjelle, i tillegg til smalkjempe. Den er ikke tidligere registrert på Rauer, men det er ikke utenkelig at den er der, og at larver tidlig i sesongen kan forveksles med larver av prikkroutevinge.

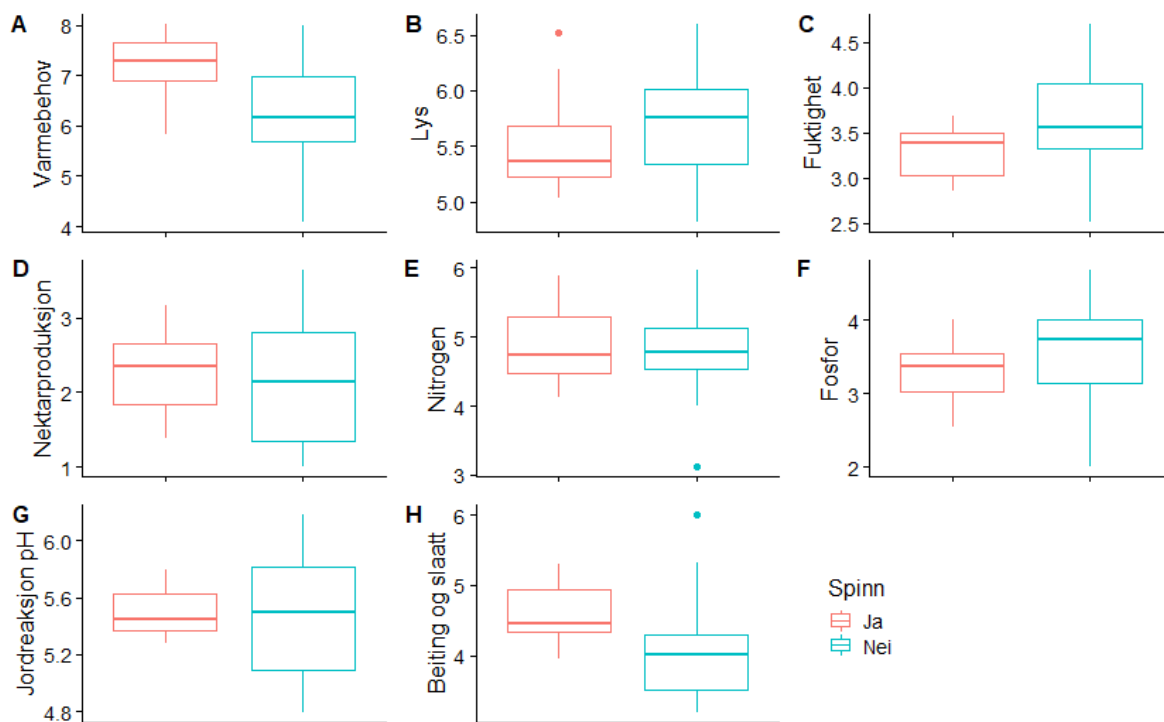


Figur 7.7. Økologiske variabler i overvåkingsruter med og uten larvespinn: (A) vegetasjonshøyde, (B) dekning i feltsjikt, (C) dekning i busksjikt, (D) antall smalkjemperosetter og (E) antall karplantearter. Tykk horisontal strek viser median-verdien, boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

På grunn av stor variasjon i vegetasjonshøyde i rutene uten larvespinn var forskjellen mellom ruter med og uten spinn ikke signifikant ($p = 0,098$). Det var heller ikke noe signifikant forskjell i dekning av feltsjiktet ($p = 0,276$) og totalt antall plantearter ($p = 0,696$) (**Figur 7.7A-B, E**). Fordi

rutene med spinn i alle tilfeller var helt uten busksjikt var modellen ikke statistisk gyldig, men økologisk sett er resultatet at ingen av rutene med larvespinn hadde dekning av busksjikt relevant (**Figur 7.7C**). Modellen for antall smalkjemperosetter i ruter med mot ruter uten larvespinn ($p = 0,029$, **Figur 7.7D**) resulterte i en «singular fit» fordi nesten alle ruter med spinn også har minst et individ av smalkjempe.

Plantesamfunnet i ruter med og uten larvespinn fikk samfunns-vektede verdier for varmebehov på i gjennomsnitt hhv. $7,2 \pm 0,7$ og $6,3 \pm 1,1$ på en skala fra 1-14 jf. Tyler mfl. (2021), og denne forskjellen var signifikant ($p = 0,03$ **Figur 7.8B**). Score 7 betyr at plantesamfunnet skal klare seg opp til herdighetssone 7, mens 6 tilsvarer at plantene tåler opptil herdighetssone 8 (Tyler mfl. 2021). Med andre ord er plantesamfunnet i rutene med larvespinn noe mer varmekrevende. Både i ruter med og uten spinn er plantesamfunnene relativt sterkt tilknyttet lyse og åpne områder, da de scorer mellom 5 og 6 seks på en skala 1-7 (**Figur 7.8B**). Artene klarer seg altså dårlig med høy dekning i tresjiktet. I tillegg tyder verdiene mellom 3 og 4 for fuktighet (**Figur 7.8C**) på at plantesamfunnene er tilknyttet relativt tørre forhold («dry-mesic» til «mesic»). Med en score av ca. 5 på skala 1-9 for N og 3 til 4 av maksimum 5 for P (**Figur 7.8E-F**), kan plantesamfunnene i både ruter med og uten larvespinn klassifiseres som tilknyttet til relativt næringsrike forhold. I tillegg er nektarproduksjonen lav (2 til 3 på skala 1-7, **Figur 7.8G**), sannsynligvis på grunn av dominerende gressarter, f.eks. smyle og engrapp. Jord-pH klassifiseres som «subneutral» både i ruter med og uten spinn. Plantesamfunnene i ruter med spinn er i større grad tilknyttet beiting og slått ($p = 0,025$, **Figur 7.8H**), som betyr at begrenset beite eller slått vil være til nytte for plantesamfunnet som finnes i spinnrutene.

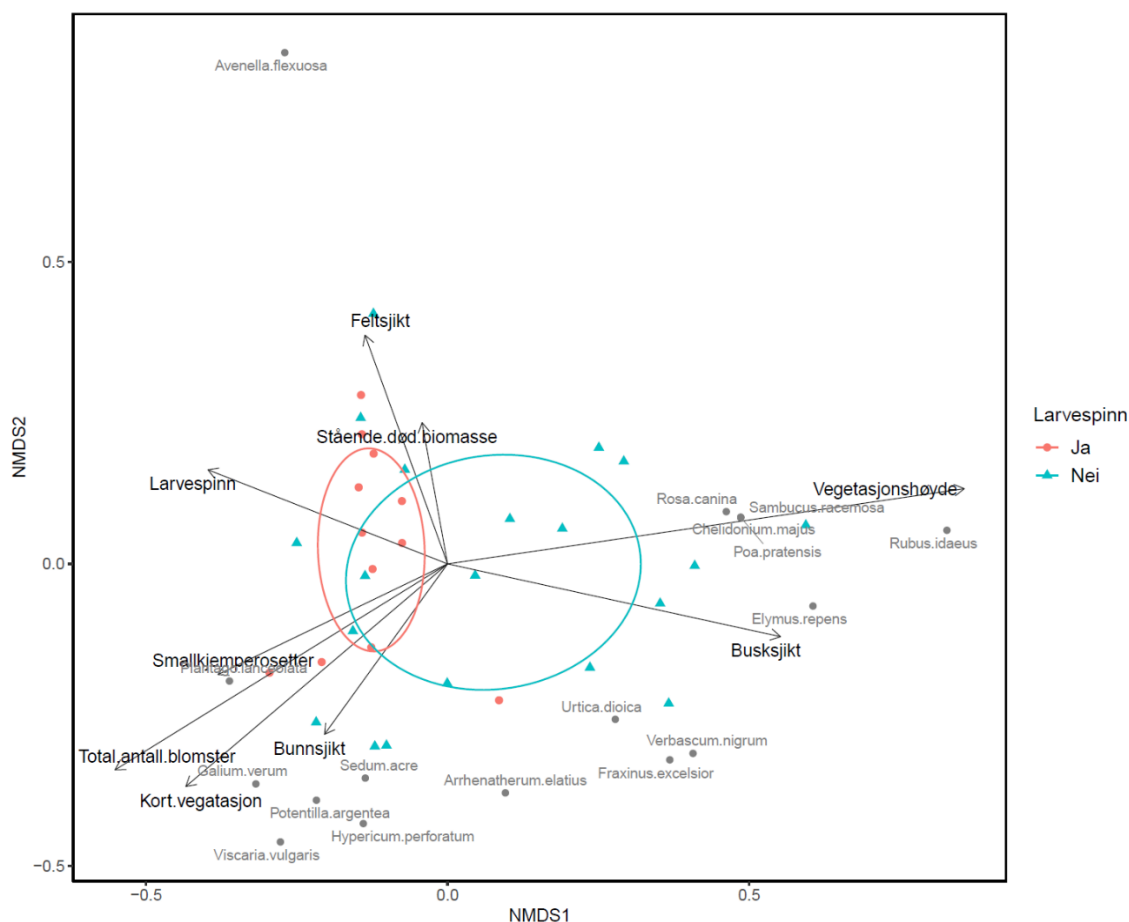


Figur 7.8. Samfunnsvektede gjennomsnittsverdier for ulike økologiske variabler (Tyler mfl. 2021) i overvåkingsruter med og uten larvespinn: (A) Temperaturoptimum, (B) lys, (C) fuktighet, (D) nektarproduksjon, (E) nitrogen, (F) fosfor, (G) pH og (H) tilknytning til beite og slått. Tykk horisontal strek viser median-verdien, boksen viser hhv. 25 %- og 75 %-kvartil, vertikale streker viser spennet i dataene og prikkene viser utliggere.

Basert på ordinasjonsanalysen (**Figur 7.9**) kan det ikke konkluderes at vegetasjonssammensetningene i ruter med og uten larvespinn er ulike, som er i samsvar med tidligere funn fra Endrestøl

(2021). Imidlertid er variasjonen i artssammensetningen i vegetasjonsruter uten spinn større i datasettet som rapporteres her enn i Endrestøl (2021). Dette skyldes at uegnede vegetasjonstyper (f.eks. bringebærkratt) også er inkludert i det nyetablerte overvåkingsopplegget, mens det tidligere bare ble sammenlignet potensiell egnet og brukt areal til larvespinn av prikkroutevinge (Endrestøl 2021). Vegetasjonshøyde, busksjikt, og forekomst av gjengroingsarter som bringebær, rødhyll, steinnype, og raigras er negativt korrelert med funn av larvespinn og smalkjempe (Figur 7.9).

Resultatene tyder med andre ord på at en god del uskjøttede arealer er egnet for larvespinn, men smalkjempetettheten ser ut til å være for lav – men at skjøtsel kan bidra til å øke arealene og kanskje også opprettholde dem som gode arealer over tid ved at gjengroing med vedplanter og store graminider forsinkes.



Figur 7.9. Første to akser av NMDS-analysen på artssammensetningen i ruter med og uten larvespinn av prikkroutevinge. Økologiske variabler som vegetasjonshøyde er plottet som vektorer, og de viktigste plantearter ($p < 0,10$) vises i ordinasjonsrommet. Ellipsene viser 95% konfidensintervaller rundt den gjennomsnittlige artssammensetning av ruter med og uten larvespinn.

7.6 Anbefalinger

Larvekartlegginger av prikkroutevinge ble i 2022 gjennomført med tilskuddsmidler fra Statsforvalteren i Oslo og Viken, og denne overvåkingen er helt sentral for å gjennomføre en god effekt-overvåking av skjøtselstiltakene på Rauer.

Systematisk overvåking av effekten av skjøtselstiltakene på prikkroutevinge ble startet i to delområder i 2022, og det er for tidlig å konkludere om effektene av denne skjøtselen på prikkroutevinge. Tidligere slått på områder på Rauer som ble ansett som uegnet for prikkroutevinge, har derimot hadde en svært god effekt på bestanden av arten uten at disse tiltakene har vært overvåket utover kartlegging av larvespinn i ettertid. Årets analyser viser at egnet areal for prikkroutevingelarver kjennetegnes av lav forekomst av gjengroingsarter som bringebær og steinnype. Samtidig er plantesamfunnet i vegetasjonsruter med larvespinn noe mer varmekrevende og noe sterkere assosiert med plantearter tilknyttet beite og slått, for eksempel arter som gulaks, tiriltunge, og mattesveve. Vi forventer derfor at tiltakene som er utført i 2022, gjennom å øke arealet med egnet habitat, skal ha positivt effekt på prikkroutevingebestanden, gitt at de også har en positiv effekt på smalkjempe. En videreføring av den systematiske effektovervåkingen vil bygge mer kunnskap om hvor raskt og til hvilken grad uegnet vegetasjon blir til egnet habitat for prikkroutevinge etter slått og krattrydding. Overvåkingen kan også bidra til å avdekke hvor ofte skjøtsel bør gjennomføres for at områdene skal forbli egnet for prikkroutevinge.

Etter en oppdatert utfigurering av delområder på Rauer er nå 109 delområder definert og undersøkt med tanke på prikkroutevinge. Dette inkluderer 103 områder gitt i Endrestøl (2017), to nye utfigurert i 2022, to er sammenslått og fire er splittet i to eller flere delområder. Oppsummerende resultater fra kartlegginger i perioden 2015-2022 viser at 20 av de 109 kartlagte delområdene har larvespinn av arten. Kun 11 av disse har flere enn 10 spinn totalt i løpet av perioden. Delområdene med spinn utgjør 40 dekar av totalt 250 dekar utfigurerte delområder. Om man isteden vurderer minste konvekse polygon for alle delområder basert på alle faktiske funn i perioden 2015-2022 (for delområder med flere enn tre funn), blir totalarealet 13 dekar. Gitt at Rauer er ca. 3000 dekar, betyr det at prikkroutevinge bruker ca. 0,5% av landarealet på Rauer til egglegging.

At 250 dekar er utfigurert mens 13 av disse benyttes av prikkroutevinge sier likevel noe om skjøtselspotensialet. Selv om mange av delområdene nok ikke vil bli egnet selv med skjøtsel, er det flere delområder som kan forbedres eller utvides gjennom skjøtsel. Siden prikkroutevinge bruker en såpass beskjed andel av landarealet på Rauer er det et poeng å øke artens utbredelse på øya, og generelle bestandsstørrelse der. Det anbefales derfor å fortsette med slått og krattrydding i potensielt egnede arealer på Rauer.

Det er også vesentlig at delområdene for prikkroutevinge på Rauer kartlegges årlig. Dette er spesielt viktig der arten er påvist tidligere, der det planlegges skjøtsel eller der det er gjennomført skjøtsel. Utover det bør man også prioritere de delområdene hvor arten fremdeles ikke er påvist, men som av Endrestøl (2021) anses som potensielle. Det er svært fruktbart å legge kartlegging av larvespinn samtidig med selve skjøtselen, både for å sikre at skjøtselen ikke blir utført der man har larvespinn av arten, men og for å øke forståelsen av hensyn og gjennomføringer mellom parter både hva gjelder skjøtsel og kartlegging. Ikke minst for å diskutere videre aktuelle skjøtselstiltak. Årlig kartlegging vil gi viktige data på hvordan arten fordeler seg på de ulike delområdene på Rauer, hvilke delområder man bør vurdere skjøtsel, og hvilke effekter skjøtselen har på etablering og tetthet av larvespinn.

8 Anbefalinger for videreføring av prosjektet

Denne rapporten sammenstiller overvåking av effekter av tiltak for fire arter og en naturtype, mens overvåkingen av klippeblåvinge i mindre grad kobler tiltak til artens tilstand. Det er ulike problemstillinger knyttet til kunnskap rundt aktuelle tiltak, og overvåkingen er på ulike stadier med hensyn på å si noe om effektene: for åpen grunnlendt kalkmark og prikkrotevinge ble overvåking i tilknytning til tiltak etablert i år, mens for honningblom har overvåkingen foregått mer eller mindre siden 2014.

Art- og naturtypeovervåking gjennomføres med midler fra ulike finansieringskilder – i dette prosjektet er deler av datainnsamlingen gjennomført med tilskuddsmidler, men i hovedsak med midler fra Miljødirektoratet, mens tiltakene er finansiert via tilskuddsmidler, kommunale midler eller via Statsforvalteren. Det er viktig å sikre langsiktig og stabil finansiering, både av tiltak og overvåking, til en har god kunnskap om hvordan tiltakene skal rigges best mulig for å gi gode effekter. For å sikre kontinuitet er det derfor viktig å videreføre en god involvering av og samarbeid med Statsforvalteren. Det er også Statsforvalterne som melder inn og avgjør hvilke skjøtselstiltak som får støtte gjennom tilskuddsordningen, og som dermed har oversikt over hvilke tiltak som også bør overvåkes. Formidling av resultater til både Statsforvalteren og andre aktører er også svært viktig, slik at innsatsen prioriteres rundt tiltak som har god effekt.

En felles utfordring for flere av casene i denne rapporten er at tiltak er planlagt og gjennomført uavhengig av planlegging og etablering av overvåking. En god, standardisert overvåking av effekter av tiltak fordrer langsiktighet i planlegging (både av tiltak og overvåking!), samordning mellom ulike aktører og ikke minst stabil finansiering. Særlig er dette tilfellet hvis optimalovervåkingsopplegg skal iverksettes. Overvåkingen som dokumenteres i denne rapporten har uansett stor verdi, og vi understreker at samarbeidet med andre aktører, som har gjennomført tiltak i de ulike delprosjektene, har vært godt. Likevel vil muligheten for å trekke generell lærdom av overvåkingens resultater være bedre dersom en legger i mer innsats i å samordne planlegging av tiltak og overvåking. Det er verdt å merke seg at optimale overvåkingsopplegg, jf. Evju mfl. (2021a, b), i hovedsak legger opp til eksperimentelle tilnærminger, der en har god kontroll på førtilstand og endringer med større sikkerhet kan knyttes til tiltaket som gjennomføres.

For alle tiltak som gjennomføres, gjelder det at en solid vurdering av tiltakenes effekt bare kan gjøres dersom før-tilstand og etter-tilstand for arten/naturtypen er kjent (altså overvåking, gjennomført med en felles standardisert metodikk) og tiltakene er tilstrekkelig dokumentert. Dette gjelder ikke minst dersom tiltakene involverer flytting eller introduksjon av individer til nye lokaliteter (se Tingstad & Endrestøl 2021). Det innebærer kartfesting og gode beskrivelser av hva tiltakene innebærer, både hva slags metodikk som er benyttet, og hvor ofte og hvor lenge tiltaket gjennomføres. Bare slik kan vi dra nytte av erfaringene fra overvåkingen og benytte disse erfaringene til å prioritere effektive tiltak for bedre bevaring av truet natur. Dette fordrer også gode protokoller for stedfesting og dokumentasjon av tiltak. Se også anbefalinger for videre overvåking i de enkelte delkapitlene.

Det er vår klare anbefaling at eventuelle nye effektovervåkingsprosjekter som starter opp, prioriterer å legge til rette for en bedre samordning og planlegging før tiltak gjennomføres, framfor å forsøke å koble overvåking på pågående tiltak. Spesielt må dette inkludere en kartlegging av før-situasjonen i de variablene som skal inngå i overvåkingen etter tiltaket. Samtidig er det viktig å understreke betydningen av å videreføre datainnsamlingen som nå er påbegynt. Et fellestrekk ved artene som inngår i rapporten, er at de er sjeldne til ekstremt sjeldne. Generelt er det vanskelig å oppnå tilstrekkelig statistisk styrke i økologisk overvåking, og dette er enda vanskeligere for sjeldne eller fåtallige arter, der utvalgsstørrelsen i utgangspunktet er begrenset av at artene forekommer på en eller noen få lokaliteter, og med få individer på hver lokalitet. Mulighetene for kvantitative analyser av effekter av tiltak – med høy presisjon – er dermed begrenset. Et viktig grep for å få bedre kunnskap er å sikre tidsserier. Dette øker utvalgsstørrelsen gradvis (med nye årlige data) og kan hjelpe oss å forstå variabiliteten i dataene og ytterligere styrke kunnskapen om tiltakenes effekt.

En langsiktighet i planlegging og finansiering vil også legge til rette for utvikling av enda mer standardiserte protokoller for overvåking, og for gradvis utvidelse av overvåkingen til å omfatte nye tiltak eller nye arealer. Metoder for overvåking må nødvendigvis tilpasses arten eller naturtypen som overvåkes, og nye metoder, som droner og miljøDNA, kan være viktige supplement til tradisjonelle feltmetoder.

Miljødirektoratet ønsker forslag til nye arter og naturtyper å inkludere i et utvidet effektovervåkingsprosjekt». Antallet truede arter og naturtyper som er aktuelt å inkludere i videre overvåking er stort. Kunnskapsgrunnlag etter Rød til grønn-metoden (Kyrkjeeide mfl. 2018, 2021, 2022) for prioriterte arter, handlingsplanarter og utvalgte naturtyper, som leveres første halvdel av 2023, vil peke på arter og naturtyper der usikkerhet om måloppnåelse knyttet til konkrete tiltak, er lav. Dette kan gi et godt faglig grunnlag for videre prioriteringer av utvidelse av effektovervåkingen. I tillegg vil videreutvikling av metodikk for effektovervåking (Evju mfl. in prep, leveres 1. mars 2023) peke på behov for ny og utvidet effektovervåking for de artene som per 2022 allerede er inkludert i prosjektet.

Kriterier for prioritering mellom arter og naturtyper ble diskutert i Evju mfl. (2021a, se Figur 5 og Tabell 5 som viser beslutningstre og vurderinger for alle UN og PA). Denne prosessen kan evt. gjennomføres for andre trua arter og naturtyper. Viktige kriterier å vurdere er:

- Har vi god kunnskap om effektene av tiltaket for artens/naturtypens bevaringstilstand? Er kunnskapen god nok til å skalere/gjennomføre tiltaket på en slik måte at effekten på arten/naturtypen er optimal?
- Hvor stor betydning har det for artens/naturtypens bevaringstilstand å øke kunnskapsgrunnlaget om tiltakets effekt? Hvor viktig er riktige tiltak for å sikre artens/naturtypens bevaringsstatus på kort sikt?
- Hvor ressurskrevende vil gjennomføring av overvåking være?

Videre prioritering av prioriterte arter og utvalgte naturtyper for effektovervåking kan ta utgangspunkt i tabell 5 for å se kunnskapsgrunnlaget i sammenheng med budsjett- og andre forvaltningsmessige hensyn.

Et tilleggsmoment som bør veie tungt, er at det er mulig å planlegge gjennomføring og tiltak og overvåking samtidig. Som vi har vist i dette prosjektet, så vil overvåkingen av effekter av tiltak mer treffsikkert kunne svare på spørsmålet om tiltakets effekt, dersom samordningen er bedre.

9 Referanser

- Adamski, P. & Witkowski, Z.J. 2007. Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding. *Biological Conservation* 140: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.027>
- Artsdatabanken 2018a. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Artsdatabanken 2018b. Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/>
- Bjurreke, K. & Bredesen, B. 2005. Utplantning av dvergtistel *Cirsium acaule* på øya Padda, Oslo. *Blyttia* 63: 35-37.
- Direktoratet for naturforvaltning 2009. Handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*. DN rapport 2009-3. Direktoratet for naturforvaltning.
- Ekelund, K. 2019a. Honningblom *Herminium monorchis*. Status i Norge. Ekelund Consult Rapport 2019-1. Ekelund Consult.
- Ekelund, K. 2019b. Skjøtselsplan for 3 lokaliteter med honningblom (*Herminium monorchis*) i Ytre Hvaler nasjonalpark, Østfold fylke. Skjellvik, Teneskjær og Filletassen. Ekelund Consult Rapport 2019-2. Ekelund Consult.
- Eliasson, C. U., Ryrholm, N., Holmer, M., Jilg, K. & Gärdenfors, U. 2005. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Fjärilar: Dagfjärilar. Hesperiiidae – Nymphalidae. ArtDatabanken, SLU, Uppsala. 407 s.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P.A., Åsen, P.A. & Vandvik, V. 2018. *Phedimus spurius*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2022, 23. november) fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/817>
- Elven, H., Aarvik, L. & Berggren, K. 2021a. Sommerfugler: Vurdering av klippeblåvinge *Scolitantides orion* for Norge, <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/3293>
- Elven, H., Aarvik, L. & Berggren, K. 2021b. Sommerfugler: Vurdering av prikkutevinge *Melitaea cinxia* for Norge. Artsdatabanken, <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/9339>
- Endrestøl, A. 2017. Kartlegging av larvespinn av prikkutevinge *Melitaea cinxia* på Rauer i Fredrikstad kommune i 2015–2016. NINA Rapport 1287. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2430382>
- Endrestøl, A. 2021. Kartlegging av larvespinn av prikkutevinge *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. 2022. Mapping and monitoring of the Glanville fritillary *Melitaea cinxia*. v1.0. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Occurrence. https://ipt.nina.no/resource?r=melitaetae_cinxia22&v=1.0
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2019. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2018 – med forslag til skjøtselsplan. NINA Rapport 2064. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2595040>
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2022. Mapping and monitoring of the Chequered Blue Butterfly *Scolitantides orion* 2010-2020. v1.3. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Occurrence. https://ipt.nina.no/resource?r=orion_mapmon&v=1.3
- 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>
- Evju, M. 2021. Honningblom *Herminium monorchis*. I: 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, s. 29-36. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735571>
- Evju, M. 2022a. Restoration of dry calcareous grassland - Monitoring. v1.0. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Samplingevent. https://ipt.nina.no/resource?r=calcareous_grassland_monitoring&v=1.0
- Evju, M. 2022b. Herminium monorchis_monitoring. v1.1. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Occurrence. https://ipt.nina.no/resource?r=herminium_monitoring22&v=1.1
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020a. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2653653>
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020b. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2690157>
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2735576>
- Evju, M., Brandrud, T.E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Stokke, B.G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Thorvaldsen, P., Velle, L.G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K., Framstad, E. & Vassvik, L. 2021b. Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter. NINA Rapport 1974. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735571>
- Evju, M., Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M.S. & Pedersen, B. 2022. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype. NINA Rapport 2106. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2979127>
- Gao, Y., Zhao, Z., Li, J., Liu, N., Jacquemyn, H., Guo, S., & Xing, X. 2020. Do fungal associates of co-occurring orchids promote seed germination of the widespread orchid species *Gymnadenia conopsea*? Mycorrhiza 30: 221-228. <https://doi.org/10.1007/s00572-020-00943-1>
- Høitomt, L.E. & Brynjulvsrud, J.G. 2017. Ny lokalitet for honningblom *Herminium monorchis* på Hvaler i Østfold. Blyttia 75(1): 65-67.
- Jansson, C. 2013. Habitat selection and oviposition of the endangered butterfly *Scolitantides orion* in Sweden. Masteroppgave. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:634102/FULLTEXT01.pdf>
- Krøvdal, 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. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/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., Pedersen, B., Magnussen, K., Dervo, B., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Mjelde, M., Brandrud, T.E., Jansson, U., Øien, D.-I., Gundersen, H., Lyngstad, A., Christie, H., Hamre, Ø. & Daverdin, M. 2022. Oppfølging av "Trua natur". Oppdaterte kunnskapsgrunnlag og forslag til videreutvikling av metodikk. NINA Rapport 2136. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2989989>

- Marttila, O., Saarinen, K. & Marttila, P. 2000. Six years from passing bell to recovery: Habitat restoration of the threatened Chequered Blue Butterfly (*Scolitantides orion*) in SE Finland. *Entomologica Fennica* 11: 113-117. <https://doi.org/10.33338/ef.84052>
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement
- Miljødirektoratet 2020. Miljødirektoratets fagsystem for verneområdeforvaltning; NatStat og NatReg. Brukerveiledning. Notat.
- Miljødirektoratet 2021. Restaurering av terrestrisk natur – forslag til konkrete prosjekter. Svar på oppdrag fra KLD. Notat.
- Miljødirektoratet. 2022. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2. Veileder M-2209|2022. Miljødirektoratet
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R., Simpson, G.L., Solyomos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2015. *vegan*: community ecology package. R package version 2.2–1.
- Roos, R.E. 2022. Monitoring *Melitaea cinxia* on Rauer Norway. v1.0. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Samplingevent. https://ipt.nina.no/resource?r=melitaeacinxia_plants2022&v=1.0
- Scott, J.M., Goble, D.D., Haines, A.M., Wiens, J.A. & Neel, M.C. 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. *Conservation Letters* 3: 91-97. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00096.x>
- Seklima 2022. Norsk meteorologisk institutt. <https://seklima.met.no/>
- Solberg, K.A. & Vullum, J. 2022. Bekjempelse og kartlegging av lupiner langs Gaula i 2021. MidNat Rapport 2-2022. Midtnorsk naturundersøkelse.
- Solberg, K.A., Hanssen, M. G. & Vullum, J. (under bearbeiding). Bekjempelse av hagelupin og rynkerose på to elvører med elvesandjeger-bestander, i Melhus kommune, 2022. MidNat Rapport. Midtnorsk Naturundersøkelse.
- 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>
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J. & Olsson, P.A. 2021. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators* 120: 106923. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106923>
- WallisDeVries, M.F. 2001. Habitat quality assessment and its role in the conservation of the butterfly *Melitaea cinxia*. *Proceedings of the section experimental and applied entomology - Netherlands entomological society* 12: 141-146.
- WallisDeVries, M.F. 2006. Larval habitat quality and its significance for the conservation of *Melitaea cinxia* in northwestern Europe. *Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa* 68: 281-294.
- Wells, T.C.E., Rothery, P., Cox, R. & Bamford, S. 1998. Flowering dynamics of *Orchis morio* L. and *Herminium monorchis* (L.) R.Br. at two sites in eastern England. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126: 39-48. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1998.tb02514.x>
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 446-453. [http://doi.org/10.1016/s0169-5347\(01\)02205-4](http://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02205-4)
- Öberg, S. 2013. Faglig grunnlag for handlingsplan for stor elvebreddeleder (*Arctosa cinerea*). NINA Rapport 984. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2385240>
- Ødegaard, F. 2022. NINA insect database. v1.133. Norwegian Institute for Nature Research. Dataset/Occurrence. <https://ipt.nina.no/resource?r=insectdb&v=1.133>
- Ødegaard, F. & Hanssen, O. 2010. Elvesandjeger *Cicindela maritima*. Artsdatabankens faktaark nr. 115. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no).

- Ødegaard, F., Hanssen, O., Åström, S. & Hansen, U. 2014. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger, *Cicindela maritima*. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1034. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2372336>
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Laugsand, A.E. & Olberg, S. 2021. Biller: Vurdering av elvesandjeger *Cicindela maritima* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/12703>
- Åkra, K. 2010. Stor elvebreddedderkopp *Arctosa cinerea*. Artsdatabankens faktaark nr. 49. Artsdatabanken, Norge (www.artsdatabanken.no).
- Åström, J., Ødegaard, F., Hanssen, O. og Åström, S. 2017. Endring i leveområder for elvesandjeger og stor elvebreddedderkopp ved Gaula. Forekomst og dynamikk av elvører fra 1947 til 2014. – NINA Rapport 1314. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2429548>

Vedlegg 1 Feltskjema for åpen grunnlendt kalkmark

Feltskjema for overvåkingsruter for åpen grunnlendt kalkmark.

Overvåkingslokalitet		
Kommune		
PolygonID		
Inventeringsdato		
Inventør		

VegetasjonsrutelID		
Bilder		Over, mot nord, øst, vest, sør
Merking (GPS alltid, eventuelt spiker)		Sørvestre og nordøstre hjørne

	Dekning (%)	Kommentar
Feltsjikt		
Moser		
Lav		
Strø		
Bar jord/grus/stein/berg		
Karplanter:		
SirkelID		
Kartleggingsenhet		Dominerende i sirkelen C7 eller C8
	Dekning (%)	Kommentar (eks. arter, type slitasje)
Kjørespor		
Slitasje		
Nakent berg		
Menneskelige spor		
Vedplanter i feltsjikt		
Busksjikt		
Tresjikt		
Problemarter		Noter art!
Fremmede arter		Noter art!

Vedlegg 2 Feltskjema for honningblom

Feltskjema for overvåkingsruter for honningblom.

Variabel	Verdi	Forklaring
RuteID		Løpenr
Dato		
Inventør		
Foto		Bildenummer
Vegetasjonshøyde måling 1, måling 2 måling 3, måling 4		Cm, fire målinger, en i hvert hjørne av ruten
Feltsjikt		Dekning av feltsjikt, i %
Bunnsjikt		Dekning av bunnsjikt, i %
Strø		Dekning av dødt organisk materiale, i %
Busk-/tresjikt		Dekning av busk- og/eller tresjikt, i %
Gjengroingsarter		Dekning (%), navngi artene og angi dekningsprosent for hver art som forekommer separat
Fremmede arter		Dekning (%), navngi artene og angi dekningsprosent for hver art som forekommer separat
Rødlisterarter		Dekning (%), navngi artene og angi dekningsprosent for hver art som forekommer separat
Beite		Andel (%) av vegetasjonen som er påvirket
Skjøtsel		Andel (%) av vegetasjonen som er påvirket, angi skjøtselstype
Vegetative planter		Antall vegetative planter
Fertile planter		Antall fertile planter

Lokalitetsskjema for de fire overvåkingslokalitetene.

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Skipstadsand	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Registrering av honningblom langs transekt:	Forekomst (hver 1 m)	
1, 30 m		

2, 30 m		
3, 30 m		
Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra startpunkt	
SKI1	TR1, 5 M	
SKI2	TR3, 12 M	
SKI3	ikke langs transekt	
SKI4	ikke langs transekt	
SKI6	ikke langs transekt	
SKI7	ikke langs transekt	
SKI8	ikke langs transekt	
SKI9	ikke langs transekt	
SKI11	TR1, 15 M	
SKI12	TR1, 25 M	
SKI13	TR3, 2 M	
SKI14	TR3, 22 M	
SKI15	TR2, 5 M	
SKI16	TR2, 15 M	
SKI17	TR2, 25 M	

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Skjellvik	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Registrering av honningblom langs transekt	Forekomst (hver 1 m)	
1, 50 m		
2, 50 m		
3, 43 m		
4, 37 m		
Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra startpunkt	
SKJ1	ikke på transekt	
SKJ2	ikke på transekt	

SKJ3	ikke på transekt	
SKJ4	ikke på transekt	
SKJ5	ikke på transekt	
SKJ6	ikke på transekt	
SKJ7	ikke på transekt	
SKJ8	ikke på transekt	
SKJ9	ikke på transekt	
SKJ10	TR4, 7 M	
SKJ11	TR3, 3 M	
SKJ12	ikke på transekt	
SKJ13	TR1, 5 M	
SKJ14	TR1, 15 M	
SKJ15	TR1, 25 M	
SKJ16	TR1, 35 M	
SKJ17	TR1, 45 M	
SKJ18	TR2, 5 M	
SKJ19	TR2, 15 M	
SKJ20	TR2, 25 M	
SKJ21	TR2, 35 M	
SKJ22	TR2, 45 M	
SKJ23	TR3, 13 M	
SKJ24	TR3, 23 M	
SKJ25	TR3, 33 M	
SKJ26	TR4, 17 M	
SKJ27	TR4, 27 M	

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Teneskjær	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Registrering av honningblom langs transekt	Forekomst (hver 1 m)	
1, 30 m		
2, 30 m		

Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra startpunkt	
TEN1	ikke langs transekt	
TEN2	ikke langs transekt	
TEN3	ikke langs transekt	
TEN4	ikke langs transekt	
TEN5	ikke langs transekt	
TEN6	ikke langs transekt	
TEN7	ikke langs transekt	
TEN8	ikke langs transekt	
TEN9	ikke langs transekt	
TEN10	ikke langs transekt	
TEN11	TR1, 5 M	
TEN12	TR1, 15 M	
TEN13	TR1, 25 M	
TEN14	TR2, 10 M	
TEN15	TR2, 20 M	

FOR LOKALITETEN		
Variabel	Verdi	Forklaring
Kommune		
Populasjon	Filletassen	
Inventeringsdato		dd.mm.åååå
Inventør		
Naturtype		
Skjøtsel		
Veipunkt midt		
Beskrivelse midt	Spiss på stein/svaberg	
Transekt	Total lengde	Siktepunkt
N:	8	Rett vest for rosebusk. 0-1,5 m dekkes av stein og utgår, samme med 2,5-4,5.
NØ:	3	3,5-6,5 utgår pga. stein.
Ø:	4	
SØ:	10	Mot liten sprekk i berg, går rett ved siden av spiss på berg.
S:	20	Einebusk i fjellskrent
SV:	9.5	Bergsprekk
V:	12	Vest for bergsprekk
NV:	20	1 m vest for stein. 12-20 m er kort nedbeita vegetasjon.

Registrering av honningblom langs transekt	Forekomst (hver 0,5 m)	Noter hver halve m med forekomst
N:		
NØ:		
Ø:		
SØ:		
S:		
SV:		
V:		
NV:		
Rute ID	Plassering; transekt og avstand fra midt	
FI.01	S, 11.5	
FI.02	S, 12	
FI.03	SV, 0	
FI.04	SV, 8	
FI.05	V, 2.5	
FI.06	V, 5	
FI.07	V, 9.5	
FI.08	NV, 2	
FI.09	NV, 2.5	
FI.10	NV, 11	

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 lms 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: 978-82-426-4990-4

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