

1993

NINA Rapport

## Bevaringsutsetting av truede arter

Utkast til nasjonale retningslinjer

Lise Tingstad og Anders Endrestøl



## **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.

# Bevaringsutsetting av truede arter

Utkast til nasjonale retningslinjer

Lise Tingstad

Anders Endrestøl

Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Bevaringsutsetting av truede arter. Utkast til nasjonale retningslinjer. NINA Rapport 1993. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, mai 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4772-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Dagmar Hagen, seniorforsker NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2033|2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Lakrismjeltblåvinge, *Plebejus argyrognomon*. Foto: Ove Bergersen.

Timianblåvinge, *Phengaris arion*. Foto: PJC&Co.

Sibirstjerne *Eurybia sibirica*. Foto: Kristine Westergaard.

Polaryresoleie *Ranunculus wilanderi*. Foto: Kristine Westergaard.

NØKKEWORD

Bevaringsutsetting, reintroduksjon, retningslinjer, translokasjon, truede arter

KEY WORDS

Conservation translocations, reintroductions, guidelines, translocations, threatened species

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](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Bevaringsutsetting av truede arter. Utkast til nasjonale retningslinjer. NINA Rapport 1993. Norsk institutt for naturforskning.

Naturen er under et enormt press, og til tross for stor innsats fortsetter tapet av biologisk mangfold. Når arter forsvinner kan det føre til destabilisering av økosystemer, og en arts bortgang kan ha store ringvirkninger. I Norge står 2355 arter på Rødlista over truede arter. Mange av disse artene trenger aktive forvaltningstiltak for å øke sannsynligheten for langsiktig overlevelse i Norge. Det finnes en rekke tiltak for bevaring og forvaltning, alt fra habitatforbedrende tiltak og skjøtsel til overvåking, begrensning av negative påvirkningsfaktorer, fredninger og tiltak for å begrense fremmede arter. Slike tiltak kan være hensiktsmessige for mange arter, men er ikke alltid tilstrekkelig for de mest truede artene.

Målrettet innsamling, oppformering og utsetting (heretter «bevaringsutsetting») kan være relevante og gode forvaltnings- og bevaringstiltak for truede arter, gjerne som et tillegg til andre typer tiltak som restaurering. Bevaringsutsetting defineres som en tilsiktet utsetting/flytting av en art fra en lokalitet til en annen som bevaringsfremmende tiltak, der det er avgjørende at intensjonen er å fremme bevaring av arten, dens økosystem og/eller funksjon. IUCN har publisert internasjonale retningslinjer for bevaringsutsetting, men det er behov for nasjonale retningslinjer tilpasset norske forhold og som inkluderer råd omkring praktisk gjennomførelse og oppfølging.

Denne rapporten er et kunnskapsgrunnlag for, og et utkast til, nasjonale retningslinjer for bevaringsutsetting av truede arter i Norge. Gjennom innledende kapitler presenteres vurderinger som vil være avgjørende for når og for hvilke arter bevaringsutsetting kan være et hensiktsmessig tiltak. Slike vurderinger krever en grundig og kritisk gjennomgang av tilgjengelig kunnskap om arten, vurdering av risiko og plan for langsiktig overvåking og oppfølging i etterkant av tiltak. Dersom artens status, biologi, økologi og lokaliteter ligger til rette, gir denne rapporten videre veiledning i praktisk gjennomføring av ulike former for bevaringsutsetting.

Det er mange hensyn å ta, og man bør følge alle trinn i det skisserte utsettingsprogrammet for at tiltak med størst mulig sannsynlighet skal bli vellykket. Bevaringsutsetting er ofte effektive tiltak dersom de lykkes, men det er samtidig knyttet stor risiko til prosjektene (blant annet økologisk, økonomisk og genetisk). I verste fall kan dårlig planlegging og mangelfulle risikovurderinger få store uheldige økologiske konsekvenser, og man risikerer å kaste bort verdifulle ressurser.

Denne rapporten inkluderer egne kapitler om bevaringsutsetting av karplanter, insekter, lav, moser og sopp med de viktigste tilpasningene av utsettingsprogrammet for disse gruppene, gjerne forklart gjennom eksempler fra prosjekter i Norge. Ved bevaringsutsetting vil man alltid ha mange faktorer som er arts- eller eventuelt gruppespesifikke, og det vil være særskilte tilpasninger til hvert enkelt prosjekt eller art som denne rapporten ikke kan ta høyde for.

Denne rapporten bør ikke leses som en direkte oppfordring til gjennomføring av utsetting av truede arter. Rapporten skal bidra til å strukturere vurdering, planlegging og gjennomføring av prosjekter, og gi råd til hvert enkelt trinn i prosessen. Med stadig økende press på naturen og et økende antall truede arter, kan bevaringsutsetting bli viktigere bevaringstiltak i tiden som kommer.

10 oppsummerende anbefalinger fra rapporten. Vi anbefaler at:

- 1) denne rapporten leses som et kunnskapsgrunnlag og et utkast til nasjonale retningslinjer som tas videre og tilpasses et format som gjeldende retningslinjer for bevaringsutsetting.
- 2) flere gruppe- eller artsspesifikke retningslinjer og eventuelle tilhørende utsettingsprogrammer utarbeides av relevant faglig ekspertise for å sikre faglig forankring og høy faglig kvalitet.
- 3) hensikt og mål for utsettingen beskrives nøye. Suksesskriterier bør fremgå tydelig for senere evaluering av prosjektet. Prosjektets hensikt bør være å øke sannsynligheten for artens overlevelse i Norge på lang sikt. Mål vil variere.
- 4) relevante lover og forskrifter må undersøkes i hvert enkelt tilfelle og privat eiendomsrett respekteres. Vær oppmerksom på at enkelte truede arter krever beskyttelse fra eventuell miljøkriminalitet.
- 5) at man i dokumentasjonen av prosjekter beskriver kunnskapsgrunnlaget for arten og de forvaltningsmessige argumenter som ligger til grunn for valg av bevaringsutsetting som tiltak. Et godt kunnskapsgrunnlag er avgjørende for at bevaringsutsetting skal kunne gjennomføres på en forsvarlig måte.
- 6) det stilles klare krav om en prosjektplan som følger trinnene i utsettingsprogrammet som beskrevet i kapittel 4.
- 7) det alltid planlegges overvåking av utsatte individer og miljøet de settes ut i, og eventuell skjøtsel. Overvåking bør som minimum foregå inntil a) populasjon er stabil, b) populasjonen ser ut til å vokse, eller c) man kan dokumentere at utsetting har vært mislykket. Korteste anbefalte prosjektperiode er på 5 år.
- 8) både utsettingsprosjektet og overvåkingen (og eventuell skjøtsel) i etterkant skal dokumenteres og evalueres, jf. punkt 3. Evaluering skjer opp mot de tidligere nedsatte mål og suksesskriterier for prosjektet. Prosjektets resultat skal sluttrapporteres.
- 9) prosjektet har en kommunikasjonsplan, da mange saker med bevaringsutsetting vekker stor oppmerksomhet hos allmenheten. Dette kan omfatte informasjon på selve utsettingslokaliteten i tillegg til informasjon om prosjektet i egnede kanaler.
- 10) det opprettes en felles database for prosjekter som innbefatter bevaringsutsettinger i norsk natur. Dette vil tjene både forvaltning, forskning og undervisning.

Lise Tingstad, Norsk institutt for naturforskning, [lise.tingstad@nina.no](mailto:lise.tingstad@nina.no)

Anders Endrestøl, Norsk institutt for naturforskning, [anders.endrestøl@nina.no](mailto:anders.endrestøl@nina.no)

## Abstract

Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Conservation translocations of threatened species. A draft of national guidelines. NINA Report 1993. Norwegian Institute for Nature Research.

Degradation of nature and species loss is one of the greatest challenges in our times. Despite worldwide conservation efforts, loss of biodiversity continues. In Norway alone, 2355 species are considered threatened on the Norwegian Red List of Species 2015. Many of these species are critically endangered and rely on conservation actions to increase their probability of survival. Various conservation actions are being conducted, like habitat restoration and management, protection, and monitoring and removal of alien species, but for some species, the traditional conservation actions are not enough. For these species, one might consider “conservation translocations” to improve their situation.

Here, conservation translocation refers to the deliberate movement of organisms from one site for release in another, where the intention is to yield a measurable conservation benefit at the levels of population, species, or ecosystem (and not only provide a benefit to translocated individuals). Conservation translocations may consist of several conservation actions, like reinforcement and reintroduction within a species’ indigenous range, and conservation introductions, assisted colonization and ecological replacements outside indigenous range.

Translocations are effective conservation tools, but its use, either on its own or in a conjunction with other conservation solutions, needs justification. It is of uttermost importance to balance conservation benefits against the costs and risks of both the translocation and alternative conservation actions. Risks are multiple, affecting not only the focal species, but the species community and the whole ecosystem in both source and destination areas. Any proposed translocation should therefore have a proper risk assessment and be planned carefully. Where risk is high and/or uncertainty remains about risks and their impacts, a translocation should not proceed.

This report is a first draft of national guidelines for conservation translocations of threatened species in Norway. The guidelines are designed to be applicable to all conservation translocations and all organism groups, as the first chapters present basic principles of conservation translocations. Detailed planning is crucial for success, and we present a “step-by-step” approach for the planning and implementation of translocations, and what is needed before and not the least after the translocation period, e.g., habitat management and monitoring to document and evaluate the outcome. The report describes ecological and biological aspects, as well as societal and legal aspects, and includes specific chapters on conservation translocations of insects, vascular plants, lichens, bryophytes and fungi. Many details in a translocation project will have to be specifically designed for the focal species, or at least the specific organism group, and the guidelines presented here will have to be more general and might need adjustments for each project.

This report should not be read as an advocacy document for translocations as such, but as a guide to the process of evaluating whether and when translocations are the preferred conservation actions, and if they are, how to increase the likelihood of successful outcomes, and reduce the likelihood of problems and conflict.

10 recommendations based on the report. We recommend that :

- 1) this report is seen as a knowledge base and a first draft for national guidelines. Further adaptations and adjustments will be needed.
- 2) specific guidelines are developed both at the level of organism groups and for single species. This work should be carried out by relevant expertise to ensure professionalism and quality.
- 3) the intention behind the project is well explained and clear project goals are set. Criteria for success should be specified so that proper evaluation can be done. The intention behind a conservation translocation should always be to secure the long-term survival of the species, while the concrete goals will vary with each project.
- 4) laws and regulations must be followed, and private property respected. Among threatened species, there might also be cases where the species needs protection from environmental crimes.
- 5) one accounts for why conservation translocations is the preferred conservation action for the species in question. A solid knowledge base is crucial in order for translocation projects to succeed.
- 6) each project should have a detailed project plan following the project program outlined in chapter 4.
- 7) all projects should do monitoring of translocated individuals and their habitat, and if needed, a plan for management. Monitoring should be carried out at least until a) the population is stable, b) the population is growing or c) the translocation is concluded to be unsuccessful. Shortest recommended project period is 5 years.
- 8) both translocation and monitoring should be documented and evaluated. Evaluation should be linked to the project goals defined at the beginning of the project. There should be a written report.
- 9) all projects should have a communication plan. Conservation translocations could arise awareness among the public. One can inform people about conservation projects both on site and in other media.
- 10) a common database is created for all projects involved with conservation translocations in Norway. This will serve both research, education and managers.

Lise Tingstad, Norwegian Institute for Nature Research, [lise.tingstad@nina.no](mailto:lise.tingstad@nina.no)  
Anders Endrestøl, Norwegian Institute for Nature Research, [anders.endrestøl@nina.no](mailto:anders.endrestøl@nina.no)



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Litteratursøk</b> .....	<b>14</b>
<b>3 Vurdering av oppformering og utsetting som bevaringstiltak</b> .....	<b>17</b>
3.1 Når er bevaringsutsetting et godt alternativ? .....	17
3.2 Hvilke arter er aktuelle for bevaringsutsetting? .....	18
3.3 Vurdering av utbredelsesområde .....	25
3.4 Skal man velge <i>ex situ</i> , <i>in situ</i> eller begge? .....	26
3.5 Internasjonalt samarbeid .....	28
<b>4 Planlegging av tiltak – utsettingsprogram</b> .....	<b>30</b>
4.1 Administrativt .....	30
4.2 Detaljplanlegging .....	34
4.3 Risikofaktorer .....	40
4.4 Oppsummerende punkter .....	45
<b>5 Gjennomføring, overvåking og oppfølging</b> .....	<b>46</b>
5.1 Overvåking .....	46
5.2 Hvorfor mislykkes prosjekter? .....	49
5.3 Dokumentasjon og evaluering av måloppnåelse .....	56
5.4 Sluttrapportering .....	56
5.5 Annen publisering .....	57
5.6 Publisering av artsfunn .....	57
5.7 Oppsummerende punkter .....	57
<b>6 Kommunikasjon</b> .....	<b>58</b>
<b>7 Gruppespesifikke momenter ved bevaringsutsettinger – eksempler på metoder og arter</b> .....	<b>61</b>
7.1 Karplanter .....	61
7.2 Insekter .....	69
7.3 Lav .....	85
7.4 Sopp.....	89
7.5 Moser .....	92
<b>8 Sluttkommentarer</b> .....	<b>94</b>
<b>9 Referanser</b> .....	<b>96</b>

## Forord

Bevaringsutsetting er særlig relevant for våre mest truede arter, og gjennomføring av denne typen forvaltningstiltak krever god planlegging for å lykkes. IUCN har publisert generelle internasjonale retningslinjer, men det er et økende behov også for nasjonale retningslinjer som per i dag ikke finnes for Norge. I denne rapporten presenteres et utkast til nasjonale retningslinjer for bevaringsutsetting av truede arter. Vi har sett både til IUCN og til Skottlands nasjonale retningslinjer i utformingen av rapporten, i tillegg til tidligere arbeid utført av Røsok mfl. fra 2012 og vitenskapelig litteratur på området.

Rapporten er utarbeidet av NINA på oppdrag fra Miljødirektoratet i tidsperioden fra oktober 2020 til april 2021. I oppdraget skulle vi utforme retningslinjer for gruppene karplanter, insekter, moser, lav og sopp, og arter fra disse gruppene er derfor fokuset også i den mer generelle delen. Vi har etterstrebet at deler av rapporten skulle være generell, slik at den kan benyttes på flere grupper, men fokuset har vært på de fem forhåndsutvalgte gruppene.

Det har vært viktig for Miljødirektoratet (oppdragsgiver) og oss at mange med kompetanse på bevaringsbiologi, både innen forskning og forvaltning, har vært gitt muligheten til å kommentere på utkastet til rapporten. På den måten har innholdet blitt kvalitetssikret av flere, og har sikret at flest mulig sentrale momenter er omhandlet på en tilfredsstillende måte.

Vi håper at både det generelle og gruppespesifikke kan danne grunnlag for videre arbeid og utvikling av nasjonale retningslinjer. Vi sender en stor takk til bidragsytere som har lest større eller mindre deler av rapportutkastet og kommet med verdifulle innspill. En stor takk til:

Anne Sverdrup-Thygeson, Norges Miljø- og biovitenskapelige universitet  
Bernt-Erik Sæther, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Dagmar Hagen, Norsk institutt for naturforskning  
Jenni Nordén, Norsk institutt for naturforskning  
Hallvard Elven, Naturhistorisk Museum Oslo  
Kristina Bjureke, Naturhistorisk Museum Oslo  
Kristine Lund Bjørnås, Artsdatabanken  
Kristine Westergaard, Norsk institutt for naturforskning  
Marianne Evju, Norsk institutt for naturforskning  
Mikael Svensson, SLU Artsdatabanken  
Roald Bengtson, privat  
Siri Hånes Langen, Artsdatabanken  
Snorre Henriksen, Artsdatabanken  
Øystein Røsok, Statsforvalteren i Oslo og Viken

Takk til flere av de overstående og andre for bidrag med bilder!

Kontaktpersoner hos Miljødirektoratet har vært Tomas Holmern, Per Johan Salberg og Øystein Størkersen. Vi takker for god dialog og godt faglig samarbeid i prosjektet!

Lillehammer/Hønefoss, 18. mai 2021

Lise Tingstad og Anders Endrestøl

# 1 Innledning

Naturen er under et enormt press, og 25 % av verdens arter anses som truede (IPBES 2018). Verden over dør arter ut og populasjoner av arter reduseres, og på tross av stor innsats fortsetter tapet av biologisk mangfold (Butchart et al. 2010, IPBES 2018, Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Når arter forsvinner kan dette føre til destabilisering av økosystemer, og en arts bortgang kan ha store ringvirkninger (Seddon et al. 2014). Det foreligger en rekke internasjonale avtaler og konvensjoner som forplikter de enkelte land (inkludert Norge) til å stanse tapet av biologisk mangfold (KLD 2015).

Norge har 2355 arter som er listet som truet på *Norsk rødliste for arter 2015*, tilsvarende 11 % av de vurderte artene (Henriksen & Hilmo 2015). Av disse truede artene er 66 arter listet som truet også på den globale rødlisten. Den viktigste negative påvirkningsfaktoren for hele 90 % av de truede artene er arealendringer som fører til tap og forringelse av leveområder. Dette kan blant annet være som følge av skog- og jordbrukspraksis, eller direkte nedbygging av leveområder. Når leveområder forsvinner, øker risikoen for fragmentering av de gjenværende populasjonene, noe som igjen kan akselerere reduksjonen av populasjoner og dermed utdøelsesrisikoen, spesielt for spesialiserte arter (se f.eks. Olsen et al. 2018). Dermed er det stadig flere arter og populasjoner som kan trenge aktive forvaltningstiltak for å opprettholde eller gjenskape levedyktige populasjoner (Scott et al. 2010). Det brukes mye ressurser på å forhindre tap av biologisk mangfold, både på arts- og naturtypenivå. Over tilskuddsordningen for truede arter hos Miljødirektoratet i perioden 2016–2018 ble det innvilget 641 søknader og i overkant av 50 millioner kroner til tiltak for bevaring av 130 arter i Norge (Evju et al. 2020).

Det finnes en rekke ulike forvaltningstiltak som kan forbedre arters mulighet for langsiktig overlevelse, blant annet tiltak som innebærer habitatforbedring, begrensning av negative påvirkningsfaktorer, fredninger av arter og lokaliteter, og å forhindre spredning av fremmede organismer. Slike typer tiltak kan være hensiktsmessige for mange arter, men i noen tilfeller trengs andre tiltak for å bevare arter. Målrettet oppformering, utsetting og flytting av arter har etter hvert blitt mer utbredte forvaltningstiltak internasjonalt, og de har bidratt til å øke overlevelsessjansene for mange truede arter (Berger-Tal et al. 2020). De omtales heretter under samlebetegnelsen *bevaringsutsetting* (fra engelsk «conservation translocations»), noe som etter hvert har vokst frem som et eget fagfelt (Bubac et al. 2019).

«International Union for Conservation of Nature» (IUCN) definerer bevaringsutsetting som den tilskattede flyttingen av arter fra en lokalitet til en annen som bevaringsfremmende tiltak i forvaltningssammenheng (IUCN/SSC 2013). Målet med slike tiltak skal være å forbedre status for den eller de truede artene som er involvert lokalt, nasjonalt eller globalt, og øke sannsynligheten for artens overlevelse på lang sikt. I 2013 publiserte IUCN internasjonale retningslinjer for bevaringsutsetting, motivert av at stadig flere prosjekter benyttet dette som forvaltningstiltak – mye grunnet økt press på biodiversitet fra klimaendringer og habitattap, ødeleggelse og fragmentering. IUCN sine retningslinjer blir ansett som den internasjonale standarden, og er gjeldende politikk også under Bernkonvensjonen. De internasjonale retningslinjene omfatter ikke nasjonale forvaltningsmessige forhold eller praktisk gjennomføring av tiltak, og nasjonale retningslinjer bør derfor tilpasses lokale forhold, og diskutere de praktiske sidene ved tiltak nasjonalt (Batson et al. 2015).

Bevaringsutsetting brukes i denne rapporten som en samlebetegnelse for flere ulike typer forvaltningstiltak enten for å styrke eksisterende populasjoner, for å gjeninnføre en art til en tidligere lokalitet for arten, eller for å etablere nye populasjoner i et nytt leveområde for arten (Boks 1). Bevaringsutsetting omfatter den fysiske utsettingen, og vil i praksis også inkludere innsamling og transport, og eventuelt oppformering av arten under kontrollerte forhold før utsetting. Sistnevnte kan være en direkte oppformering for å sikre overlevelsen, eller ha mer preg av et strategisk avlsprogram for å øke genetisk diversitet for en populasjon eller en art. For å inngå som et forvaltningstiltak må det kunne vises til sannsynlig positiv effekt også på populasjons-, arts- eller økosystem-nivå, og ikke bare positiv gevinst for enkeltindividene som flyttes eller settes ut (Figur 1).

Arbeid med bevaring av truet natur i Norge er forankret i nasjonale mål, og i egne forvaltningsmål for arter og naturtyper i naturmangfoldloven (Lovdata 2009). Mange av de truede artene er helt avhengig av tiltak, og det er foreslått tiltak for mange truede arter, blant annet gjennom handlingsplanen for naturmangfold (St Meld 14 – Natur for Livet), og gjennom prosjekter som «Tiltak for å ta vare på trua natur» (Kyrkjeeide et al. 2018).

Denne rapporten beskriver sentrale momenter vedrørende bevaringsutsetting av truede arter i Norge. Formålet har vært å etablere et kunnskapsgrunnlag for bevaringsutsetting og et utkast til retningslinjer som tar høyde for relevante nasjonale forhold, beskriver hva man skal legge til grunn for prioritering av arter og som beskriver forvaltningspraksis og relevante lovverk (for eksempel forvaltningsmålet i Naturmangfoldloven). For å danne et kunnskapsgrunnlag har vi gjennomgått internasjonal og norsk litteratur på området. I utformingen av rapporten, og særlig det foreslåtte utsettingsprogrammet i kapittel 4, har vi sett til IUCN's internasjonale retningslinjer fra 2013 og vi følger deres definisjoner (Boks 1). I tillegg har vi hentet inspirasjon og kunnskap fra Skottlands nasjonale retningslinjer (2014) og rapporter fra Sverige (eksempelvis Wetterin 2008), og et tidligere utkast til retningslinjer for Norge (Røsok et al. 2012).

Et utsettingsprogram har som formål å sikre at prosjekter som gjennomføres i Norge gir størst mulig sannsynlighet for å lykkes. Programmet skal gi en trinnvis fremstilling av prosessen for å planlegge, gjennomføre og evaluere bevaringsutsetting. Vi har forsøkt å gjøre dette relevant til norske forhold, blant annet gjennom å vise til eksempler på gjennomførte og/eller tiltenkte prosjekter i Norge. Utsettingsprogrammet er beskrevet slik at innholdet i prinsippet er gjeldende for alle organismegrupper. I tillegg har rapporten spesifikke delkapitler for karplanter, lav, moser, sopp og insekter som beskriver tilpasninger for tiltak for hver av disse gruppene.

Rapporten omhandler oppformering og utsetting av hjemmehørende (ville/stedegne), truede arter innen organismegruppene karplanter, lav, moser, sopp og insekter. Stedegne livskraftige arter kan omfattes dersom en truet art er direkte avhengig av den (for eksempel vertsplanter). Arter som benyttes innenfor jord- eller skogbruk, fremmede arter, eller arter som settes ut til kommerisielle formål (for eksempel jakt) er ikke inkludert.

### **Boks 1: Oversikt over typer tiltak i bevaringsutsettinger**

*Etablering* – en art anses som etablert på en lokalitet når den produserer fruktbare avkom der. For å anses som fullt etablert, skal arten ha en populasjon som i stor grad kan klare seg i flere generasjoner uten menneskelige inngrep (unntatt den skjøtsel som påregnes for å opprettholde enkelte habitat, som for eksempel åpent kulturlandskap)

*Ex situ bevaringsutsetting* – *ex situ* bevaringsutsetting innebærer å samle inn individer og oppfostre individer eller opprette bestander av en art under kunstige og kontrollerte betingelser, utenfor artens opprinnelige levested, med formål om senere utsetting.

*Ex situ-bevaring* – *ex situ*-bevaring benyttes for å beskrive en langtids lagring av individer, da gjerne som inaktive propaguler av arter som frø, knoller, egg, sperm, eller andre hvilestadier som senere kan oppformeres. Ved *ex situ* bevaring er formålet å «lagre» artene, uten nødvendigvis å ha en plan for utsetting.

*Flytting (også kalt translokasjon eller transplantering)* – flytting av arter *in situ* uten å gå veien om *ex situ*. Flyttingen kan resultere i introduksjon eller re-introduksjon. Flyttingen kan skje ved å fjerne alle individer (gitt irreversible forestående trusler mot lokaliteten) eller deler av dem fra en kildepopulasjon, eventuelt ved flytting av propaguler.

*In situ* – «på stedet», altså innenfor en arts naturlige leveområde og økologiske nisje. Bevaring *in situ* er dermed bevaring av levedyktige bestander i deres naturlige omgivelser. Dette kan være i form av både aktive individer eller som frøbank.

*Introduksjon (conservation introduction)* – når arter settes ut på en ny lokalitet eller i et nytt område hvor arten ikke tidligere er påvist. Tiltakets effekt kan berøre enkeltart og/eller økosystem, og flytting eller utsetting kan foretas kun lokalt, eller over lengre avstander. Introduksjon omfatter også tilfeller hvor man flytter/setter ut en art for spesifikke økosystemfunksjoner i det nye habitatet.

*Oppformering* – betyr i denne sammenhengen å dyrke (frem) eller oppfostre individer av en art under kontrollerte forhold i kortere eller lengre perioder. Vi benytter her begrepet «avl» kun der det er snakk om å endre en arts egenskaper (i bevaringsøyemed gjerne av genetisk sammensetning).

*Populasjonsforsterkning (re-inforcement)* – når individer av en art settes ut på en lokalitet hvor arten allerede finnes for å styrke en eksisterende populasjon innenfor artens naturlige utbredelsesområde.

*Reetablering* – når en art er reintrodusert og senere etablert på en lokalitet hvor arten tidligere er påvist, men siden er forsvunnet fra.

*Reintroduksjon (re-introduction)* – når en art settes ut på en lokalitet hvor arten tidligere er påvist, men ikke lenger er tilstede, og med individer som ikke har opphav fra den aktuelle lokaliteten.

*Utsetting* – viser her til den tilsiktede flyttingen av arter fra en lokalitet, eventuelt fra en *ex situ* populasjon, til en annen som bevaringsfremmende tiltak i forvaltningssammenheng.

**Boks 2: Definisjoner av sentrale begreper**

*Fragmenterte populasjoner:* over 50 % av individene må befinne seg på/i små og isolerte fo-rekomster (patches/fragments).

*Genetisk drift:* forandring i den genetiske sammensetningen som følge av tilfeldige (stokas-tiske) hendelser, ikke av naturlig utvalg. Effekten av genetisk drift vil være større i små popu-lasjoner, derav «effektiv populasjonsstørrelse»

*Effektiv populasjonsstørrelse:* det antall individer i en populasjon som formerer seg og slik sett bidrar inn i neste generasjon. Ofte lavere enn den faktiske populasjonsstørrelsen.

*Innavlsdepresjon:* Redusert genetisk variasjon i en populasjon som følge av at nært beslek-tede individer får avkom. Denne reduserte genetiske variasjonen kan medføre at recessive genvarianter (alleler) uttrykkes, og påvirker overlevelsen av populasjonen negativt.

*Kildepopulasjon:* populasjon man henter individer fra for å gjennomføre bevaringsutsetting. Kildelokalitet vil være tilsvarende den lokaliteten man henter individer fra.

*Lokalitet:* er definert som et geografisk eller økologisk avgrenset område, der en enkelt hen-delse raskt kan påvirke alle individene av en art. Dette kan i enkelte tilfeller inkludere deler av en sammenhengende populasjon, og i andre tilfeller flere geografisk atskilte populasjoner (Artsdatabanken 2020).

*Metapopulasjon:* En metapopulasjon er en samling av nærliggende del-populasjoner av en art, løst sammenknyttet ved sporadisk spredning mellom de ulike populasjonene. Utdøing og re-kolonisering av del-populasjoner er naturlige prosesser i en metapopulasjon.

*Propagul/spredningsenhet:* Del av en organisme som kan atskilles fra denne og reprodusere organismen, for eksempel sporer, frø, knoller, egg, sperm.

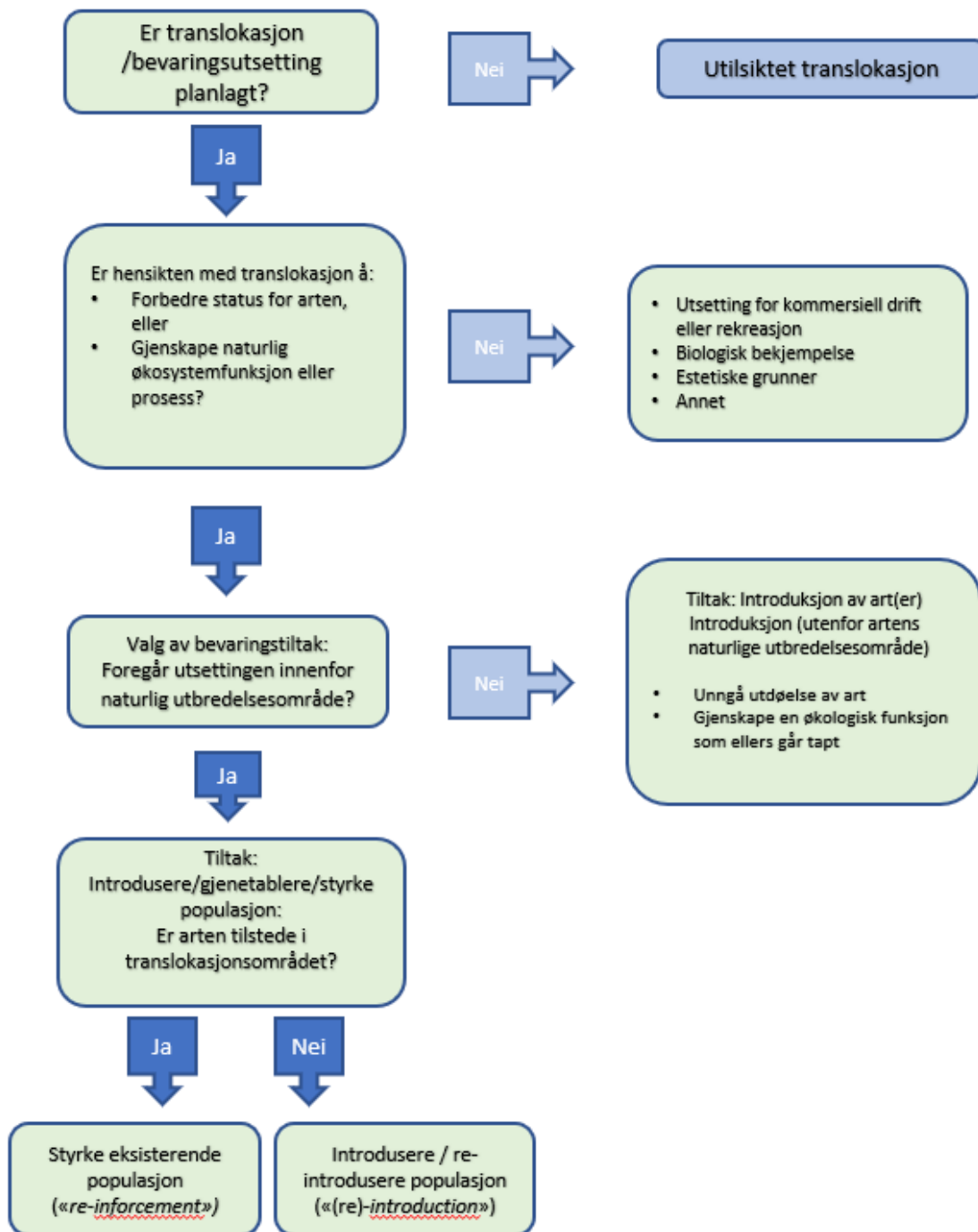
*Stokastiske hendelser:* tilfeldige hendelser, hendelser som er sannsynlighetsstyrt. To begiven-heter A og B er stokastisk uavhengige dersom sannsynligheten for at både A og B inntreffer er lik produktet av sannsynligheten for A og sannsynligheten for B.

*Utbredelsesområde:* Minste konvekse polygon som omslutter kjent utbredelse (Artsdataban-ken 2020). Naturlig eller potensielt utbredelsesområde vil være de områdene som innehar de økologiske og klimatiske betingelsene som gjør at en art kan overleve der.

*Utdøelsesgjeld:* «levende døde populasjoner», risiko for fremtidige utdøelser som skyldes hen-delser i fortid eller nåtid, populasjoner som vil dø ut fra flere og flere lokaliteter hvis habitat ikke gjenskapes raskt. Utdøelsesgjeld kan også skyldes demografi og genetikk.

*Utsettingslokalitet:* den lokaliteten man flytter individer til eller der man setter ut individer. Her kan det være en mottakerpopulasjon som de nye individene blir en del av.

*Økologisk risiko:* Risikoen for at den utsatte arten kan ha negative effekter på naturlige øko-systemer, stedegne arter eller genotyper i området hvor den settes ut. Omfatter også risiko for spredning av sykdommer og parasitter.



Figur 1. Valg av tiltak ved bevaringsutsetting – tilpasset fra IUCN Guidelines

## 2 Litteratursøk

Litteratur som dokumenterer oppformering og utsetting av arter som bevaringsfremmende tiltak er økende, og viser at reintroduksjonsbiologi i løpet av de siste par tiårene har blitt et eget fagfelt (Seddon 2012, Taylor et al. 2017, Resende et al. 2020). Formålet med litteratursøket var å inkludere internasjonal litteratur i kunnskapsgrunnlaget for denne rapporten, og finne eksempler på prosjekter og anvendte metoder for bevaringsutsettinger av arter innenfor gruppene insekter, karplanter, lav, moser og sopp. Spesielt relevant er sammenfattende artikler og litteraturstudier om bevaringsutsettinger hvor erfaringer og anbefalinger er oppsummert.

I et første litteratursøk benyttet vi ISI Web of Science som den primære databasen, men har også senere foretatt søk via Google Scholar og søkeportalen Oria<sup>1</sup>. Søket i ISI Web of Science ble gjort som en første undersøkelse, og målet var å få et klart definert søk etter relevant litteratur for å danne et bilde av hvilke litteraturen som var tilgjengelig i denne databasen. Det var nødvendig å begrense søket til litteratur fra de siste fem årene, og til søkeordene nevnt under.

Vi benyttet søkeord i tråd med IUCN sin definisjon av bevaringsutsetting, og begrepet «*conservation translocations*» har derfor vært benyttet som overordnet søkeord, sammen med termer som «*reintroduction*», «*reinforcements*», «*ecological replacements*» og «*assisted colonization*». Dette første, generelle litteratursøket ga 276 vitenskapelige publikasjoner i ISI Web of Science. Vi sorterte vekk treff fra ikke-relevante fagfelt, og sorterte deretter også ut hvilke artsgrupper de ulike artiklene omhandlet (Tabell 1). Et første søk viste at det er en klar trend i fordeling på ulike organismegrupper hvor pattedyr, fisk og fugl er overrepresentert. Vi snevret derfor inn søket til å gjelde bevaringsutsettinger av arter innenfor de fem gruppene karplanter, insekter, moser, lav og sopp som er gruppene i fokus i denne rapporten. Vi stod da igjen med 63 relevante artikler som dekket flere typer bevaringsutsetting; blant annet reintroduksjon, reetablering, populasjonsforsterkning og *ex situ* bevaring. Vi valgte ikke å begrense søket kun til truede arter, da det ga et for snevert utvalg.

Flere litteraturstudier rapporterer overvekten av vitenskapelige publikasjoner som omhandler bevaringsutsetting av vertebrater (Bubac et al. 2019, Fischer & Lindenmayer 2000, Resende et al. 2020, Seddon et al. 2005). Også i en sammenfattende studie av Bubac et al. (2019) fremgår det at av 554 studier fra hele verden, handlet kun 6 % om invertebrater, mens planter og vertebrater omfattes av henholdsvis 30 % og 61 % av studiene. Det ser også ut til at det er en geografisk skjevhet; de fleste studier om bevaringsutsetting er fra Australia, Nord-Amerika og Europa (Bubac et al. 2019, Seddon et al. 2014).

Sammenfattende oversikter viser også at mye av innsatsen som blir gjort med oppformering og utsetting som forvaltningstiltak for truede arter blir gjort med regionalt truede arter, mens færre omfatter globalt truede arter (for eksempel Resende et al. 2020). I tillegg er de fleste bevaringsutsettinger (av dyr) i form av flytting (49 % translokasjoner – uten videre spesifikasjon), etterfulgt av reintroduksjoner (42 %), introduksjoner (5 %) og forsterkninger (3 %) (Resende et al. 2020). Av disse var 57 % *in situ*, mens 23 % fra *ex situ* (Resende et al. 2020).

Litteraturen viser at bevaringsutsettinger ofte omhandler «populære» og karismatiske arter (Resende et al. 2020) og at det er vanskeligere å få finansiering for prosjekter med oppformering og utsetting av mindre karismatiske arter (Díaz et al. 2018, Fleming & Bateman 2016). Her håper vi at klarere retningslinjer for prioritering og mer informasjon om prosjekter kan bidra til at mindre kjente og/eller mindre karismatiske arter også kan bli prioritert, og at man legger størst vekt på reelle bevaringsbehov for de enkelte artene.

<sup>1</sup> Oria er en søkeportal som muliggjør søk i de fleste norske fag- og forskningsbibliotek.



Også i Norge finnes eksempler på bevaringsutsetting (Tabell 2), og langt de fleste eksemplene vi har funnet er for karplanter. I tabell 2 har vi valgt å inkludere også påtenkte prosjekter hvor det kun er søkt om midler, men ikke nødvendigvis igangsatt ennå.

Tabell 1. Fordeling av antall vitenskapelige publikasjoner på organismegrupper. Tabellen viser resultat av generelt søk i databasen ISI Web of Science med søkeord «conservation translocations» + «threatened species», publisert i tidsperioden 2015–2020, og under kategoriene «conservation», «ecology», «biology», «applied ecology».

Organismegruppe	Antall treff (totalt 276)
Amfibier	17
Fugler	27
Pattedyr	50
Sopp	2
Pungdyr	6
Fisk og vannlevende organismer	34
Andre	108
Karplanter	25
Insekter	2
Lav	5
Litteraturgjennomganger («review»)	25

Tabell 2. Eksempler på arter i Norge hvor ulike typer bevaringsutsetting er brukt eller foreslått som tiltak. Eksemplene som er vist omfatter insekter (4), lav (3), karplanter (24), moser (1) og sopp (1). Listen gir kun eksempler og er ikke uttømmende. Rødlistekategori, antall forekomster og geografisk utbredelse i Norge er hentet fra Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen og Hilmo 2015). IUCN-kategori er hentet fra [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (/ = arten gir ikke treff i IUCN).

Artsgruppe	Art	Tiltak	Referanse	Kategori Rødlista 2015	IUCN-kategori	Antall forekomster (lokaliteter) i Rødlista 2015 (ritt i tekst)	Geografisk utbredelse i Norge
Insekter	Eremitt <i>Osmoderma eremita</i>	Ex situ og introduksjon	Endrestøl et al. (2019)	CR	NT	1	Vestfold
Insekter	Heroringvinge <i>Coenonympha hero</i>	Flytting (fra Brønnøya, Asker til tom lokalitet Borøya, Bærum)	Elven og Bengtson (2020)	EN	VU	35	Østlandet (Hedmark, Oslo/ Akershus, Østfold)
Insekter	Klippeblåvinge <i>Scolitantes orion</i>	Oppformeringsforsøk	Jakobsen, M. (upubl.)	CR	LC	(21)	Østfold, Agder
Insekter	Lakrismjeltblåvinge <i>Plebejus argyrognomon</i>	Ex situ, reintroduksjon og forsterkning	Elven (2014)	CR	LC	1	Asker/Bærum
Insekter	Elvesandjeger <i>Cicindela maritima</i>	Reintroduksjon og forsterkning	Hanssen (2021)	EN	/	7	Gaula
Insekter	<i>Cicindela hybrida</i>	Flytting (hel populasjon)	B. Dervo & O. Hanssen (pers. medd.)	VU	/	Ca 50	Kongsberg
Lav	Sølvnever <i>Lobaria amplissima</i>	Flytting (fra Norge til Sverige)	Gauslaa et al. (2018)	LC	/		
Lav	Lungenever <i>L. pulmonaria</i>	Flytting (fra Norge til Sverige)	Gauslaa et al. (2018)	LC	/		
Lav	Huldrestry <i>Usnea longissima</i>	Bevaringsutsetting er foreslått som tiltak i utkast til handlingsplan	Jansson (2011)	EN	/	(504) i 2010	Fra Telemark og Hordaland nord til og med Nordland
Karplanter	Dverglin <i>Radiola linoides</i>	Innvilget søknad innsamling	Oversikt hentet fra Evju et al. (2020)	EN	/	(ca. 50)	Rogaland, Agder, Østfold, Vestfold
Karplanter	Dvergtistel <i>Cirsium acaule</i>	Ex situ og introduksjon	Bjureke og Bredesen (2005)	CR	/	(1)	Oslofjordområdet

<b>Karplanter</b>	Finnstjerneblom <i>Stellaria fennica</i>	Flytting	K. Westergaard (pers. medd).	EN	/	3	Finnmark
<b>Karplanter</b>	Hvitmure <i>Drymocallis rupestris</i>	Ex situ og forsterkning	Wesenberg (1998), Bjureke et al. (2016)	EN	/	6	Oslofjordområdet
<b>Karplanter</b>	Kammarmjelle <i>Melampyrum cristatum</i>	Forsterking	M. Johannessen (pers. medd.)	EN	/	5	Østfold, Vestfold
<b>Karplanter</b>	Klengelerkespore <i>Ceratocarpus clavicola</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		EN	/	(>10)	Rogaland, Agder
<b>Karplanter</b>	Knollssoleie <i>Ranunculus bulbosus</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		VU	/		Sør
<b>Karplanter</b>	Lakrismjelt <i>Astragalus glycyphyllos</i>	Forsterking (vertsplante)	Elven (2014)	LC	LC		
<b>Karplanter</b>	Mykt havfruegras <i>Najas flexilis</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		EN	LC		Buskerud
<b>Karplanter</b>	Nordlig bergjunker <i>Saxifraga paniculata laestadii</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		VU	/	(8-13)	Nordland
<b>Karplanter</b>	Polarnyresoleie <i>Ranunculus wilanderi</i>	Sikringsdyrking	Alsos et al. 2011,	EN	/	(1)	Kapp Thordsen, Svalbard
<b>Karplanter</b>	Sandskjegg <i>Corynephorus canescens</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		EN	LC	2-3	Rogaland, Agder
<b>Karplanter</b>	Saronnellik <i>Dianthus armeria</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		CR	/	1	Rogaland
<b>Karplanter</b>	Sibirstjerne <i>Eurybia sibirica subintegerrima</i>	In situ bevaring og oppformering		CR	LC	(1)	Sakrisodden, Røros
<b>Karplanter</b>	Snau myrflatbelg <i>Lathyrus palustris</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		EN	LC	15	Østlandet, Trøndelag
<b>Karplanter</b>	Solblom <i>Arnica montana</i>	Flytting og reetablering	Eks. Janicke Haug (2014), Blyttia 72 (2)	VU	LC		Sør-Norge sør for Trondheim
<b>Karplanter</b>	Sprikesøtgras <i>Glyceria notata</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		CR	LC	4-6, ingen etter 2000	Mulig Agder, Østfold,
<b>Karplanter</b>	Stivt havfruegras <i>Najas marina</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		EN	LC	6 etter 2000	Agder, Østfold
<b>Karplanter</b>	Strandtorn <i>Eryngium maritimum</i>	Forsterking	Johannessen (2019)	EN	LC	(11) i 2014)	Kyststrøk fra Hvaler til Sola
<b>Karplanter</b>	Svartsiv <i>Juncus anceps</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		VU	LC	(<5)	Rogaland, Agder
<b>Karplanter</b>	Trådbregne <i>Calamistrum globuliferum</i>	Innvilget søknad innsamling og/ utsetting		EN	LC	(ca. 20)	Agder, Rogaland, Hordaland, Østfold
<b>Karplanter</b>	Vårvikke <i>Vicia lathyroides</i>	Innvilget søknad innsamling		EN	LC	(ca. 25)	Agder, Buskerud, Østfold, Vestfold
<b>Karplanter</b>	Ertevikke <i>Vicia pisiformis</i>	Forsterkning		EN	LC	(Ca. 25)	Telemark, Vestfold, Buskerud, Akershus
<b>Karplanter</b>	Myrflangre <i>Epipactis palustris</i>	Innvilget søknad innsamling	Røsok et al. 2013	EN	LC	(23)	Viken, Rogaland (Buskerud, Akershus, Østfold)
<b>Moser</b>	Duftsepter <i>Mannia fragrans</i>	Flytting, etablering av ny lokalitet	Torbjørn Høitomt	CR	VU	(7)	Oslo, Innlandet, Vestland
<b>Sopp</b>	Flammekjuka <i>Pycnoporellus fulgens</i>	Bevaringsutsetting ved poding på 3 lokaliteter.	Nordén et al. (2020)	EN	/	97 funn i arts-kart.	Viken

## 3 Vurdering av oppformering og utsetting som bevaringstiltak

### 3.1 Når er bevaringsutsetting et godt alternativ?

Formålet med bevaringsutsetting som tiltak skal alltid være å bevare eller gjenskape levedyktige populasjoner av truede arter i naturen på lang sikt (IUCN, 2013). Bevaringsutsetting må anses som inngripende tiltak, både for økosystemet der arter blir satt ut og for økosystemet man henter individer fra (hvis ikke individer er oppformert i fangenskap). Det er stor økologisk og økonomisk risiko knyttet til bevaringsutsetting (se kapittel 4.12), og alternative tiltak skal alltid vurderes. I de tilfellene der populasjoner er fragmentert, eller størrelsen på en lokalitet er redusert som følge av menneskeskapt påvirkning, skal man i første omgang undersøke mulighetene for skjøtsel og/eller restaurering, og eventuelt skape korridorer mellom habitater for å legge til rette for egen-spredning. En tommelfingerregel kan være at dersom et forvaltningstiltak skal gjennomføres, må de positive effektene av tiltaket være større enn de negative bieffektene av det samme tiltaket (Wetterin 2008). God planlegging og vurdering av risiko vil øke sannsynligheten for et vellykket prosjekt (Figur 1, Figur 2).

Ikke alle truede arter vil være egnet for bevaringsutsetting, og god biologisk og økologisk kunnskap om arten og dens habitat er avgjørende kunnskap (Gedir et al. 2004). I forkant av hvert prosjekt bør man bruke nyeste litteratur på artens økologi og biologi, samt ha oppdaterte felt-kunnskaper om artens utbredelse og status. Man bør også orientere seg om eventuelle prosjekter som angår den aktuelle arten og som foregår på andre lokaliteter eller i andre land. I prosjektet «Tiltak for trua natur» (Kyrkjeeide et al. 2020) ble forvaltningstiltak for 96 norske arter vurdert, og tiltak som omfattet *ex situ* og *in situ*-bevaring var nevnt som et mulig tiltak for 46 av de vurderte, truede artene (1 insekt, 17 lav, 6 sopp og 22 karplanter). For flere av de andre truede artene var det ikke foreslått konkrete tiltak, hovedsakelig på grunn av for dårlig kunnskapsgrunnlag.

I første omgang er det viktig å vurdere både art og lokalitet grundig, som vi beskriver videre i kapittel 3.2. og 3.3. Dersom risikoen for utdøing uten bevaringsutsettinger (som antatt beste tiltaket) vurderes som større enn den økologiske risikoen ved utsetting, anbefales det å utarbeide og følge et utsettingsprogram (Røsok et al. 2012, Wetterin 2008), som er beskrevet i kapittel 4, 5 og 6.



Figur 2. Hovedtrinn for vurdering og gjennomføring av tiltak (Kilde: Skottlands nasjonale retningslinjer 2014).

### 3.2 Hvilke arter er aktuelle for bevaringsutsetting?

Under diskuteres ulike momenter som er viktige for om arter er aktuelle for bevaringsutsetting.

#### **Truethet**

Generelt vil artene som er rødlistet i truethetskategoriene *sårbar* (VU), *sterkt truet* (EN) og *kritisk truet* (CR) på den til enhver tid gjeldende versjon av *Norsk rødliste for arter* potensielt være aktuelle for bevaringsutsetting. Dette er arter som heretter omtales som «truet» og disse har alle høy risiko for å dø ut (Henriksen & Hilmo 2015).

Totalt er 2355 arter vurdert som *truet* på *Norsk rødliste for arter 2015* (Henriksen og Hilmo 2015). For artsgruppene som er i fokus i denne rapporten er fordelingen på grupper slik: 538 insekter, 156 karplanter, 118 lav, 142 moser og 194 sopp (Henriksen & Hilmo 2015). Her må det legges til at kunnskapsnivået for vurderinger av de ulike gruppene varierer, og at man for eksempel for insekter vurderer mange av insektartene på bakgrunn av tap av habitat og ikke en kjent utvikling i populasjonsstørrelse.

I tillegg er det 112 arter som er ansett som *regionalt utdødd* (RE) fra Norge i gruppene insekter, karplanter, lav og sopp på *Norsk rødliste for arter 2015* (Henriksen og Hilmo 2015). Disse fordeler seg på 97 insekter, 12 karplanter og tre sopp. Bevaringsutsetting vil også kunne være aktuelt

for disse artene ved at man forsøker å reetablere artene i Norge ved å innføre individer fra våre naboland. Det er foreløpig ingen eksempler på dette fra Norge, og vi går ikke i detalj på nasjonal reetablering her, selv om det også for Norge kan bli aktuelt på sikt (se kap. 3.5).

Andre arter som kan være aktuelle for bevaringsutsetting er arter i høye kategorier på *Norsk rødliste for arter*, som også er rødlistet på global rødliste (IUCN), og arter som kan karakteriseres som norske ansvarsarter (arter som har > 25 % av europeisk utbredelse i Norge; se Kyrkjeeide et al. 2018). Bevaringsutsetting for arter i lavere truetkategorier kan vurderes for å styrke randpopulasjoner eller særlig truede enkeltlokaliteter lokalt (se antall forekomster under), spesielt der man antar at det er genetiske forskjeller mellom populasjoner (se eksempelvis Kyrkjeeide et al. 2020). Det kan også være verneområder hvor bevaring av enkelte arter er en del av verneformålet, og for slike områder kan bevaringsutsetting også være aktuelle tiltak.

### **Negative påvirkningsfaktorer**

Truethet er i de fleste tilfeller knyttet til konkrete, negative påvirkningsfaktorer som er kjente eller antatte årsaker til at arten har hatt eller har tilbakegang, jf. *Norsk rødliste for arter* (Henriksen og Hilmo 2015). Hvorvidt de negative påvirkningsfaktorene er kjente, vil være avgjørende i en vurdering om hvorvidt man skal velge bevaringsutsetting som forvaltningstiltak (Gedir et al. 2004). I vurderingen bør man også inkludere hvorvidt de negative påvirkningsfaktorene kan endres eller elimineres på kort sikt ved tiltak som vern, skjøtsel eller restaurering, eller om de er irreversible eller virker på lang sikt. I så fall kan det være at man først må løse problemet med negativ påvirkning på arten, før man kan vurdere andre tiltak. I Storbritannia er for eksempel en overveiende andel av bevaringstiltakene for truede sommerfugler å gjeninnføre en historisk driftsform i landbruket, mens det i USA i større grad er knyttet til bekjempelse av fremmede arter (Schultz et al. 2008). For andre påvirkningsfaktorer som klimaendringer, er vurderingene og tiltakene vanskeligere. Kanskje kan alpine/arktiske arter som ikke kan følge med når klimaet endres være aktuelle kandidater for bevaringsutsetting (med mindre spredningskorridorer ikke er vurdert å være et egnet tiltak). For en rekke spesialister av både insekter og karplanter vil bevaringsutsetting være nytteløst fordi de er sterkt knyttet til mer stokastiske og dynamiske habitater, slik som brannflater. En rekke arter er rødlistet fordi de er knyttet til for eksempel skogbrann, og fordi frekvensen av skogbranner har gått ned (Storaunet et al. 2013). I Sverige har bevaringsbrenning blitt et vanligere tiltak de senere årene (Nilsson 2005).

I andre tilfeller er de negative påvirkningsfaktorene tilnærmet ukjente, og da kan bevaringsutsetting være et sjansespill fordi sannsynligheten for etablering vil være lav. Dette gjelder eksempelvis for tilbakegangen av de to sommerfuglartene apollosommerfugl *Parnassius apollo* og niobeperlemorvinge *Argynnis niobe* i Norge. Begge artene har gått dramatisk tilbake i Norge selv om habitatene tilsynelatende er intakte (om enn redusert i utstrekning), og man kan ikke peke på andre konkrete negative påvirkningsfaktorer som har redusert bestandene. Her kommer faktorer som utdøelseskjeld inn – at arter kanskje responderer seint på enkelte negative påvirkningsfaktorer, og allerede er «dødsdømte» på den aktuelle lokaliteten eller i det aktuelle området. Da er kanskje ikke reetablering eller styrking av populasjonen aktuelt, men heller introduksjon på nye og bedre egnede lokaliteter i nærheten av kjente forekomster. I så fall må en grundig vurdering gjøres av arters risiko for negativ påvirkning på viktige naturtyper og/eller arter der de settes ut (Butt et al. 2020). Nye lokaliteter skal derfor undersøkes grundig slik at man har oversikt over eventuelle negative påvirkningsfaktorer der (se også kap. 4.6).

### **Artens geografiske utbredelse**

For å kunne vurdere bevaringsutsetting for en aktuell art må man vurdere artens geografiske utbredelse, da som antall lokaliteter eller dellokaliteter, både i nåtid og i historisk perspektiv. En forutsetning for å velge bevaringsutsetting som tiltak må være at arten har såpass få eller små lokaliteter at man antar at sannsynligheten for utdøing fra enkelte lokaliteter er stor, og at dette medfører høy risiko for utdøing regionalt (fra Norge), eller stor fare for at stokastiske hendelser fører til at populasjoner går tapt. Jf. forvaltningsmålet for arter i Naturmangfoldloven vil dette kunne være et argument for bevaringsutsetting selv der en art er forsvunnet, eller står i fare for å forsvinne, fra én eller få lokaliteter (< 20). Hva som er et lavt antall lokaliteter må vurderes i

hvert enkelt tilfelle, men vil i de fleste tilfeller trolig være  $< 5$ . Grunnlaget for dette må avgjøres på bakgrunn av sannsynligheten for å lykkes gitt ressursbruken og sett i lys av andre bevaringsbehov (herunder andre arter). Ulike scenarier er listet opp under (merk at flere scenarier kan gjelde en og samme art).

*Historisk utbredelse ukjent – få forekomster på lite utbredelsesområde:* Arten finnes på et begrenset område, populasjonene er ikke fragmenterte og negative påvirkningsfaktorer truer hele populasjonen. Bevaringsutsetting kan være aktuelt utenfor kjent utbredelsesområde på økologisk egnede steder for å øke artens totale robusthet mot kjente negative påvirkningsfaktorer og stokastiske hendelser.

*Historisk utbredelse > nåværende utbredelse:* Arten har redusert utbredelsesområde på grunn av at rand-populasjoner har dødd ut. Populasjonene er ikke fragmenterte. Bevaringsutsetting kan være aktuelt for å styrke eksisterende eller eventuelt reetablere rand-populasjoner.

*Historisk utbredelse = nåværende utbredelse:* Utbredelsesområdet er tilsvarende historisk utbredelse, men antall forekomster er redusert. Populasjonen er trolig fragmentert. Bevaringsutsetting kan være aktuelt for å motvirke fragmentering (øke konnektiviteten), som i praksis vil si etablering/reetablering av populasjoner mellom eksisterende populasjoner.

*Utbredelse ~ forekomst:* For enkelte arter vil utbredelsesområdet nærme seg forekomst-arealet (slik det er definert i *Norsk rødliste for arter*). Det vil i praksis si at det er svært få lokaliteter/dellokaliteter for en art. Negative påvirkningsfaktorer truer hele populasjonen. For disse tilfellene vil trolig vern eller skjøtselstiltak for å øke den naturlige spredningen mellom populasjoner være første steg (landskapstilnærming), men også bevaringsutsetting kan være aktuelt for å restaurere populasjonsdynamikken raskt. Det kan også være aktuelt med bevaringsutsetting som introduksjon på nye lokaliteter for å øke artens generelle robusthet mot stokastiske hendelser på begrensede geografiske områder. Dette kan imidlertid gi noen overvåkingsutfordringer (se Evju et al. 2020).

**Eksempel 1** Prikkrutevinge *Melitaea cinxia*. Artens utbredelsesområde er i dag meget sterkt redusert i forhold til dens kjente historiske utbredelse, og forekomstareal og utbredelsesområde er tilnærmet likt. Den finnes i dag kun på den militære øya Rauer utenfor Fredrikstad, men fantes tidligere langs kysten fra Agder til Halden (med ett innlandsfunn i Kviteseid). På Rauer finnes arten nå på flere dellokaliteter, og er trolig i metapopulasjonsdynamikk (men i liten skala). For å sikre artens langsiktige overlevelse i Norge må antall dellokaliteter på Rauer økes slik at denne lokaliteten blir robust. Deretter bør man vurdere bevaringsutsetting på nye lokaliteter, eventuelt reintroduksjon, for å øke artens sannsynlighet for langsiktig overlevelse i Norge. Se Endrestøl & Bengtson (2015) og Endrestøl (2017).



### **Indirekte bevaringsutsetting**

Mange truede arter, spesielt insekter, er direkte avhengig av en eller flere andre arter. I slike tilfeller kan det være aktuelt å flytte eller innføre disse andre artene. Dette blir da et indirekte tiltak som innebærer bevaringsutsetting av ikke-truede arter for å hjelpe en eller flere truede arter. Dette kan for eksempel gjelde utsetting av vertsplanter for en truet insektart eller planter som er viktige nektarkilder. Det kan være spesielt aktuelt der man kan peke på en utgått historisk lokalitet for en truet art, og samtidig forklare det med at vertsplanten har forsvunnet på grunn av konkrete negative påvirkningsfaktorer som er reversible. En restaurering av lokaliteten med bevaringsutsetting av vertsplantene kan da være aktuelt. Dette er blant de vanligste tiltakene for bevaring av truede sommerfugler i USA (Schultz et al. 2008). Et annet eksempel er den truede sopparten *Chlorostroma vestlandicum* som er parasitt på almekullsopp, som igjen er avhengig av et truet treslag, nemlig alm (Kyrkjeeide et al. 2018).

**Eksempel 2** Lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon* er en meget sjelden dagsommerfugl som tidligere fantes i indre Oslofjord. I dag er trolig arten *regionalt utdødd* (RE) i Norge. Arten er helt avhengig av karplanten lakrismjelt *Astragalus glycyphyllos* for å gjennomføre sin livssyklus. På en av de historiske lokalitetene for arten ble det bedømt at vertsplanteforekomsten var minimal, noe man igjen forklarte med hardt beitetrykk fra sau. I dette tilfellet ble sauebeite avsluttet, og vertsplanter ble plantet ut i håp om å kunne reetablere lakrismjeltblåvinge på denne lokaliteten (Elven 2014).



**Eksempel 3** Som eksempel på den funksjonelle gruppen pollinerende insekter, kan man trekke frem rødknappsandbien *Andrena hattorfiana* (*kritisk truet* CR). Denne arten har gått tilbake som følge av omleggingene i jordbruket siden 1950-tallet som har gitt en dramatisk reduksjon av ugjødset beitemark og slåttemark. Ødegaard (2011) anser at det er stor risiko for å mislykkes ved flytting av bier. Skjøtsel og utplantning av nektarplanten rødknapp *Knautia arvensis* kunne trolig vært vurdert som populasjonsforsterkende tiltak eller for å legge til rette for spredning av rødknappsandbie til områder i nærheten av eksisterende populasjoner.



Man kan også snu på det – for enkelte karplanter kan mangelen på pollinerende insekter være eller bli et problem. Globalt er nesten 90 % av blomsterplantene helt eller delvis avhengig av dyrepollinering, og da hovedsakelig av insekter (Nasjonal pollinatorstrategi 2018). Det er trolig ikke et omfattende problem i Norge i dag, men kan bli gjeldende i fremtiden for enkelte arter med et spesialisert pollinatorforhold.

**Eksempel 4** Orkidéen flueblom *Ophrys insectifera* (*nær truet* NT) er hovedsakelig avhengig av to arter graveveps for pollinering; trebåndet flueblomstgraver *Argogorytes mystaceus* og tobåndet flueblomstgraver *Argogorytes fargeii* (referanser i Paulus 2006), hvorav sistnevnte er *nær truet* NT på *Norsk rødliste for arter 2015*. Dersom disse to artene av graveveps av en eller annen årsak skulle få reduserte populasjoner i Norge, vil dette høyst sannsynlig påvirke flueblom negativt.



Mange arter er vurdert som truede på grunn av at en assosiert art også er truet. Slike forhold har vi flere eksempler på i Norge. Dette kommer gjerne i tillegg til andre begrensende faktorer som for eksempel klima, som gjør at arten har en snevrere utbredelse enn arten de er assosiert med. Her kan nevnes den norske endemiske billearten dragehodeglansbille *Meligethes norvegicus* (*sterkt truet* EN) som utelukkende finnes på dragehode *Dracocephalum ruyschiana* (*sårbar* VU). Billen finnes kun i Viken, mens vertsplanten dragehode finnes nord til Vågå i Innlandet (Stabbetorp & Endrestøl 2011). Begge disse artene kan videre karakteriseres som ansvarsarter for Norge. Et annet eksempel er den skjøtelsbetingede planten solblom *Arnica montana* (*sårbar* VU), hvor man finner solblomminérflue *Phytomyza arnicae* (ikke vurdert) og solblomengmøll *Digitivalva arnicella* (*sterkt truet* EN) som begge har en snevrere utbredelse enn vertsplanten.

Et annet eksempel er treslaget alm *Ulmus glabra* (*sårbar* VU) som har hatt tilbakegang på grunn av visnesyke forårsaket av to patogene sopp. Dette har fått konsekvenser for andre arter som lever på alm. Et interessant eksempel her er den nylig beskrevne soppen *Chlorostroma vestlandicum* (Figur 3). Denne soppen er beskrevet ny for vitenskapen fra Norge i 2014 (Nordén et al. 2014). Arten *C. vestlandicum* er vurdert som *sterkt truet* (EN) og er en mykoparasitt på en annen sopp, almekullsopp *Hypoxylon vogesiacum* (*nær truet* NT), som igjen finnes på grove læger av



alm (sårbar VU) (Nordén et al. 2014). Slik kan en rødlistet art i tilbakegang medføre at en rekke arter knyttet til denne også blir vurdert som truede.

I noen tilfeller kan bevaringsutsettinger favne flere truede og sjeldne arter. Forutsetningen er da at man tar hensyn til alle artenes utbredeshistorikk og økologiske krav i et slikt tiltak.



Figur 3. *Chlorostroma vestlandicum* (sterkt truet EN) er en mykoparasitt på almekullsopp *Hypoxylon vogesiacum* (nær truet NT) som finnes på grove læger av alm *Ulmus glabra* (sårbar VU). Foto: John Bjarne Jordal.

### **Kunnskapsgrunnlaget**

Det er en forutsetning at man har et godt kunnskapsgrunnlag for arter som vurderes for bevaringsutsetting. Det vil si at man benytter oppdatert kunnskap om den aktuelle artens utbredelse/forekomster, biologi og systematikk, i tillegg til økologiske og klimatiske krav, og eventuelle negative påvirkningsfaktorer. Det vil også være av stor betydning at man har erfaring med hvordan arten responderer på skjøtselstiltak, og på hvilke livsstadier arten forventes å tåle flytting eller innsamling til *ex situ*-bevaring. Dersom kunnskapsgrunnlaget er svakt bør man i forkant av en eventuell bevaringsutsetting sette i gang kunnskapsinnhenting/forskning. Eksempelvis er mange insektarter rødlistet etter B-kriteriet i *Norsk rødliste for arter* (pågående nedgang i areal og kvalitet på habitatet (b(iii))). De artsspesifikke økologiske kravene for den aktuelle arten likevel kan være dårlig kjent; krav til habitat, næringstilgang og klima, men også artens rolle i økosystemet og interaksjoner med andre arter, utbredelse i detalj og reell/funksjonell populasjonsstørrelse. I tillegg kan antall individer, antall delokaliteter og den konkrete populasjonsendringen over tid være ukjent. For arter i tilbakegang kan noe av dette avdekkes ved å sammenligne lokaliteter der arten tidligere fantes med lokaliteter hvor den fremdeles finnes. Ofte vil det være flere samvirkende faktorer som gjør at arter går tilbake (både systematiske og stokastiske) som vil gjøre virkeligheten mer komplisert. For spesielt utsatte arter hvor det kreves rask handling, vil tiltakets positive effekt på populasjonen veies mot en eventuell ukjent risiko.

For de fleste truede artene er det mangel på kunnskap om et eller flere av de omtalte temaer. For arter med egne kunnskapsgrunnlag og handlingsplaner er imidlertid kunnskapen om de fleste temaene oppdatert. Arter med oppdatert kunnskapsgrunnlag er de mest opplagte



kandidater for bevaringsutsetting. Ofte kan det være slik at en kartlegging og overvåking av artene over flere år resulterer i en konklusjon om at en bevaringsutsetting er nødvendig, slik som eksempelvis med eremitt *Osmoderma eremita* i Norge (Endrestøl et al. 2020) og marksiriss *Gryllus campestris* i Tyskland (Hochkirch et al. 2006). For begge disse artene lå det minst åtte års kunnskapsinnhenting til grunn før en introduksjon til ny lokalitet ble gjennomført.

Hvis man arbeider med en antatt sjelden art med dårlig kunnskapsgrunnlag kan man vurdere å trekke inn kunnskap fra andre taksonomisk nærstående arter, men som poengtert av Endrestøl og Bengtson (2012) for lakrismjeltblåvingen: «Man kan også tenke seg at nettopp arter som går tilbake, kan ha en avvikende biologi eller livsstrategi som under aktuelle forhold gir dårligere overlevelse enn hos vanligere arter». Dette kan være artsspesifikke og spesialiserte forhold som for eksempelvis for sommerfuglene blåvinger og deres samliv med maur (myrmekofili) (se Eksempel 14 – timianblåvinge *Phengaris arion* under 7.2 Insekter).

Hvordan man vurderer arter i Norge, både når det gjelder *Norsk rødliste for arter* og *Fremmedartslista*, vil kunne ha stor betydning for utvalgsriteriene. Vurderingsgrunnlaget for arter blir stadig bedre og oppdateres jevnlig. Det er derfor viktig at man til enhver tid bruker siste oppdaterte informasjon og kunnskap (Eksempel 5 og 6).

**Eksempel 5** Russesvalerot *Vincetoxicum rossicum* ble i *Nasjonal rødliste 1999* (DN 1999, Figur 4) oppført som *sjelden R*. I 2007 ble den derimot vurdert som en art med *høy risiko HI* i Gederaas et al. (2007). I siste *Fremmedartslista 2018* er arten vurdert som med *svært høy risiko SE* (Elven et al. 2018). Arten utgjør særlig alvorlig trussel for kalktørrengene i indre Oslofjord (Figur 4).



Figur 4. Den invasive russesvalerot *Vincetoxicum rossicum* «skyller» over kalktørrengene i indre Oslofjord (her fra Heggholmen). Foto: Anders Endrestøl



**Eksempel 6** Karminspinner *Tyria jacobaeae* (Figur 5). Arten ble i 1998 vurdert som *direkte truet E* (DN 1999), og i *Norsk rødliste for arter 2015* er den vurdert som *sterkt truet EN* (Henriksen og Hilmo 2015). Arten er påvist langs kysten fra Østfold (Viken) til Karmøy i Rogaland. Det er kun én kjent fast populasjon i Norge, på Rauer i Fredrikstad. De siste årene ser den for øvrig ut til å være i ekspansjon, og de fleste funnene langs kysten fra Vestfold og Telemark til Rogaland er etter år 2005. Artens larver lever først og fremst på planten landøyda *Jacobaea vulgaris*. Denne planten var i Gederaas et al. (2007) listet som en fremmedart, men er i senere vurderinger ansett som *livskraftig LC*, altså stede- gen. Samtidig er landøyda ansett som et ugras i landbruket, spesielt siden den er giftig for beitedyr. For eksempel har Statsforvalteren i Agder en egen handlingsplan (2020–2023) for å redusere og hindre spredningen av landøyda (Fylkesmannen Agder 2020). Selv om arten ikke lengre er vurdert som fremmed er det likevel en art som har økologiske og økonomiske effekter dit den sprer seg. En spredning av karminspinner for å sikre dens langsiktige overlevelse i Norge forutsetter en økning i utbredelsen av verts-planten landøyda. Her er det altså motstridende interesser, og slike forhold må avklares før man igangsetter prosjekter.



Figur 5. Larver av karminspinner *Tyria jacobaeae* (sterkt truet EN) på landøyda *Jacobaea vulgaris* på Rauer i Fredrikstad. Foto: Anders Endrestøl.

#### **Har arten en særlig rolle i økosystemet?**

Noen arter i et økosystem har en ekstra viktig økologisk rolle, og kalles gjerne «nøkkelarter» (Mills et al. 1993). En nøkkelart er ofte en predator, men behøver ikke å være det, og det finnes nøkkelarter på mange trofiske nivå. Som velkjente eksempler kan vi nevne ulv og blåbær. Ulven sørger for at ikke det blir altfor mange gress-etere slik at ikke vegetasjonen blir overbeitet, og blåbær er en viktig ressurs for mange arter, og bidrar gjennom dette til å opprettholde økosystemfunksjoner. Det kan få uproporsjonalt store konsekvenser hvis en nøkkelart forsvinner fra et område, eller blir desimert (Hale & Koprowski 2018). På samme måte kan en introduksjon av en

nøkkelart til et nytt område også ha stor innvirkning på økosystemet på utsettingslokaliteten. Det er også ukjent hvorvidt en nøkkelart kan forventes å gjenfinne sin nøkkelrolle etter eventuell flytting (se litteraturstudiet av Hale & Koprowski 2018).

I noen tilfeller vil man kunne oppnå positive effekter for mange arter ved å tilrettelegge for en enkelt art. En slik art omtales gjerne som en «paraply-art». Paraplyarter har gjerne såpass store arealkrav eller spesifikke miljøkrav at en bevaring av denne arten vil medføre at en rekke andre arter knyttet til tilsvarende areal eller miljø også blir ivaretatt. For eksempel ved tilrettelegging av habitater for utsetting av slåttemumble *Bombus subterraneus* i Storbritannia så man på de tilrettede områdene en sterk økning også i forekomsten av andre sjeldne og truede humler (Gammas 2020). Som et norsk eksempel vil eremitt *Osmoderma eremita* kunne karakteriseres som en paraplyart i og med at tilrettelegging for eremitt også vil kunne gagne andre sjeldne og truede arter knyttet til lysåpne skogsområder med gamle og hule edelløvtrær (Maurizi et al. 2017).

En tredje gruppe arter som er verdt å nevne i denne sammenhengen er de såkalte indikator-artene. En indikator-art har kjente (og vanligvis snevre) toleransegrenser for en bestemt miljøfaktor, og indikerer dermed med sin blotte tilstedeværelse en eller flere spesifikke miljøfaktorer. Et eksempel her er organismegruppe lav, hvor mange arter er ømfintlige for luftforurensning og mikroklimatiske forhold (Smith 2014). De har derfor vært brukt som indikatorer for luftforurensning (Nimis et al. 2002). Ved bevaringsutsetting av lav-arter bør man derfor være ekstra oppmerksom på luftkvalitet og fuktighet på og ved utsettingslokaliteten, samtidig som disse lavartene gir informasjon om miljøkvaliteter både på kilde- og utsettingslokaliteter. Kjente indikator-arter kan derfor gi en del ekstra informasjon om habitatkvalitet, og kan egne seg for bevaringsutsetting.

### 3.3 Vurdering av utbredelsesområde

Forvaltningsmålet for arter i Naturmangfoldloven sier (§5 første ledd) er at: «[...] *artene og deres genetiske mangfold ivaretas på sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder*». Generelt vil derfor en utsettingslokalitet for en bevaringsutsetting være innenfor en arts naturlige utbredelsesområde. Legger man definisjonen av utbredelsesområde fra *Norsk rødliste for arter* til grunn (arealet til det minste konvekse polygonet som kan konstrueres rundt alle artens forekomster), vil man, basert på funnhistorikk, kunne få en grov oversikt. Dette vil for øvrig bli en grov overforenkling av artens reelle naturlige eller potensielle utbredelsesområde. En art som kun finnes langs kysten fra Oslo til Bergen vil få inkludert store deler av Hardangervidda i en slik tilnærming, og der vil utbredelsesområdet jf. *Norsk rødliste for arter* og naturlig utbredelsesområde samsvare i svært liten grad. Samtidig tar det ikke høyde for historisk kartleggingsinnsats. Mange arter kan ha hatt et mye større utbredelsesområde enn vi er klar over som følge av en skjevhet i hvilke områder som er kartlagt. Det vil derfor ofte være vanskelig å definere naturlig utbredelsesområde, både på grunn av mangelen på historiske data for arters utbredelse, men også på grunn av ukjente endringer i naturgitte og menneskeskapt forhold (Framstad et al. 2018). Dette gjelder særlig arter som både er sjeldne og vanskelige å artsbestemme. «*Naturlig utbredelsesområde*» må derfor i mange tilfeller tolkes og ekstrapoleres basert på en arts økologiske og klimatiske krav. Her kommer metodeutvikling innen habitatmodellering osv. inn som viktige forskningsfelt og verktøy.

Videre er det en forutsetning at en bevaringsutsetting foregår innenfor en arts (faktiske eller potensielle) økologiske funksjonsområde slik det er definert i Naturmangfoldlovens § 3 (bokstav r). Dette utdypes i NOU 2004:28 (s. 579): «En arts "naturlige utbredelsesområde" omfatter dens økologiske funksjonsområder, herunder dens leve- og voksesteder, jf. utk. § 3 bokstav t». En videre diskusjon av økologisk funksjonsområde er gitt i Framstad et al. (2018).

### 3.4 Skal man velge *ex situ*, *in situ* eller begge?

#### ***Ex situ* bevaringsutsetting**

Det er flere grunner til å velge *ex situ* bevaringsutsetting av arter, og hovedsakelig er det aktuelt for arter som ikke har en sterk og livskraftig kildepopulasjon for uttak av individer eller propaguler (Figur 6). Dersom man antar at kildepopulasjonen er såpass sårbar at et uttak av individer for å etablere en levedyktig bestand et annet sted (introduksjon/reintroduksjon) vil påvirke kildepopulasjonens overlevelse negativt, kan *ex situ* bevaringsutsetting være løsningen. Det er også et tryggere valg når man arbeider med truede arter, da det er stor risiko knyttet det å flytte individer.

Med *ex situ* bevaringsutsetting har man litt bedre kontroll, og man vil kunne oppformere materiale for gjentatt utsettinger uten å desimere kildepopulasjonen. En annen fordel med *ex situ* bevaringsutsetting er at man kan kontrollere for negativ miljøpåvirkning (ugunstige klimatiske hendelser, predasjon, sykdom og lignende) slik at man får en høyere overlevelse enn under naturlige forhold (Václav 2021). Václav (2021) anslo at man ved *ex situ* oppformering av praktrutevinge *Euphydryas maturna* kunne oppnå en overlevelse på >80% mens man i en *in situ* situasjon kun hadde omkring 1% overlevelse (fra larver til voksne individer). I Norge er fjellreven et godt eksempel på en truet art hvor man har benyttet *ex situ* bevaringsutsetting gjennom oppformering, og deretter reintroduksjon/utsetting (se [www.nina.no](http://www.nina.no)).

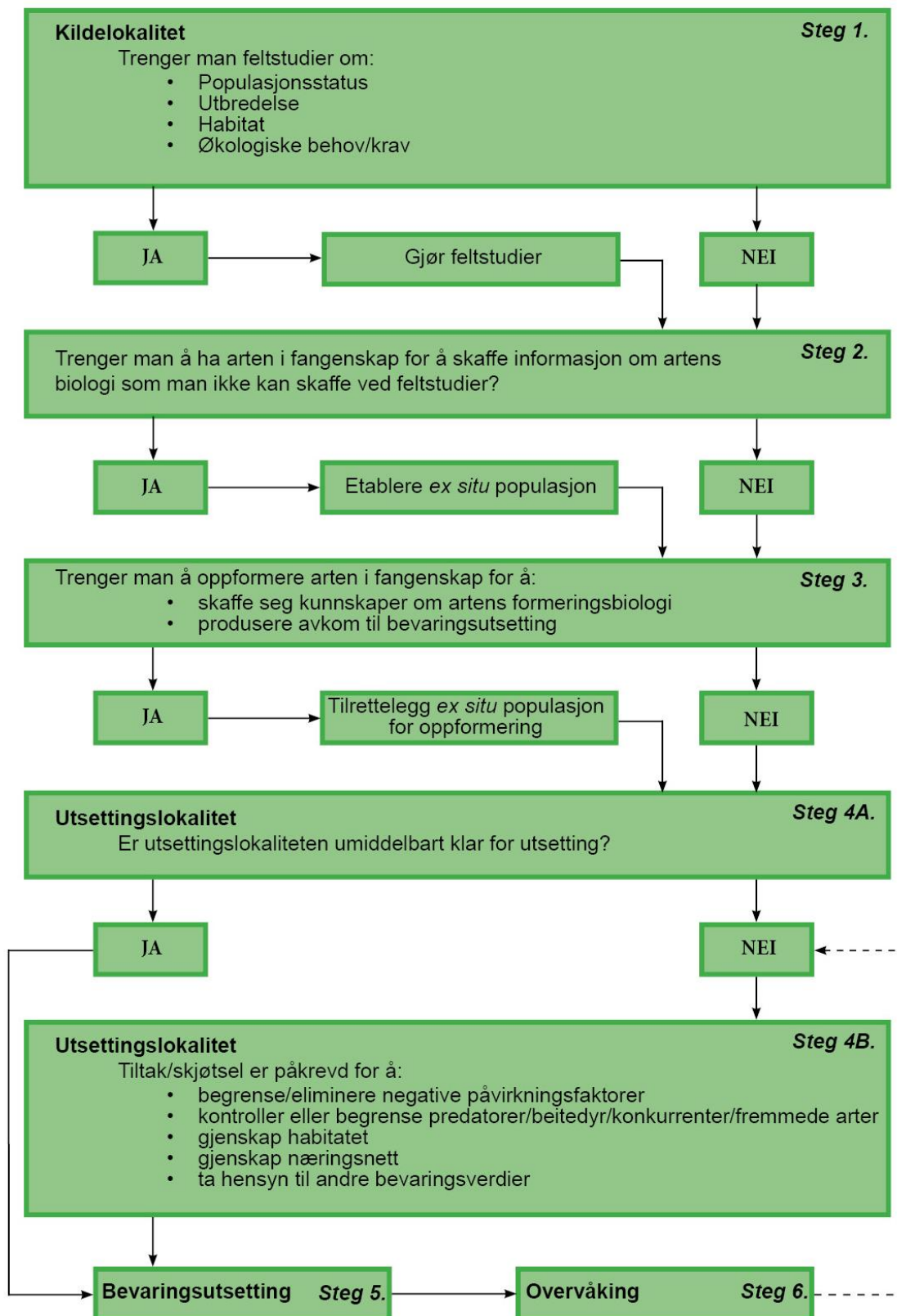
I ytterst få ekstreme tilfeller kan man vurdere kildepopulasjonen til å være så svak at samtlige individer må samles inn til *ex situ*-bevaring for å sikre det genetiske mangfoldet som fortsatt eksisterer i populasjonen. I øvrig kan genetisk materiale fra ville populasjoner bevares på flere ulike måter, blant annet i frøbanker, DNA-samlinger, vevskulturer, pollenbanker eller i samlinger av levende individer.

*Ex situ* bevaringsutsetting med oppformering av individer krever spesiell tilrettelegging og høy kompetanse, både om arten og dens habitatkrav. Fremgangsmåten vil derfor måtte skreddersys for hvert prosjekt. Vi går ikke videre inn på de tekniske detaljene rundt dette i denne rapporten, men understreker at det er viktig med god dokumentasjon og en adaptiv prosess. Vi anbefaler at man utarbeider en oppformerings – eller bevaringsprotokoll som dokumenterer alle detaljene vedrørende prosjektet, som da senere kan benyttes av andre i lignende prosjekter eller som sikrer lik fremgangsmåte dersom oppformeringen skal skje på flere steder (for et godt eksempel på en slik «Propagation Handbook», se Webb 2010).

#### ***In situ* bevaringsutsetting**

*In situ* bevaringsutsetting er aktuelle tiltak dersom kildepopulasjonene antas være så sterke at de tåler det uttaket av individer som er nødvendig for å få etablert en ny populasjon et annet sted (eventuelt forsterkning). I mange tilfeller kan man flytte individer direkte uten å gå veien om *ex situ*-bevaring (Figur 6). Dette vil være mindre ressurskrevende, både logistisk og økonomisk. Det vil for øvrig trolig kreve et høyere uttak fra kildepopulasjonene, fordi man må kunne forvente en høyere dødelighet av de flyttede individene på utsettingslokaliteten enn man ville forvente under kontrollert oppformering *ex situ*. Man må dessuten ta høyde for genetiske effekter (som *founder-effect* – individene som er opphavet til ny populasjon representerer ikke kildepopulasjonens fulle genetiske mangfold), og motvirke slike effekter gjennom gjentatte flyttinger med tilførsel av individer fra donorpopulasjonen. Man kan også tenke seg en situasjon der man ved å bytte individer mellom to populasjoner (kunstig migrasjon) kan bidra til å opprettholde en metapopulasjonsstruktur, for eksempel i påvente av skjøtsel eller andre tiltak som gjenoppretter en naturlig utveksling mellom populasjonene.





Figur 6. Ex situ og in situ bevaringsutsetting som komponenter i en seks-steps prosess. Etter Meads (1994).

### **Begge strategier**

I enkelte tilfeller vil man kunne argumentere for å starte med *ex situ* bevaringsutsetting, og senere gå over til *in situ* bevaringsutsetting (her flytting/utsetting). Det er særlig aktuelt der kildepopulasjonen er sårbar, og man trenger et «mellom-ledd» *ex situ*, for å være sikker på at man har individer som tåler utsetting og at man samtidig bevarer kildepopulasjonen. I slike tilfeller vil *ex situ* bevaringsutsetting også omfatte oppformering med tanke på utsetting på et senere tidspunkt. I England har man benyttet denne strategien for marksiriss *Gryllus campestris* ved at man først oppformerte arten *ex situ* og fikk reetablert arten på flere lokaliteter før man så gikk over til direkte flytting (Sears et al. 2021).

I de tilfellene hvor man har for dårlig kunnskapsgrunnlag, kan man også benytte *ex situ* oppformering og bevaring til å skaffe til veie bedre kunnskap om artens biologi og økologi som man ikke har mulighet til via feltstudier (se eksempelvis (Endrestøl et al. 2016, Pearce-Kelly et al. 2007, Sherley 1998)). Dette vil videre kunne bidra til å bedre forvalte artene *in situ* (Schultz et al. 2008), slik at man på sikt kan benytte en kombinasjon av *ex situ* og *in situ* bevaringstiltak, eller gå kun over til *in situ* bevaringstiltak.



**Eksempel 7** Et eksempel fra Norge er for bevaringsutsetting av eremitt *Osmoderma eremita*. Her var det et ønske å flytte larver mellom to relativt ulike livsmiljøer - fra askemuld til eikemuld. Spørsmålet var hvorvidt kildepopulasjonen av eremitt var tilpasset et liv i askesubstrat, og om individene ville tåle overgangen til eikesubstrat, alternativt om arten måtte oppformeres i eikesubstrat slik at den ble tilpasset miljøet fra eggstadiet. Det ble derfor gjort enkle forsøk *ex situ* med voksne individer og preferanse mellom aske- og eikesubstrat, og testing med å flytte larver direkte fra ask- til eikesubstrat (Endrestøl et al. 2016). Først når det var avklart at larvene overlevde en slik flytting mellom substrater *ex situ* kunne man gå over til direkte *in situ* flytting av individer.

## **3.5 Internasjonalt samarbeid**

Internasjonalt samarbeid omkring bevaringsutsetting burde ha høy prioritet, da det er stor aktivitet på feltet i Europa og andre verdensdeler, og man kan dra stor nytte av andres erfaringer. Det kan være særlig aktuelt i de tilfellene hvor man vil reintrodusere en regionalt utdødd art til Norge, og er avhengig av en kildepopulasjon fra utlandet. Så vidt vi vet finnes det ikke eksempler på dette fra Norge innenfor de organismegruppene som omhandles her, men det har vært diskutert i noen tilfeller. For eremitt *Osmoderma eremita* ble det i Endrestøl et al. (2012) diskutert hvorvidt den norske populasjonen var sterkt nok til å være kildepopulasjon, eller om man måtte benytte en svensk kildepopulasjon. Det ble samtidig videre diskutert hvorvidt en reintroduksjon til Rauer i Fredrikstad, basert på historisk utbredelse til eremitt, genetisk ville være mer naturlig å hente fra Sverige enn Tønsberg basert på geografisk avstand. Det samme er diskutert for strandtorn *Eryngium maritimum* i Pedersen (2010), der det nevnes at frø til styrking av Oslofjordpopulasjonene kan styrkes med frø fra Koster i Sverige.

Det kan også være tilfeller der Norge har kildepopulasjoner for reintroduksjon eller flytting av truede arter til andre land. Et eksempel er her lavartene *Lobaria amplissima* og *L. pulmonaria*. Begge disse artene har sterke populasjoner i Norge, men har hatt tilbakegang i Sverige. I 2013 ble individer av disse artene samlet inn i Norge og satt ut i Sverige under kontrollerte forhold (Gauslaa et al. 2018). Det har også vært diskutert hvorvidt elvesandjeger *Cicindela maritima* kunne flyttes fra Norge til Sverige (fra Glomma til Klarälven), men dette er trolig ikke lenger aktuelt siden arten ble gjenfunnet på den aktuelle lokaliteten i Sverige (Oddvar Hanssen pers. medd.).

Det finnes en rekke eksempler internasjonalt på reintroduksjoner til et land basert på populasjoner i andre land, eller at man bruker utenlandske individer for å få økologiske kunnskaper via *ex situ* oppformering. Eksempelvis har de i Sverige samlet inn polske individer av eikebuk *Cerambyx cerdo* til *ex situ* studier (oppformering) i Sverige (Norden Ark). Dette ble gjort fordi man

trengte å lære hvordan man kunne oppformere denne arten samtidig som de svenske populasjonene var ansett som for svake til å ta ut individer fra ([www.nordensark.se](http://www.nordensark.se)). Når man så hadde en velfungerende oppformeringsprotokoll tok man ut og oppformerte svenske individer som man i 2018 begynte å reintrodusere individer av (Jansson 2019).

Et annet eksempel på hvor viktig reintroduksjon med internasjonalt samarbeid kan være er reintroduksjonen av timianblåvinge *Phengaris arion* fra Sverige til England. Denne reintroduksjonen og vellykket reetablering medførte at arten ble nedgradert fra *sårbar* (VU) til *nær truet* (NT) på IUCN sin globale rødliste (Thomas et al. 2011).

Det finnes ulike nettverk som arbeider med bevaringsutsetting, og som eksempel kan vi nevne «Conserve plants» som er et program under EU's «COST» action program («European Cooperation in Science and Technology»). «Conserve Plants» skal forbedre kunnskap om bevaring av sjeldne plantearter i Europa, og har etablert et nettverk av forskere og interesseorganisasjoner, hvor to av arbeidsgruppene er dedikert til *in situ*- og *ex situ*-bevaring og bevaringsutsettinger som tiltak. Se også kapittel 7.1 om Karplanter.

En annen form for internasjonalt samarbeid som vil være viktig fremover, er populasjonsgenetiske studier av truede arter på tvers av landegrenser. For bevaringsutsettinger ville det i mange tilfeller være nyttig å vite hvor genetisk forskjellige våre populasjoner er i Norge, mellom naboland, og kanskje også populasjoner lengre unna. For flere arter er det beskrevet nordiske underarter uten at man kjenner til den reelle genetiske forskjellen på underartene og nominatformen (for eksempel *Scolitantides orion ultraornata* (*wahlgreni*) og *Plebejus argyrognomon norvegica*).

## 4 Planlegging av tiltak – utsettingsprogram

Det er en rekke momenter som bør omhandles og vurderes ved bevaringsutsettinger. Dette dekker hele spekteret fra en klar målsetning for prosjektet, gode forkunnskaper, veldefinerte oppgaver og aktiviteter, en adaptiv gjennomføring med overvåking og evaluering, samt effektovervåking og sluttrapportering. Det er også avgjørende å definere gode kriterier for suksess.

I denne rapporten er dette beskrevet som en trinnvis prosess gjennom et «utsettingsprogram». Følger man dette programmet får man en strukturert prosess, og det gir muligheter for å foreta justeringer underveis og evaluere prosjektet i etterkant. I tillegg kan det redusere sjansen for å støte på uforutsette hindringer, som i verste fall kan gjøre at hele prosjektet mislykkes. For truede arter der situasjonen er prekær på nasjonalt nivå, er det naturlig at det lages nasjonale utsettingsprogrammer der alle kjente forekomster vurderes, og alle aktuelle lokaliteter for bevaringsutsetting vurderes samlet. Dersom bevaringsutsetting gjelder et begrenset geografisk område, for eksempel ved styrking av en randpopulasjon, kan programmene være av mindre omfang. Hvor omfattende utsettingsprogrammer ellers bør være, vil variere etter omfang og kompleksitet i de enkelte prosjektene, og hvor prekær situasjonen er for den aktuelle arten. Et utsettingsprogram har som regel et langsiktig perspektiv, især der det er store behov for skjøtelses- eller restaureringstiltak før en lokalitet er egnet eller forblir egnet for bevaringsutsetting. Man kan for øvrig også tenke seg kortere utsettingsprogrammer der man gjennom relativt enkel tilrettelegging av utsettingslokaliteten (for eksempel ved skjøtsel) og rask oppformering av individer kan få styrket en populasjon betydelig på noe kortere tid.

### 4.1 Administrativt

#### *Hensikt og mål*

Et utsettingsprogram må som utgangspunkt definere hensikt og mål for utsettingen, og hvilke forvaltningsmessige argumenter som ligger til grunn for at bevaringsutsetting er anbefalt som tiltak for arten, må beskrives. Hensikten vil i de fleste tilfellene være å øke sannsynligheten for artens langsiktige overlevelse i Norge. Målet er mer prosjektavhengig, men vil for eksempel kunne være at arten blir etablert på en gitt lokalitet med x antall individer. Mer langsiktige mål kan også defineres, som eksempelvis økt naturlig spredning og etablering ut fra utsettingslokaliteten, eller at arten med dette tiltaket på sikt skal gå en kategori ned på *Norsk rødliste for arter* (Kyrkjeeide et al. 2018).

Ved siden av klare målsettinger for prosjektet som helhet, bør man også ha klare kriterier for eller indikatorer på suksess for god evaluering av prosjektet i etterkant.

#### *Hvem bør bidra?*

Bevaring av truede arter er en nasjonal oppgave, og det er derfor nødvendig at statlige forvaltningsmyndigheter er involvert, både med hensyn til utvelgelse av arter, finansiering og utforming av de enkelte prosjektene. Det er naturlig at Miljødirektoratet har det overordnede ansvaret, i samarbeid med relevante regionale myndigheter og vitenskapelige institusjoner.

For å sikre faglig forankring og høy faglig kvalitet anbefaler vi at artsspesifikke retningslinjer og eventuelle tilhørende utsettingsprogrammer utarbeides av relevant faglig ekspertise knyttet til universitets- og høyskolesektoren, forskningsinstitusjoner eller andre. Hvilke eksperter som bør trekkes inn i de ulike programmene vil være avhengig av art og problemstilling, men fagfelt som taksonomi, økologi, populasjonsdynamikk og genetikkk bør være representert. Ved *ex situ* oppformering er det naturlig å trekke inn institusjoner eller personer med ekspertise på dette (som for eksempel botaniske hager, dyrehager, eller personer med spesialkompetanse på oppformering). Dette må også være faglig fundert for å sikre god dokumentasjon (se f.eks. Wesenberg et al. 2005).

Som et utgangspunkt skal planer for utsetting forankres i relevant forvaltningsorgan, og følges opp med adekvat finansiering før utsettingsprogrammet kan settes i verk. Hvilke nivå av



forvaltningsmyndighet som inkluderes avhenger av artens status og den geografiske avgrensningen. I noen tilfeller vil det være naturlig å ha en sektorovergripende gruppe av forvaltere (eksempelvis Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet, Fiskeridirektoratet, representanter for ulike Statsforvaltere) for å forankre prosjektene bredt (Wetterin 2008). For større prosjekter, som reintroduksjon til et land, kan det være så mange involverte og så mye logistikk at man bør ha en prosjektleder med en dedikert stillingsprosent (se for eksempel Thomas et al. 2010).

### **Lover og forskrifter**

Det er en rekke lover og regler som kommer til anvendelse i prosjekter som omfatter bevaringsutsetting. Det er viktig at man på et tidlig tidspunkt i planleggingen avklarer hvilke lovverk og forskrifter som har betydning for prosjektet.

Et sentralt lovverk er *Lov om forvaltning av naturens mangfold* (naturmangfoldloven), med for eksempel forskrifter om prioriterte arter eller annet artsvern/områdevern, og forskrift om fremmede organismer. Dersom en art er prioritert eller vernet i henhold til forskrift må man søke dispensasjon for håndtering, innsamling og flytting, og det samme gjelder i områder som er vernet. Både lokaliteten man samler fra (donorlokaliteten), og lokaliteten der man skal sette ut (utsettingslokaliteten), kan være omfattet av ulike restriksjoner på bruk og aktiviteter i forskrifter eller kommunale planer, eller være på privat grunn. Dispensasjon for innsamling eller utsetting kan derfor være aktuelt, eller at prosjektaktivitet må klareres med grunneier i forkant. Det bør gjøres refleksjoner rundt eventuelle implikasjoner som en vellykket ny etablering kan medføre for alternative arealinteresser på den aktuelle lokaliteten. Det kan være forhold til grunneiere, kommunale planer eller friluftinteresser.

Under kommenteres de viktigste lover og forskrifter som mange prosjekter innenfor bevaringsbiologi vil bli berørt av på et overordnet plan, men vi presiserer at oversikten ikke er uttømmende.

#### *Naturmangfoldloven*

Ved bevaringsutsetting bør man se til naturmangfoldloven og dens formålsbestemmelse, som lyder:

*«Lovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden, også som grunnlag for samisk kultur»*

og forvaltningsmålet for arter (§5, første ledd) som lyder:

*«Målet er at artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Så langt det er nødvendig for å nå dette målet ivaretas også artenes økologiske funksjonsområder og de øvrige økologiske betingelsene som de er avhengige av.»*

Videre er §7 om offentlig beslutningstaking sentral, der prinsippene i §§ 8 til 12 skal legges til grunn som retningslinjer ved utøving av offentlig myndighet.

I naturmangfoldlovens §27 heter det dessuten: *«Hvis en art står i fare for å bli utryddet, skal myndigheten etter loven her vurdere om det i tillegg til vedtak etter § 23 (prioriterte arter) skal iverksettes bevaringstiltak utenfor leveområdet, hvis det kan bidra til å fremme artens overlevelse i naturen.»* Dette innebærer en plikt for myndighetene til å vurdere iverksettelse av *ex situ* bevaringstiltak dersom en art står i fare for å bli utryddet. Dette åpner også for *ex situ* bevaringstiltak (i eksempelvis botaniske eller zoologiske hager, frøbanker etc.), men vil trolig også omfatte egne, dedikerte oppformeringsprotokoller (i fangenskap).

Det er også viktig her å merke seg aktsomhetsprinsippet i naturmangfoldlovens §28:

*«Den som er ansvarlig for utsetting av levende eller levedyktige organismer i miljøet, skal opptre aktsomt, og så langt som mulig søke å hindre at utsettingen får uheldige følger for det biologiske mangfold. Utføres en utsetting i henhold til en tillatelse av*

*offentlig myndighet, anses aktsomhetsplikten oppfylt dersom forutsetningene for tillatelsen fremdeles er til stede».*

I enkelte tilfeller av bevaringsutsetting kan også §29 om innførsel i naturmangfoldloven være relevant:

*«Levende eller levedyktige organismer kan bare innføres til Norge med tillatelse fra myndigheten etter denne loven. Tar innførselen sikte på utsetting i miljøet, skal søknaden om tillatelse klarlegge de virkninger som utsettingen kan ha for det biologiske mangfold».*

I de tilfellene man må innføre individer fra andre land for å gjennomføre bevaringsutsetting påligger det dermed et særskilt lovpålagt ansvar for å kartlegge virkninger på det biologiske mangfoldet. Dette må forstås uavhengig av om artene allerede finnes eller har eksistert i Norge tidligere.

I tillegg til naturmangfoldloven, er forskrift om fremmede arter, forskrift om fredede arter og nasjonale og lokale verneforskrifter aktuelle å konsultere ved bevaringsutsetting.

#### *Forskrift om fremmede organismer*

Bestemmelser omkring innførsel og utsetting er videre omhandlet i *Forskrift om fremmede organismer* (Lovdata 2016). Forskriften regulerer innførsel av organismer, omsetning og utsetting av fremmede organismer, samt utilsiktet spredning av fremmede organismer. Det er verdt å merke seg at forskriften definerer en fremmed organisme som: *en organisme som ikke hører til noen art eller bestand som forekommer naturlig på stedet*. Samtidig er det i §10 (bokstav c) gitt at det er et krav om tillatelse ved utsettelse av *«øvrige organismer som ikke hører til noen art, stamme eller bestand som forekommer naturlig på stedet»*, og ifølge §14 (1) at *«søknad om tillatelse til innførsel eller utsetting av organismer skal rettes til Miljødirektoratet på fastsatt skjema»*. Krav til en slik søknad er gitt i § 14 (2). Det er videre i Ot. prp. nr. 52 (Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)) gitt at *«en organisme er fremmed når den har krysset landegrensen eller kommet fra et annet sted innenfor samme land (intern introduksjon). En forutsetning for at organismen regnes som fremmed er at den er blitt introdusert gjennom menneskelig aktivitet, f.eks. mink.»*, og videre (s. 402) at *«med uttrykket «på stedet» menes der hvor utsettingen skjer. Dette er følgelig et betydelig snevrere begrep enn «distriktet» i bokstav b. Hvor stor omkrets som skal medregnes, må vurderes konkret og vil bl.a. avhenge av i hvilket område organismene antas å ville spre seg»*. Videre presiserer Departementet at *«begrepet «distrikt» her forutsettes å innebære også mindre arealer som er naturlig avgrenset fra omgivelsene, f.eks. øyer»*. «Stedet» må derfor her forstås å ha en snever geografisk utbredelse for de organismegruppene om omhandles i denne rapporten.

Slik dette kan tolkes betyr det at alle typer utsettinger av alle arter krever tillatelse med mindre utsetting av den aktuelle arten er forbudt etter §9 eller er unntatt krav om tillatelse (§ 11 – private hager, parkanlegg, dyrkede områder samt transport- og næringsutbyggingsområder) (KLD pers. medd).

Det vil da også omfatte reintroduksjoner, da arten ikke lenger kan sies å «finnes på stedet», med samme unntak som nevnt over. I dette må man for øvrig vurdere hvor lenge siden det var arten forsvant fra den aktuelle lokaliteten, og at det muligens kan være et unntak for søknadsplikt om arten «nylig» var på lokaliteten. «Nylig» kan i mange tilfeller være vanskelig å definere, og man bør derfor generelt anse reintroduksjoner som søknadspliktige slik at forvaltningen kan vurdere virkningen for naturmangfoldet (KLD pers. medd).

Når det gjelder populasjonsforsterkninger, der man flytter en art til et sted den finnes fra før, følger det av spesialmotivene at det vil være krav om tillatelse selv om arten finnes på stedet fra før, dersom det er grunn til å anta at de individene av arten man vil sette ut kan ha en annen genetisk sammensetning enn de som finnes på stedet fra før. I praksis vil man her kunne anta

at jo større geografisk avstand det er mellom de to populasjonene, jo større er sannsynligheten for at det er ulikt genetisk innhold i de to populasjonene (men se kapittel 4.12 genetisk risiko). Krav om tillatelse ved populasjonsforsterkninger vil kunne utgå dersom man kan sannsynliggjøre at det har vært historisk utveksling mellom de to aktuelle populasjonene. Kravet om tillatelse utgår også ved populasjonsforsterkninger med stedegent materiale.

#### *Svalbardmiljøloven*

Svalbardmiljøloven (lov 15. juni 2001 nr. 79 om miljøvern på Svalbard), har strenge regler for innførsel av eksemplarer av vill flora og fauna til Svalbard og utsetting og flytting av organismer.

#### *Forskrifter om fredete arter*

For et fåtall arter foreligger det handlingsplaner (eller faglige grunnlag for handlingsplaner), og noen av disse er «prioriterte arter», hjemlet med egne forskrifter etter naturmangfoldloven. I en stor andel av handlingsplanene er utsetting/reintroduksjon foreslått som aktuelle tiltak for å sikre langsiktig overlevelse. For prioriterte arter og fredede arter foreligger det forskrifter som i de fleste tilfeller forbyr innsamling (og håndtering) av artene. I tilfeller der slike arter skal omfattes av et utsettingsprogram, må det dispenseres fra relevant forvaltningsmyndighet (Miljødirektoratet dersom det er landsomfattende, Statsforvaltere dersom det er av regional karakter). Forvaltningsmyndigheten kan gjøre unntak fra fredningen når formålet med fredningen krever det, samt for vitenskapelige undersøkelser og arbeider, eller tiltak av vesentlig samfunnsmessig betydning, og i andre særlige tilfeller, når det ikke strider mot formålet med fredningen.

#### *Områdevern*

Det kan forekomme lokale verneforskrifter med forbud mot utsetting eller innsamling av enkelte organismegrupper for gitte arealer. Dette må undersøkes for hvert enkelt tilfelle, og ved behov kan det søkes dispensasjon fra myndighetene. Samtidig vil bevaringsutsettinger i vernede områder som utsettingslokaliteter ofte kunne være i tråd med verneformålet, spesielt dersom det er snakk om forsterkningsutsettinger.

#### *Generell forvaltningspraksis*

Rødlistestatus gir i seg selv ikke noen direkte juridiske følger for de aktuelle artene. Samtidig vil en bevaringsutsetting kunne medføre en særlig forvaltningspraksis som vil ha følger for privatrettslige forhold eller grunneiers (privatperson, kommune, staten) muligheter for å utnytte disse arealene fritt. En bevaringsutsetting må avklare eventuelle reguleringer i kommunenes arealplaner og eventuelt privatrettslige forhold som berører lokaliteten(e), slik at man på forhånd bidrar til å skape minst mulig konflikter. Dette gjelder spesielt i de tilfellene bevaringsutsetting gjennomføres med en prioritert art. Dette vil begrense muligheten for alternativ arealbruk. Dersom det for den prioriterte arten også er definert et økologisk funksjonsområde, vil det være ytterligere begrensninger til mulige tiltak i artens leveområde, som i mange tilfeller vil kunne sette sterke juridiske begrensninger på bruk og virke i disse områdene (Framstad et al. 2018).

#### **Budsjett og finansiering**

Utsettingsprogrammer bør anses som omfattende og forpliktende forvaltningstiltak. Når man går til det drastiske skrittet å ta ut individer fra populasjoner av truede arter for å etablere dem på nye steder, må man i alle ledd sikre at sannsynligheten for overlevelse blir størst mulig, og at prosjektet har nødvendige finansielle midler tilgjengelig. Utsettingsprogrammer vil i all hovedsak være flerårige prosjekter som omfatter planlegging, forberedelser, gjennomføring, overvåking og evaluering. Finansiering bør ved prosjektets start foreligge for tilsvarende antall år som utsettingsprogrammet er planlagt å vare. Vi anser fem år som korteste varighet for en prosjektperiode, men dette avhenger av hvor mye forundersøkelser og tilrettelegging man må gjøre, om det inkluderer *ex situ* oppformering, og om man får vellykket etablering raskt. Selv om utsatte individer ser ut til å klare seg bra de første sesongene, kan det likevel være problemer som først er synlige etter noen år – for eksempel genetiske flaskehals. Overvåking i lengre tid er derfor å anbefale (se også kapittel 5.2).

Dersom man er avhengig av årlige tildelinger, vil finansiering være en av de største risikofaktorene i slike prosjekter. Usikker og utilstrekkelig finansiering er nevnt som en av de største utfordringene i flere store bevaringsutsettingsprosjekter, eksempelvis da timianblåvingen ble reintrodusert fra Sverige til Storbritannia (Thomas et al. 2010) og i prosjektet med bevaringsutsettinger av edderkopparten *Dolomedes plantarius* i Storbritannia (Smith et al. 2013).

Det er ofte vanskelig å si noe om hvilke kostnadsnivåer prosjektene har, da de ikke er oppgitt i vitenskapelige artikler. Av 145 studier vedrørende bevaringsutsettinger gjennomgått av Resende et al. (2020), var det kun fire som oppga kostnadene (i gjennomsnitt 145 757 USD, med gjennomsnittlig varighet på 66 måneder). Det er derfor å anbefale at ressursbruken i forbindelse med bevaringsutsettinger dokumenteres i sluttrapporten, slik at man får oversikt over de samfunnsmessige og økonomiske kostnadene ved slike prosjekter.

## 4.2 Detaljplanlegging

### **Omtale av arten**

Kunnskapsgrunnlaget om arten(e) bør dokumenteres. Dersom det finnes gode oppsummerende kilder til kunnskap om arten(e), holder det å henvise til disse (for eksempel faggrunnlag for handlingsplaner), sammen med eventuelt annen oppdatert informasjon. Dersom kildene er mange og vanskelig tilgjengelige bør man vurdere å lage en utvidet oppsummerende tekst om artens økologi og utbredelse som sammenfatter nødvendig informasjon. Her bør detaljer om artens taksonomi, livssyklus, økologiske krav, populasjonsdynamikk, historisk og nåværende utbredelse og kjente trusselfaktorer inkluderes i den grad det er kjent (og påpekes/kommenteres dersom det ikke er kjent). Det vil være viktig å fokusere på de kritiske faktorene som må være oppfylt for at en bevaringsutsetting skal bli vellykket. Dette vil også være en dokumentasjon på hva man har tatt hensyn til under planleggingen slik at man kan foreta en god evaluering i etterkant av tiltak. Spesielt viktig vil det være å vurdere eventuelle lokale tilpasninger, intraspesifikk variasjon, pre-dasjon/sykdom og symbiotiske forhold. Eventuelle relevante erfaringer med forvaltning av arten fra andre land bør også innhentes.

### **Hvilke kildepopulasjon skal man velge?**

Det fremheves ofte at man bør velge en kildepopulasjon som ligger geografisk nær lokaliteten for utsetting (Butterfly Conservation 2010, Sears et al. 2021). I praksis vil det ofte medføre at man velger utsettingslokalitet basert på nærheten til en kildepopulasjon for å sikre at både de taksonomiske (underarter, varianter) og genetiske egenskapene blir så like som mulig for det gjeldende geografiske området, spesielt i randpopulasjoner (se 4.3). Dette er blant annet nevnt i Pedersen (2010), der det tas til orde for å ikke tilføre strandtorn-populasjonene nytt genetisk materiale siden de utgjør artens nordvestgrense i Europa. Det kan ofte være betydelig genetiske forskjeller mellom ulike populasjoner av arter, selv innenfor begrensede geografiske områder (se f.eks. Kyrkjeeide et al. 2020). Spørsmålet er om det er en bevaringsverdig forskjell (for eksempel som lokale tilpasninger), eller om det skyldes genetisk drift (se kap. 4.12 genetisk risiko). Dersom man velger en kildepopulasjon som ligger geografisk langt unna, bør man etterstrebe å finne en kildepopulasjon med like livshistorieegenskaper og fra en lokalitet der de klimatiske og økologiske forholdene er så like forholdene på utsettingslokaliteten som mulig (Thomas et al. 2010). Dette vil gi de utsatte individene best sjanse for overlevelse og etablering.

Det er avgjørende at kildepopulasjonen er livskraftig, slik at den tåler uttak av individer uten at dette får negative konsekvenser for donorpopulasjonen. Man bør også tenke nøye igjennom sammensetningen av individer man velger for utsetting; det kan for eksempel være relatert til kjønn, livsstadium eller alder. For populasjonsforsterkende tiltak vil det være viktig å ta i betraktning de demografiske og fenologiske forholdene til populasjonen på stedet, og et av målene bør være å ha en funksjonell demografi i populasjonen etter endt tiltak.

I Endrestøl og Bengtson (2012) ble det for lakrismjeltblåvinge tatt til orde for at man i utgangspunktet burde velge norske individer til oppformering og utsetting, men at man dersom arten forsvant fra Norge burde vurdere reintroduksjon fra Sverige, og da fra en kildepopulasjon med

god bestand av arten. Problemet for lakrismjeltblåvingen var i utgangspunktet at sterke kildepopulasjoner ikke fantes, noe som også ble poengtert av Endrestøl og Bengtson (2012). I dette eksempelet må man, dersom det skulle bli aktuelt å ta inn utenlandske individer, ta med i betraktningen at individene fra Norge, Sverige og muligens Latvia utgjør en egen underart (Endrestøl og Bengtson 2012).

For enkelte bevaringsutsetninger kan det være et viktig poeng at utsettingslokaliteten får en populasjon med en så høy genetisk diversitet som mulig. Det kan da være aktuelt å hente individer fra flere kildepopulasjoner. Dette kan være spesielt aktuelt ved bevaringsutsetninger over landegrensene, der en høy genetisk diversitet i større grad vil kunne gi grunnlag for en bedre lokal tilpasning til lokale miljøforhold (Andersen et al. 2014).

### **Hvordan samle inn utsettingsmateriale?**

Når man har planlagt en bevaringsutsetting jf. de første avsnittene i utsettingsprogrammet, og valgt en kildepopulasjon, må man ta stilling til hvordan man best skal skaffe til veie individene eller annet materiale man ønsker å samle fra kildepopulasjonen. I dette ligger også spørsmålet om man vil klare å skaffe nok individer eller materiale på ett besøk, eller om man må spre innsamlingen over tid. For fastsittende organismer i en sterk kildepopulasjon er dette neppe noe problem, men for mobile/aktive individer må dette trolig planlegges mer nøye. Man må dessuten ta stilling til hvilken metode som på beste måte gir nok individer uten at de tar skade av innsamlingsmetodikken (for eksempel er ikke innsamling av insekter med håv nødvendigvis det mest effektive; Gardiner 2011), og at man samler inn individer som representerer en så stor genetisk bredde som mulig (se kapittel 4.12 genetisk risiko). Ved innsamling av timianblåvinge *Phengaris arion* i Sverige for utsetting i Storbritannia valgte man bevisst å samle inn individer fra 11 demografiske populasjoner for å opprettholde den genetiske variasjonen. Analyser i ettertid har vist at den genetiske diversiteten mellom donorpopulasjonene i Sverige og utsettingslokaliteten i Storbritannia var på samme nivå (Andersen et al. 2014).

### **Hvor mange individer?**

Hvor mange individer man skal sette ut vil være avhengig av organismegruppen og arten det arbeides med, og det enkelte prosjekts mål. Antallet vil kunne reguleres blant annet av følgende forhold:

- 1) Hva tåler populasjonen man henter utsettingsmateriale (individer, frø, sporer el.l. avhengig av art) fra?
- 2) Hvilke stadium/kjønn er aktuelle for bevaringsutsettingen? Det bør tilstrebes en alders – og kjønns sammensetning som ligger så tett opptil eksisterende populasjoner som mulig.
- 3) *Ex situ* eller *in situ*? *In situ* bevaring vil trolig kreve flere individer fra donorpopulasjonen.
- 4) Hvor logistisk enkel er selve flyttingen, og hva er overlevelsen etter flytting?
- 5) Hvor lang livssyklus den aktuelle arten har før den blir forplantningsdyktig?
- 6) Hva er sannsynlig overlevelse/spireprosent på utsettingslokaliteten?
- 7) Er det genetiske forhold man må ta hensyn til (videreføre bevaringsverdig tilpasning på en lokalitet, eller sikre bredest mulig genetisk mangfold ved å kombinere ulike lokaliteter)

Det finnes få konkrete anbefalinger på hvor mange individer man må sette ut, av grunner nevnt over. Noen studier som kommer med mer konkrete anbefalinger, gjerne basert på studier av enkelt arter og bevaring av genetisk mangfold (Tracy et al. 2011). Tracy et al. (2011) utviklet et rammeverk for beregning av antall individer som bør benyttes ved utsetting. De benyttet allelfrekvenser i donorpopulasjonen samt overlevelse etter utsetting, populasjonsvekst og lokalitetens bæreevne for å beregne allelfrekvenser etter utsetting. Da de benyttet modellen på gulhodemohua *Mohoua ochrocephala*, kom de til at med moderat populasjonsvekst måtte 60 individer settes ut for at man skulle være 95% sikker på at alleler med en utgangsfrekvens på 0,05 fortsatt skulle være i populasjonen etter fem generasjoner (Tracy et al. 2011). De hevder videre at utsettinger påfølgende år vil være ekvivalent til en økning individantallet som først ble satt ut. Easton et al. (2020) simulerte tap av alleler for en frosk, *Leiopelma pakeka*, over 200 generasjoner, og kom til at 120 individer var nødvendig å sette ut for å bevare levedyktighet og

allelfrekvens i en utsetting. Samtidig påpekte de at en innsamling av 150 individer ville medføre redusert levedyktighet og tap av alleler i donorpopulasjonen. Det finnes også programvare for å beregne alleldiversitet over tid (for eksempel *AlleleRetain*, se Weiser et al. 2012).

Uansett vil det i mange prosjekter være snakk om et relativt lite antall individer man har mulighet for å flytte/sette ut eller samle inn til *ex situ*-bevaring. Det betyr at demografisk stokastisitet kan være en viktig faktor som bestemmer reintroduksjons-suksess. Denne stokastisiteten vil variere mellom arter avhengig av livshistorie. Basert på anbefalinger over og eksempler fra utsetting ellers i denne rapporten anbefaler vi ikke utsetting med færre en 50 individer (som enkelt utsetting eller fordelt over år).

### **Hvor skal man sette ut arten?**

Det er viktig at valgte lokaliteter oppfyller alle artens krav, og også for ulike livsstadier og sesonger. En analyse av historiske lokaliteter for arten (for eksempel ved bruk av historiske flyfoto eller tidligere undersøkelser) tilbake til den tiden da arten fantes der, vil kunne gi viktig innsikt i hvordan de optimale forholdene for arten bør være. Riktig valg av lokalitet er avgjørende for hvorvidt tiltak lykkes, og man må gjøre en grundig inventering av eventuelle lokaliteter og dokumentere de valg man tar (Stadtman & Seddon 2020). Som en forstudie kan lokaliteter gjerne defineres basert på flyfoto og lignende, men det endelige valget av lokalitet må gjøres etter faglige feltvurderinger. Kanskje må man også gjøre grundigere vurderinger og målinger av de fysiske forholdene på utsettingslokaliteten for å forsikre seg om at de samsvarer med det man finner på kilde-lokaliteten. Dette kan eksempelvis være målinger av temperatur, fuktighetsforhold, pH, lysinnstråling, helning og eksposisjon. Her er skala et nøkkelord; kanskje trenger arter som ikke er mobile (heriblant planter) at lokaliteten undersøkes grundigere på liten skala (ned til centimeter-nivå for å finne riktig mikroklimatiske og næringsmessige forhold), mens et stort pattedyr vil kreve at man ser på området i stor skala. Ved å velge utsettingslokalitet nær kildepopulasjonen vil man med større sannsynlighet finne materiale som er genetisk tilpasset miljøforholdene på utsettingslokaliteten (se eksempelvis Hochkirch et al. 2007). En vanlig antagelse er at sjansene for en vellykket utsetting vil reduseres med genetisk og geografisk avstand mellom kilde- og utsettingslokaliteten («*home-site advantage hypothesis*», se eksempelvis Montalvo & Eilstrand 2000). Utsettingsprogrammet bør dokumentere de refleksjoner som ble gjort omkring valg av lokalitet, samt nevne andre lokaliteter som var kandidater.

Utsettinger skal kun skje der artens krav til livsmiljø er dokumentert tilfredsstillt, nå og i overskuelig fremtid. Dette innebærer videre at lokalitetene er såpass store (og varierte) at livsmiljøet opprettholdes også innenfor et regime av vekslende klima, og at det er tilstrekkelig stort for populasjonsvekst (Schori 2020). For mange arter vil det kunne være viktig å ha gradienter av ulike miljøforhold, som for eksempel fuktighet, blant annet for å ta høyde for tørke.

Nettopp slike variasjoner i livsmiljø kan være viktig for å drive og opprettholde delpopulasjoner. Ved utsetting av marksiriss *Gryllus campestris* i Tyskland var habitatkvalitet (etter år med skjøtsel), størrelsen på arealet og variasjonen i naturtyper ansett som noen av de viktigste suksessfaktorene. I denne bevaringsutsettingen så man dessuten at marksirissen prefererte andre habitater enn det man ved utsetting antok ville være den beste naturtypen. Gitt at det var en viss variasjon av naturtyper kunne marksirissen selv flytte seg til de mest optimale naturtypene (Hochkirch et al. 2007).

For skjøtelsbetingede arter må alternativt lokaliteten skjøttes i ett eller flere år før en vellykket (re)introduksjon kan påregnes. Utsettingsområdet bør ha langsiktig beskyttelse, eller på annen måte være sikret langsiktig skjøtsel. For arter knyttet til myr og våtmark må i tillegg hydrologien være stabilisert på et hensiktsmessig nivå. Dette var eksempelvis viktig for bevaring og bevaringsutsettinger av edderkopparten *Dolomedes plantarius* i Storbritannia (Smith et al. 2013). Enkelte lokaliteter kan ligge i verneområder, på privat grunn eller på annen måte være underlagt særskilte lover og regler som påvirker et bevaringsprosjekt. Verneområder bør vurderes spesielt som utsettingslokaliteter, siden disse er sikret en langsiktig forvaltning med bevaring av naturverdier som formål (Sears et al. 2021). Bevaringsutsetting må ikke være i konflikt med

verneformålet, se også kapittel 4.4. Også utenfor verneområder må man være oppmerksom på eierforhold på grunnen, og informere kommune/statsforvalter tidlig slik at man ikke begrenses av reguleringer og annet senere i prosjektet, se også kapittel 4.4


Enkelte lokaliteter og habitater er også mer dynamiske, og kan by på utfordringer knyttet til stokastiske hendelser, for eksempel i vassdrag med voldsom vårflo. Dette gjelder også for arter som har liten risikospredning, der eksempelvis de fleste eggene legges samlet (for eksempel prikkrotevinge *Melitaea cinxia*), og hvor enkelthendelser kan utradere store deler av populasjonen. I slike dynamiske systemer bør man planlegge gjentatte utsetninger for å minske risikoen for at stokastiske hendelser får for store konsekvenser, gjerne over flere sesonger.

#### Populasjonsforsterkning

Utgangspunktet for en populasjonsforsterkning må bygge på source-sink-teorien (Pulliam 1988). Det vil i praksis si at man har én eller flere sterke kildepopulasjoner som man kan hente individer fra for å forsterke svakere populasjoner. Populasjonsforsterkning er spesielt aktuelt i fragmenterte områder hvor den naturlige spredningen mellom dellokaliteter (metapopulasjonsdynamikken; Hanski 1994) ikke lenger fungerer. Populasjonsforsterkning er også aktuelt der gjentatte skjøtselstiltak ikke har ført til ønsket respons (økt antall individer), selv om lokaliteten skulle være antatt egnet. Kanskje har populasjonene blitt så små at arten ikke lenger klarer å bygge seg opp igjen naturlig, eller er begrenset genetisk på grunn av innavl (Saccheri et al. 1998). Målet med populasjonsforsterkning, eventuelt i kombinasjon med tiltak på lokaliteten(e), må være å få økt antallet source-lokaliteter. Dersom man ikke kan definere en kildepopulasjon, vil det være aktuelt å gå via en *ex-situ* strategi og oppformering. I enkelte tilfeller der man er avhengig av en større habitatrestaurering på en lokalitet før populasjonsforsterkning, kan man vurdere det som hensiktsmessig å ta ut alle (eller mange) av individene på lokaliteten til *ex situ*-bevaring, før man setter dem ut igjen (som da i prinsippet blir en reintroduksjon, se Figur 7 og Eksempel 8 med myrflangre under).



Figur 7. Myrflangre *Epipactis palustris* fra Gjellebekkmyrene i Lier. Foto: Siri Lie Olsen.



**Eksempel 8** Oppsjømyrene naturreservat i Asker kommune ble opprettet i 1981, blant annet på bakgrunn av funn av den sterkt truede EN orkidéen myrflangre *Epipactis palustris*. Til tross for vern, tynning av vegetasjon og forsøk på tetting av grøfter i myra, ble ikke situasjonen for myrflangre bedre, spesielt på grunn av gjengroing. I forbindelse med restaurering av Oppsjømyrene i 2011, ble det besluttet at de to siste individene av myrflangre som ble påvist der skulle overføres til *ex situ*-bevaring i påvente av restaureringen. Dette ble gjort i 2012. Man har i ettertid restaurert myra med hogst og tetting av grøfter, og dessuten påvist noe få individer til av myrflangre på lokaliteten. Siden har man satt ut myrflangrebasert på oppformerte individer av de to nevnte innsamlede eksemplarene (Røsok et al. 2013, Eid og Røsok 2015, Ø. Røsok pers. medd).

### *Reintroduksjon*

Basert på kjent historisk utbredelse kan man definere lokaliteter hvor man har påvist den aktuelle arten tidligere, men hvor den ikke lenger finnes. Før det settes ut nye individer med nytt genmateriale der arten har blitt borte, må det være hevet over enhver tvil at arten faktisk er borte fra lokaliteten (gitt at populasjonen hadde en antatt genetisk bevaringsverdig tilpasning, se kapittel 4.12 genetisk risiko). Det vil være en avveining mellom det at en art sikkert ikke finnes på en lokalitet og det at den ikke er funnet tross gjentatte søk. Denne avveiningen vil også variere mellom organismegrupper (mobile versus fastsittende arter). Det vil også være en avveining av hvor genetisk ulike de utsatte individene vil være fra de antatt stedegne, og hvor skadelig en eventuell hybridisering vil være (Weeks et al. 2011). Denne avveiningen bør diskuteres og dokumenteres. Samtidig må det være klarlagt hvorfor arten i utgangspunktet forsvant fra lokaliteten, og at lokaliteten fremdeles innehar de kvalitetene som skal til for å tilfredsstille artens økologiske krav (Framstad et al. 2018). Dette betyr at ulike potensielle negative påvirkningsfaktorer må vurderes, både med hensyn til hvorfor arten forsvant, men også som potensielle fremtidige trusler, slik at disse eventuelt kan elimineres gjennom tiltak. Dette gjelder for eksempel generell habitatkvalitet for den aktuelle arten, mulig fragmentering/isolering, forurensing, sykdommer, konkurranse/predasjon, eller endrede forhold til vertsplanter, substrat, symbionter, eller en kombinasjon av flere av disse. For enkelte planter kan også menneskelig aktivitet være en trussel, for eksempel for strandtorn *Eryngium maritimum* som på enkelte steder har blitt fjernet fra strendene av badegjester som synes den er for «piggete».

For de fleste arter er den historiske utbredelsen lite kjent og historiske lokalitetene dårlig stedfestet, gjerne kun som stedsnavn. Det er derfor ikke bestandig enkelt å avklare historisk utbredelse. Dersom disse historiske lokalitetene er gamle, kan det på grunn av naturlige og menneskeskapte arealendringer i tidens løp i være mer naturlig å vurdere dette som en introduksjon, gjøre en vurdering av området på større skala, og velge den lokaliteten man mener utmerker seg positivt gitt artens økologiske krav. Det er derimot viktig at man da gjennom å studere historiske kilder (for eksempel historiske flyfoto) får mest mulig informasjon om hvordan landskapet og lokaliteten var da arten faktisk fantes der.

### *Introduksjon innenfor historisk utbredelse*

Dersom historiske lokaliteter ikke lenger innehar de kvalitetene arten krever, eller man er usikker på eksakt plassering av lokaliteten, kan det være naturlig å se på artens historiske utbredelse i større perspektiv. Her er det flere forhold som må vurderes:

- a. Artens spredningsbiologi
- b. Utdøelsesrisiko/påvirkningsfaktorer/risikospredning
- c. Metapopulasjonsdynamikk
- d. Populasjonens vekstpotensial

Utgangspunktet vil da være å finne egnede lokaliteter innenfor artens kjente utbredelsesområde som har de økologiske kvalitetene arten krever, og samtidig vurdere disse med henblikk på nåværende utbredelse. Spesielt viktig vil det være å vurdere om man ønsker å tilrettelegge for utveksling av individer mellom kjente lokaliteter og den nye lokaliteten, eller om man ønsker å etablere en mer uavhengig lokalitet, som da kanskje også er mer uavhengig i forhold til eventuelle negative påvirkningsfaktorer og/eller katastrofale stokastiske hendelser. Siden de fleste arter har mangelfulle data på historisk utbredelse kan man i enkelte tilfeller sannsynliggjøre at arten trolig har vært til stede på lokaliteten tidligere, men det blir i denne sammenhengen spekulativt. Hvis arten tilsynelatende ikke er til stede i dag, bør man behandle tiltaket som skal gjøres som en introduksjon, og ikke reintroduksjon.

### *Introduksjon utenfor historisk utbredelse*

For arter med begrenset historisk utbredelsesområde, eller hvor man ikke finner aktuelle habitater (funksjonsområder) innenfor dette området, kan man måtte finne helt nye lokaliteter. Disse bør i utgangspunktet befinne seg innenfor artens naturlige *potensielle* utbredelsesområde. Dette kan i mange tilfeller være vanskelig å definere, men et generelt prinsipp bør være å velge



områder som ligger så nær historisk utbredelse som mulig. Samtidig kan det være fornuftig å ta høyde for klimaendringer ved å tilrettelegge for sub-optimale lokaliteter eller spredningskorridorer langs en klimagradiert (se for eksempel Thomas et al. 2010), også utenfor kjent historisk utbredelse (Gedir et al. 2004). Ved en slik tilnærming kan man også benytte bioklimatiske modeller for arter og klimaprojeksjoner (Carroll et al. 2009).

IUCN (2013) understreker at en introduksjon av arter utenfor deres historiske utbredelse kan medføre *ekstreme, negative innvirkninger både økologisk, sosialt og økonomisk*, som kan være vanskelige å forutse, og som først gjerne oppdages lenge etter introduksjonen. Introduksjoner utenfor historisk utbredelse krever derfor en spesiell oppmerksomhet i form av risikoanalyse og overvåking (IUCN 2013).

### **Tidspunkt for utsetting**

Det kan være nyttig å sette opp en milepælsplan med tidspunkter for de ulike aktivitetene i prosjektet. Dersom det trengs kartlegging og skjøtsel i forkant av en utsetting anbefales det å flytte selve utsettingen minst 2–3 år frem i tid.

Når på året man bør gjennomføre selve bevaringsutsettingen vil være avhengig av art og av hvilke utviklingsstadiet man velger å sette ut (eks. rhizomer, frø, larver, imago/voksne). Det er en forutsetning at individer må være på et adekvat stadium når de settes ut (i vekst/hvile, fertile eller forplantningsdyktige), og at man på forhånd har forsikret seg om at det er en synkron fenologi mellom kildepopulasjonen og utsettingslokaliteten. For eksempel ved populasjonsforsterking er det avgjørende at individene som settes ut er synkron med *in situ*-populasjon. Det krever at man oppformerer individene under lignende forhold som det man finner på *in situ*-lokaliteten, slik at eventuell blomstring/klekking/sverming blir omtrent på samme tidspunkt. For ettårige fertile individer må man sørge for at individene som flyttes fortsatt er forplantningsdyktige (eller har befruktete egg for insekter) i det man flytter dem. Er man for seint ute kan man risikere at nye individer ikke kan bidra til å etablere en ny populasjon. For andre arter kan det være mer aktuelt at man tilpasser tidspunktet i henhold til for eksempel formering og egglegging.

Også for individer fra *ex situ*-bevaring vil både stadium og tid på året trolig påvirke overlevelsen. Eksempelvis hadde utsatte frøplanter av strandtorn på naturlige strender omkring 60 % overlevelse, mens utplanting av rotbiter (rhizomer) gav en overlevelse på 90 % i Spania (C. Ley Vega de Seoane pers. medd. i Endrestøl & Often 2018). Utsatte frøplanter i bevaringsbed i botanisk hage i Oslo hadde også 90 % overlevelse, men hadde vanning og stell det første året (Kristine Bjureke, pers. medd.).



**Eksempel 9** Eremitt *Osmoderma eremit* har et eggstadium som varer et par uker, larvestadier som trolig varer 3–4 år, et puppestadium i overvintring og voksne individer som man finner hovedsakelig fra juli til september. Tidspunktet for utsetting vil derfor avhenge av hvilket stadium man ønsker å flytte, og for eremittens vedkommende er vurderingen at dette bør gjøres i artens flyvetid. Da kan man flytte både et begrenset antall voksne individer (minimum et par) og et noe større antall larver (Endrestøl et al. 2020). Ved å flytte ulike stadier vil man dessuten spre «belastningen» av uttaket på kildepopulasjonene på flere årsklasser (stadium), samtidig som man på utsettingslokaliteten får flere årsklasser representert. Dette begrensede uttak vil imidlertid medføre at man får få individer pr. årsklasse, og derfor må dette gjentas i tilstrekkelig mange år.

### **Hvordan skal man sette ut arten?**

Selve utsettingen innebærer en hel del logistikk og bør planlegges nøye. Dersom kildepopulasjonen eller *ex situ* lokaliteten er langt unna utsettingslokaliteten, kan det være fornuftig å utarbeide en enkel transportplan. Selve transporten kan være en vesentlig stressfaktor for individer som flyttes, og det er derfor viktig at man sikrer minst mulig stress for individene i denne fasen (Samways et al. 2010). Det er samtidig viktig at man sikrer at individene som flyttes er i

tilsynelatende god kondisjon, og ikke medbringer sykdom eller parasitter til den nye lokaliteten (se eksempelvis Gardiner 2011).

Man skiller gjerne mellom hard introduksjon og myk introduksjon (Samways et al. 2010). Ved hard introduksjon introduseres individene til mottakerlokaliteten direkte uten noen form for tilpasninger eller akklimatisering. Ved myk introduksjon vil man introdusere og tilvenne individene gradvis til mottakerlokaliteten. Ved utsetting av insekter kan dette for eksempel være ved å ha individene i et flyvebur på lokaliteten en stund før endelig frislipp. For planter kan det være snakk om utsåingsbed/plantekasser. Resende et al. (2020) rapportert i deres sammenstilling at hard introduksjon ble brukt i 28% av tilfellene ved bevaringsutsetting for dyr, mens myk introduksjon ble brukt i 23%, og begge samtidig i 21% av de undersøkte prosjektene. De fant dessuten at det generelt var en høyere suksessrate ved myk introduksjon, selv om mange av de undersøkte prosjektene ikke rapporterte suksess (Resende et al. 2020).

### 4.3 Risikofaktorer

Det er en rekke risikofaktorer knyttet til bevaringsutsetting. De relevante risikofaktorene i hvert enkelt prosjekt bør vurderes i de aktuelle utsettingsprogrammene. I tilfeller med uønskede hendelser, manglende finansiering eller lignende bør det legges en klar strategi for hvordan man kan redusere risiko for å mislykkes, og dette bør knyttes tett opp til kriteriene for suksess. Det kan også være lurt å ha en plan for eventuell avvikling av prosjektet, slik at dette kan gjøres på en måte som er minst mulig til ulempe for arten.

Videre i kapitlet gjennomgår vi noen av de risikofaktorene vi mener er viktigst, men listen er ikke uttømmende.

#### **Dårlig kunnskapsgrunnlag**

Dersom det finnes lite erfaring med prosjekter for den aktuelle arten, eller lignende arter, nasjonalt eller internasjonalt, og det generelle kunnskapsgrunnlaget om arten er tynt, er dette en risikofaktor for prosjektet. Mange introduksjonsprogrammer har blitt mislykket (i alle fall delvis) som følge av mangel på kunnskaper om artens biologi, livshistorie, økologiske krav og faktorer som har ført til tilbakegang (Gedir et al. 2004). Det kan også være at man må teste metodikk for første gang eller generelt gjøre vurderinger på dårlig kunnskapsgrunnlag. Dette var for eksempel nevnt som en av hovedutfordringene i prosjektet med flytting av liten køllegresshoppe *Myrmeleotettix maculatus* i Storbritannia (se Gardiner 2011).

For mange truede arter vil man typisk ha kunnskaper fra et begrenset antall lokaliteter nasjonalt, og vil derfor være avhengig av internasjonale kilder. Slike kilder bør brukes med forsiktighet, siden økologiske krav og biologi fra lokaliteter i andre land kan avvike mye fra norske forhold. For eksempel vil mange arter som i Norge er ett-årige, kunne ha to eller flere generasjoner på kontinentet. I ekstreme tilfeller kan også habitatkrav og eventuelle vertsplanter avvike mye. For mange sørlige arter er Norge den nordligste grensen av deres utbredelsesområde, noe som gjør at de potensielt her kan finnes på mer varme og sørvendte lokaliteter enn det som er tilfellet på kontinentet.

#### **Etableringen mislykkes**

Mislykket etablering er en overveiende risiko i alle bevaringsutsettinger. Resultatet av en mislykket etablering vil være at artens sannsynlighet for å overleve på lang sikt er redusert som følge av forsøket på å øke overlevelsen. Samtidig er det bortkastede ressurser som kunne gått til å bevare andre truede arter ved hjelp av andre metoder (som restaurering og skjøtsel).

Sannsynligheten for å lykkes bør alltid veies mot de (eventuelle) negative konsekvensene arten påføres ved uttak av individer til flytting eller *ex situ*-bevaring. I ekstreme tilfeller kan *in situ*-populasjonen være så liten og sårbar at det kan være aktuelt å flytte hele populasjonen *ex situ*. Da skal det være overveiende høyere sannsynlighet for at populasjonen overlever *ex-situ* enn *in situ* (for eksempel om det foreligger en direkte irreversibel trussel mot *in situ*-populasjonen). Som motsetning kan nevnes flerårige planter med stor frøproduksjon og frøbank – en mislykket

etablering etter bevaringsutsetting vil ha liten effekt på kildepopulasjonen. Avveininger vedrørende flyttingen vs. *ex situ* bevaringsutsetting må veie artens sannsynlige overlevelse på egen hånd vs. med stell i fangenskap. Dersom det foreligger en irreversibel trussel mot en populasjon, vil alle tiltak være bedre enn å la populasjonen forbli på stedet (se eksempelvis Gardiner (2011)).

### **Bevaringsutsetting blir (mis)brukt som avbøtende tiltak**

Som nevnt tidligere må bevaringsutsetting være velbegrunnet, og må rettferdiggjøres gjennom grundig argumentasjon for hvorfor bevaringsutsetting er riktig tiltak. Dersom man etter hvert får en økt forvaltningspraksis for bevaringsutsettinger, og ser at dette fungerer, vil man kunne risikere at det blir brukt som argument for ikke å ta hensyn til *in situ* populasjoner. For eksempel kan man risikere at det i større plansaker legges inn bevaringsutsetting eller flytting av individer eller populasjoner som avbøtende tiltak eller som argument for å løse betente arealsaker. Det er derfor viktig å avklare hvilke *irreversible* trusler som foreligger mot populasjoner, og ikke potensiell fremtidig antropogen påvirkning, som i de aller fleste tilfeller vil kunne ha alternative løsninger.

### **Økologisk risiko**

Enhver bevaringsutsetting har en økologisk risiko, og det er viktig at man er grundig i sin vurdering av denne risikoen samtidig som type bevaringsutsetting vil avgjøre hvor relevant og grundig dette dokumenteres. Dersom bevaringsutsettingen er en populasjonsforsterking eller reintroduksjon, vil sannsynligheten for uante økologiske effekter være lavere, i og med arten tidligere har tilhørt, eller tilhører, økosystemet på den gjeldende lokaliteten. At en art har forsvunnet eller populasjonen er desimert kan likevel ha ført til endrede konkurranseforhold på lokaliteten (Nordén et al. 2020).

Ved introduksjon kan den utsatte arten medføre visse økologiske konsekvenser for økosystemet på den nye lokaliteten. Det kan for eksempel medføre en forskyving i konkurranseforhold, fare for økt predasjon, spredning av parasitter eller endrede vekstforhold. Ideelt sett bør naturverdiene og artsmangfoldet på den aktuelle lokaliteten kartlegges før bevaringsutsetting igangsettes. Dette ikke minst slik at man ved senere overvåking har et grunnlag for effektmåling. Dette er som regel meget ressurskrevende. Dersom kartlegging ikke er praktisk gjennomførbart, må man vurdere den utsatte artens økologiske funksjon opp mot andre, spesielt truede, arters funksjoner i det aktuelle området.

Som eksempel kan nevnes at man på New Zealand har fått en rekke truede arter som følge av introduksjon av predatorer. I bevaringsøyemed har man klart å utrydde predatorer fra en rekke øyer slik at man har klart å skape et «predator-fritt» miljø hvor man kan benytte bevaringsutsetting som tiltak. Der har man introdusert truede fuglearter som nordsadelrygg *Philesturnus rufusater* og dvergkivi *Apteryx owenii*. Dette var bra for fuglene, men skapte problemer for truede insektarter, da de innførte fuglene også var predatorer på disse (Meads 1994). Dette eksempelet illustrerer viktigheten av å kjenne til artenes rolle i økosystemet og å tenke helhetlig.

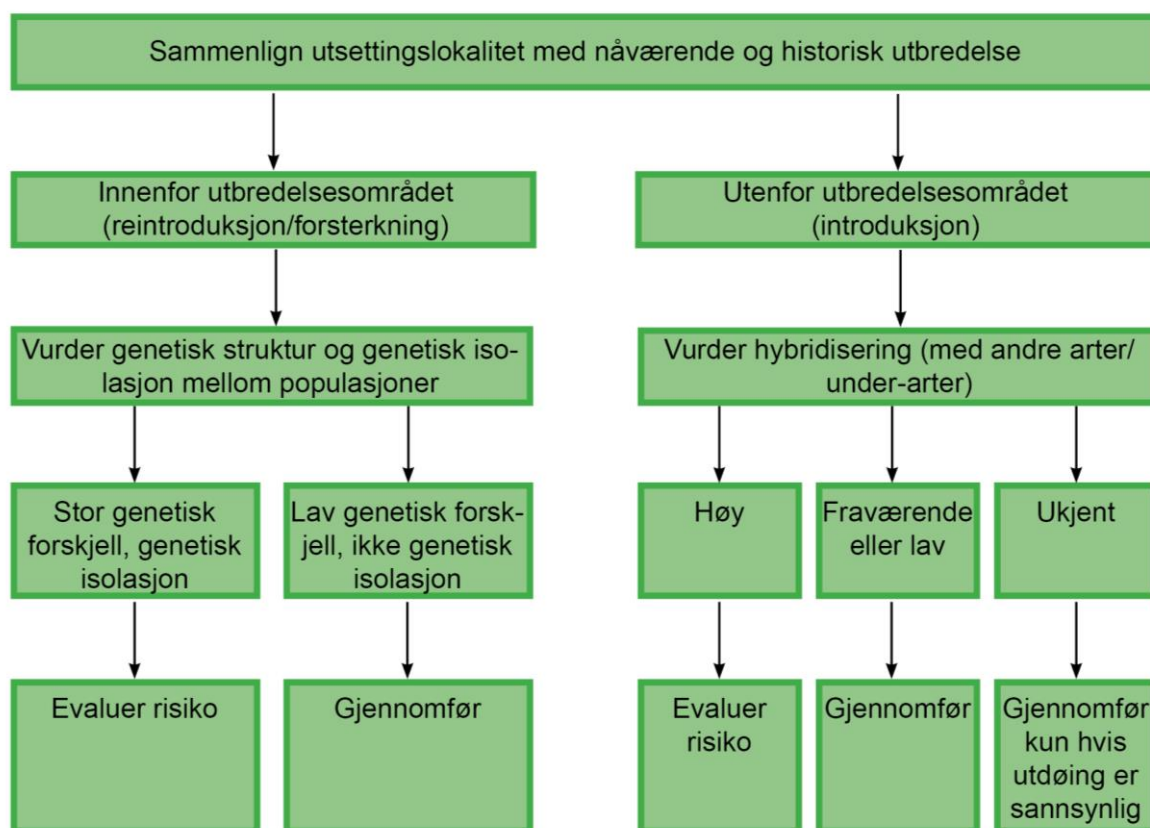
### **Genetisk risiko**

Genetisk risiko er, når det gjelder bevaringsutsettinger, først og fremst knyttet til følgende forhold:

- 1) at man ved å flytte nye individer fra en donorpopulasjon inn i en mottakerpopulasjon taper en genetisk bevaringsverdig tilpasning (utavlsdepresjon, genetic swamping),
- 2) at man i små og isolerte populasjoner har et lavt genetisk mangfold på grunn av innavl og genetisk drift som øker utdøelsesrisikoen (forhold som også vil kunne komme til uttrykk i en *ex situ* populasjon),
- 3) at man ved uttak av individer fra en kildepopulasjon, til flytting eller *ex situ* bevaring og oppformering, får et lavere genetisk mangfold i kildepopulasjonen (for eksempel Easton et al. 2020), eller
- 4) at man ved introduksjon kan få uønsket hybridisering (spesielt relevant for planter, se Weeks et al. 2011).

Har man kunnskaper om den genetiske diversiteten kan man benytte et forenklet beslutningstre for å vurdere risiko ved bevaringsutsetninger (Figur 8, Weeks et al. 2011). Derimot har man sjelden full informasjon om populasjonsgenetiske forhold, men må benytte tilgjengelig informasjon som kan fortelle noe om genetikken. For eksempel er det vanlig å se på geografisk avstand mellom populasjoner som en indikator for genetisk avstand. Hvorvidt dette faktisk er tilfelle vil være avhengig av artens utbredeshistorikk og den historiske utvekslingen mellom populasjonene. Det betyr at dersom man undersøker populasjoner på stor skala eller med historiske spredningsbarrierer mellom, vil den genetiske driften overveiende avgjøre den genetiske avstanden mer enn den geografiske (Joyce & Pullin 2003).

For truede arter er gjerne kildepopulasjonene små, og små populasjoner er mer utsatt for genetisk drift og stokastiske hendelser (Andersen et al. 2014). Av den grunn kan det argumenteres for å benytte en vital og sterk kildepopulasjon til utsetting, over en mindre og mer lokal, potensiell kildepopulasjon (Broadhurst et al. 2008).



Figur 8. Et beslutningstre for vurdering av genetisk risiko ved bevaringsutsetninger. Etter Weeks et al. (2011)

Generelt kan man anta at randpopulasjonene har en annen genetisk sammensetning enn populasjonene i de sentrale delene av utbredelsesområdet, og gjerne en lavere variasjon på grunn av «founder effekt», seleksjon og genetisk drift (Cassel & Tammaru 2003). Det behøver likevel ikke alltid å være slik, og man kan især i nordområdene finne høyere diversitet i randsonepopulasjoner for eksempel i områder der arter har overvintret under siste istid. Benytter man kun kildepopulasjon sentralt til bevaringsutsetting i randpopulasjoner er det en risiko for at genetisk mangfold kan gå tapt. Dette vil da kunne resultere i *genetic swamping*, som er hypotesen om at genflyt fra sentrale populasjoner til randpopulasjoner forhindrer lokal tilpasning, selv om hypotesen er omdiskutert (Kottler et al. 2021). Generelt vil det derfor være minst genetisk risiko ved å benytte en kildepopulasjon som er geografisk nær lokaliteten man tenker å sette ut individer på. Dersom man ønsker å introdusere arten til en ny isolert lokalitet, kan det være et poeng å bruke individer fra ulike kildepopulasjoner for å maksimere genetisk variasjon, for slik sett å øke

sannsynligheten for at arten tilpasser seg den nye lokaliteten (Andersen et al. 2014). Ved forsterkningsutsetninger bør man som prinsipp bruke stedegent materiale, med mindre man har dokumentert at hovedtrusselen mot arten er lavt genetisk mangfold.

Å opprettholde en kunstig migrasjon («assistert migrasjon») gjennom flere år ved å flytte individer fra kildepopulasjonen til utsettingslokaliteten vil være viktig for å sikre en god genetisk variasjon og for å forhindre «founder effect» og innavl. Dette er poengtert av flere; blant andre av Gardiner (2011), Endrestøl & Bengtson (2012) og Endrestøl et al. (2020). Små populasjoner eller populasjoner i metapopulasjonsstruktur hvor det tidligere har vært utveksling av individer fra andre populasjoner, men som siden har blitt isolert, har større sannsynlighet for å ha en avvikende genetisk sammensetning på grunn av genetisk drift eller innavl. Dette gjelder for øvrig også for populasjoner *ex situ*. Dersom man frykter at en populasjon lider av innavlsdepresjoner eller har en unik genetisk variasjon i forhold til andre populasjoner av samme art, bør man om mulig gjøre populasjonsgenetiske studier. Ved bruk av populasjonsgenetiske metoder må man for øvrig være klar over de to hovedtypene av genetisk risiko. Med en økende teknologisk utvikling av populasjonsgenetikken er det høy sannsynlighet for at man vil finne reelle forskjeller i genetisk variasjon mellom to populasjoner. Spørsmålet blir dermed om dette representerer genetiske bevaringsverdige forskjeller eller om det skyldes genetisk drift. Som eksempel ble den genetiske diversitet mellom individer fra donorpulasjoner (i Sverige) og individer fra utsettingslokaliteten (Storbritannia) av timianblåvinge *Phengaris arion*, funnet å være på samme nivå, men at flere av lokalitetene i Storbritannia etablert etter utsetting representerte ulike genetiske populasjoner kun 19 generasjoner etter utsettingen (Andersen et al. 2014). Hvilke konklusjon man kommer frem til angående genetisk variasjon vil medføre ulike bevaringstiltak. Populasjonsgenetiske studier kan for øvrig være anbefalt for mange grupper og arter før man igangsetter et stort og omfattende bevaringsutsettingsprogram. Det er vanlig i studier som omfatter pattedyr, men kan med fordel anvendes også for andre grupper. Ved dokumentert innavl eller lavt genetisk mangfold kan utavl ved å ta inn individer fra andre kildepopulasjoner være et aktuelt tiltak.

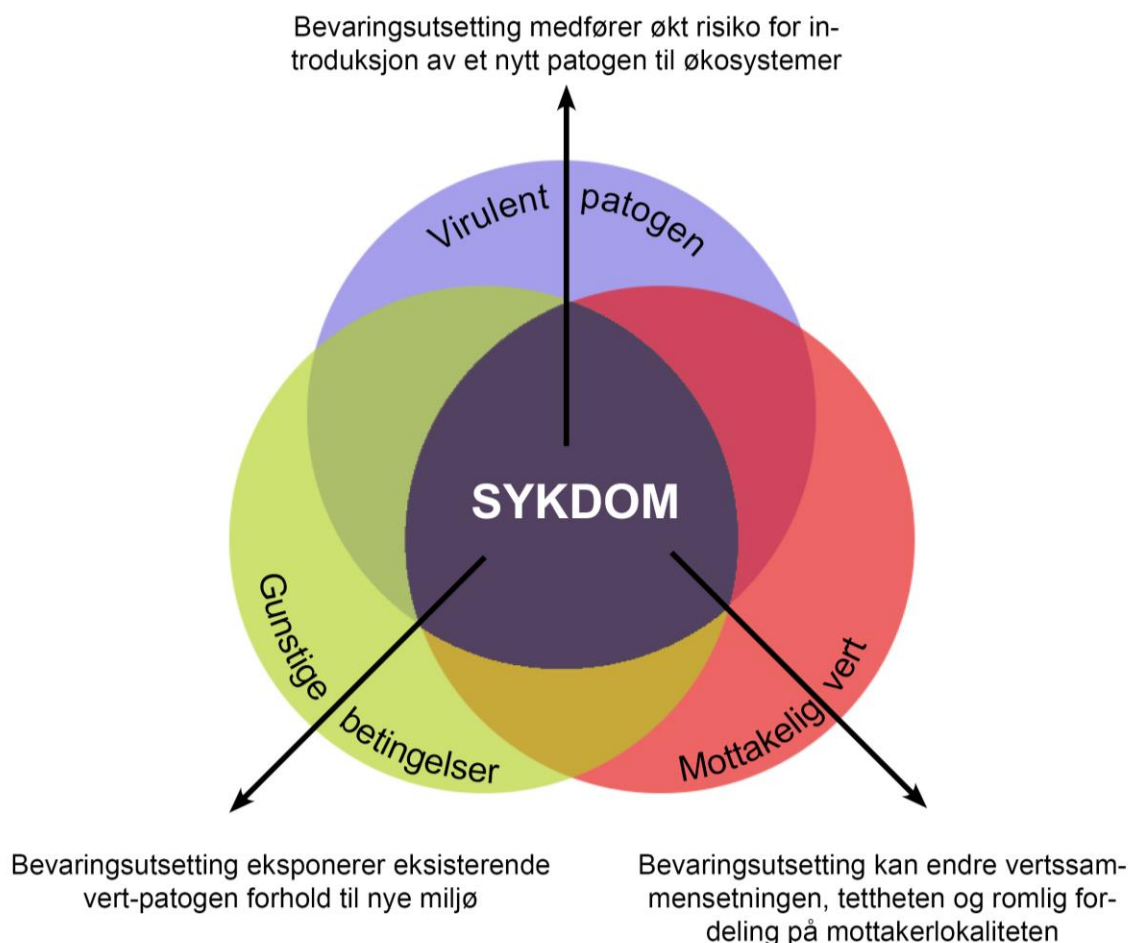
Ved opprettelsen av *ex situ* populasjoner er den genetiske risikoen viktig å vurdere, og gjennom aktive tiltak forebygge at den genetiske variasjonen *ex situ* er, eller blir, vesentlig forskjellig fra populasjonen *in situ*. Under naturlige forhold finnes det gjerne mekanismer som sikrer at genetisk ulike individer formerer seg, blant annet for å forhindre innavl (eksempelvis gjennom «kin recognition» - se eksempler og referanser i Robertson et al. 2020). Dette vil påvirke både hvilke stadier man samler inn for å sikre genetisk variasjon, samtidig som en formering i fangenskap kan forhindre de over nevnte mekanismene.

Dette vil også gjelde dersom man skal flytte individer fra et annet land til Norge, blant annet diskutert i Endrestøl et al. (2012) angående en mulig reintroduksjon av eremitt *Osmoderma eremita* til Rauer i Fredrikstad, der den geografiske avstanden til nærmeste svenske populasjon trolig er kortere enn til den eneste norske (Tønsberg). Man bør alltid vurdere risikoen for etablering (og hybridisering) av fremmede provenienser og genotyper som kan være «genetisk forurensing» for stedegne arter, spesielt ved innføring av utenlandske individer. For planter kan hybridisering være et problem. Som et spesifikt tilfelle kan dette eksemplifiseres ved hybridiseringen mellom det europeiske graset *Spartina maritima* og den innførte amerikanske arten *S. alterniflora*. Dette gav den sterile hybriden *S. x townsendii*, som ved senere kromosomdobling gav en ny art, *Spartina anglica* i Europa (Thompson 1991). *Spartina anglica* er nå regnet som en av de 100 mest invasive artene i verden (Lowe et al. 2000).

### **Sykdommer, parasitter og patogener**

Bevaringsutsetninger gir en økt risiko for endring av dynamikken knyttet til sykdommer, parasitter og patogener – og deres verter (Figur 9). Spesielt gjelder dette kanskje ved introduksjoner utenfor kjent utbredelse (Simler et al. 2018). Om man eksempelvis tar inn materiale fra utlandet må man være ekstra bevisst på faren for introduksjon av sykdommer, patogener eller parasitter, især de vi ikke allerede har i Norge. Da vil trolig veien via *ex situ* være naturlig, eventuelt med karantene der man kan undersøke individene mer detaljert. Ved innføring og forsøk på reintroduksjon av slåttemulle *Bombus subterraneus* fra Sverige til Storbritannia, ble et system med

sykdomsrisikoanalyse og sykdomsrisikoprosedyrer utviklet. Man definerte 28 risikoelementer (parasitter og patogener) som man inkluderte i analysen. Resultatene ble at minst fem parasitter og ett virus ble hindret i å bli introdusert til Storbritannia (Brown et al. 2017). Det har vært fremsatt en teori på at kommersiell humleproduksjon har medført spredning av sykdommer og patogener over fra kommersielle kolonier til ville kolonier («*pathogen spillover*»), blant annet gjennom innførsel fra Europa til USA, selv om dette er noe omdiskutert (Meeus et al. 2011). At kommersielle humlekolonier har høy infeksjonsrate av parasitter som potensielt utgjør en risiko for ville bestander, er derimot nokså udiskutabelt (Graystock et al. 2013). Problemstillinger rundt sykdommer og parasitter med mer vil variere mye fra art til art. Problemstillingen bør diskuteres og utredes i de tilfellene hvor det er spesielt relevant.



Figur 9. Sykdomstriangelet beskriver sykdom som en samvirkning av tre faktorer: en mottakelig vert, et patogen og et gunstig miljø. Bevaringsutsetting kan påvirke alle disse faktorene. Etter Simler et al (2018).

## 4.4 Oppsummerende punkter

### *Utsettingsprogrammet oppsummert*

1. Hensikt og mål for bevaringsutsettingen må defineres.
2. Miljødirektoratet bør ha overordnede ansvaret, i samarbeid med relevante regionale myndigheter. Artsspesifikke utsettingsprogrammer utarbeides av relevant faglig ekspertise.
3. Alle relevante lover og forskrifter må vurderes, både når det gjelder flyttingen, den aktuelle arten og lokalitetene som inngår. Andre arealinteresser må redegjøres for. Privat eiendomsrett må respekteres. De fleste bevaringsutsettinger vil være søknadspliktige<sup>3</sup>.
4. Det bør ligge til grunn en finansiering som sikrer utsettingsprogrammet i hele prosjektperioden fra planlegging, via gjennomføring til endt overvåking. Ressursbruken dokumenteres i sluttrapport.
5. Aktuell art må ha et veldokumentert kunnskapsgrunnlag, samt at forvaltningsmessige argumenter og kritiske faktorer for en bevaringsutsetting dokumenteres
6. Kildepopulasjon bør på generelt grunnlag være geografisk nær utsettingslokaliteten for å ivareta lokale tilpasninger. Kildepopulasjonen må være sterk og livskraftig slik at den tåler uttaket av det antall individer som er nødvendig. I tilfeller hvor det ikke er lokale bevaringsverdige genetiske tilpasninger, og man ønsker å oppnå en bred genetisk diversitet i utsettingspopulasjonen, hentes individer fra et bredt utvalg av kildepopulasjoner.
7. Man må ha en plan for innsamling av individer, slik at man på en rasjonell måte får samlet inn de individene man trenger på kort tid med minst mulig negativ påvirkning på kildepopulasjonen.
8. Hvor mange individer man skal sette ut vil være svært avhengig av organismegruppen og arten som inngår, men vil også avhenge av hva kildepopulasjonen tåler, hvilket stadium man vil benytte, hvilken demografisk sammensetning man ønsker, hvilken type bevaringsutsetting det er snakk om (ex situ eller in situ), artens generasjonslengde og livssyklus, logistikk, overlevelsesrater og genetiske forhold. Man bør på generelt grunnlag tilstrebe å utsette et antall individer > 50.
9. Utsettinger skal kun skje der artens krav til livsmiljø er dokumentert tilfredsstillt, nå og i overskuelig fremtid. Dette inkluderer grundige forundersøkelser, eventuell skjøtsel/restaurering, og at lokaliteten er stor nok (heterogen nok) til å dekke de livsbetingelser og gradienter arten krever. Valg av lokalitet (og kandidat-lokaliteter) må dokumenteres. Utsettingslokaliteten bør være innenfor artens historiske og naturlige utbredelsesområde, og bare unntaksvis være utenfor historisk utbredelse.
10. Tidspunkt for utsetting må tilpasses eventuelle nødvendige tiltak på lokaliteten (skjøtsel/restaurering), artens utviklingsstadium og fenologi.
11. Logistikk rundt selve utsettingen må planlegges, gjerne med en transportplan. Man må forsikre seg om at individene er i god kondisjon og frie for sykdommer og parasitter. Myk eller hard introduksjon vurderes.
12. Risikofaktorer knyttet til bevaringsutsettingen må utredes. Dette kan være knyttet til kunnskapsgrunnlaget, økologisk risiko, genetisk risiko og risiko for sykdommer, parasitter eller patogener.



## 5 Gjennomføring, overvåking og oppfølging

Har man gjennomført god planlegging, er selve gjennomføringen en ren implementering av utsettingsprogrammet. Til tross for god planlegging kan det bli nødvendig å revidere programmet underveis. Det er derfor viktig at man lar prosjektet være en adaptiv prosess hvor planer og tiltak revideres ettersom erfaringsgrunnlaget øker, og at dokumentasjonen gjøres fortløpende. Dette også for å begrunne eventuelle endringer man foretar (se mer om dokumentasjon i kapittel 5.3).

### 5.1 Overvåking

Overvåking er essensielt for å kunne følge opp alle typer forvaltningstiltak, og bevaringsutsetting er ikke noe unntak. Det er avgjørende for å kunne vurdere hvorvidt tiltaket har den ønskede effekten, eller for å fange opp eventuelt negative effekter, også over tid (Canessa et al. 2016). Det er også overvåkingen som kan danne grunnlag for innspill til forvaltningen om eventuelle nødvendige tiltak for de utsatte individene i løpet av, eller i etterkant av prosjektperioden.

For å kunne planlegge og gjennomføre overvåking, er det viktig med klare kriterier for suksess. Dernest at man foretar overvåking på en slik måte at man faktisk kan måle effekten av tiltaket og dermed evaluere selve prosjektet. Slik kan man sørge for kostnadseffektive prosjekter der resultatene fra overvåkingen skal legges til grunn for forbedring av tiltakene og deres praktiske implementering, og eventuelt justeringer av selve overvåkingsopplegget (adaptiv forvaltning - Figur 4, Figur 5). Valg av overvåkingsmetodikk vil variere fra art til art og må planlegges for hvert prosjekt. Et metodisk rammeverk for overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper er gjort av Evju et al. (2020).



Figur 10. Pilotforsøk med individmerking av eremitt *Osmoderma eremita*. God merking vil være en forutsetning for fangst/gjenfangst-forsøk, som kan brukes i populasjonsovervåking for flere arter. Innskutt bilde viser hvordan en merking kan gjøres på en måte som gir mulighet for merking av 63 individer ved å kombinere merking på ulike deler av en dekkvinge med en gitt tallverdi. Foto: Oddvar Hanssen/Anders Endrestøl.

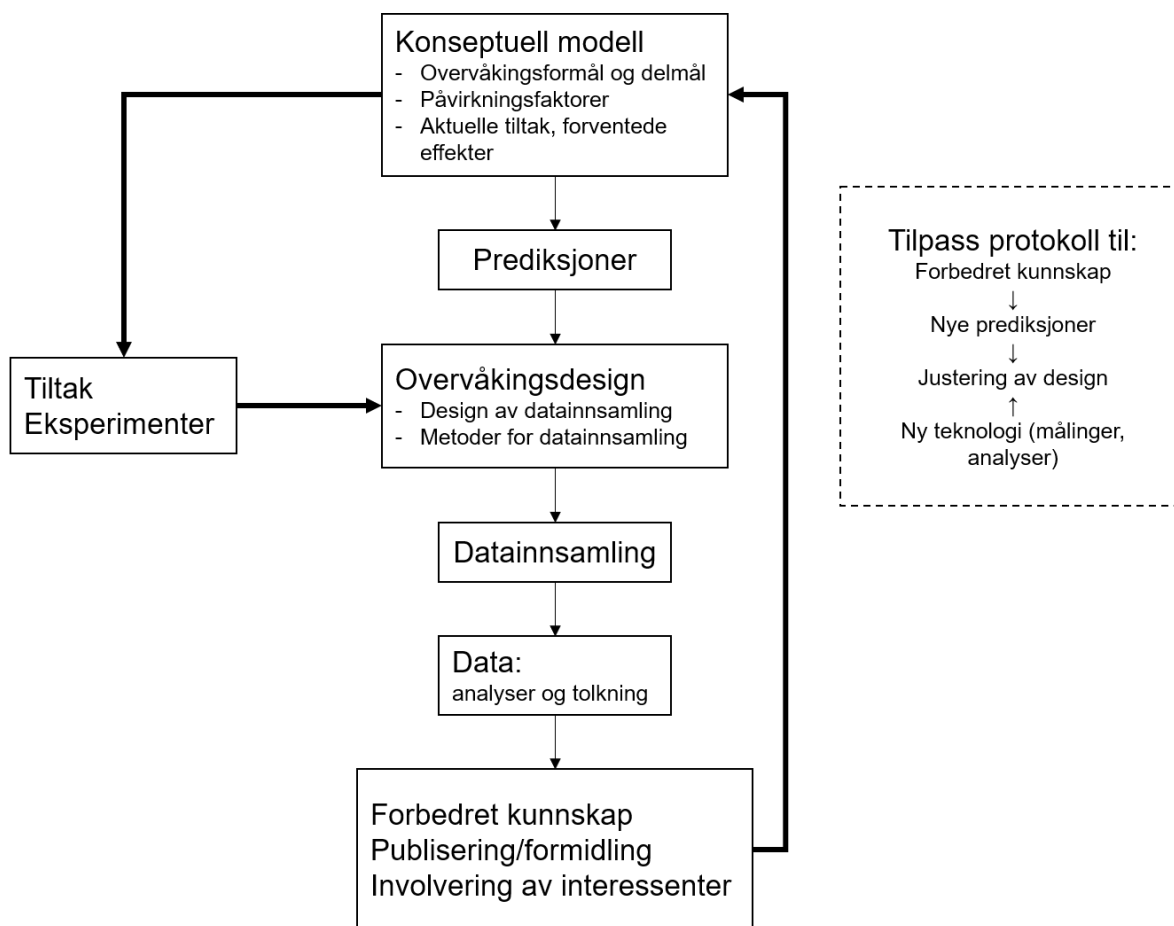
### **Hva skal overvåkes?**

Formålet og målsetningene for prosjektet vil være styrende for hva man skal overvåke. For bevaringsutsetting ville dette grunnleggende være knyttet til populasjonsutviklingen til den utsatte arten både på utsettingslokaliteten og kildepopulasjonen, men det vil være store forskjeller mellom ulike typer organismegrupper og arter. Dersom man ønsker å kontrollere for regionale effekter på populasjoner, må flere lokaliteter inngå i en basisovervåking (se Evju et al. 2020 for ytterligere detaljer).

Det er ofte aktuelt med overvåking på flere nivåer. Som regel vil direkte observasjoner av ulike stadier av arten være den mest aktuelle overvåkingsenheten. Det kan være i form av antall skudd, blomstrende individer, thalli, fruktlegemer, egg, larver eller antall unge eller voksne individer (Figur 10), eller i form av mortalitet. I enkelte tilfeller kan også indirekte observasjoner benyttes (sporetegn, eksempelvis gnagskader, exuvium (nymfehuder), ekskrementer, molekylære spor via miljø-DNA osv.). Mer inngående kan det være aktuelt også å overvåke det genetiske mangfoldet i en populasjon der hvor man tenker at genetiske faktorer vil være avgjørende for individenes og populasjonens overlevelse.

Overvåking kan også inkludere indirekte indikatorer av habitatets egenskaper. Dette kan være indikatorer som eksempelvis vegetasjonsstruktur, mengden forstyrrelser/påvirkning, jordsmonn, mengden vertsplanter/substrat og konkurranseforhold (se Evju et al. 2020). En slik overvåking av indirekte indikatorer er også relevant for å avdekke eventuelle behov for forvaltningstiltak, og ved bevaringsutsetting vil det være nokså vanlig at aktive forvaltningstiltak kreves i flere år etter at tiltaket er gjennomført. Her er det viktig med en adaptiv prosess, slik at man kan tilpasse både selve overvåkingen og forvaltningen til det man erfarer underveis (Figur 11, Evju et al. 2020, Lindenmayer 2009).

For enkelte tilfeller kan overvåking bidra til å skape engasjement hos lokale forvaltningsmyndigheter, da de kan ta del i eller utføre overvåkingen og selv publisere resultatene.



Figur 11. Rammeverk for adaptiv overvåking. Etter Evju et al. (2020).

### Hvor lenge skal man overvåke?

Bevaringsutsetting vil i de fleste tilfeller kreve overvåking i flere sesonger etter at tiltaket er utført. Hvor lenge man skal overvåke utsatte individer/populasjonene man har gjort tiltak for, avhenger av artens livssyklus, økologi og generasjonstid, og må vurderes for hvert enkelt tilfelle. Man må i første omgang overvåke etableringen, slik at man får dokumentert om denne er positiv eller ikke (se eksempelvis Figur 12). Wetterin (2008) anbefaler at man overvåker de utsatte artene i 2–5 år (eller minst 2 generasjoner). Hochkirch et al. (2007) overvåket utsettingen av marksiriss *Gryllus campestris* i fire år før de erklærte utsettingen en suksess, men der var det en rask respons i populasjonen fra 27 individer til 335 syngende hanner 3 år etter utsettingen. For utsetting av marksiriss i England ble langsiktig og standardisert overvåking ansett å være en av de viktigste læringspunktene (Sears et al. 2021). For bevaringsutsetting av sommerfugler i Storbritannia anbefaler Butterfly Conservation (2010) minst fem år overvåking. Dette kan være en god tommelfingerregel, og vi understreker at dette gjelder hver utsettingshendelse. Dersom man setter ut arter i flere omganger for å sikre en sterk og levedyktig populasjon, bør overvåkingen fortsette til den dekker siste utsettingshendelse. Dette vil også gjelde ved forsterkningsutsettinger på en allerede eksisterende populasjon slik at man kan dokumentere hvorvidt utsettingene har en positiv effekt på den aktuelle populasjonen. For enkelte organismegrupper er det anbefalt en mye lengre overvåkingsperiode (se eksempelvis Nordén et al. 2020).

Generelt kan man si at overvåking må vurderes for hver enkelt utsetting, men at den som minimum bør foregå inntil a) populasjonen er stabil, b) populasjonen ser ut til å vokse, eller c) man kan dokumentere at utsettingen har vært mislykket, og da enten at populasjonen har dødd ut eller at man vurderer at det ikke kan gjøres mer for å sikre overlevelse av gjenværende individer.



Overvåking gjelder ikke bare artene, men kan også omfatte artssamfunnet på lokaliteten i øvrig og habitatet. Konsekvenser en bevaringsutsetting måtte ha for utsettingslokaliteten og populasjoner både av samme art og andre arter, vil antagelig kreve en langsiktig overvåking.



Figur 12. Montering av CCTV overvåkingskameraer i en hul kunstig eikestamme for å overvåke etablering av eremitt. Foto: Anders Endrestøl.

## 5.2 Hvorfor mislykkes prosjekter?

Selv om bevaringsutsetting av arter er blitt en stadig mer benyttet metode for bevaring og det finnes mange eksempler på vellykkede prosjekter, er det på ingen måte en ren suksess-historie. Det kan være mangfoldige grunner for at et prosjekt ikke lykkes, både på kort og lang sikt.

### **For seint ute**

Er en art vurdert for bevaringsutsetting kan det være en stor risiko for at man allerede er for sent ute. Har populasjonene blitt for små kan det være en risiko for at de har mistet en stor andel av sin genetiske variasjon (tapt evolusjonært potensial gjennom prosesser som innavl og mer tilfeldige endringer i allel-frekvenser), eller at de er så få at de ikke vil tåle stokastiske eller katastrofepregede hendelser som påvirker demografien (tørke, kuldeperioder, parasittisme, sykdommer osv.). Om populasjonene har blitt små eller antallet lokaliteter få, har man kanskje også mistet muligheten til å studere artens økologiske krav inngående, ved for eksempel felteksperimenter. Her kan man trekke analogien til konseptet EDRR (early detection - rapid respons), som sier at sannsynligheten for å lykkes med å utrydde en fremmed art er mye høyere, og til en lavere kostnad, om man setter i verk tiltak tidlig. Det samme gjelder trolig for bevaring av truede arter, der tidlig innsats vil gi bedre sannsynlighet for overlevelse til en lavere kostnad (for samfunnet økonomisk og arten biologisk). Mye av denne innsatsen vil da trolig kunne gjøres før bevaringsutsetting blir sett på som en nødvendighet, gjennom skjøtsel, tilrettelegging og restaurering.

**Kunnskapsgrunnlag er for dårlig**

Dersom kunnskapsgrunnlaget er for dårlig, bør man ikke igangsette tiltak, men heller vektlegge muligheter for å få bedre kunnskap om arten. Dette vil man oppdage tidlig i prosessen med planleggingen av et utsettingsprogram (se 4.12).

**Manglende planlegging og dokumentasjon**

Planlegging og dokumentasjon i forkant, underveis og etter en bevaringsutsetting er som nevnt tidligere en vesentlig faktor for å lykkes. Schultz et al. (2008) nevner at mange tidligere utsettingsforsøk av truede sommerfugler i Storbritannia og USA ble mislykkede nettopp fordi det ikke var dokumentert noe mål for utsettingen, noe om kildepopulasjon, antall individer, faktorer knyttet til selve utsettingen (antall utsettingslokaliteter, status på utsettingslokalitetene osv.), og mangel på økologiske kunnskaper om de aktuelle artene.

**Påvirkningsfaktorer ikke er eliminert**

Man må være spesielt oppmerksom på eventuelle negative påvirkningsfaktorer som kan gjøre bevaringsutsetting, og kanskje særlig re-etablering vanskelig. En sammenfattende studie av Bubac et al. (2019) viste at den viktigste faktoren for at bevaringsutsetting mislyktes var sammenfallende med den negative påvirkningsfaktoren som gjorde at arten var truet i utgangspunktet. Dersom den negative påvirkningsfaktoren ikke er tatt hensyn til, eller om mulig begrenset eller eliminert, kan det føre til at prosjektet mislykkes. På en reintroduksjonslokalitet kan dette for eksempel skyldes at man i liten grad har kartlagt hvordan forholdene var på lokaliteten da arten faktisk hadde en levedyktig populasjon der, og ikke bare like før den forsvant.

**Manglende overvåking og evaluering**

Avhengig av arten(e) det arbeides med og kriteriene for måloppnåelse, må utsatte individer og/eller populasjoner overvåkes i kortere eller lengre tid. Dersom et suksesskriterium er å etablere en levedyktig bestand vil dette avhenge av hvorvidt man registrerer rekruttering av voksne, reproduksjonsdyktige individer. Det er viktig at det i planleggingen tas hensyn til dette og at plan for overvåking tilpasses art. Litteraturen viser at selv om teknologi og metoder stadig blir utviklet, er det kun en svak forbedring når det gjelder antallet vellykkede bevaringsutsettinger fra 2005 til 2016. I følge Fischer & Lindenmayer (2000) hadde omkring 50 % av bevaringsutsettingene ukjent resultat fordi man ikke hadde en effektiv overvåking i ettertid. Hele 60% av bevaringsutsettingsprosjektene (dyr) gjennomgått av Resende et al. (2020) rapporterte ikke hvorvidt utsettingen hadde vært en suksess eller ikke.

Prosjektet med lakrismjeltblåvingen (se eksempel under) er et prosjekt der det meste ble gjort «etter boka». De fleste sentrale problemstillinger er diskutert og gjennomtenkt, det er foretatt skjøtsel på tidligere lokaliteter for arten og prosjektet er godt fundert i forvaltning og forskning. Prosessen er også meget godt dokumentert. Likevel er nå arten trolig utdødd i Norge (Elven & Bengtson 2016). Kunne man gjort noe annerledes i dette prosjektet for å ha lyktes bedre?



### Eksempel 10 Lakrismjeltblåvinge – hva gikk galt?

Lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon*, er en dagsommerfugl som trolig alltid har vært sjelden i Norge. Den ble ansett som *sterkt truet* (E) i Norsk rødliste fra 1998 (DN 1999), men er i dag gitt kategorien *kritisk truet* (CR) (Henriksen og Hilmo 2015) og er fredet. I Norge er arten, med unntak av et gammelt funn fra Oslo, kun påvist i Akershus fylke (Asker og Bærum) (Endrestøl og Bengtson 2012). I 2009 ble det publisert en statusrapport om arten (Endrestøl 2009). I perioden 2009–2011 ble det årlig kun registrert rundt 10 individer innenfor utbredelsesområdet (Bengtson 2011), og på tross av skjøtsel så man ingen umiddelbar økning i bestanden. I 2011 ble over 100 planter av lakrismjelt plantet ut på en tidligere lokalitet for arten (Borøya i Bærum, der arten forekom inntil hard sauebeiting gjorde ende på lakrismjelt for en periode på 2000-tallet), som også var vurdert som en egnet lokalitet for en eventuell reintroduksjon. Prosjektet ble godt forankret i relevant forvaltningsmyndighet, og nasjonal og internasjonal ekspertise. Dessverre viste feltbesøk i 2012 og 2013 at de utplantede lakrismjeltplantene hadde lav overlevelse (muligens blant annet på grunn av vånd, R. Bengtson pers. medd.), men at de få og små naturlige forekomstene som vokste opp igjen etter den nevnte sauebeitingen var styrket.

I 2011 ble det utarbeidet en prosjektskisse for oppal av lakrismjeltblåvinge (Elven 2011), og i 2012 et faglig grunnlag for en handlingsplan for arten (Endrestøl & Bengtson 2012). Her ble de praktiske forholdene rundt avl av arten diskutert, både usikkerhetsmomenter og ulike strategier for innsamling og oppal. Utplassering/ flytting av arten ble også diskutert, men gitt at det ikke fantes noen sterk kildepopulasjon, ble det tatt til orde for et pilotprosjekt med forsøk på å fostre opp individer fra egg til voksne. Dette arbeidet startet opp i 2012, og er beskrevet i Elven (2014). Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) hadde gitt tillatelse til innsamling av maksimalt tre hunner og fem egg for 2012. Pilotstudier ble gjort på engblåvinge og dvergblåvinge, som gav nyttige erfaringer til den videre strategien. En hunn av lakrismjeltblåvinge ble samlet inn 6. juli 2012. Det var en mistanke om at denne var uparret, men den ble likevel samlet inn. I utgangspunktet var det tenkt at denne skulle returneres til lokaliteten etter noen dager dersom den ikke la egg, men dette ble forlatt da den la egg. Den la 123 egg, men alle viste seg dessverre å være ubefruktede. Det ble derfor samlet inn en hunn til. Denne la 120 egg, hvorav 90 egg overlevde frem til overvintring og 71 overlevde vinteren og klekte til larver. Av disse levde 57 opp til voksne sommerfugler. I alt 52 individer ble satt ut; 17 individer på utsettingslokalitet 1, 28 individer på utsettingslokalitet 2, og 7 individer på kildelokaliteten. Fem hanner ble beholdt for å forsøke å få en «vill hunn» parret, men dette lyktes ikke og de ble avlivet. Lokalitetene ble fulgt opp videre i sesongen og flere av de utsatte dyrene ble påvist. Det ble dessuten påvist parring mellom en utsatt hunn og en vill hann (Elven 2014). Planen var altså å samle inne en ny hunn i 2013 for en ny runde med oppal, men siden er ingen hunner av lakrismjeltblåvinge funnet i Norge på tross av grundig søk. I 2013 ble det kun funnet noen få ville hanner (ingen hunner) av arten, og fra og med 2014 er det ingen kjente funn av arten i Norge til tross for mye leting.

Det er ikke bestandig lett å være etterpåklok når man har lyktes i de fleste stadier av prosjektet, men man kan kanskje finne noen læringspunkter:

1. Det er åpenbart at denne arten burde blitt «oppdaget» før og at man skulle ha satt inn forvaltningstiltak på et tidligere tidspunkt. Dette gjelder ikke minst kartlegging og overvåking, og dernest skjøtselstiltak på de kjente lokalitetene. Denne arten har hatt en meget liten utbredelse innenfor områder med stort arealpress i Norge. Arten var siden 2005 omfattet av et kartleggingsprosjekt i regi av Naturhistorisk museum, men da kun i Oslo kommune (der arten kun er påvist en gang for over 100 år siden) (Endrestøl et al. 2005). Siden ble det gjort kartlegginger av flere historiske og potensielle lokaliteter for arten i 2007, og en stor andel av dette på idealistisk grunnlag (Bengtson 2011). Først i 2009 bevilget Direktoratet for naturforvaltningen (nå Miljødirektoratet) midler til kartlegging av arten, som i 2010 ble videreført av Fylkesmannen i Oslo og Akershus. En stor del av innsatsen var tross dette å regne som idealistisk (R. Bengtson pers. medd.). Populasjonene var derfor alt for små da dette prosjektet ble igangsatt, og sannsynligvis led populasjonen allerede under effekter som innavlsdepresjoner og utdøelsesgjeld. I så fall var man for sent ute.
2. Burde man ha fordelt individene på færre utsettingslokaliteter? Dette er naturligvis vanskelig å vurdere, men det er verdt å diskutere. Det ble valgt to reintroduksjonslokaliteter, i tillegg til styrking av kildepopulasjonen. Faren for at individene skulle «diffundere», at de etter utsetting ville spre seg såpass mye at det i prinsippet ikke ville bli en funksjonell populasjon, var naturligvis til stede, men dette ble delvis avkreftet ved senere kartlegginger. Med så få individer (23 hunner) ville det muligens vært hensiktsmessig å prioritere forsterkning av kildepopulasjonen, samt kun én utsettingslokalitet. En viktig problemstilling er naturligvis at det her trolig dreier seg om fullsøsken, og dermed et meget begrenset genetisk utvalg, som muligens da kunne før til utavlsdepresjon ved for mange tilførte individer.
3. Det ble holdt tilbake fem hanner for å forsøke å få til parring mellom en av disse og en vill hunn man ville forsøke å samle inn. Det fikk man aldri gjort fordi man ikke fant noen vill hunn. Samtidig var det planer om å samle inn en ny hunn året etter for å fortsette prosjektet. Det er nærliggende å tenke at man også burde beholdt et lite antall hunner (2–3) som var klekt i fangenskap for å fortsette oppformeringen direkte fra *ex situ* populasjonen, eventuelt med en vill hann for å unngå innavl. Genetisk er det naturligvis betenkeligheter med dette, men da hadde man hatt en mulig back-up, som man senere kunne vurdere å supplere med svenske individer for å øke det genetiske mangfoldet.

Er det aktuelt å reintrodusere arten fra Sverige? Sverige har historisk hatt flere individer og populasjoner av denne arten enn Norge, og det har kanskje vært et slags halmstrå for norsk forvaltning av denne arten. I Sverige har det vært gjort kartlegginger årlig (i alle fall siden 2004 da arten fikk eget Åtgärdsprogram i Sverige). Samtidig har det vært gjort en masse skjøtselstiltak, både med rydding av lokaliteter, utplantning av vertsplanter (flytting og utplantning fra *ex situ*) og flytting av individer mellom lokaliteter. Blant annet ble det i Kalmar plantet ut 1730 individer av lakrismjelt på 32 lokaliteter. Man har også restaurert flere nye lokaliteter for arten (Karlsson (2018, upubl.)). I perioden 2009–2013 fant man arten på totalt 32 lokaliteter i Sverige, hvorav fem populasjoner ble vurdert å ha flere enn 50 individer. Etter inventeringer i 2017 og 2018 ble arten for øvrig kun funnet på fem lokaliteter. Svenskene forklarer dette med økt gjengroing, spesielt på landskapsnivå, samt ugunstige værforhold de 10 siste årene. Karlsson (upubl.) konkluderte med at man fortsatt måtte foreta skjøtselstiltak, inventeringer og forskning på arten, men at man også måtte foreta *ex situ* bevaring. Det foreligger et samarbeid med Nordens Ark om oppformering av lakrismjeltblåvinge, blant annet ved hjelp av informasjon gitt i Elven (2014). I 2019 ble det samlet inn to hanner og to hunner, som ble satt i et bur i felten (med vertsplanter og nektarplanter i potter), i tilfelle hunnene var uparrede. Det ble lagt ut info-skriv ved buret, men da Nordens Ark skulle hente individene den påfølgende dagen, var burene tømte og hengt opp i en stolpe, og blomsterpottene med vertsplantene var tømte og stablet ved siden av (M. Lindeborg pers medd.). Dette var de siste individene av lakrismjeltblåvinge man har sett i Sverige og det ble altså i 2020 ikke funnet noen individer av lakrismjeltblåvinge der tross iherdig søk (T. Karlsson pers medd.).



Det er derfor nå en viss sannsynlighet for at lakrismjeltblåvinge også er utdødd fra Sverige, og svenskene ser nå til Latvia, som også har underarten *P. a. norvegica*, for mulige individer til *ex situ* bevaringsutsetting.

Dette er samlet sett et meget dystert eksempel på en art som bokstavelig talt dør ut mellom hendene våre (samtidig som arten hadde handlingsplaner både i Norge og Sverige). Det understreker samtidig viktigheten av effektovervåking av tiltak, og at man ikke bare kan anta at tiltak vil fungere. Tiltakene må også være samordnet og habitater/lokaliteter så store at de kan tåle stokastiske variasjoner og samlet vil ha en reell og sannsynlig positiv effekt på nasjonal overlevelse (som kanskje ikke var tilfellet i Sverige). Kanskje var også de svenske tiltakene for små og lokale til at kunne ha en reell effekt nasjonalt. Eksempelet fra Sverige underbygger også teorien om at arten allerede var dødsdømt i Norge da tiltakene ble satt i gang her.



Figur 13. Dokumentert parring mellom en «vill hann» (til venstre) og en utsatt hunn (til høyre - merket) av lakrismjeltblåvinge tre dager etter utsetting på Borøya i Bærum 14. juli 2013. Foto: Ove Bergersen.



### Eksempel 11 Strandtorn – hva gikk galt?

Strandtorn *Eryngium maritimum* er en obligat strandplante, sterkt knyttet til åpen sand på sanddynemark, hvilket i øvrig også er en *sterkt truet* EN naturtype i Norge (Evju et al. 2018). Truslene for arten i Oslofjordområdet og Telemark skyldes primært slitasje/ødeleggelse i forbindelse med friluftsliv, mens truslene på Lista (og Jæren) hovedsakelig er knyttet til gjengroing som følge av opphørt beite eller overgjødsling. På Sandbakken på Jomfruland var det i perioden 2009–2017 en reduksjon av totalt antall blomsterstander for strandtorn fra 627 til 108 (se Endrestøl og Often 2018). Det er laget en egen handlingsplan for strandtorn, hvor økologi, utbredelse og forvaltningstiltak er redegjort for (Pedersen 2010), men dessverre foreligger den så vidt vi vet kun som høringsutkast.

Flere tiltak har vært gjort for bevaring av strandtorn, blant annet av Naturhistorisk museum v/ Botanisk hage. De samlet inn frø fra tre kjente lokaliteter i Norge; Lista (Agder), Jomfruland (Telemark) og fra det eneste gjenværende individ i Viken (Råde, gamle Østfold). Etter testing av ulike metoder for oppformering, ble det oppnådd nærmest 100 % spiring av frøene under kontrollerte forhold i Botanisk hage (K. Bjureke pers.medd.). Prikling ble foretatt når plantene var ca. 1 år, og utplanting i bevaringsbed når plantene var ca. 2 år. Under de kontrollerte betingelsene i Botanisk hage var overlevelsen av utplantede individer også høy, dels ble de vannet under de første kritiske månedene, dels så vokser det ikke andre konkurrerende arter rundt dem (K. Bjureke pers.medd.).

Småplanter ble så forsøkt plantet ut på sine respektive «hjemlokaliteter» i 2015. Bare på Lista ble det plantet ut over 1000 individer, og på Jomfruland omkring 180. Plantene ble vannet rett etter utsetting, men ble så overlatt til seg selv. Resultatet av utplantingene har vært heller nedslående. Bortfallet av småplanter var generelt sett meget stort ute i strandnaturen sammenlignet med under de kontrollerte forholdene i botanisk hage. På Lista var overlevelsen kun 2,5%. Det var allikevel noe varierende resultater, og enkelte steder lyktes det å få etablert individer som senere blomstret. Årsakene til den dårlige etableringen er diskutert, og den er antagelig ulik på de ulike lokalitetene. Oversanding ble generelt vurdert som den største trussel mot småplantene. Storm og høye bølger bort-eroderer deler av sandstranden, og i tillegg er uttørking og skader på småplanter fra beitende dyr en faktor. Noen planter kan også ha fått skader på røttene i forbindelse med utplantingen.

Det har senere vært gjort forsterkingsutsettinger av strandtorn på flere lokaliteter, blant annet på Jomfruland (se Endrestøl og Often 2018), men også her var resultatet nokså nedslående. Endrestøl og Often (2018) påviste kun 17 individer strandtorn på hele området, og i 2019 var det 15 planter (av opprinnelig 182 utplantede) (B.E. Halvorsen upubl. Notat2).

I 2018 ble det forsøkt sådd ut frø av strandtorn på Sandbakken, med stedegent materiale. Disse ble sådd i 16 åpne rammer av kryssfiner (25x30 cm). I tillegg ble det laget et «såbed» (Figur 10), mer beskyttet nærmere skogkanten, der ulikt substrat ble testet, samt fiberduk på noe (M. Johannessen 2019). I juni 2019 var det spirer i de fleste kassene, og der det ikke var spirer ble det priklet ut småplanter fra «såbed» (M. Johannessen pers. medd.). I august 2019 var det 76 spirer (B.E. Halvorsen upubl. Notat2). I 2020 forsvant tre av kassene i hardværet. I de resterende 13 kassene var det spirer i ni av dem. Nye forsøk med utplassering er forsøkt i 2020 (M. Johannessen pers. medd.).



Hvordan skal man nå gå videre? I 2020 ble følgende forbedrende tiltak testet på Lista;

- å legge tang nede i plantehullet og et skjerf av tang rundt småplantene for å gi mer næring i startfasen, før individene har etablert seg og fått en lang dyp rot.
- vanne i ukene etter utplantingen.
- oppformere i dypere potter slik at ikke røttene blir skadet under utplantingen.

Forsommeren 2021 får man svar på hvorvidt disse nye tiltakene har påvirket overlevelsen.

Årsakene til at prosjektene med strandtorn tilsynelatende ikke har lyktes bedre er videre diskutert i Endrestøl og Often (2018), som spekulerer i om ikke man burde forsøke rotbiter (rhizomer) eller å så frø direkte. Man kan også si at dette ideelt sett kunne vært testet *ex situ* på forhånd, for selve prosjektet med utsetting ble satt i gang. Alternativt kan man beskytte utsatte frøplanter med fysiske barrierer som kunne hindre gjengroing og nedtrækking. I Pedersen (2010) er både styrking av populasjonene, reetablering og introduksjon diskutert. Her nevnes det at «all flytting av genetisk materiale, både innen lokaliteter, men spesielt mellom lokaliteter må dokumenteres grundig. Det bør angis når og hvor materialet er hentet fra, og når og hvor det er plantet».

Det er altså gjort en rekke tiltak i flere omganger for å bedre situasjonen for strandtorn. Det er viktig at all dokumentasjon blir samlet og gjort tilgjengelig, slik at man kan foreta nødvendig evaluering av hvilke tiltak som har vært vellykket, og hvilke som har vært mindre vellykket, især der hvor flere instanser er involvert og hvor det er flere mer eller mindre uavhengige prosjekter.



Figur 14. Utsåingsbed in situ for strandtorn *Eryngium maritimum* på Sandbakken, Jomfruland. Foto: Morten Johannessen.

### 5.3 Dokumentasjon og evaluering av måloppnåelse

En viktig del av en bevaringsutsetting vil være å dokumentere vurderinger og tiltak som er gjennomført, og resultater man har oppnådd. Dette inkluderer også en evaluering av hvorvidt vurderinger og tiltak man valgte var de beste gitt det resultatet man har fått, jamfør eksempelet med strandtorn over. Målet må være at ethvert bevaringsutsettingsprosjekt bidrar til læring og økt erfaring uavhengig av resultat (Wetterin 2008, Samways et al. 2010). Dersom det i prosjektet samles mye data, er det viktig å sikre god dataflyt og sikker lagring av informasjonen. Det kan være aktuelt å opprette egne databaser, gjerne tilknyttet innsynsløsninger (Pedersen 2010), for å sikre dokumentasjonen og tilgjengeliggjøre resultater for ulike aktører. Det beste ville klart være om all dokumentasjon om nasjonale bevaringsutsettingsprogrammer kunne samles hos én aktør og være offentlig tilgjengelig, ala [www.coservationevidence.com/](http://www.coservationevidence.com/).

Vi har i Norge lite forvaltningspraksis på bevaringsutsetting, og det vil derfor være av stor viktighet at forvaltningen har dokumentasjon tilgjengelig slik at det kan arbeides for økt suksessrate på fremtidige prosjekter. Det kan nevnes at mange prosjekter som i dag på ett eller annet nivå innbefatter bevaringsutsetting finansieres gjennom tilskuddsordningen for truede arter. I denne ordningen er dokumentasjons- og rapporteringskravene svært enkle (og i all hovedsak knyttet til økonomi). Rapporteringen foregår i all hovedsak i Miljødirektoratets søknadscenter og blir i liten grad offentlig tilgjengelig, og vil dessuten ikke være grundige nok til at dokumentasjonskravet for slike prosjekter vil være oppfylt.

### 5.4 Sluttrapportering

Overvåkingen og resultatene må dokumenteres og evalueres. Det mest hensiktsmessige her vil være årlige overvåkingsrapporter/notater, der man dokumenterer innsats og resultater (litt avhengig av programmets lengde). Ved prosjektslutt eller avslutning av omløp, bør det utarbeides en sluttrapport der resultater og en evaluering oppsummeres (Svensson & Aronsson 2013).

Dersom tiltaket utføres av en institusjon uten egen rapportserie, kan sluttrapporten publiseres av relevant statsforvalter, eventuelt av Miljødirektoratet, men det er viktig at publisering av rapporter alltid skjer etter avtale med oppdragsgiver. Mindre tiltak kan eventuelt publiseres i et populærvitenskapelig tidsskrift (se under).

Aktuelle punkter å inkludere i en sluttrapport er informasjon om:

- kildelokalitet og populasjon: geografisk utstrekning, naturtype/vegetasjonstype, andre interessante arter relevante for den aktuelle utsettingsarten på lokaliteten. En beskrivelse av bestandsstørrelse, eventuell genetisk variasjon, av den aktuelle arten.
- innsamlingsmetode: hvordan er individene samlet inn, hvilke stadier er samlet inn (frø, rotskudd, thalli, egg, laver, imagines etc.), antall individer samlet inn og individenes tilstand, eventuelt alder og transportmetode til utsettingslokalitet. Dato og værforhold.
- utsettingsmetode: hvor mange individer ble satt ut, nøyaktig lokalisering ved koordinater og beskrivelse av utsettingen, fotodokumentasjon av individer og lokaliteter, dato, værforhold, o.l.
- beskrivelse av utsettingslokalitetens økologi, naturtype/vegetasjonstype, artssammensetningen på utsettingsstedet, eventuell skjøtsel gjort i forkant av utsettingen og potensielle fremtidige skjøtelselsbehov.
- resultater - overlevelse av utsatte individer, eventuell formering, tilstandsvurdering av både individene som ble satt ut og av økosystemet generelt på lokaliteten
- planer for videre oppfølging
- utfordringer og læringspunkter – det vil være nyttig at man for fremtidige prosjekter også omtaler det som har vært vanskeligst med prosjektet, og hvilken lærdom man kan trekke av det. Dette er blant annet gjort for en rekke bevaringsutsettingsprosjekter i Soorae (2011).

Dersom det er foretatt *ex situ* bevaring, må dette naturlig nok beskrives så detaljert som mulig med hensyn til alle praktiske forhold rundt individenes oppformering og oppfostring. For planter

bør det også oppgis om det er samlet frø til den nasjonale frøbanken fra de utplasserte plantene eller fra kildepopulasjonen. Man må også vurdere hvorvidt noe informasjon skal tilbakeholdes på grunn av fare for miljøkriminalitet.

## 5.5 Annen publisering

Bevaringsutsetting et stort og voksende forskningsfelt, og resultater fra utsettingsprosjekter bør også publiseres i vitenskapelige tidsskrift. Slike publikasjoner bidrar til å legitimere prosjektene bredt i ulike fagmiljøer og hos allmenheten. Om det foreligger en sluttrapport, trenger ikke den populærvitenskapelige publikasjonene å inneholde alle detaljer vedrørende prosjektet. Ressurser til dette må ikke gå på bekostning av selve tiltaket, og det er naturlig at institusjoner/organisasjoner som gjennomfører prosjektene tar initiativet til publisering. Forvaltningsmyndigheter og oppdragsgivere kan bidra med finansiering som vil gjøre det lettere å publisere, og slik bidra til å bygge kunnskapsbasen. Bevaringsutsetting må til enhver tid bygge på det beste kunnskapsgrunnlaget vi har – og på lik linje med at vi kan bygge på internasjonale erfaringer, vil prosjekter i andre land likeledes kunne dra nytte av erfaringer fra Norge.

## 5.6 Publisering av artsfunn

Ved introduksjon/re-etablering anbefales det at alle artsfunn gjort i forbindelse med prosjektet registreres i databaser/noder som leverer funn til artskart/artsobservasjoner og/eller GBIF. Man bør vurdere å legge ut utsettingslokaliteten som et polygon med forklarende tekst. Husk at for noen truede arter bør slik informasjon hemmeligholdes, og her kan man benytte seg av retningslinjer for håndtering av sensitive artsdata publisert av Miljødirektoratet (Miljødirektoratet 2016). Alle artsfunn som er resultatet av en bevaringsutsetting må ha metadata som tydelig forklarer at disse funnene stammer fra utsatte individer. Artskart og Artsobservasjoner bør tilrettelegges for publisering av bevaringsutsettinger og dermed muliggjøre søk etter slike utsettinger.

Dersom etablering blir vellykket, bør det vurderes å ta belegg fra individer fra de aktuelle lokalitetene til en offentlig vitenskapelig samling. Slik samlinger er viktige for å tilgjengeliggjøre materiale for forskning og sikre en historisk dokumentasjon. Dette bør i så fall gjøres av individer som allerede har bidratt til neste generasjon (insekter) eller vegetative deler som ikke belaster den aktuelle populasjonen (for eksempel planter).

## 5.7 Oppsummerende punkter

1. Gjennomføring av bevaringsutsetting bør være en implementering av utsettingsprogrammet trinn for trinn for å øke sannsynligheten for vellykket tiltak
2. Overvåking er essensielt og bør foregå inntil a) populasjonen er stabil, b) populasjonen ser ut til å vokse, eller c) man kan dokumentere at utsettingen har vært mislykket, og da enten at populasjonen har dødd ut eller at man vurderer at det ikke kan gjøres mer for å sikre overlevelse av gjenværende individer.
3. Prosjektet bør evalueres opp mot tidligere satte suksesskriterier og evaluere hvorvidt bevaringsutsetting var rett tiltak
4. Prosjektet skal levere en utfyllende sluttrapport
5. Vi anbefaler at prosjekter publiserer sine resultater også i internasjonale tidsskrifter. Dette er både et kvalitetsstempel for prosjektet, og et viktig bidrag til vår felles kunnskapsbase om bevaringsutsetting.
6. Artsfunn som gjøres i prosjektet bør registreres i databaser som leverer funndata til artskart/artsobservasjoner og /eller GBIF.

## 6 Kommunikasjon

Bevaringsutsetting er et spennende tema og egner seg godt for kommunikasjon også utenfor biologenes rekke. Saker som omhandler bevaringsutsetting er ofte populært stoff for media, og historiene kan være engasjerende for folk flest (Figur 15, Figur 16). Dette reflekteres også i internasjonale prosjekter. For eksempel ble de positive mediaomtalen av prosjektet ved bevaringsutsettinger av edderkopparten *Dolomedes plantarius* i Storbritannia ansett som en av de viktigste læringspunktene – på tross av at edderkopper ofte er utsatt for negativ mediaomtale (Smith et al. 2013).

Det kan være formålstjenlig å utarbeide en plan for kommunikasjon av prosjektet, det være seg et stort eller et lite prosjekt. Prosjektet skal naturligvis dokumenteres i rapporter og gjerne publiseres i vitenskapelige tidsskrifter som beskrevet under «Dokumentasjon og evaluering av måloppnåelse» (kapittel 5.4), men man bør også benytte anledningen til å kommunisere til et bredere, allment publikum. Dette kan gjøres ved å informere om bevaringsarbeidet i flere kanaler, og sørge for at informasjonen er tilgjengelig i et format og i fora som når ut til mange mennesker. Slik kan denne typen bevaringstiltak bidra til at flere får øynene opp for et viktig arbeid, og bevisstheten rundt arbeid med truede arter i norsk natur kan øke engasjement og velvilje, og ikke minst bidra til økt naturglede og opplevelse når folk er ute. Samtidig kan man få økt forståelse for at enkelte arter faktisk står i fare for å dø ut. Dette gjelder for øvrig også selv om selve utsettingsprosjektet ikke blir vellykket. Forsøket på å reintrodusere slåttehumble *Bombus subterraneus* fra Sverige til Storbritannia var trolig ikke vellykket, men gjennom prosjektet ble mange introdusert for tematikk rundt humler og truede arter gjennom feltvandring, foredrag, identifikasjonskurs, stands mm. (Gammas 2020).

Informasjon kan, som bevaringsutsetting i seg selv, gjennomføres både *ex situ* og *in situ*. For enkelte prosjekter kan kommunikasjon være en av nøkkelfaktorene, og ble blant annet definert som en av delmålene i prosjektet der timianblåvinge ble reintrodusert fra Sverige til Storbritannia. Der inngikk tiltak som *in situ* informasjon, nettsider, blogger og mediedekning (Thomas et al. 2011). Det er mye større sannsynlighet for velvilje i lokalsamfunnet (og samfunnet for øvrig) dersom man holder folk vel informerte om det som foregår.

Informasjon *in situ* bør settes opp på lokaliteter der folk ferdes – det kan for eksempel være på eller nær privat grunn eller i friluftsområder. Informasjonen kan være i form av skilt, plakater eller gratis brosjyrer. Informasjon er spesielt viktig der ferdselen eller den menneskelige atferden i seg selv påvirker de utsatte individene eller lokaliteten for øvrig, for eksempel der det er plantet ut planter, eller der det er viktige vertsplanter for insekter som ikke tåler tråkk eller slitasje (Figur 10). Dersom utsettingen har funnet sted på privat grunn bør grunneier holdes informert om prosjektet og status på populasjonene fortløpende. God kommunikasjon kan kreve samarbeid, for eksempel mellom offentlige og private aktører som er involvert i bevaringsutsettingen. Et godt eksempel på vellykket samarbeid her, er prosjektet rundt karplantarten sibirstjerne *Eurybia sibirica* på Sakrisodden ved Aursunden i Røros – Norges eneste lokalitet for denne arten. Her har både lokale myndigheter, Statsforvalteren og privatpersoner samarbeidet om informasjon, både på og utenfor lokaliteten.

Informasjon utenfor lokalitet kan være informasjon som ligger tilgjengelig på nettsider, oppslag i sosiale medier, aviser eller lignende. Slik informasjon er viktig for å nå et bredere publikum.

I spesielt konfliktylte saker kan det være behov for informasjonsmøter i lokalmiljøet der det aktuelle tilfellet skal finne sted. Dette kan virke konfliktdepende, og bidra til å øke forståelsen for tiltaket. Samtidig som man får informert om prosjektet, kan det bidra til at lokalmiljøet får medeierskap til saken. Lokal kunnskap kan også komme prosjektet til gode og gjøre at prosjektet har større sjanser for å lykkes. Grunneiere og lokalbefolkning kan kjenne til historisk bruk eller andre ting som forskere på besøk ikke vil fange opp.

Det kan også være tilfeller hvor lokaliteter bør holdes hemmelig av hensyn til artene som settes ut. I slike spesielle tilfeller bør man være forsiktig med kommunikasjon som røper lokasjon.



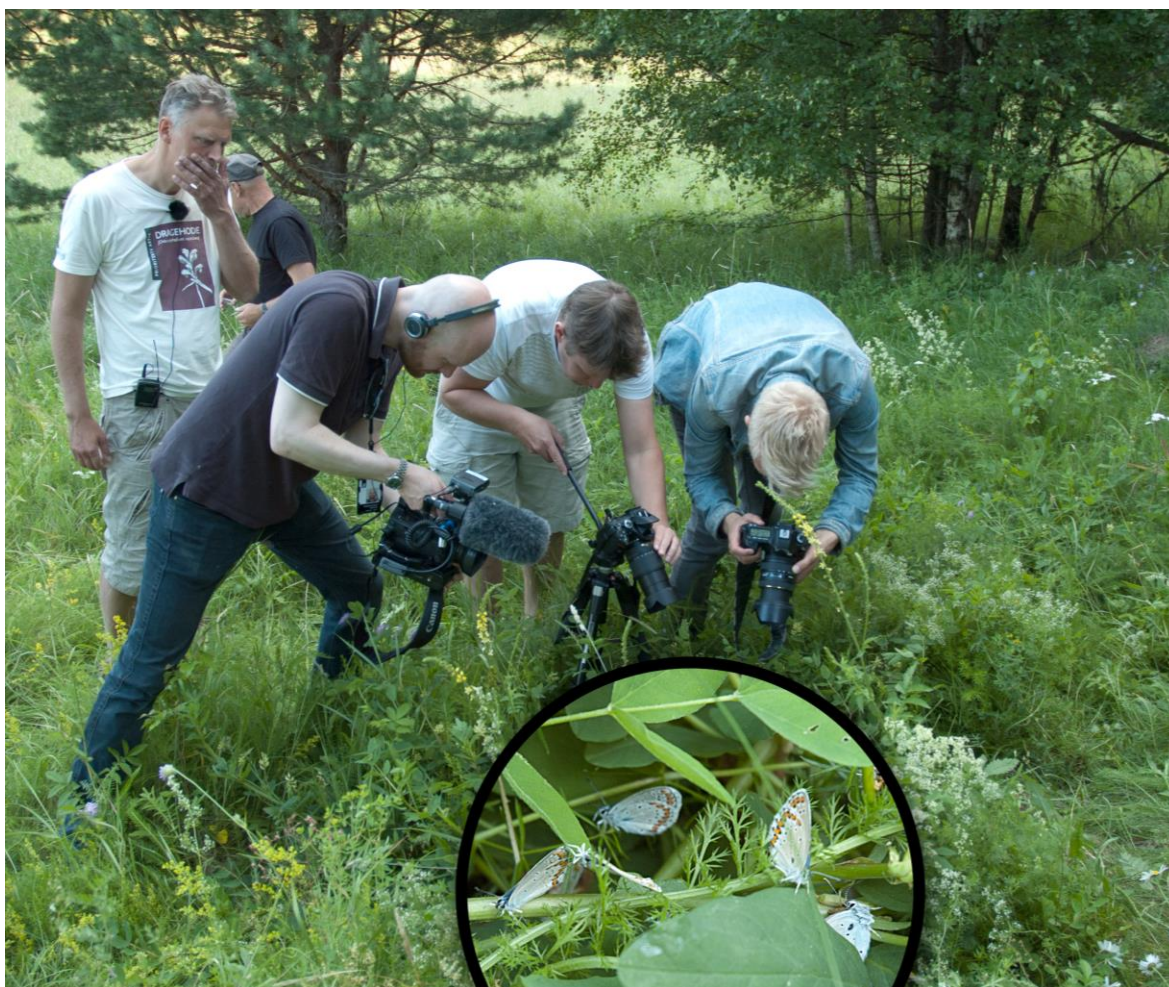
Det kan i verste fall føre til forstyrrelser eller skade på arten eller dens habitat. I de tilfellene hvor artene har en risiko for å bli utsatt for miljøkriminalitet, vil det være en avveining om hvorvidt informasjon vil bidra til å redusere dette (siden flere da kanskje følger med og vet om tiltakene) eller øke det (siden personer som kan tenke seg å utføre miljøkriminalitet også får informasjon om saken).

For selve fagfeltet er det er også av stor betydning at man har utveksling av informasjon og erfaringer på tvers av landegrensene. Dette kan være i form av erfaringssamlinger eller seminarer hvor relevante prosjekter presenteres, og generelle problemstillinger diskuteres. Som eksempel kan nevnes et seminar om Naturvårdsutsåttninger som var på Norden Ark i Sverige i 2012. Dette var et samarbeid mellom blant annet Naturvårdsverket og Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet), med rundt 80 deltagere fra forskning, forvaltning og privatpersoner i både Norge og Sverige.



Figur 15. Informasjonstavle ved Sandbakken på Jomfruland i Kragerø kommune. Her vokser strandtorn, og man har også plantet arten ut her. Foto: Anders Endrestøl.





Figur 16. Mediedekning i forbindelse med utsetting av lakrismjeltblåvinge i indre Oslofjord. Foto: Hallvard Elven.

## 7 Gruppespesifikke momenter ved bevaringsutsettinger – eksempler på metoder og arter

I kapittel 7 skriver vi mer spesifikt om bevaringsutsetting for hver av de fem artsgruppene karplanter, insekter, lav, moser og sopp. Kapitlene skal skissere de viktigste faktorene man må ta hensyn til ved bevaringsutsetting av arter innenfor de ulike gruppene.

### 7.1 Karplanter

#### Oppsummering

- Det er mange rødlistede karplantearter i Norge hvor bevaringsutsetting kan være egnede tiltak, og man har i planlegging og gjennomføring tidligere prosjekter å støtte seg til.
- Ved bevaringsutsetting av karplanter må man særlig ta hensyn til mikroklimatiske forhold, konkurranseforhold i plantesamfunnet på utsettingslokaliteten, økologisk risiko ved utsettingen, og eventuelle behov for skjøtsel i etterkant av tiltak
- Karplanter har mange vekstformer, ulike habitatkrav og ulik konkurranseevne som gjør at bevaringsutsetting må tilpasses art og habitat i hvert enkelt tilfelle
- Man kan velge å så frø, eller plante ut/flytte pluggplanter eller voksne individer. Det later til å være størst suksessrate ved utplanting av pluggplanter eller voksne individer.
- For karplanter har man god erfaring med *ex situ* bevaring, gjerne med tanke på bevaringsutsetting på et senere tidspunkt

Dette kapitlet som omhandler karplanter bør leses som et tillegg til det generelle utsettingsprogrammet i rapportens kapittel 4–7. For karplanter har man gode eksempler på både *ex situ* og *in situ* bevaringstiltak både i Norge og andre land. Selv om vi i dette kapitlet beskriver spesifikke tilpasninger til karplanter, vil man selvfølgelig måtte regne med artsspesifikke hensyn som denne rapporten ikke dekker, og som må skreddersys for hvert enkelt prosjekt.

#### Forvaltningsstatus

246 karplanter står oppført som truet (kategoriene VU, EN, CR) på *Norsk rødliste for arter 2015*. Langt de fleste (178) artene er truet på grunn av påvirkning på habitat. Habitatvern og restaurering er derfor blant de vanligste tiltakene for mange truede karplanter, men selv i restaurerte habitat vil sjeldne karplanter ikke nødvendigvis komme tilbake av seg selv. Dette kan blant annet skyldes begrenset spredningsevne eller utilstrekkelige ressurser fra frøbanken (Godefroid et al. 2011). I slike tilfeller kan ulike tiltak under samlebetegnelsen «bevaringsutsetting» være aktuelle som forvaltningstiltak (Godefroid et al. 2011, Zimmer et al. 2019). Samlebetegnelsen benyttes her for både *in situ*- og *ex situ*-bevaring; herunder reintroduksjon, flytting, populasjonsforsterking, sikringsdyrking og oppformering.

Fremmede arter er en annen viktig trusselfaktor for arter av karplanter. På *Norsk rødliste for arter 2015* er 18 truede arter listet med fremmede arter som viktigste negative påvirkningsfaktor. Det er derfor viktig at bekjempelse av fremmede arter blir brukt aktivt som forvaltningstiltak, gjerne som et tillegg ved bevaringsutsetting. Det kan være eksempler hvor en utsettingslokalitet først er velegnet dersom man fjerner fremmede arter fra lokaliteten. Da bør man benytte tilgjengelige verktøy som fremmedartslista og handlingsplaner for utvalgte fremmede arter i arbeidet. For eksempel for artene hvitmure *Drymocallis rupestris*, dvergtistel *Cirsium acaule* og til dels strandtorn *Eryngium maritimum* er fremmede arter ofte trukket frem som en av de viktigste trusselfaktorene (jf. tidligere Eksempel 10 om strandtorn), og dette må dermed tas hensyn til når man vurderer hvorvidt man skal i gang med bevaringsutsetting.

Klimaendringer kan være en annen viktig trussel for truede karplanter, og dette gjelder særlig den alpine og arktiske floraen. Flere studier viser at translokasjon i form av «hjulpel kolonisering» (eng. «*assisted colonization*») kan være et egnet forvaltningstiltak for slike arter (Pykälä 2017).

Begrepet er som regel kun brukt om arter som flyttes til nytt egnet habitat grunnet klimaendringer. Denne typen bevaringsutsetting er foreløpig ikke så alminnelig i Norge.

### **Skal man velge frø, pluggplanter eller voksne planter?**

Frø har klare fordeler, da de er lette å transportere og kan fås i store kvanta. Store kvanta er tilgjengelig helt nødvendig, for spireprosenten og overlevelsen kan være lav, og ute i felt kan frø i tillegg bli spist eller blåse vekk. Det vil derfor som regel være behov for et stort antall frø. For enkelte sjeldne arter som produserer få frø, kan det derfor være en god mulighet å samle inn og spire frø *ex situ*. Da har man bedre sjanse for å få frem et større antall pluggplanter (unge planter som har satt flere blad enn bare frøblad), og man har mulighet for å selektere og dyrke frem individer for eventuell utplanting.

Godefroid et al. (2011) viser i sine studier at det prosentvis er dårligere overlevelse ved bruk av frø sammenlignet med utplanting av pluggplanter eller større planter. Den dårligere overlevelsen er vedvarende, det vil si at det også er høyere dødelighet blant de voksne plantene som ble plantet som frø. Flere andre studier anbefaler også å plante ut pluggplanter eller voksne planter fremfor å så frø (blant annet Godefroid 2011, Godefroid 2016, Albrecht & Maschinski 2012). Et studie av solblom *Arnica montana* viste at pluggplanter («sub-adults») som ble plantet ut når de hadde et godt utviklet rotsystem hadde høy overlevelse og senere vellykket rekruttering (Godefroid et al. 2011).

Dersom man velger å samle inn frø fra en eksisterende populasjon i naturen må man være kritisk til frøkilden. Studier viser at frø fra stressede populasjoner, fra populasjoner i nedgang, eller bare fra små populasjoner, har lavere spireprosent og overlevelsesprosent på spirer sammenlignet med frø og spirer fra populasjoner som er stabile (Albrecht & Maschinski 2012). Dette er viktig å vurdere ved arbeid med truede arter, hvor populasjonene oftest er enten små eller i nedgang. Det kan i slike tilfeller være viktig å studere demografien i kildepopulasjonen, og eventuelt samle frø som man spirer *ex situ* for å ha bedre kontroll. Ved innsamling av frø skal man så langt mulig velge en kildepopulasjon som ligger geografisk nær utsettingslokaliteten (Vergeer et al. 2004). Dette gjelder især ved forsterkning av allerede eksisterende populasjoner, hvor man gjerne vil ha inn nytt genetisk materiale, men samtidig ha lokalt tilpassede individer (Vergeer et al. 2004). Unntaket er der den nærmeste kildepopulasjonen er svak eller har en lav genetisk diversitet, eller der man ønsker å etablere en ny lokalitet med størst mulig genetisk mangfold. Da kan man samle materiale fra flere kildepopulasjoner (Broadhurst et al. 2008).

Hvis man bruker pluggplanter bør man sørge for at disse er store nok til å tåle påkjenningen det er å bli plantet ut. Planter de ut for tidlig, kan man få dårlig overlevelse også blant disse. Det er anbefalt å plante ut et stort antall hvis det er mulig.

Når man skal måle suksess for spiring, etablering og formering, er også vegetativ formering et resultat. Mange karplanter kan formere seg vegetativt, og selv om det ikke gir stor genetisk variasjon, er det med på å bygge en mer robust populasjon og kan være tegn på at arten kan vokse og trives der den er satt ut.

### **Valg av habitat**

Karplanter er ikke mobile, og derfor må det tas ekstra hensyn til mikroklimatiske forhold på utsettingslokaliteten. Ved valg av habitat for utsetting av karplanter bør man, i tillegg til det som generelt er beskrevet i utsettingsprogrammet kapittel 4–7, sjekke følgende punkter:

- Konkurransforhold: det kan være at stedegne arter på utsettingslokaliteten gir de nye plantene tøff konkurranse. Blir arten plantet ut i et plantesamfunn som den «er kjent med»? Dersom man planter ut på en lokalitet utenfor artens utbredelsesområde har man kanskje lite kunnskap om hvilke arter som er konkurrenter. Selv ved utplanting i artens kjente habitat vil konkurranse kunne være et problem for frø eller pluggplanter. For å minske eller eliminere denne negative påvirkningsfaktoren, kan man vurdere å så eller plante i prøveflater uten konkurrerende vegetasjon. Det er vist at det å plante småplanter

i intakt vegetasjon også kan fasilitere vekst og etablering, fordi småplantene får beskyttelse fra vegetasjonen rundt. Dette må man vurdere for hvert enkelt prosjekt, da det vil avhenge av arten som skal settes ut og plantesamfunnet på lokaliteten.

- Fremmedarter: på forhånd må man kartlegge eventuelle fremmede arter som kan ha negativ påvirkning på arten man ønsker å sette ut. Dersom fremmedarter er til stede, må man vurdere hvordan de kan begrenses eller fjernes. Det må settes av ressurser til aktiv skjøtsel, og eventuelt overvåking.
- Behov for skjøtsel/vedlikehold: noen arter vil trenge skjøtsel eller vedlikehold for å etablere seg. For en del karplanter i kulturlandskapet er skjøtsel typisk knyttet til slått eller beite, men det kan også være aktuelt med tiltak for å hindre beitedyr eller andre som trækker ned vegetasjon adkomst til plantene, i hvert fall de første sesongene før plantene er vel etablert. Det kan også være eksempler hvor utplantede individer trenger tilførsel av vann eller næring i en periode, eller at man luker for at de skal få nok næring og lys.
- Karplanter påvirkes av jordbunnsforholdene; man bør derfor kontrollere pH, fuktighet og næringsinnhold i jord, både på lokaliteten og i tilstøtende områder. Ligger lokaliteten tett på dyrket mark, eller langs eller i vassdrag som renner gjennom eller ved dyrket mark bør man være oppmerksom på mulig eutrofiering og sprøyteskader.
- Er de riktige pollinatorene til stede? Mange karplanter er helt avhengig av pollinatorer, og det er flere eksempler på spesifikke symbioser mellom pollinator og plante. I noen tilfeller kan det ved utplanting være aktuelt å plante individene i et mønster som fremmer pollinering (S. Godefroid pers. medd. 2021). Man bør også være oppmerksom på at å plante ut arter som lett tiltrekker seg store mengder pollinatorer kan endre dynamikken i det eksisterende plantesamfunnet dersom arten ikke har vært til stede her tidligere. Andre steder kan det være aktuelt med planter som tiltrekker pollinatorer til lokaliteten.
- Er arten som skal bevares en tidlig blomstrende, eller en sent blomstrende art? Dersom den blomstrer sent, kan det være en fordel å sørge for at det er andre tidlig-blomstrende arter i nærheten. Dette har vist å fasilitere for senere planter både med tanke på etablering og vekst. Dette gjelder antagelig først og fremst der man planter ut i egne forsøksfelt, hvor man for eksempel på grunn av konkurranse har fjernet annen vegetasjon.
- Har arten symbiotiske mykorrhiza (sopprot) som den er avhengig av?
- Enkelte karplanter er såkalt hemi/olo-parasitter og er avhengig av tilstedeværelsen av en vertsplante.
- Har man en frøbank på lokaliteten? Undersøk hvor lenge den eventuelt kan regnes å være gjeldende, og undersøk om den bidrar til rekruttering på den aktuelle lokaliteten.
- Metapopulasjonsdynamikk og spredning: hvor langt er det til nærmeste andre lokalitet(er) hvor arten finnes? Hvilke spredningsmekaniske benytter arten – sprer den seg over kortere eller lengre avstander? Dette har betydning for artens overlevelse på lang sikt

### **Overvåking**

Dersom man har mulighet for å overvåke en naturlig populasjon samtidig med en populasjon hvor det har vært gjennomført bevaringsutsetting er dette en stor fordel. Da kan man tydeligere se hvilke parametere som har innflytelse på overlevelse. Det er også viktig for evalueringen senere at man har klare kriterier for suksess, og at overvåkingen tilpasses slik at den kan fange opp dette. Oftest måles suksess etter bevaringsutsetting på hvor mange nye individer som kommer til populasjonene, altså hvorvidt utsatte individer etablerer seg og reproducerer. Dette handler om tidsskala for overvåking; på kort sikt kan det handle om overlevelsen til utplantede

individer, mens det på lengre sikt handler om reproduksjon og hvorvidt man får frem en ny generasjon fertile individer.

Man har i prinsippet tre typer overvåking: man kan overvåke økologiske parametere, genetiske eller demografiske parametere. Vi har ikke mulighet for å gå i dybden på overvåkingsopplegg her i dette kapittelet, men kan anbefale følgende litteratur på området; Heywood et al. (2018) og Elzinga et al. (1998), i tillegg til en rapport på effektovervåking (Evju et al. 2020).

#### *Hva skal man se etter?*

Overvåking av populasjonsstørrelse gir mulighet for å si hvorvidt populasjon er stabil, om den går tilbake eller om den har fremgang. Samtidig vil man kunne overvåke den demografiske strukturen i populasjonen; har vi flest spirer, unge planter, vegetative skudd eller blomstrende individer? Dette gir mulighet for å fange opp variasjon i de ulike livsstadiene – er det for eksempel høyere dødelighet blant spirer? Dersom man får stor rekruttering og har plantet ut mange planter over et større område, kan en full inventering være for mye arbeid. Da kan det være en ide å dele området inn i mindre deler, og ekstrapolere resultatene.

Overvåking på individnivå fanger opp overlevelse og tilpasning til miljø. Individer kan klare seg bra i flere år, men det betyr ikke nødvendigvis overlevelse på lengre sikt. Enkelte faktorer gjør jeg først gjeldende etter lengre tid. For eksempel genetiske flaskehalsar kommer gjerne først etter 6–10 år i en del plantepopulasjoner (Godefroid et al. 2016). Derfor anbefales det gjerne at overvåking foregår i opptil 10 år (S. Godefroid pers. medd.). På individ-nivå kan man også se etter tegn på god rot-dannelse (eller skade på røtter), for lite eller for mye næring osv. I tillegg kan man måle vekst, og på planter måler man da gjerne rosettbredde for arter som danner rosett, eller bladstørrelse, høyde, antall blader eller for eksempel diameter på stamme. Foretar man slike registreringer over tid, får man gode data og man kan beregne vekst- og mortalitets-rater.

Reproduksjon bør også studeres på individnivå; hvor gamle er plantene når de blomstrer, antall blomster per stilk, antall stikker per plante osv. Dette varierer med plantefamilie, så dette må tilpasses den arten man arbeider med.

Det anbefales å følge med på fuktighet, nedbør og temperatur på lokaliteten for å kunne bestemme eventuell påvirkning fra abiotiske faktorer. For strandplanter som strandtorn (se tidligere eksempel) er også oversanding en utfordring for små planter, gjerne i forbindelse med høststormer.

#### **Oppfølging av utplantede individer**

Planter som er plantet ut på nye steder er svært utsatt den første tiden, og man bør planlegge oppfølging/overvåking og skjøtsel i minst ett år, men gjerne lenger. Noe av det mest kritiske for ny-utplantede individer er lite utviklet rotsystem og fare for uttørking. Vanning er derfor et tiltak som kan bidra til å øke overlevelses-sjansene betraktelig. I tillegg bør man skjømte lokaliteten slik at annen vegetasjon ikke tar over.

#### **Ulike typer bevaringsutsetting**

##### *Ex situ-bevaring*

*Ex situ*-bevaring er et viktig tillegg til *in situ*-bevaring og kan fungere som en forsikring for overlevelse når en art er alvorlig truet i sitt naturlige leveområde. *Ex situ* samlinger kan bestå av frøbank, DNA-samlinger, vevskulturer, pollenbank eller som samlinger av levende planter. Ved *ex situ* bevaringstiltak kan man kontrollere at man har friske individer som ikke bærer med seg patogener eller parasitter, hverken på selve planten eller i jord.

I Norge er *ex situ*-bevaring av truede karplanter etablert gjennom nettverket for botaniske hager, som siden 2007 har arbeidet for *ex situ*-bevaring av norske truede karplantearter, og har arbeidet direkte rettet mot Norges internasjonale forpliktelser gjennom konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) og Global Strategy for Plant Conservation» (GSPC). Gjennom GSPC arbeider botaniske hager verden over med bevaring. I dag er omkring 57 000 arter bevart i mer enn 350



institusjoner verden over, hvor Millennium Seed Bank (MSB) har omkring 37 000 arter bevart (O'Donnell & Sharrock 2017). Slike frøbanker kan, i tillegg til bevaring av truede arter, sørge for tilgang til unikt materiale, og de sitter på enorm kompetanse man kan dra nytte av i planlegging av bevaringstiltak (Chapman et al. 2019). I Norge er det spesielt fokus på målsettingene at 75 % av truede karplantearter skal bevares *ex situ* innen år 2020 (GSPC mål 8), og at betydningen av mangfold av planter og bevaring inkorporeres i undervisning og formidling (GSPC mål 14). I tillegg til oppfølging av disse målene arbeides det for å bevare frø fra populasjoner med geografisk spredning (5 populasjoner når det er mulig) for å ivareta genetisk mangfold.

All tilhørende dokumentasjon fra innsamling o.l. må ligge i en trygg database som også vedlikeholdes og oppdateres for fremtiden. Dette blir nå ivarettatt ved Naturhistorisk museum i Oslo, som huser den nasjonale frøbanken for ville planter. Innsamlede frø kan benyttes til oppformering og utsetting, reintroduksjon, introduksjon eller styrking av eksisterende populasjoner i naturen. Frøbankene sikrer genetisk materiale av sjeldne arter, slik at man kan ha en genbank i tilfelle noe skjer med naturlige populasjoner. Den største frøbanken vi har i Norge er Svalbard globale frøhvelv, som ligger nær Longyearbyen på Svalbard. Denne frøbanken har plass til hele 4,5 millioner frøprøver fra hele verden – og skal ta vare på kulturplanter og deres viltlevende slektninger.



Figur 17. Eksempel på sikringsbed fra Osloryggen i Botanisk hage i Oslo. Eksempelet viser den truede arten dragehode *Dracocephalum ruyschiana*. Foto: Kristina Bjureke.

Sikringsdyrking (også kalt bevaringsbed) er en form for *ex situ*-bevaring som benyttes for sjeldne arter, der man er redd for å miste arten dersom noe skulle skje på den naturlige lokaliteten (Figur 17, Figur 18). Sikringsdyrking benyttes for å sikre genetisk materiale for eventuell oppformering (Figur 14). I tillegg brukes det i formidling. Det kan være aktuelt å starte oppformering fra individene man har i sikringsdyrking, eller flytte noen av individene til egnede lokaliteter i naturen. I Botanisk hage, NHM, i Oslo vokser 58 ulike norske plantearter som er med på *Norsk rødliste for arter 2015*. I Tromsø arktisk-alpine botaniske hage har de ca. 40 arter i sikringsdyrking. Dette er arter som enten har veldig små populasjoner eller kun en eller et fåtall lokaliteter i naturen. Her finner vi blant annet den sjeldne og sterkt truede EN polarnyresoleie *Ranunculus wilanderii* som ellers kun finnes på én enkelt lokalitet med +/- 50 individer på Svalbard.





Figur 18. Myrflangre *Epipactis palustris* under oppformering i Botanisk hage i Oslo & Akershus. Myrflangre oppformeres for reintroduksjon på myr i Asker etter restaurering. Foto: Kristina Bjureke. I Norge har vi flere eksempler på prosjekter som omfatter *ex situ* bevaringsutsetting av karplanter. Som nevnt tidligere i rapporten har vi forsterking av populasjoner av strandtorn (se Eksempel 10).

**Eksempel 12** Hvitmure *Drymocallis rupestris* som er listet som *sterkt truet* (EN) på *Norsk rødliste for arter 2015* er et godt eksempel på vellykket *ex situ* bevaringstiltak i Norge. Prosjektet var et samarbeid mellom forvaltningen (her Fylkesmannen i Oslo & Akershus), Botanisk hage, NHM, og Norsk Botanisk Forening. Frø fra hvitmure ble samlet inn fra en populasjon på Tåsen (Oslo) i 1999, og senere plantet ut i Botanisk hage, NHM, i Oslo på «Oslooryggen» i år 2000 (Bjureke et al. 2016). I 2010 ble dessuten 20 individer plantet ut i et eget bevaringsbed med informasjon om rødlistearter. I 2011 startet et arbeid med å forsterke en populasjon på Nesodden, først ved å fjerne fremmede arter som gravmyrt, gravbergknapp og syrin, både gjennom mekanisk luking og bruk av kjemisk bekjempelse (glyfosat). I 2012 ble det samlet frø fra den samme populasjonen. Disse ble oppformert ved NHM og plantet ut på Nesodden i 2014, og ett år etter viste optellinger at de aller fleste plantene hadde overlevd. Det ble i 2015 og i 2018 gjort forsterkningsutplantinger ved Tåsen i Oslo, også der med stede egne frø. I begge disse eksemplene lå forsterkningsområdene nær Oslo og nær de personer som hadde ansvaret for oppleggene. Dette gjorde det enkelt å besøke områdene flere ganger etter utplantingene for å vanne i tørkeperioder.







**Eksempel 13** Et annet godt eksempel er bevaring av dvergtistel *Cirsium acaule* i indre Oslofjord. Her har man benyttet oppformering *ex situ* og utplanting (Bjureke & Bredeesen 2005). Frø fra den eneste kjente forekomsten av arten på Ulvøya i Oslo samlet inn av NHM i 1998. I år 2000 ble individer av arten oppformert fra frø fra Ulvøya plantet ut i bevaringsøyemed på «Oslooryggen» i Botanisk hage i Oslo, og fra denne populasjonen samles det frø årlig. I 2004 ble arten introdusert til Padda, en liten øy som ligger rett nord for Ulvøya (hvor kildepopulasjonen er). Berggrunnen er den samme som for kildepopulasjonen, og plantene ble satt ut i samme høyde over havet. Seks individer ble plantet ut, og ved besøk på høsten så det ut til at fem individer hadde overlevd. Noen år senere ble ytterligere 12 individer plantet ut i samme område. Øya ble valgt i tett samarbeid mellom forvaltningen (her Bymiljøetaten i Oslo) og NHM, den er eid av kommunen og arealet må ikke bebygges. Trusselen for kildepopulasjonen er nedbygging og derfor var det uhyre viktig med forsikring om at arealet med utplanting ikke skulle bli ødelagt.

### ***In situ* bevaring**

*In situ* betyr at planten bevares «på stedet», det vil si innenfor området der den vokser naturlig. Et eksempel er et prosjekt med flytting og re-etablering av solblom *Arnica montana* (Haug 2014) som ble utført i 2012. Her ble en bestand av solblom flyttet fordi den lå i veien for ny E6. Den ble flyttet relativt kort avstand, til en annen eksisterende bestand. Ved kontroll i 2014 så bestanden sunn ut, og blomstret rikelig.

Et annet godt eksempel fra Norge er sibirstjerne *Eurybia sibirica subintegerrima* som er en meget sjelden plante i Norge (Figur 19). Hovedutbredelsen er på taigaen i Sibir og Nord-Amerika. Den kan tenkes å ha hatt en videre og sammenhengende utbredelse etter at isen trakk seg tilbake og før vegetasjonsdekket og skogene bredte seg ut. I Norge vokser den i dag kun ved Aursunden i Røros. Her ble planten funnet av Thekla Resvoll i 1897. I dag er kun én enkelt bestand tilbake. De andre har gått tapt på grunn av påvirkning fra utbygging knyttet til vannkraft, intensivt jordbruk og plukking. Arten er bevart i et 3,5 daa stort plantefredningsområde på Sakrisodden ved Røros (Figur 19). Grunneier Jorunn Sakrisvoll tok ansvar for å redde den, og fikk opp antallet individer til flere hundre. På Sakrisodden har det vært drevet aktive bevaringstiltak; det har vært skjøtsel av lokaliteten i form av vern mot erosjon eller andre forstyrrelser, det har vært utført kunstig pollinering, samlet inn frø til spiring og utplanting, og vanning av utplantede individer. Dette plantefredningsområdet forvaltes i dag av Statsforvalteren i Trøndelag. Frø har også blitt oppformert ved NHM i Oslo, og finnes der i bevaringsbed. Der har det vært stor suksess, og faktisk nokså enkelt å oppformere sibirstjerne. Hvorfor går det så greit i botanisk hage, når det er så vanskelig i naturen? Som for mange sjeldne arter, kan nok svaret sammenfattes med ordet *konkurransse*. I botanisk hage legges det til rette i med liten eller ingen konkurranse, samtidig som det vannes.



Figur 19. Sibirstjerne ved Sakrisodden. Foto: Kristine Westergaard.

### **Internasjonalt**

Bevaringsutsetting av truede karplanter er også tema under Horisont2020 og en COST- aksjon (European cooperation in science and technology) med tittelen «*An integrated approach to conservation of threatened plants for the 21<sup>st</sup> century*» ([www.conserveplants.eu](http://www.conserveplants.eu)). Her har Norge representanter som deltar i arbeidet med å samle kunnskap om planteøkologi og de tiltak som gjøres for bevaring, i første omgang forsterkningsutsettinger og *in situ*-bevaring. Det arbeides blant annet med å etablere en åpen database over bevaringstiltak for truede karplantearter. COST-aksjonen kan være et interessant forum å følge med i, og en database-struktur som benyttes i europeisk sammenheng kan også bli relevant for Norge og norske prosjekter.

Nasjonal frøbank for truede norske ville arter er medlem i Millenium Seed Bank Partnership. Det gir kompetanseheving og sikkerhetslagring av norsk frømateriale i internasjonal frøbank. I tillegg er Naturhistorisk museum, UiO, medlem i ENSCONET.

## 7.2 Insekter

### Oppsummering

- Insektpopulasjoner i verden reduseres, og en høy andel av rødlistede arter i Norge er insekter.
- Insekter har ulike stadier, livsstrategier og funksjonelle grupper som gjør bevaringsutsetting komplisert.
- De fleste insektarter kan oppformeres på et lite areal, har høyt reproduksjonspotensiale og kort generasjonstid, som gjør at man raskt kan få mange individer.
- For de aller fleste insektarter er forhold vedrørende økologi og biologi dårlig kjent.
- Relativt høy mobilitet og naturlige populasjonssvingninger påvirker skala og heterogenitet på utsettingslokalitetene.

### Forvaltningsstatus

I forhold til andre dyregrupper har det globalt og historisk vært liten oppmerksomhet på bevaring av insekter. Til tross for dette øker stadig andelen av insekter på nasjonale rødlister og tilfanget av rapporter om alarmerende tilstander i insektpopulasjoner rundt om på kloden (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Ikke bare spesialiserte, sjeldne og truede arter forsvinner, men også tilsynelatende vanlige arter (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Dette gjelder blant annet en rekke av Europas dagsommerfugler (Van Swaay et al. 2019). Som eksempel viser en gjennomgang av overvåkingsdata i Nederland at en art som sitronsommerfugl *Gonepteryx rhamni* der nå i praksis kategoriserer til *sterk truet* (EN) etter IUCNs kriterier (Van Dyck et al. 2009).

Årsaken til disse dramatiske endringene i insektpopulasjoner rundt om i verden kan i all hovedsak (omkring 50 %) forklares med arealendringer, altså tap og forringelse av habitater (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) går langt i å hevde at verdens matproduksjon er hovedproblemet, både med tanke på arealendringer og forurensing. Som nevnt i den generelle delen i denne rapporten vil derfor strukturelle endringer i landskapsbildet, restaurering av habitater med skjøtselstiltak og endringer i driftsformer være overordnede tiltak for å snu disse trendene, og dermed også være de prioriterte tiltakene for å redde truede insektarter (Samways et al. 2010).

Likevel vil en del arter og populasjoner være så reduserte at de står i direkte fare for å dø ut, og for disse vil akutte tiltak gjennom bevaringsutsettinger kunne være aktuelt. Insektene dominerer i artsantall for de øvre kategoriene på *Norsk rødliste for arter 2015* (Henriksen & Hilmo 2015), og hele 538 arter av insekter er enten *kritisk truet* (CR) eller *sterkt truet* (EN) i Norge. Mange av disse er rødlistet etter B-kriteriet, som vil si at man har en nedgang i forekomst eller kvalitet av habitatet. For mange av artene er forhold vedrørende biologi og økologi ukjent.

Vi har få praktiske eksempler på bevaringsutsetting av insekter i Norge, men kan se til internasjonale eksempler for å trekke frem momenter som er spesielt relevante for insekter. Men også internasjonalt er bevaringsutsettinger av insekter (spesielt via *ex situ*-bevaring) en nokså ny øvelse (Hughes & Bennett 1991). De generelle momentene diskutert tidligere i rapporten er lagt til grunn for den videre omtalen av relevante og spesifikke forhold for insekter diskutert under, basert på norske og internasjonale erfaringer.

### Mange stadier – mange økologiske krav

Insekter har som kjent gjerne flere livsstadier. Ametabole insekter har egg som klekker til juvenile, og disse skiller seg i liten grad fra voksne individer (foruten størrelsen). Dette er vingeløse insekter som for eksempel tohaler og børstehaler. Hemimetabole insekter har noe av den samme utviklingen som de ametabole insektene, men her går individene gjennom ulike nymfestadier som etter hvert hudskifte bli mer og mer lik det voksne individet (blant annet med utviklingen av vingeanlegg). Først som voksne individer vil vingene være fullt utviklet. Dette gjelder for eksempel ordner som nebbmunner, gresshopper, øyestikkere med flere. For de holometabole insektene er det en fullstendig forvandling fra egg, larve og puppe til voksent individ. Her finner vi blant annet de store insektordenene som tovinger, sommerfugler, veps, og biller med flere, og dermed også hovedandelen av artene som kan være aktuelle for bevaringsutsettinger.

Disse ulike stadiene medfører i mange tilfeller at en art kan ha svært ulike økologiske krav i ulike deler av livssyklusen. Dette medfører videre at det er store krav til kunnskapsstatusen for artene som inngår i en bevaringsutsetting. Det holder med andre ord ikke å kjenne de økologiske kravene til de voksne individene, om man ikke kjenner de økologiske kravene til for eksempel larvene. I noen tilfeller kan til og med ulike kjønn av voksne individer ha ulike nisjer, og kun møtes ved parring, eller ha ulikt aktivitetsnivå som kan gjøre innsamlingen i forhold til demografi mer komplisert (Samways et al. 2010). For mange insekterarter er det derfor viktig å ha et heterogent landskap, en mosaikk av ulike naturtyper, slik at alle artens stadier får tilfredsstillt sine økologiske behov (Schultz et al. 2008). En del om økologiske funksjonsområder til insekter er diskutert i Framstad et al. (2018).

Samtidig har ulike arter (og stadier innenfor samme art) ulike livsstrategier eller funksjonelle roller. Noen er spiser dødt organisk materiale (nedbrytere og detrivore), andre er plantespisere (herbivore) eller rovdyr (predatorer). Mange er parasitter eller parasitoider. Uansett strategi er artene i stor grad sterkt knyttet til, og har evolvert i samspill med, andre arter. På toppen av dette kommer ulike strategier for spredning og livslengde /generasjonslengde, samt hvor kryptisk levevis de ulike stadiene har, som i stor grad vil påvirke hvor utfordrende en bevaringsutsetting vil være (Samways et al. 2010). Mobiliteten gjør for øvrig at artene i stor grad selv kan oppsøke prefererte landskapselementer og mikroklimatiske forhold enn det fastsittende organismer kan (Hochkirche et al. 2007).

Ikke minst gjør dette en *ex situ* bevaringsutsetting av insekter mye mer komplisert enn for en del andre grupper, siden man må ta hensyn til artens mange økologiske krav for å få oppformert arten i fangenskap (eksempelvis sikre tilgang på både vertsplanter og nektarplanter; se Webb 2010). Dette gir økte krav til oppdatert kunnskapsstatus for *ex situ* bevaringsutsetting av insekter, og mangel på sådan vil kunne diskvalifisere mange insekterarter for en slik strategi.

### **Skala**

I forhold til andre grupper omtalt i denne rapporten er de fleste insektartene som er relevante for bevaringsutsettinger mer eller mindre mobile organismer. Som nevnt over er mange dessuten avhengig av et heterogent landskap og gjerne et større system av dellokalteter (metapopulasjoner) for å kunne ha levedyktige populasjoner over tid (Joyce & Pullin 2003). En rekke insekterarter er truet som følge av en reduksjon av habitater, samtidig som de i forhold til en del andre (fastsittende) organismegrupper trolig vil ha en høyere terskelverdi for hvor små lokaliteter/populasjoner de kan tåle før de forsvinner som følge av tilfeldige katastrofer eller genetiske forhold. Endrede driftsformer i landbruket har eksempelvis medført en generell homogenisering av landskapet, der vi før hadde mange mindre bruk med en rekke ulike drifts- og høstingsformer, er det i dag større sammenhengende arealer med færre driftsformer. Dette medfører samtidig en fragmentering av tidligere sammenhengende populasjoner, og lengre avstander mellom populasjonene, både i faktisk avstand og i form av barrierer. For bevaringsutsetting av insekter er det derfor ekstra viktig å vurdere utsettingslokaliteten i relevant skala, og sikre at man har tilstrekkelig areal for en fremtidig levedyktig populasjon. Både i Storbritannia og USA har det å gjenskape større sammenhengende lokaliteter vært fremhevet som noen av de viktigste tiltakene for en rekke truede sommerfugler (Schultz et al. 2008).

### **Populasjonssvingninger**

Insektpopulasjoner har normalt sett betydelig årlige svingninger, gjerne styrt av klimatiske forhold eller næringstilgang, men og som følge av andre faktorer som predasjon, sykdommer og parasitoider (sistnevnte gjelder blant annet for blåknappprutevinge, *Euphydryas aurinia*; Joyce & Pullin 2003). Bevaringsutsettinger må ideelt sett ta hensyn til slike naturlige svingninger, og at man tar høyde for dette både når man planlegger antall individer man skal sette ut og hvilke populasjonsstørrelse man antar er tilstrekkelig for en levedyktig populasjon.

### ***Insekter i ex situ – utfordringer***

De praktiske forholdene rundt konkret oppformering av enkelte arter vil i liten grad bli berørt her, siden det ofte blir spesifikt for hver enkelt art, og er i mange tilfeller skreddersøm. For *ex situ* oppformering av sommerfugler er mye nyttig dokumentert i for eksempel Webb (2010) og Elven (2014). Oppformeringsprotokoller og generell dokumentasjon om det praktiske rundt *ex situ* oppformering er vesentlig for å lykkes med bevaringsutsetting av insekter.

Foruten utfordringene knyttet til kunnskaper og ulike økologiske nisjer nevnt over, vil det være ytterligere utfordringer med å ha insektpopulasjoner *ex situ*. På samme måte som for små populasjoner *in situ*, vil genetisk utarming gjennom innavl og genetisk drift være en av hovedutfordringene som må håndteres. Ofte kan dette gjøres, som for ny-etablerte populasjoner, ved å supplere med nye «ville» individer inn i populasjonene i fangenskap (utavl). Dersom man skal ha insekter i fangenskap over generasjoner, må man også passe på at artene ikke tilpasser seg det kunstige miljøet, noe som kan skje på kun få generasjoner (Samways et al. 2010). Over mange generasjoner vil tilpasningene bli ytterlig forsterket. Lewis og Thomas (2001) studerte hvordan stor kålsommerfugl *Pieris brassicae* tilpasset seg et liv i fangenskap etter 100–150 generasjoner. De så blant annet at individene som hadde vært i fangenskap etter hvert utviklet større kroppsmasse og mindre vinger, noe som igjen, blant andre faktorer, vil kunne påvirke overlevelsen i vill tilstand etter utsetting. Butterfly Conservation (2010) anbefaler derfor å ikke ha populasjoner i fangenskap i mer enn to generasjoner.

Forholdene *ex situ* må være tilpasset den aktuelle arten (Webb 2010). Det betyr nødvendigvis ikke at man skal strebe etter de perfekte, stabile forholdene hva gjelder eksempelvis lysforhold, fuktighet og næringstilgang. Samways et al. (2010) omtaler fenomenet «captive ennui», med eksemplet fra en art gresshoppe (*Platycleis*), som da rett og slett kan dø av «kjedsomhet» eller «brakkesjuka», dersom det ikke er noen form for variasjon i miljøforholdene.

En for høy tettheten av individer *ex situ* vil kunne ha en rekke negative konsekvenser, spesielt knyttet til smitte, stress, sykdomsutbrudd, latente virus, soppinfeksjoner og generelt dårlig hygiene. Som eksempel får sommerfugllarver ofte diaré rett før de skal forpuppe seg (for å tømme tarmen før puppestadiet), noe som kan gi uhygieniske forhold for de øvrige larvene og føre til bakterieoppblomstring (H. Elven pers. medd.). Samtidig kan en rekke arter være kannibalistiske, spesielt dersom tettheten blir for høy og næringstilgangen blir for dårlig.

På grunn av problemer med «overbefolkning» og eventuelle sykdomsutbrudd, kan det være en fordel å ha individene i fangenskap spredt på flere ulike fasiliteter. Dette vil kunne forhindre at katastrofer rammer alle individene samtidig og sikre at man har infeksjonsbarrierer som hindrer patogener i å spre seg gjennom hele bestanden (Pearce-Kelly et al. 2007). For oppformering av edderkopparten *Dolomedes plantarius* i Storbritannia, ble hele ti zoologiske hager involvert og som fordelte arbeidet mellom seg (Smith et al. 2013).

Det er også viktig at man legger forholdene slik til rette at man har en synkronisert fenologi innad i *ex situ*-populasjonen for å sikre muligheten for parring. En slik synkronisering kan kanskje gjøres ved kjøling av infertile stadier, men det kan også gi økt dødelighet (Webb 2010). Dersom *ex situ*-populasjonen skal brukes til populasjonsforsterkning er det dessuten nødvendig at den er fenologisk synkronisert med den ville populasjonen (Warning 2005).

Man må også sikre at de fysiske forholdene *ex situ* er slik tilrettelagt at det ikke kan gi økt dødelighet som følge av individenes bevegelser/vandring. Elven (2011) poengterer at små larver (her av lakrismjeltblåvinge) ikke bør være på pottedplanter fordi de ofte kan forsvinne der, men at man heller bør oppbevare dem i mindre beholdere og regelmessig tilby dem ferske plantedeler. Større larver kan trolig gå på pottedplanter, fordi de er lettere å ha kontroll på. Schori (2020) hadde en relativt høy dødelighet av gresshoppennymer *ex situ*, hvor noe av forklaringen trolig var hvordan oppbevaringsburene var konstruert.

Man må også sikre seg at vertsplanten eller substratet aksepteres av larvene. For eremitt var det for eksempel et poeng å flytte arten fra ask til eik, men uten at man visste om larvene ville akseptere/overleve dette (se eksempelet under). Dette ble derfor testet *ex situ* før man satte i gang direkte flytting (Endrestøl et al. 2016)

### **Insekter *ex situ* – muligheter**

Å ha en insektpopulasjon i fangenskap vil i mange tilfeller kunne bidra med økt økologisk kunnskap om disse artene (Endrestøl et al. 2016, Pearce-Kelly et al. 2007, Sherley 1998). Det vil kunne gi forskere innblikk i atferd, essensielle livsstrategier og arts-spesifikke responser på restaureringstiltak som er vanskelige å studere ute i naturen, og som vil kunne være helt essensiell kunnskap for å sikre prosjektet suksess (Lee et al. 2021). Dette vil i sin tur vil kunne bidra til å bedre forvalte artene *in situ* (Schultz et al. 2008, Lee et al. 2021). Dette gjaldt blant annet ved flytting av to vingeløse snutebillearter på New Zealand; *Hadramphus stilbocarpae* og *Anagotus fairburni* – der livssyklusen var på 2–4 år og detaljer omkring dette var totalt ukjent (Meads 1994). Dette var også tilfelle ved bevaring av myrringvinge *Coenonympha tullia* i Storbritannia, der en kombinasjon av *ex situ* og *in situ* undersøkelser avdekket hvilke vegetasjonsforhold som var nødvendige for denne arten i et miljø med fluktuerende hydrologi (se Schultz et al. 2008). Også for oppformering og utsetting av praktrutevinge *Euphydryas maturna* i Tsjekkia var avklaringer omkring artens biologi *ex situ* (blant annet knyttet til overvintring) nevnt som en av suksessfaktorene for bevaringen av denne arten der (Václav 2021).

Insektpopulasjoner klarer seg generelt med relativt lite plass, har høye reproduksjonsrater og kort generasjonstid, hvilket gjør at man i prinsippet kan få mange individer på kort tid til en relativt lav kostnad. I noen tilfeller vil det være naturlige stimuli fra omgivelsene som gjør oppformering innendørs utfordrende, og som i enkelte tilfeller gjør at man må gjøre dette utendørs, med så lik naturlig påvirkning som det som er på kildepopulasjonen/lokaliteten (Meads 1994).

Videre vil en av hovedformålene med *ex situ* bevaringsutsetting være at man i fangenskap kan fjerne en del negative påvirkningsfaktorer som virker *in situ*, og dermed få en kunstig høy overlevelse (med mindre *ex situ* bevaringsutsetting er motivert ut i fra irreversible trusler mot en lokalitet). Eksempelvis var erfaringene med oppformering av edderkopparten *Dolomedes plantarius*, at det var mye enklere å få til et andre kull fra en edderkopphunn i fangenskap enn det som er tilfelle i naturen. Slik sett kunne man med utgangspunkt i relativt få hunner raskt få en stor produksjon av avkom (Smith et al. 2013). For oppformering av praktrutevinge *Euphydryas maturna* så man en overlevelse (fra larver til voksne) *ex situ* på >80% mens man i en *in situ* situasjon kun hadde omkring 1% overlevelse (Václav 2021). Samtidig er det eksempler på at reproduksjonspotensialet ikke kommer fullt til uttrykk i populasjoner i fangenskap (Waring 2005).

### **Hvilke stadier skal samles inn eller flyttes?**

For insekter er det spesielt relevant å vurdere hvilke utviklingsstadium man skal benytte ved flytting eller for *ex situ* bevaringsutsetting. For insekter med fullstendig forvandling (holometabole) har man fire stadier å velge mellom: egg, larver, pupper eller voksne individer. Under diskuteres de praktiske forholdene omkring dette, men også andre faktorer vil til syvende og sist spille inn på valget (blant annet i hvilket stadium arten overvintrer). Størrelsen på kildepopulasjonen(e) vil også spille inn på hvilke stadier det er minst risiko å samle inn, både i forhold til belastningen på kildepopulasjonen og genetisk risiko (se kapittel 4.12). Hvilke stadier som egner seg best for utsetting er diskutert for eremitt i Endrestøl et al. (2012) og for lakrismjeltblåvinge i Elven (2011), og vil i de fleste tilfellene være artsspesifikt.

**Egg:** generelt vil innsamling av egg være mindre aktuelt enn andre stadier for insekter av flere grunner. Eggene er ofte skjult, enten på vegetasjon, i ved eller kryptisk i/på andre typer substrater/organismer. Det kan derfor være praktiske problemer med å påvise og finne egg. Samtidig vet man generelt lite om hvor mange egg ulike arter faktisk legger, og man vet derfor lite om hvor stor del av populasjonen man faktisk samler inn. Videre skal man ved flytting mellom lokaliteter ikke undervurdere preferansene hunnen har for plassering av egg, og at man ved utsettingen kanskje endrer forholdene for eggene slik at klekkesuksessen blir mindre. Insektegg sitter som



regel godt festet til underlaget, og ved innsamling av egg bør man som en hovedregel ikke løsne eggene fra underlaget, men eventuelt samle dem inn sammen med substratet. Endelig kan en del egg være ubefruktede (Waring 2005, Elven 2014).

Et aktuelt unntak her er klippeblåvinge *Scolitantides orion*. Dette er en art hvor man i Norge årlig har gjort eggtegger de 10 siste årene, slik at man har nokså god oversikt over den relative mengden egg man finner hvert år. Eggene er dessuten nokså enkle å påvise, og sitter fast på larvens vertsplante smørbukk (Figur 20). I slike tilfeller vil innsamling av egg kunne være aktuelt. Det er påbegynt *ex situ* bevaringstiltak for klippeblåvinge i Norge basert på egg. Også for eremitt er det satt ut egg, men da egg som er lagt i fangenskap (Figur 21, Endrestøl et al. 2018).



Figur 20. Tre klekte egg av klippeblåvinge *Scolitantides orion* på smørbukk *Hylotelephium telephium*. Foto: Anders Endrestøl.



Figur 21. Ett egg av eremitt *Osmoderma eremita*. Foto: Anders Endrestøl.



For innsamling til en *ex situ*-populasjon, kan fordelene ved å samle inn egg være at man får en større relativ overlevelse i fangenskap enn man ville få naturlig (ved å unngå tap til predasjon og parasittisme for eksempel). Normalt vil dødeligheten være høyere i de tidlige stadiene, slik at man da relativt sett kan ta ut flere individer som egg enn man kunne av voksne med samme påvirkning på populasjonen.

*Larver:* ved innsamling av larver, enten det er for flytting eller *ex situ* bevaringsutsetting, er det vesentlig at man sikrer næringstilgangen, enten ved raskt å tilby aktuelt substrat eller vertsplante eller å flytte larvene med den aktuelle næringen/vertsplanten. En utfordring kan være å holde larvene på den aktuelle næringen/vertsplanten uten at de begynner å vandre, for eksempel på grunn av ugunstige mikroklimatiske forhold. For utsetting av praktrutevinge *Euphydryas maturna* i Tsjekkia ble larver valgt som utsettingsstadium (Václac 2021). Argumentasjonen for dette var at de voksne individene av praktrutevinge vil knytte seg sterkt til stedet de klekker, og at man derfor risikerte at de voksne ville diffundere ut av lokaliteten de ble satt ut på (Václac 2021). Da prikktrutevinge *Melitaea cinxia* ble flyttet fra Åland til øya Sottunga flyttet man grupper av larver (Hanski et al. 2017).

*Nymfer:* For enkelte hemimetabole insekter kan det også være aktuelt å flytte nymfer. Den åpenbare fordelene med dette versus voksne er at de ikke kan fly, og slik sett kanskje i større grad blir værende på lokaliteten. For marksiriss *Gryllus campestris* er de siste nymfestadiene benyttet til utsetting, både i Tyskland (Hochkirche et al. 2007) og England (Sears et al. 2021). For eksemplet fra Tyskland ble valget av nymfer for øvrig ansett som en suksessfaktor, nettopp fordi de er mer mobile enn en voksne individer (som er territorielle og vingeløse), og dermed i større grad ville oppsøke egnede habitater (Hochkirche et al. 2007).

*Pupper:* Flytting av pupper vil trolig kun være aktuelt i spesielle tilfeller. Ofte er de vanskelige å finne fordi de i mange tilfeller er kryptiske. Samtidig er puppestadiet et skjørt stadium hvor trolig stabilitet og mikroklimatiske forhold kan være viktige for overlevelsen. Hos mange arter vil larvene oppsøke optimale steder å forpuppe seg, mens det for andre arter trolig er mer vilkårlig. Flytting av pupper er også diskutert i Elven (2011).

*Voksne:* Voksne individer vil trolig være det stadiet som er mest aktuelt å flytte for de aller fleste insektarter. Dette skyldes at de i de fleste tilfellene er enkle å påvise, og ofte er det stadiet man kartlegger og overvåker. Man har derfor gjerne i større grad kjennskap til atferden og fenologien til de voksne individene, og da kanskje i større grad også den relative populasjonsstørrelsen. Det man må sikre seg er at man samler inn fertile og/eller allerede befruktete individer (Figur 22). Dette kan sikres ved at man samler inn hunner som man i felt observerer befruktet, at man i felt sørger for at hunnen blir befruktet (for eksempel med flyvebur som diskutert i Elven 2011), at man på individene kan se tegn etter parring eller at de er eldre og dermed sannsynligvis parrede (eksempelvis slitte vinger og svullen bakkropp hos sommerfugler – Webb 2010), eller at man samler inn begge kjønn og tar sikte på å oppnå parring *ex situ* (som er gjort for eremitt - se eksempelvis Endrestøl et al. 2020). Det kan være komplisert å få til vellykket parring hos insekter, enten det skjer i felt eller *ex situ*. Flere forhold relevant for dagsommerfugler er diskutert for lakrismjeltblåvinge av Elven (2011), blant annet at både nektarplaner (mulig innsatt med sukker vann) og vertsplanter bør være tilstede, at klimaet bør være rett (varmt fuktig og lyst, men med mulighet for skygge), og at det ideelt sett bør være tre hanner pr. hunn. En teknikk med tvangsparing (gynanaesthetic pairing) er diskutert i Friedrich (1986).



Figur 22. For lakrimjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon* ble (antatt) befruktete hunner samlet inn, og eggleggingen foregikk under kontrollerte forhold i et eggleggingskammer. Dette besto av et stort plastbeger med et innvendig bur av nylonnetting. Sommerfuglen hadde tilgang til lakrismjelt, sukkervann og «sollys» fra en 11 watts lysrørslampe. Foto: Hallvard Elven.

Mange arter har mekanismer som sikrer at individer som parrer seg *in situ* har stor genetisk variasjon, for blant annet å forhindre innavl («kin recognition»; Robertson et al. 2020). Ved å benytte allerede befruktete individer (eller de andre nevnte stadiene), vil man sikre seg at disse mekanismene ligger til grunn for avkommene. Hos mange arter av insekter kan dessuten hunnene parre seg med flere hanner, og slik sett representere et bredere genetisk mangfold (se eksempelvis Schori 2020). Om man tar sikte på parring i eksempelvis flyvebur *in situ* eller *ex situ*, kan man risikere at man ved tilfeldigheter får avkom av nært beslektede individer. Noen arter har for øvrig tilsynelatende ingen slike mekanismer, som eksempelvis den afrikanske flikvingen *Bicyclus anynana* (Robertson et al. 2020).

For å redusere belastningen på kildepopulasjonen kan man ha som mål å slippe ut hunner som ikke legger egg etter noen dager *ex situ*, eller etter ett visst antall egg er lagt, slik at de forhåpentligvis da også kan bidra til neste generasjon på kildepopulasjonen *in situ* (Webb 2010).

### Logistikk

Et annet moment å vurdere spesielt for insekter er logistikken rundt innsamling og transport med henblikk på hvilket stadium man ønsker å benyttet til bevaringsutsetting. Det kan være åpenbare forskjeller i hvor enkelt man kan få samlet inn forskjellige stadier, og slik sett kun for de færreste arter være et reelt valg mellom de ulike stadiene. Om man skal samle inn individer med aktive feller eller med håv, vil eksempelvis værforhold, dato og klokkeslett i stor grad påvirke hvor mange individer man får samlet inn (Mckenna-Foster & Perrotti 2011). Med aktive feller vil man kunne få samlet inn færre individer i kaldt vær, mens det i varmt vær kan være utfordrende å fange individer med håv på grunn av et høyt aktivitetsnivå (Gardiner 2011). Generelt vil det nok i de fleste tilfellene være slik at et varmt vær gir et høyere aktivitetsnivå hos insekter, som igjen gjør at man oppdager og kan få anledning til å samle inn flere individer.

Egg og pupper vil i praksis være immobile stadier som vil kreve noe mindre logistikk, mens larver og særlig voksne individer vil være aktive stadier hvor man må ta hensyn til at de da også i større grad kan skades ved innsamling. Dette gjelder også under transport.

For voksne individer kan det trolig være en fordel å frakte dem noe nedkjølt og mørkt, og under overvåking (se eksempelvis Webb 2010). Man skal for øvrig gjøre dette med stor varsomhet. For sterk nedkjøling vil kunne påvirke vitalitet og fekunditet. Ved forsøket på reintroduksjon av slåttehumle *Bombus subterraneus* fra Sverige til Storbritannia, ble nedkjølingen av svenske individer som allerede var ute av diapause (vinterhvile) i kjøleskap under transport og i karantene antatt å være en av årsakene til lav suksess (Gammas 2020).

### **Hvor mange individer?**

Som nevnt under den generelle delen i rapporten vil antall individer avhenge av en rekke forhold (se 4.10). For insekter vil de samme betraktningene gjelde, men hvilket stadium man samler inn vil trolig ha større betydning for det ideelle antallet for insekter enn for andre grupper. Dødeligheten er oftest høyere jo yngre stadium man har å gjøre med. Dette kan oppsummeres i livsstrategitabeller, der dødelighetsfaktorer er kvantifisert for hvert stadium, både for å få oversikt over de faktorene som gir størst dødelighet for arten, men også for å kunne bedømme den effektive populasjons-størrelsen (altså den mengden individer som bidrar til neste generasjon) (Samways et al. 2010). Dette er for øvrig informasjon man for de aller fleste artene ikke har tilgang til (foruten godt studerte pest-arter). Valg av stadium vil derfor avgjøre hvor mange individer man bør flytte. Dette avhenger igjen av om man flytter til *in situ* eller *ex situ*, og om man forventer lik eller redusert dødelighet i forhold til hos kildepopulasjonen for det aktuelle stadiet. I mangel av et klart definert antall vil det trolig ofte være bedre å ta noen for mange enn for få, for å forhindre eventuelle negative virkninger av små populasjoner (Samways et al. 2010). Under er noen eksempler på antall individer som er flyttet i ulike bevaringsutsettingsprosjekter.

Gardiner (2011) flyttet individer av liten køllegresshoppe i Storbritannia (totalt 40 individer over to dager). Han konkluderte med at dette var for få, og at man på generelt grunnlag burde flytte flere enn 40, samtidig som at man ved flytting av få individer burde flytte ytterligere individer de følgende årene for å unngå innavlsdepresjoner. Endrestøl et al. (2012) anbefalte flytting av 40–50 eremittegg, gitt at man benyttet individer på eggstadiet. Gammas (2020) konkluderte med at årlig utsetting av 40 dronninger av slåttehumle *Bombus subterraneus* over 5 år trolig var for få, spesielt gitt at etablering av bol er en flaskehals for mange humler. Hochkirche et al. (2007) flyttet 213 nymfer av marksiriss *Gryllus campestris*, som ble fordelt på to lokaliteter, noe som var vellykket. Ved *ex situ* oppformering og utsetting av marksiriss i England satte man ut i perioden 1992–2007 hele 17000 nymfer fordelt på sju lokaliteter. Etter at fire nye populasjoner var etablert begynte man så direkte flytting av 12 individer årlig (Sears et al. 2021). Ved introduksjonen av timianblåvinge *Phengaris arion* fra Sverige til Storbritannia, ble det det flyttet flere hundre individer ved flere anledninger i perioden 1983–1992, blant annet 245 i 1984 og 581 i 1991 (se eksempel under, Andersen et al. 2014). Hanski et al. (2017) flyttet 62 larvegrupper av prikkroutevinge *Melitaea cinxia* fra Åland til en mindre øy utenfor, Sottunga. Det er uvisst hvor mange individer dette var konkret, siden en larvegruppe kan bestå av ti-talls individer.

### **Overvintring**

Overvintringen kan være en joker for mange arter, og generelt vet man lite om hvilke faktorer som er viktige for overlevelsen under overvintringen. Ofte vet man ikke engang hvilke stadium arten overvintrer på (se eksempelvis Endrestøl og Bengtson 2012). Dette er for øvrig vesentlig informasjon for å sikre høy overlevelse *ex situ*. Forhold rundt overvintring kan man derimot få mer klarhet i gjennom *ex situ* studier (Václav 2021), men det kan da være et sjansespill. Samtidig er det trolig særlig høy dødelighet gjennom vinteren under naturlige forhold (eksempelvis Hochkirche et al. 2007), slik at man gjennom en kontrollert overvintring kan få en høyere overlevelse enn hva man ville gjort i under naturlige forhold. Av samme grunn vil det trolig være minst belastende for kildepopulasjonen å samle inn individer før overvintring, enn rett etter overvintring da populasjonene kan være naturlig desimert.

### **Introduksjonen**

Det er viktig at introduksjonstidspunktet er optimalt i forhold til artens fenologi. Det vil si at utsettingstidspunktet bør følge artens naturlige utvikling i ville populasjoner. Om man bommer på dette kan man risikere at vertsplanter og næringsplanter ikke er synkrone med artens utvikling eller at konkurranseforholdene er annerledes. Ved forsøket på reintroduksjon av sláttehumle *Bombus subterraneus* fra Sverige til Storbritannia ble en utsatt utsetting på grunn av karantene nevnt som en av faktorene som medførte at prosjektet ikke var vellykket (Gammas 2020). I dette tilfellet antok man at gode bolplasser allerede var tatt av andre arter og at de utsatte sláttehumlene måtte finne suboptimale reirplasser (Gammas 2020).

På lik linje som med innsamling av individer (nevnt over), kan også utsettingen foregå i ulike stadier (egg, larver, pupper eller voksne) (Webb 2010). Det er her (som for innsamling) fordeler og ulemper ved de ulike stadiene, som ikke diskuteres videre her.

Samways et al. (2010) skiller mellom en hard utsetting («hard realease») og myk utsetting («soft release»). Ved en hard utsetting vil man slippe individene direkte eller aktivt plassere dem ut på lokaliteten, og slik tillate dem å spre seg selv. En myk utsetting vil derimot gå veien via et feltbur eller en innhegning hvor man eventuelt kan overvåke dem i en periode og tillate dem å bli akklimatisert før man eventuelt senere slipper dem ut.

Her kan man også tenke seg en mellomting. For eremitt *Osmoderma eremita* ble det valgt en fremgangsmåte hvor man satte ut alle individene i ett og samme tre (hulhet), etter en samlet vurdering av hulhetens egnethet sammenlignet med andre på lokaliteten. Tanken bak det var at siden man kun tar ut et fåtall individer hvert år, vil det være hensiktsmessig å få bygd opp en god populasjon (gode årsklasser) i det ene treet før man tillater arten å spre seg på lokaliteten. Av den grunn valgte man derfor også å tette igjen inngangen til hulheten med nett (Figur 23, Endrestøl et al. 2018). På den måten forhindrer man at eventuelle voksne individer går ut etter utsetting eller klekking og sprer seg på lokaliteten – der de ikke ville finne andre individer de kan formere seg med.

Hvilke strategi man velger vil i stor grad avgjøres av individenes aktivitetsnivå/mobilitet, og hvorvidt de er «lokalitetstro» eller ikke. Her kan man igjen understreke behovet for kunnskap om den aktuelle arten og erfaringer fra overvåking man eventuelt har gjort på kildepopulasjonen. En spredning av individene kan dessuten i noen tilfeller motvirkes ved å velge rett utsettingstidspunkt. Kanskje kan man forhindre en aktiv spredning ved å sette ut individene en tid på døgnet (kveld/natt) eller en dag hvor temperaturene er noe lavere slik at individene har et dertil lavere aktivitetsnivå, eller velge stadium som forhindrer at individene forlater utsettingslokaliteten (Václac 2021).

For lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon* ble det valgt en hard utsetting, men lokaliteten ble overvåket i ettertid slik at man fikk dokumentert at individene fortsatt var på lokaliteten (Elven 2014). En hard utsetting er også benyttet for heroringvinge *Coenonympha hero* i Norge (Elven og Bengtson 2021).





Figur 23. Åpning til hulheten der eremitt *Osmoderma eremita* er satt ut er stengt med nylon-nett for å forhindre at individene sprer seg på lokaliteten. Foto: Anders Endrestøl

### **Overvåking**

Som nevnt i den generelle delen, er overvåking etter utsetting nødvendig for å kunne avgjøre i første omgang 1) om utsettingen har vært vellykket (de utsatte individene har overlevde), dernest 2) om arten er etablert og ønsket populasjonsstørrelse er nådd, eller 3) om man må endre strategien for utsetting.

Det er mange måter å overvåke insektpopulasjoner på, men i denne sammenhengen er det viktig at man bruker ikke-invasive metoder, og en standardisert metodikk som kan gi absolutte eller relative tall på populasjonsstørrelse. Ikke-invasive i denne sammenhengen vil si at individene ikke tar skade av metodikken, og at de må håndteres minst mulig. Her nevnes kun enkelte eksempler.



En vanlig metode for å overvåke insektpopulasjoner på er å benytte transekter eller plott, der individer telles på et standardisert areal årlig som gir et relativt mål på populasjonssvingningene. Videre kan man bruke totalinnsamling («removal sampling») – alle individene fra et område samles inn og oppbevares under kartleggingen (se eksempelvis Schori 2020). Sistnevnte anses som lite egnet for langsiktige overvåkingsprogram fordi det er en nokså invasiv metode, men kan benyttes en sjelden gang for å få et noe mer realistisk tall på populasjonsstørrelsen (Schori 2020). Man kan også benytte merking av individer (Figur 6) og fangst-gjenfangst for å beregne populasjonsstørrelser. Dette er blant annet benyttet for generell overvåking av mnemosyne-sommerfugl *Parnassius mnemosyne* og apollosommerfugl *Parnassius apollo* i Norge (Miljødirektoratet 2017, Aagaard et al. 1997). Det ble også benyttet ved overvåking etter bevaringsutsetting, for eksempel av *Parnassius bremeri* i Korea (Lee et al. 2021). Denne metoden innebærer håndtering og fysisk merking, og man må derfor vurdere hvorvidt det kan være en invasiv metode for enkelte arter.

Hochkirche et al. (2007) benyttet sang av voksne hanner for å overvåke populasjonene av mark-siriss *Gryllus campestris*. Siden hunner ikke synger, og ikke alle hanner synger på samme tid, vil tallene være et minimumsantall for antall reproduktive hanner i populasjonen (Hochkirche et al. 2007). Schori (2020) benyttet radiotelemetri for å studere habitatbruken til en ikke-syngende gresshoppe *Brachaspis robustus* på New Zealand.

#### **Et klassisk eksempel på vellykket nasjonal reetablering**

Et klassisk eksempel på et langvarig, men suksessfullt prosjekt for reintroduksjon av en insektart finner man i Thomas et al. (2010). Timianblåvinge *Phengaris arion* (Figur 24) er en art som det ble drevet bevaringstiltak for i Storbritannia tilbake til 1920-tallet. Timianblåvinge har det man kan kaller obligat myrmekofili, hvilket vil si at arten er helt avhengig av samspillet med maur for å gjennomføre sin livssyklus (samme hos søteblåvinge *Phengaris alcon*). Andre arter blåvinger har såkalt fakultativ myrmekofili, hvilket vil si at samlivet med maur ikke er en forutsetning for overlevelse, men at det er en løsere sameksistens med maur. Hvordan dette samlivet påvirker sommerfuglenes overlevelse er derimot sjelden kjent. Dette ble eksempelvis diskutert i Elven (2011) for lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon* og er diskutert i Endrestøl (2010) for klippeblåvinge *Scolitantides orion*. En studie av hvilke maurarter som er involvert og hvor sterkt disse er knyttet til de ulike blåvingeartene kan derfor være avgjørende for å få til en vellykket bevaringsutsetting.

**Eksempel 14** På 1960-tallet ble det satt av en egen gruppe som skulle jobbe spesifikt med timianblåvinge *Phengaris arion* i Storbritannia, og foreta inngående økologiske studier for å forsøke å forstå hvorfor den tilsynelatende ble stadig sjeldnere. Man fant etter hvert ut at denne arten var helt avhengig av en spesifikk maurart, sandeitermaur *Myrmica sabuleti*, og ikke *Myrmica* generelt som man hadde trodd til da. Sandeitermaur er en varmekjær art som krever en spesiell vegetasjonsstruktur for å overleve. Med endrede beitereregimer i Storbritannia ble vegetasjonen høyere, og sandeitermauren forsvant fra flere og flere områder – og med den også timianblåvingen. Da man avklarte dette forholdet var det for øvrig for seint, og timianblåvinge ble erklært utdødd fra Storbritannia i 1979. Man begynte da å forske på hvordan man skulle skjøtte områdene for å få sandeitermaur tilbake, samtidig som man også begynte å vurdere donorpopulasjoner i Europa. Man inkluderte et bredt spekter av forskere, grunneiere, forvaltere, frivillige organisasjoner og flere, og ansatte en fulltids prosjektleder. I 1982 ble timianblåvinge reintrodusert til Storbritannia med donorpopulasjon i Sverige. Man introduserte den i flere omganger (> 250 individer ved hver omgang), hvorav etableringen var mislykket på enkelte lokaliteter (Thomas et al. 2011, Andersen et al. 2014). Disse innsamlingene var basert på individer fra 11 demografisk forskjellige lokaliteter for å sikre genetisk diversitet. Arten er nå etablert på eller har spredt seg til 38 områder. Arten overvåkes årlig, sammen med populasjonene av timian og bergmynte (vertsplanter) og sandeitermaur (vertsmaur). Analyser i ettertid har vist at det er samme nivå av genetisk diversitet mellom donor-populasjonene og utsettingslokaliteten (Andersen et al. 2014). For øvrig har denne arten en noe annen økologi i Estland, der vertsmauren er skåleitermaur *Myrmica lonae* (Vilbas et al. 2015). Dette viser at det kan være betydelig forskjeller i økologi mellom ulike geografiske regioner.



Figur 24. Timianblåvinge *Phengaris arion*. Foto: PJC&Co, Wikimedia Commons.

### Et eksempel på en mislykket bevaringsutsetting

*Thetidia smaragdaria* ssp. *maritima* er en underart av smaragdbladmåler *Thetidia smaragdaria*, som vi også har i Norge (Figur 25). Arten døde ut fra Storbritannia i 1996 på tross av iherdige forsøk på å redde den. Årsakene var trolig sammensatte, både med redusert habitatkvalitet, innsamling og genetisk utarming.



**Eksempel 15** *Thetidia smaragdaria* ssp. *maritima* hadde alltid vært ansett som sjelden i Storbritannia, og brukte strandmalurt som vertsplante. Siden 1970-tallet kartla og overvåket man denne arten årlig. Populasjoner forsvant delvis som følge av habitatødeleggelser og innsamling (Waring 2005). Den siste kjente populasjonen ble nøye overvåket, og man så der at populasjonen ble redusert på tross av at det ikke var tilsynelatende endringer i habitatet eller at det trolig var innsamling der (lokaliteten ble holdt hemmelig). Man antok at innavl var den drivende årsaken. Når man så at populasjonen ble redusert, samlet man på slutten av 1980-tallet inn 11 larver som utgangspunkt for *ex situ* bevaring, et prosjekt som varte til 1996. Disse 11 larvene gav en populasjon i fangenskap som på det meste produserte omkring 600 larver pr. generasjon. Ved fem tilfeller ble det forsøkt å reetablere arten, men alle forsøkene mislyktes. I 1996 ble det kun lagt 30 egg i fangenskap, ingen av dem klekte, og slik døde også populasjonen i fangenskap ut, trolig på grunn av innavl (Waring 2005). Tross iherdig innsats over flere tiår for å redde sommerfuglen døde altså denne arten ut fra Storbritannia, og forsøk på å reintrodusere den fra kontinentet har ikke lyktes (Waring 2005).



Figur 25. Smaragdbladmåler *Thetidia smaragdaria*. Foto: Vladimir Kononenko, Naturhistorisk museum, UIO

Waring (2005) peker her på det paradoksale at insektsamlere i stor grad var årsaken til at man visste så mye om denne arten – hvordan man kunne oppformere den og hvor den holdt til – en type informasjon man aldri ville kunne ha hatt dersom oppformering og søk etter denne arten skulle vært basert på finansiering og utført av profesjonelle. Samtidig var samlerne åpenbart en del av problemet. Etter at arten ble fredet i Storbritannia i 1979 ble informasjonstilfanget av denne arten redusert, samtidig som det trolig fremdeles pågikk noe ulovlig fangst. Dette førte for øvrig



til at søk og overvåking av denne arten kom i mer ordnede, offisielle former, samtidig som habitattødeleggelsene fortsatte uforstyrret, med blant annet overbeite (Waring 2005).

Man kan i denne sammenhengen nevne at smaragdbladmåler *Thetidia smaragdaria* i Norge har hatt noe av den samme kjente utbredelsen som lakrismjeltblåvinge, og kun er registrert fra Oslo og Bærum kommuner. Kun sju funn av denne arten er gjort i Norge, og det siste var i 1984. Arten er ansett som *sterkt truet* EN på *Norsk rødliste for arter 2015*, og få, om noen, har forsøkt å gjenfinne arten i Norge siden siste funn for 35 år siden.

### Oppsummering av norske eksempler

Bevaringsutsetting har i Norge kun vært et tiltak for tre insektarter; to sommerfugler: heroringvinge *Coenonympha hero* og lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon* – og én bille: eremitt *Osmoderma eremita*. Disse er delvis omtalt tidligere i den generelle delen av rapporten, og vil derfor kun stikkordsmessig bli oppsummert her.



**Eksempel 16** Heroringvinge *Coenonympha hero* (Figur 26) – Arten er i Norsk rødliste for arter 2015 gitt kategorien *sterkt truet* EN. Den er dessuten omfattet av Bernkonvensjonen, og er fredet i Norge. Et faglig grunnlag for en handlingsplan er gitt i Endrestøl og Bengtson (2012). Arten er utdødd fra en rekke europeiske land, og er en typisk kulturmarksart som har hatt en tilbakegang også i Norge, først og fremst som følge av endrede driftsformer i landbruket (mest i jordbruket, men også i skogbruket) (Endrestøl og Bengtson 2012).

Arten har fortsatt gode lokaliteter i Eidskog kommune SØ i Hedmark (og delvis omkringliggende kommuner), men den har vist en relativt sterk nedgang i Akershus (nå en del av Viken fylke). Den fantes tidligere i Oslo, Bærum og Asker, men har nå forsvunnet helt fra Oslo og trolig Bærum og gått sterkt tilbake i Asker. Den har fortsatt en god populasjon på Brønnøya, men har forsvunnet helt fra for eksempel Ostøya. Det er derfor satt i gang direkte flytting av individer fra Brønnøya i Asker til den nærliggende Borøya i Bærum, i håp om å få arten reetablert der (Elven og Bengtson 2021).

I årene 2018, 2019 og 2020 ble ti individer flyttet fra Brønnøya til Borøya (Figur 22). Resultatene fra 2020 viste at arten fortsatt hadde en bra populasjon på Brønnøya, men søk etter arten (voksne og larver) på Borøya i forkant av utsettingen i 2020 resulterte ikke i noen positive funn. Man har dermed etter to år med utsetting ingen klar dokumentasjon på at arten er reetablert der. Planen er å fortsette dette arbeidet i noen år til (Elven og Bengtson 2021).



Figur 26. Merking av heroringvinge *Coenonympha hero* på Brønnøya før utslipp på ny lokalitet (Borøya) i 2018. Foto: Øystein Røsok, SFOV.



**Eksempel 18** Eremitt *Osmoderma eremita* – Eremitt er vurdert som truet i store deler av Europa (Maurizi et al. 2017, Nieto et al. 2010, Ranius et al. 2005). I Norge var den antatt utdødd inntil den ble gjenfunnet i Tønsberg i 2008 (Flåten & Fjellberg 2008). Eremitt er vurdert til kategori *kritisk truet* (CR) i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) og er en prioritert art (fredet) i Norge. I tillegg er den vurdert som nær truet (NT) på global rødliste (Nieto et al. 2010). Den er også listet i vedlegg II og IV i EUs habitatdirektiv (EU 2007) og i vedlegg II i Bernkonvensjonen. Et faglig grunnlag for en handlingsplan for arten er publisert (Sverdrup-Thygeson et al. 2010), og handlingsplanen ble offentliggjort av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) i 2011 (DN 2010).

Det ble allerede i det faglige grunnlaget for en handlingsplan (Sverdrup-Thygeson et al. 2010) tatt til orde for å utarbeide en strategi for etablering av eremitt i potensielle habitater. Der står det blant annet at: «Det er viktig at dette ikke igangsettes før man har kontroll på bestandssituasjonen, og vet at man flytter «overskuddslarver» slik at det ikke går utover bestandsstørrelsen på kjent lokalitet. Flytting av larver bør foregå etter identifisering og tilrettelegging på potensiell lokalitet». Dette samtidig med at det bl.a. ble anbefalt å gjøre biotopforbedrende tiltak og skjøtsel på donorlokaliteten. I 2011 var man allerede i gang med biotopforbedrende tiltak på den aktuelle lokaliteten, kartlegging av potensielle lokaliteter for arten (med tanke på å finne arten på nye lokaliteter eller vurdere dem som utsettingslokaliteter), og en strategi for utsetting av eremitt ble diskutert. Det ble videre gjort en begrenset genetisk undersøkelse i samarbeid med svenske forskere (Endrestøl et al. 2012a).

I 2012 ble arbeidet med å kartlegge nye områder videreført, en plan for et erstatningstre på donorlokaliteten ble skissert, overvåkingen av donorlokaliteten fortsatte, og man samlet inn to individer til *ex situ* bevaring. En hann og en hunn ble samlet inn sent i sesongen fordi man ønsket at hunnen allerede hadde lagt noen egg på donorpopulasjonen for at uttaket i minst mulig grad skulle påvirke donorpopulasjonen (Endrestøl et al. 2012b). Året etter ble det verken funnet egg eller larver, slik at strategien ble endret noe ved å samle inn to larver og to voksne individer (én hann og én hunn) tidligere i sesongen (Endrestøl et al. 2014). Året etter var det positivt resultat, og ni larver ble totalt påvist i fangenskap (Endrestøl et al. 2015). I årene som fulgte ble stadig flere områder kartlagt, donorpopulasjonen overvåket, habitatforsterkende tiltak gjennomført og arbeidet med *ex situ* bevaringsutsetting (med innsamlingen av flere individer) fortsatt. For eremitt i Norge var det blant annet et poeng å teste om larvene midt i utviklingen tålte overgangen fra askemuld til eikemuld, siden dette ville forenkle en direkte flytting av individer. Dette ble derfor testet *ex situ* og bekreftet før man satte i gang direkte flytting (Endrestøl et al. 2016). I 2017 ble individer for første gang introdusert til Søndre Berg i Tønsberg (Endrestøl et al. 2018). Årlig ble det i 2017, 2018 og 2019 satt ut et par voksne (en hann og en hunn), samt larver fra donorpopulasjonen til utsettingslokaliteten (totalt på de tre årene seks voksne og 17 larver, samt seks voksne og tre larver fra *ex situ*-populasjonen) (Endrestøl et al. 2020). Først i 2021 ble det dokumentert at individene hadde overlevd utsettingen (Figur 27), samt at man satte ut ytterligere individer (Endrestøl et al. 2021, upubl). Det tok altså 10 år med utredning, planlegging, kartlegging og skjøtselstiltak før man hadde noe som antagelig er en etablert, men svak, populasjon på en ny lokalitet. Trolig vil det ta ytterligere 10 år før vi kan overlate den til seg selv.





Figur 27. Overvåking av eremitt med CCTV inni et hullt tre har avdekket at utsatte individer har overlevd utsetting. Her individer i parring, som også betyr at man trolig snart kan konkludere med at arten er etablert. Kilde: Endrestøl upubl.

**Eksempel 17** Lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon* – Arten og prosjektet omkring oppformering av denne i Norge er behandlet i kapittel 5.3 i denne rapporten. Her gjentas kun hovedtrekkene.



Lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon*, er en dagsommerfugl som trolig alltid har vært sjelden i Norge. Den er vurdert til kategorien kritisk truet (CR) i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen og Hilmo 2015) og er fredet i Norge. I Norge er arten, med unntak av et gammelt funn fra Oslo, kun påvist i kommunene Asker og Bærum i Akershus fylke (nå Viken) (Endrestøl og Bengtson 2012). I perioden 2009–2011 ble det årlig kun registrert rundt 10 individer innenfor utbredelsesområdet (Bengtson 2011), og på tross av skjøtsel så man ingen umiddelbar økning i bestanden. I 2011 ble over 100 planter av lakrismjelt plantet ut på en tidligere lokalitet for arten, som også var vurdert som egnet som lokalitet for en eventuell reintroduksjon (Borøya i Bærum) siden arten inntil hard sauebeiting i flere år på 2000-tallet midlertidig holdt bestanden av lakrismjelt helt nede der.

I 2011 ble det utarbeidet en projektskisse for oppformering av lakrismjeltblåvinge (Elven 2011), og i 2012 et faglig grunnlag for en handlingsplan for arten (Endrestøl & Bengtson 2012). Der ble det tatt til orde for et pilotprosjekt med forsøk på å opprette en ex situ-populasjon. Dette arbeidet startet opp i 2012, og er beskrevet i Elven (2014). I alt 52 individer ble oppformert og satt ut. Lokalitetene ble fulgt opp videre i sesongen og flere av de utsatte dyrene ble gjenfunnet rundt en uke etter utsettingen. Det ble dessuten påvist parring mellom en utsatt hunn og en vill hann på Borøya (Elven 2014). Siden utsettingen er ingen individer av arten påvist i Norge, selv etter gjentatte, årlige søk.

## 7.3 Lav

### Oppsummering

1. Ifølge Norsk rødliste for arter 2015 er 309 lavararter rødlistet og 271 lavararter truet.
2. Lav vokser sakte slik at *ex situ* bevaringsutsetting er mindre aktuelt (men *ex situ* sikringsdyrking kan fortsatt være aktuelt).
3. Flytting av lav (translokasjoner) har man nokså mye erfaring med, og generelt høy suksessgrad.
4. For lav er typen av substrat spesielt viktig ved utsetting, og man må være spesielt oppmerksom på luftkvalitet og fuktighet på og ved utsettingslokaliteten.
5. Lav krever en langsiktig overvåking for å evaluere effekten av tiltak

### Forvaltningsstatus

I Norge har vi ifølge *Norsk rødliste for arter 2015* hele 271 truede lavararter. Den største trusselen for disse artene er fragmentering og forringelse av habitat, især for de skogslevende artene. Lavartene har vidt forskjellige morfologi, krav til leveområder og substrat, så prosjekter som omfatter bevaringsutsetting må planlegges særskilt og med artsspesifikke hensyn. De generelle retningslinjene i utsettingsprogrammet (kapittel 4–5) gjelder også ved bevaringsutsetting av lavararter. Dette kapittelet gir en oversikt over særlig viktige faktorer for bevaringsutsetting av lav, og gir eksempler på prosjekter som omfatter bevaringsutsetting av lav både i Norge og i andre land.

### Bevaringsutsetting

Flytting, også kalt translokasjon av lav, går helt tilbake til begynnelsen av 50-tallet med eksperimenter med arter i slekten *Peltigera* utført av Lindahl (1953). Dette er antagelig også det vanligste tiltaket innen bevaringsutsetting benyttet for lav, og da ved å flytte direkte fra kildepopulasjon til en valgt *in situ* lokalitet.

Mange gjennomførte translokasjoner av lav har først og fremst vært utført for å studere miljø og klima- påvirkning på lav, eller for å studere taksonomi og morfologi. Å flytte lav med tanke på artens status og bevaring, har blitt vanligere siden tidlig 90-tallet, og et studie av Smith et al. (2014) oppsummerer at det i perioden 1990 til 2010 er publisert 18 vitenskapelige publikasjoner om translokasjon av lav. Ni av de 18 refererte studiene arbeider med arter av *Lobaria*, og ofte arten lungenever (*Lobaria pulmonaria*), herunder et stort studie fra Sverige (Hazell & Gustafsson 1999). Det svenske studiet foretok transplantering av lav til ospetrær på hogstflater og i skog, og fulgte disse i 20–25 måneder etter flytting. Resultatene viste vellykket translokasjon for 89 % av lav-transplantatene, og økt vitalitet for lav på trær som stod i grupper ute på hogstflatene sammenlignet med lav flyttet til enkelttrær (Gustafsson et al. 2013, Hazell & Gustafsson 1999). Slike studier viser at translokasjon kan være et god tiltak for å dempe negative konsekvenser av fragmentert habitat, da især for skogsarter.

På grunn av at lav vokser langsomt, vil man ikke benytte *ex situ*-bevaring med tanke på oppføring og utsetting. Det kan derimot være aktuelt å ha sikringsdyrking også for lavararter (tilsvarende som for karplanter, se kapittel 7.1), og man vil med tiden kunne vurdere å flytte ut propaguler også fra *ex situ* bevarte populasjoner, men dette er mer langsiktige prosjekter. En studie av Hilmo (2002) i Trøndelag viste at det tok hele 29 måneder fra man flyttet propaguler av lavararten skrubbenever *Lobaria scrobiculata* til et nytt thallus vokste frem. Her i Norge, i boreal skog, sørger den korte vekstsesongen for at det tar lang tid for lav å etablere seg på nye lokaliteter og danne nye kolonier

### Tilpasninger i utsettingsprogrammet

**Substrat:** For lav er det spesielt viktig å ta hensyn til hvilke substrat arten foretrekker. Lav kan vokse på bark, stein, greiner, trestammer og jord, og man må sikre seg at substrat- type og -kvalitet er til stede på en utsettingslokalitet. For lav som vokser på greier/steiner og lignende kan man også vurdere å flytte selve substratet, men man må da være oppmerksom på at dette kan endre de mikroklimatiske forholdene og gjøre substratet mindre egnet. Bark som substrat kan også variere mye over korte avstander, trolig som et resultat av lokale geologiske forhold som kan gi seg utslag i ulike pH i vertstreets bark (Y. Gauslaa pers medd.).

**Flytting:** Det har vært forsøkt flytting av propaguler som blir festet til egnet substrat med et heftemiddel/lim (Ballesteros et al. 2017). Det har vært rapportert at heftemiddel eller lim kan skade laven når den settes direkte på, og for å unngå dette har man forsøkt å bruke vann for å feste enten propaguler eller deler av thallus til substratet for flytting (Allen 2017, Sillett et al. 2000). En annen løsning som har vært forsøkt, er å flytte laven med selve substratet (Allen 2017, Hilmo 2002). Det er også benyttet kunstig substrat for flytting og utsetting, da i nærheten av egnet substrat på lokaliteten (Scheidegger 1995). Ved å flytte selve substratet blir påvirkning på selve arten mindre inngripende. For noen arter, som enkelte skorpelav, vil dette kanskje også være eneste mulige alternativ, da man ikke kan fjerne arten fra substratet uten å gjøre stor skade på den. Variasjonen i morfologi, fra bladlaver til skorpelaver, vil helt klart ha innflytelse på valg av metodikk for flytting og utsetting av lav, og det er flest eksempler på studier som arbeider med bladlav og/eller epifyttiske lav (Smith 2014), og få studier som har testet translokasjon av skorpelaver (Allen 2017).

**Reproduksjon:** lav kan formere seg både vegetativt og kjønnnet, og ofte vil man ha bedre sjanser med flytting av individer som skyter vegetativt. Uten vegetative propaguler, kan oppformering på ny lokalitet være mer krevende. Det må i tillegg være egnede steder for laven («receptor sites») på utsettingslokaliteten, og her er det ekstremt viktig med riktig fuktighet, luftkvalitet og substrat. Som med flere andre arter, er også sesongvariasjon viktig og man må velge riktig tid på året, gjerne uten frost og tørke, for igangsetting av tiltak.

**Andre utfordringer** for utsetting av lavararter kan være at andre stedegne planter gror raskere, og dermed utkonkurrerer nyetablert lav. I sær efoy *Hedera helix* har vist seg å ha negativ påvirkning på lav, og i områder med mye snegler kan disse også beite på nyetablert lav (Smith 2014).

I tillegg er mange lav-arter, i kraft av å være en symbiont mellom en grønnalge og en sopp, ømfintlige for luftforurensning og mikroklimatiske forhold (Smith 2014). og har derfor vært brukt som indikatorer for luftforurensning (Nimis et al. 2002). Ved bevaringsutsetting av lav-arter bør man derfor være ekstra oppmerksom på luftkvalitet og fuktighet på og ved utsettingslokaliteten. Klimaendringer vil lett kunne påvirke noen lav-arter negativt, og klimaendringer virker negativt på 14 av de truede artene på norsk rødliste. Ved fortsatte klimaendringer, vil vi få flere klimaflyktninger også blant lav-arter. Det gjøres for tiden et arbeid med translokasjon av laven *Flavocetraria nivalis* i Skottland, hvor man forsøker å predikere overlevelse etter translokasjon ved hjelp av kartlegging og etterfølgende modellering av habitat og viktige faktorer for overlevelse (Brooker et al. 2018). Denne arten finnes også her til lands, men er kun rødlistet som *nær truet* NT på Svalbard.

#### **Påtenkte prosjekter med bevaringsutsetting av lav i Norge**

I Norge har vi en sjelden lav-art som kun finnes i et fåtall, og på et fåtall lokaliteter. Det er den *kritisk truede* arten trønderlav *Erioderma pedicellatum*. For denne arten er det foreslått tiltak som omfatter bevaringsutsetting, nemlig å flytte individer fra den relativt sterke Hedmark-populasjonen til egnede skoger nær egnet habitat og tidligere funn i Nord-Trøndelag for å forsterke eventuelle nåværende populasjoner og øke antall lokaliteter og individer, og forhåpentligvis forhindre lokal utryddelse. Det er her tenkt at man kan flytte thallus-fragmenter til egnede verts-trær, eller til egnede trær i skoger som er unntatt fra skogbruk. I tillegg til å utføre translokasjon, må man være oppmerksom på at denne artens etablering antagelig vil kreve skjøtsel og overvåking. Man må forhindre inngrep som reduserer luftfuktigheten på trønderlav-lokalitetene, eksempelvis gjennom å forby hogst i nærliggende skoger og forby utbygging av minikraftverk o.a. som fører til redusert vannføring i nærliggende vannsystemer.

Det er en rekke forutsetninger som bør være på plass før et slikt tiltak faktisk iverksettes, eksempelvis egnet metodikk for festing av lav-thallus og ivaretagelse av både genetisk variasjon, kildepopulasjonens levedyktighet og annet artsmangfold på lokaliteten (se kapittel 4-7). Dersom et slikt tiltak skulle igangsettes, er også overvåking helt essensielt. For forslag til effektovervåking av trønderlav, se Evju et al. (2020).





Figur 28. Huldrestry *Usnea longissima* er en sterkt truet EN lav-art, som bevaringsutsetting er et anbefalt tiltak for. Foto: Einar Tindal.

Et annet eksempel er foreslått bevaringsutsetting den *sterkt truede* EN arten huldrestry *Usnea longissima* (Figur 28). I utkast til handlingsplan for denne arten foreslås en rekke tiltak, blant annet mer kartlegging og overvåking, sikring av lokaliteter, skjøtsel og forskning (Jansson 2011).

Det fremheves spesielt viktigheten av å sikre gjenværende, levedyktige populasjoner og restaurere skog som ligger inntil rike populasjoner (for detaljer, se Jansson 2011). I tillegg anbefales det i handlingsplanen at man gjør forsøk med transplantasjon, og de mener huldrestry er en art som egner seg godt. Ettersom huldrestry har dårlig spredningsevne, er de fragmenterte habitattene en stor utfordring, og her kan bevaringsutsetting være et tiltak med stort potensiale. Huldrestry mangler ofte festepunkt, da den ligger drapet over greiner på grantrærne den vokser på. Det betyr at den enkelt kan løsgjøres og henges opp et nytt sted. Veksten skjer også langs hele thallus, så det vil være mulig å dele opp et thallus i mange deler før det transplanteres (Rolstad & Rolstad 2008). Fra hovedstammen kan man også ta fibriller som kan festes med en særlig type lim (for eksempel Araldit) på grangreiner. Man kan derfor få mye utsettingsmateriale av lite forbruk av lav, og dermed lavere press på kildepopulasjonen. Transplantasjon av huldrestry skulle være et gjennomførbart tiltak, og også Jansson (2011) fremhever at et eventuelt prosjekt bør skje i samarbeid med universitet eller forskningsinstitutt for å sikre at det i tillegg til et aktivt forvaltningstiltak, også blir et prosjekt hvor man følger med på både kilde- og mottakerlokalitet, og generelt dokumenterer og evaluerer prosjektet og hvorvidt det er vellykket.

Innsamling må skje med stor forsiktighet, og man må bare høste lav fra trær hvor forekomsten er rikelig. Man bør av hensyn til kildepopulasjonens mulighet for vekst, høste lav fra nederst på treet, fordi lav høyere oppe i trærne har større mulighet for å spre seg til de lavere greinene enn omvendt. Innsamlet lav må håndteres varsomt, og skal legges til tork i normal romtemperatur før de settes ut etter noen få dager. På mottakerlokaliteten bør man velge gamle, men vitale trær hvor laven kan henges opp eller filtreres inn i grangeiner i midtre eller øvre del av kronen, gjerne så høyst som 10–15m (Jansson 2011).



## 7.4 Sopp

### Oppsummering

1. I *Norsk rødliste for arter 2015* er 910 arter av sopp rødlistet og 446 er truet, og hovedandelen av disse er vedlevende og forekommer i små og isolerte populasjoner.
2. Få konkrete bevaringsutsettinger har vært gjort for sopp – hovedsakelig for kommersielle formål – og kunnskapsgrunnlaget (økologi, biologi, taksonomien og interaksjoner med andre arter) er svakt for de fleste arter.
3. Man trenger lite materiale fra kildepopulasjon, og sopp er enkelt å oppformere *ex situ*.
4. Poding på substratet er en av de mest lovende metodene for å få sopp etablert på nye lokaliteter.
5. Det er et stort potensiale for bevaringsutsetting av sopp, men det krever gode forundersøkelser.

### Forvaltningsstatus

910 arter av sopp er rødlistet ifølge *Norsk rødliste for arter 2015*. Av disse er 446 arter truet. For langt de fleste (422 arter), er påvirkning på habitat den største negative trusselen, og igjen er det mange skogslevende arter blant disse. For eksempel er fragmentering av habitat den største utfordringen for mange vedlevende sopper fordi det hindrer spredning mellom lokaliteter. Mange vedlevende sopper har vist stor nedgang verden over, og dette er godt dokumentert i Europa (Dahlberg & Mueller 2011), og i Norge er mer enn en tredjedel av vedlevende sopparter rødlistet (Henriksen & Hilmo 2015). Moderne skogsdrift fører også mange steder til mindre død ved, og derfor er mange vedlevende sopper rødlistet.

Mange truede sopparter forekommer på få lokaliteter, og kan sannsynligvis meget små og isolerte populasjoner. Det gjør at de er utsatt for stokastiske hendelser, og står i fare for å forsvinne fra enkeltlokaliteter. Selv om sopp produserer mange sporer som kan fly langt av gårde med vind, tar sporene skade av UV-stråling og lave temperaturer (Norros et al. 2015). Det er derfor få sporer som faktisk lykkes med å etablere seg. Feltstudier av spredning og distribusjon viser at mange arter som er avhengig av død ved faktisk begrenses av at spredning ikke lykkes (Ranius et al. 2019), og rødlistearter viser også lav koloniseringsrate (Moor et al. 2021). Fragmentering av habitat er derfor en viktig negativ påvirkningsfaktor fordi det hindrer spredning mellom lokaliteter. Der kan bevaringsutsetting være aktuelle tiltak.

### Bevaringsutsetting

Til tross for mange truede arter har sopparter fått relativt lite oppmerksomhet innen bevaringsbiologien (Heilmann-Clausen et al. 2015). For eksempel har potensialet for reintroduksjon av truede sopparter egentlig kun vært vurdert ordentlig for lav (se Smith 2014 og kapittel 7.3). Arter av sopp har vært flyttet for kommersielle formål, blant annet som biologisk bekjempelse av patogener på trær, eller for å hjelpe restaurering av økosystemer (for eks mykorrhiza-sopp), og for forskning (Nordén et al. 2020). Ren bevaringsutsetting av sopp er derimot mer sjeldent, men begynner å bli omtalt som tilgjengelig tiltak for truede arter (Nordén et al. 2020).

Blant de studiene som har vært gjennomført, indikerer flere at sopparter kan introduseres via poding, noe som kanskje har vært mest brukt for å dyrke spiselige sopparter (Hall et al. 2003), eller for å fasilitere vekst hos kommersielt viktige planter (Hart et al. 2015). En studie av Abrego et al. (2016) testet poding av vedlevende rødlistearter (for det meste kjuker), og viste at dette kunne være en effektiv metode for reintroduksjon. Det var vellykkede etableringer i den døde veden artene var overført til, men også eksempler på at soppen spredte seg til andre dødvedenheter og viser at poding til enkelte dødved-enheter kan gi opphav til nye lokale bestander (Abrego et al. 2016). Dette gjaldt blant annet rosenkjuke *Fomitopsis rosea* (Figur 29) og gul snyltekjuke *Antrodiella citrinella* (Figur 30), som er henholdsvis nær truet NT og sårbar VU på *Norsk rødliste for arter 2015* (Henriksen & Hilmo 2015).

Generelt er mange av utfordringene man møter ved bevaringsutsetting av sopp er knyttet til manglende kunnskapsgrunnlag, både om artene og deres økologi, men også om arters taksonomi og genetik. Bevaringstiltak som innebærer utsetting bør derfor kun vurderes for arter der

man har tilstrekkelig kunnskap om artens taksonomi og økologi, samt nåværende bestandsstatus og tidsmessige trenger i distribusjon og populasjonsstørrelse.



Figur 29. Rosenkjuke *Fomitopsis rosea*. Foto: Olli Manninen.

For sopp har man en utfordring som er nokså særegen for soppene; nemlig om man faktisk er sikker på at man flytter den arten man ønsker (og ikke andre). Dette skyldes at taksonomien er uklar for enkelte arter, og det er lett å feil-bestemme. Det er derfor for sopp helt avgjørende at man velger arter hvor kunnskapen er god nok, samt at man eventuelt supplerer med DNA-metoder som muliggjør undersøkelser av taksonomien.



Figur 30. Gul snyltejuka *Antrodiella citrinella*. Foto: Tor Eirik Brun.

Når man prioriterer arter som det skal settes i gang bevaringstiltak for, er anbefalingen at man velger arter som er truet, og som vanskelig kan hjelpes med andre tiltak. For vedboende sopper er bevaring av enkelttrær eller nøkkelbiotoper i områder med skogsdrift et mye brukt tiltak, men det er ikke alltid tilstrekkelig. Bevaringsutsetting bør prioriteres der andre tiltak ikke har hatt effekt, eller ikke er hensiktsmessige. Blant de mest truede artene bør prioritet også gis til sopper som er verter for andre arter, som inngår i viktige symbiotiske forhold, eller som er viktige for gitte økosystemfunksjoner, som for eksempel nedbryting av død ved.

Fordelen med bevaringsutsetting av sopp er at man kun behøver et fruktlegete, litt mycel eller få sporer for å flytte sopparter, og det er derfor lite sannsynlig at tiltaket vil få negative konsekvenser for kildepopulasjonen. Det er derimot alltid økologisk risiko knyttet til det å flytte arter til en ny lokalitet, og for sopp er mange av interaksjonene med andre arter mindre kjent. Ved utsetting bør man derfor minske risikoen for negativ påvirkning ved å begrense antall «punkter» man benytter for utsetting (for eksempel antall dødvedstammer), og i noen tilfeller kan man vurdere å tilføre ekstra død ved for å øke substratmengden på lokaliteten.

### **Valg av kildepopulasjon**

Dersom det er mulig, bør man hente materiale fra flere kildepopulasjoner for å sikre genetisk variasjon på utsettingslokaliteten. For sopp kan man også for enkelte arter foreta genomsekvensering for å kunne identifisere individer og studere populasjonsdynamikk.

En fordel med sopparterne er at man med relativt liten kostnad kan oppformere utsettingsmateriale *ex situ* slik at man har en stamme man kan hente materiale fra i mange omganger. Slike stammer kan holdes i live i lang tid helt til utsetting kan gjennomføres (Nordén et al. 2020). Det betyr at man også kan hente materiale fra sårbare eller truede bestander, fordi uttaket ikke vil ha negativ påvirkning på kildepopulasjonen. Dette gir også bevaringsutsetting av sopp et stort potensial som aktivt bevaringstiltak, også for truede sopparter.

### **Valg av habitat**

Når man velger lokaliteter for utsetting av sopp, bør man gjøre en full inventering av fruktlegete som finnes på lokaliteten på det aktuelle tidspunktet, men gjerne også flere sesonger hvis man har mulighet for det. Dette fordi sopparter ikke nødvendigvis har fruktlegete hver sesong, og da er det vanskelig å kartlegge det faktiske artsmangfoldet. Enten bør man helst komme på befaring flere sesonger i trekk, eller hvis mulig ta prøver for analyse av miljø-DNA, i hvert fall der man er usikker på hvordan arten som skal introduseres påvirker eller blir påvirket av det nye miljøet.

Det kan være lurt å unngå bevaringsutsetting i områder hvor man har særlig gode populasjonsdata i tidsserier, fordi overvåking av slike naturlige og uforstyrrede områder er særlig viktig for kunnskap om artene og deres økologi, og for sopp er som nevnt kunnskapsgrunnlaget dårlig for mange arter. Det er bedre å la slike områder være kontroller eller referanseområder, og forsøke å finne annet egnet habitat i nærheten.

For vedboende sopp må man også være ekstra oppmerksom på at negative påvirkningsfaktorer ikke vil ødelegge for flyttede/ny-utsatte individer. Dersom skogbrukspraksis har forårsaket en nedgang i en bestand, må man være sikker på at praksisen er endret eller tilpasset, eller at området har en eller annen form for vern som gagnar arten før man igangsetter bevaringsutsetting.

## 7.5 Moser

### Oppsummering

1. I *Norsk rødliste for arter 2015* er 239 arter av mose rødlistet og 142 er truet, og mange av populasjonene er små og i nedgang.
2. Moser har et bredt spekter av morfologi, anatomi og økologi.
3. De er som regel dårlige konkurrenter, de har nokså rigide krav til nivåer av fuktighet der de skal vokse, og mange tåler tørke dårlig.
4. Det er få eksempler på bevaringsutsetting av moser, og dermed lite erfaring man kan oppsummere.
5. *Ex situ*-bevaring gjennom kryo-preservering og senere regenerering virker å være en egnet metode også med tanke på bevaringsutsettinger.

### Forvaltningsstatus

I Norge har vi ifølge *Norsk rødliste for arter 2015*, 142 truede arter av moser i Norge. Som for karplanter og lav er påvirkning på habitat den viktigste negative påvirkningsfaktoren. Andre faktorer er forurensning og klimatiske endringer for henholdsvis 14 og 20 av de truede artene (Henriksen & Hilmo 2015). Hele 91 arter er rødlistet på C-kriteriet, som betyr at populasjonene er små, og i nedgang. Vi finner dermed flere kandidater for bevaringsutsetting også blant truede moser.

Utsettingsprogrammet beskrevet i kapittel 4, sammen med kapittel 5 og 6 er relevant også for truede mosearter. I tillegg skal dette kapitlet kort skissere spesifikk hensyn når det kommer til bevaringsutsetting av moser. Selv om kapitlet tar for seg gruppespesifikke detaljer, er mosene en gruppe arter med et bredt spekter av morfologi, anatomi og økologi, slik at man må påregne egne tilpasninger av utsettingsprogrammet for hvert enkelt prosjekt eller art. En vellykket bevaringsutsetting fordrer antagelig arts-spesifikke tilpasninger av programmet som ikke blir beskrevet her.

### Bevaringsutsetting

Helt grunnleggende har moser flere egenskaper som gjør dem sårbare overfor miljøendringer og klimaendringer (Sabovljević et al. 2014). De er som regel dårlige konkurrenter, de har nokså rigide krav til nivåer av fuktighet der de skal vokse, og mange tåler tørke dårlig. En del arter er også helt avhengig av fuktighet og lave temperaturer for reproduksjon og etablering av nye populasjoner (Hallingbäck & Tan 2010).

For mange truede arter kan det være vanskelig å hente nok materiale fra naturlige populasjoner, men da kan bioteknologi og gode *ex situ* tilnærminger gjøre det mulig å drive oppformering slik at man har nok materiale til testing og senere utsetting (for eksempel *in vitro* oppformering (Pence 2004). Saboljevic (2014) anbefaler at man, dersom man arbeider med kritisk truede arter, bør teste metodene på mindre truede arter i samme slekt eller med samme økologisk krav før metodene anvendes på de mest truede artene. *Ex situ*-bevaring av moser gjennom kryopreservering (fryst til -196 °C i flytende nitrogen) er metode som øker i omfang (Rowntree & Ramsay 2005). Regenereringen av kryopreserverte individer synes å være høy, noe som på sikt også kan benyttes i forhold til bevaringsutsettinger (Rowntree & Ramsay 2009). Oppformering gir ofte kun klonale individer, og man må derfor være nøye med diversiteten på donormaterialet (Pence 2004). Dersom man benytter seg av oppformert materiale til utsetting må man vurdere om individene som skal settes ut vil trenge en akklimatisering, myk introduksjon, for langsamt å bli tilvendt de abiotiske forhold de vil møte på utsettingslokaliteten.

Moser har vært viet mindre oppmerksomhet enn for eksempel karplanter når det gjelder bevaringsutsetting (Sabovljević et al. 2014). I Norge er det heller ikke mange dokumenterte prosjekter, men et eksempel er et lite forsøk med flytting av den kritisk truede arten duftsepter *Mannia fragrans* (Figur 31) (Høitomt 2015). Denne arten var da prosjektet ble igangsatt i 2015 kun påvist på Hovedøya i Oslo kommune. Arten var tidligere kjent fra flere del-populasjoner i samme område, men slitasje og suksesjon i området har gjort at den har gått tilbake. I senere tid er den imidlertid også funnet i Gudbrandsdalen og i Lærdal (T. Høitomt pers. medd.). Et forsøk på flytting av arten ble utført i april 2015. Det ble gjort grundige søk etter egnede lokaliteter, men det



var vanskelig å finne habitat av samme kvalitet som på Hovedøya. Noen kriterier for valg av lokalitet var at berggrunnen måtte være av lik kvalitet, at de økologiske forholdene var så like som mulig og at lokaliteten måtte være skånet for ferdsel. Dette utelukket en del lokaliteter nær populære badeplasser osv., så man valgte å holde seg nær den eksisterende lokaliteten.

Høitomt (2015) anbefalte at en utsetting måtte følges opp med ruteanalyser etter standardisert metodikk for å dokumentere plantenes respons på flyttingen de nærmeste årene. Det ble fremhevet viktigheten av å fange opp endringer i bestandsstørrelse hos duftsepter isolert sett, men også eventuelle endringer i artssammensetningen av moser og karplanter på lokaliteten i øvrig. Dersom pilot-forsøket med flytting ikke skulle være vellykket, ble det i 2015 anbefalt å gjøre forsøk med innsamling og oppformering av sporer fra duftsepter-planter fra lokaliteten på Hovedøya. Vitenskapsmuseet i Trondheim, som skal ha erfaring med denne type arbeid, vurderte at dette kunne lykkes. Slik oppformering ble imidlertid satt på vent i påvente av hvorvidt transplantering /flytting ville virke positivt på bestanden.

Duftsepter ble i april 2015 flyttet fra lokaliteten på Hovedøya til nærliggende lokaliteter med samme økologi. Arten ble flyttet ved at 10 x 10 cm store kvadrater med forekomst av duftsepter ble gravd opp, og at det på utsettingslokaliteten ble gravd opp tilsvarende kvadrater for å gjøre plass. Kvadratene fra utsettingslokaliteten ble satt ned i kvadratene ved kildepopulasjon. På denne måten kunne man også følge med på om de opprinnelige individene klarte å kolonisere kvadratene som ble flyttet tilbake til kildepopulasjonen. Ruteanalyser ble foretatt en uke etter flyttingen (se Høitomt 2015), og ble planlagt for de kommende årene. I tillegg til denne oppfølgingen anbefalte Høitomt (2015) også at det ble foretatt skjøtsel i form av rydding av busk- og krattvegetasjon på lokaliteten, da man antar at full eksponering er det beste for duftsepter. Siste besøk på lokaliteten var i 2019, og da var arten fortsatt tilstede i begge de to transplanterte rutene, men i noe mindre mengde enn i utgangspunktet (T. Høitomt pers. medd.). Den ene av de to rutene ser ut til å lide noe under økt tråkk-slitasje, så man må vurdere hvorvidt ferdsel skal begrenses i området. Lokaliteten er planlagt besøkt igjen i 2021.



Figur 31. Duftsepter *Mannia fragrans*. Foto: Hermann Schachner.



## 8 Sluttkommentarer

Denne rapporten beskriver når bevaringsutsetting er gode tiltak, hva man trenger av forkunnskaper og tilgjengelige ressurser, hvordan man kan planlegge og gjennomføre tiltak, og gir anbefalinger for oppfølging i etterkant gjennom overvåking av populasjoner og øvrig effekt av tiltaket, i tillegg til evaluering av prosjektets måloppnåelse på kort og lang sikt.

Utgangspunktet er det lovfestede målet om at alle arter skal forekomme i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Vi går derfor ikke videre inn i etiske diskusjoner om hvorvidt arter har «livets rett» eller går inn i utsagn som «arter kommer og går – dette er naturlige prosesser». Hovedgrunnen til at arter er truet kan for en stor del knyttes til menneskeskapt arealendringer, og mennesket er derfor i stor utstrekning skyld i arters tilbakegang. Om, og hvilke, tiltak som til syvende og sist gjennomføres vil være verdimeslige, politiske og forvaltningsmessige avgjørelser som vi ikke tar stilling til her.

Det er likevel på sin plass å knytte noen kommentarer til denne rapporten som et første utkast til nasjonale retningslinjer for bevaringsutsetting av truede arter i Norge. Oppformering og utsetting bør i de fleste tilfeller være en siste utvei for å redde arter. Det vil bety at forvaltningen, når denne problemstillingen kommer opp, allerede har brukt betydelige ressurser på andre tiltak som for eksempel skjøtselstiltak, kartlegging og overvåking, slik at man i prosessen har fått erfaringer vedrørende artens habitatkrav og hvordan den responderer eller ikke responderer på ulike tiltak, og dermed har et godt kunnskaps- og erfaringsgrunnlag for å kunne gjennomføre bevaringsutsetting (og eventuell oppformering) med suksess. Samtidig er det viktig at slike tiltak igangsettes i tide når man fortsatt har en eller flere stabile kildepopulasjoner.

Dette dokumentet bør dermed ikke leses som en direkte oppfordring til gjennomføring av utsetting av truede arter. Hensikten med rapporten er å presentere sentrale momenter ved bevaringsutsetting av truede arter på en måte som minimerer økologisk, genetisk og økonomisk risiko, og legger til rette for å lykkes. Selv for truede arter, vil det være tilfeller hvor oppformering og utsetting ikke er det beste alternativet. Derfor er det viktig at hvert prosjekt gjør sine grundige vurderinger før eventuelle tiltak igangsettes.

Når vi her understreker «siste utvei» vil vi også poengtere at *ex situ* bevaringsutsetting med oppformering/utsetting ikke må bli en sovepute for forvaltningen for å unngå å gjøre ressurskrevende skjøtselstiltak og andre utredningsprosjekter for de truede artene på de lokalitetene de fremdeles finnes *in situ*. Det å sikre en art på en lokalitet hvor den finnes naturlig vil i de aller fleste tilfeller ha en mye høyere suksessfaktor enn å flytte eller etablere arten på en ny lokalitet. *Ex situ*-bevaring må heller ikke bli et mål i seg selv, slik at problemet blir snudd på hodet – man trenger tilførsel av individer fra *in situ*-populasjonen til *ex situ*-populasjonen for å bevare denne. Det betyr at man må ta tilstrekkelig hensyn til de villlevende individene, selv om man har individer bevart *ex situ*,

Vi vil også understreke at de fleste utsettinger, foruten noen unntak nevnt i rapporten, er søknadsppliktige i henhold til norsk lov. Nasjonalt forvaltningsorgan bør ha oversikt over pågående prosjekter og disse prosjektene bør dokumenteres godt slik at erfaringene og resultatene kan nyttiggjøres i forskning, forvaltning og undervisning. En database med oversikt over gjennomførte tiltak, igangsatte tiltak, samt hva som gjøres av overvåking i etterkant av tiltak ville klart være nyttig.

Samfunnets forståelse for artsbevaring ved reintroduksjon av truede arter, spesielt for ressurskrevende prosjekter, vil være avgjørende for bevilgning av midler. Her kan flere instanser bidra til å fremme kommunikasjon og aktivt drive opplysningsarbeid. For at det skal være vilje til å ta vare på arter, er det helt avgjørende at man vet om artene, og forstår hva som står på spill dersom artene forsvinner. Her kan alle, både oppdragsgivere og oppdragstakere i store og små prosjekter bidra.

*«Poenget er, som med alle former for translokasjon utført av oss mennesker, å oppdage hva som gir suksess, også selv om vi ikke alltid forstår hvorfor» - Smith (2014).*

## 9 Referanser

- Abrego, N., Oivanen, P., Viner, I., Nordén, J., Penttilä, R., Dahlberg, A., Heilmann-Clausen, J., Somervuo, P., Ovaskainen, O. & Schigel, D. 2016. Reintroduction of threatened fungal species via inoculation. *Biological Conservation* 203: 120-124.
- Albrecht, M.A. & Maschinski, J. 2012. Influence of founder population size, propagule stages, life history on the survival of reintroduced plant populations. I: Maschinski, J. & Haskins, K. E. (red.) *Plant reintroduction in a changing climate*. Island Press, Washington D.C. S. 171-188.
- Allen, J.L. 2017. Testing lichen transplant methods for conservation applications in the southern Appalachian Mountains, North Carolina, USA. *Bryologist* 120(3): 311-319.
- Andersen, A., Simcox, D.J., Thomas, J.A. & Nash, D.R. 2014. Assessing reintroduction schemes by comparing genetic diversity of reintroduced and source populations: A case study of the globally threatened large blue butterfly (*Maculinea arion*). *Biological Conservation* 175: 34-41.
- Artsdatabanken. 2020. Veileder til rødlistevurdering for Norsk Rødlista for arter 2021. Versjon 2.2.5 Artsdatabanken.
- Ballesteros, M., Ayerbe, J., Casares, M., Canadas, E.M. & Lorite, J. 2017. Successful lichen translocation on disturbed gypsum areas: A test with adhesives to promote the recovery of biological soil crusts. *Scientific Reports* 7.
- Batson, W.G., Gordon, I.J., Fletcher, D.B. & Manning, A.D. 2015. REVIEW: Translocation tactics: a framework to support the IUCN Guidelines for wildlife translocations and improve the quality of applied methods 52(6): 1598-1607.
- Bengtson, R. 2011. Kartlegging av lakrismjeltblåvinge (*Plebeius argyrognomon*) i Norge 2007-2010 - status og forslag til forvaltning Rapport2011. Fylkesmannen i Oslo og Akerhus, miljøvernavdelingen
- Berger-Tal, O., Blumstein, D.T. & Swaisgood, R.R. 2020. Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions 23(2): 121-131.
- Brooker, R.W., Brewer, M.J., Britton, A.J., Eastwood, A., Ellis, C., Gimona, A., Poggio, L. & Genney, D.R. 2018. Tiny niches and translocations: The challenge of identifying suitable recipient sites for small and immobile species. *Journal of Applied Ecology* 55(2): 621-630.
- Brown, M.J.F., Sainsbury, A.W., Vaughan-Higgins, R.J., Measures, G.H., Jones, C.M. & Gammas, N. 2017. Bringing Back a Healthy Buzz? Invertebrate Parasites and Reintroductions: A Case Study in Bumblebees. *EcoHealth* 14(1): 74-83.
- Bubac, C.M., Johnson, A.C., Fox, J.A. & Cullingham, C.I. 2019. Conservation translocations and post-release monitoring: Identifying trends in failures, biases, and challenges from around the world. *Biological Conservation* 238: 108239.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.-C. & Watson, R. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines 328(5982): 1164-1168.
- Butt, N., Chauvenet, A.L.M., Adams, V.M., Beger, M., Gallagher, R.V., Shanahan, D.F., Ward, M., Watson, J.E.M. & Possingham, H.P. 2020. Importance of species translocations under rapid climate change. *Conservation Biology*.
- ButterflyConservation. 2010. Policy on Introductions and Re-Introductions Butterfly Conservation
- Canessa, S., Genta, P., Jesu, R., Lamagni, L., Oneto, F., Salvidio, S. & Ottonello, D. 2016. Challenges of monitoring reintroduction outcomes: Insights from the conservation breeding program of an endangered turtle in Italy. *Biological Conservation* 204: 128-133.
- Cassel, A. & Tammaru, T. 2003. Allozyme variability in central, peripheral and isolated populations of the scarce heath (*Coenonympha hero*: Lepidoptera, Nymphalidae); implications for conservation. *Conservation Genetics* 4(1): 83-93.
- Chapman, T., Miles, S. & Trivedi, C. 2019. Capturing, protecting and restoring plant diversity in the UK: RBG Kew and the Millennium Seed Bank. *Plant Diversity* 41(2): 124-131.
- Dahlberg, A. & Mueller, G.M. 2011. Applying IUCN red-listing criteria for assessing and reporting on the conservation status of fungal species. *Fungal Ecology* 4(2): 147-162.

- Díaz, M., Anadón, J.D., Tella, J.L., Giménez, A. & Pérez, I. 2018. Independent contributions of threat and popularity to conservation translocations. *Biodiversity and Conservation* 27(6): 1419-1429.
- Easton, L.J., Bishop, P.J. & Whigham, P.A. 2020. Balancing act: modelling sustainable release numbers for translocations 23(4): 434-442.
- Elven, H. 2011. Prosjektbeskrivelse - Avl av lakrismjeltblåvinge (*Plebejus argyrognomon*) Ikke publisert
- Elven, H. 2014. Oppal og utsetting av lakrismjeltblåvinge (*Plebejus argyrognomon*) i indre Olsofjord. Rapport 4/2014. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvern avdelingen.
- Elven, H. & Bengtson, R. 2016. Overvåking av lakrismjeltblåvinge *Plebeius argyrognomon* i Asker og Bærum i 2016. Rapport nr. 56. Naturhistorisk museum.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P., Åsen, P.A. & Vandvik, V. 2018. *Vincetoxum roccissum*, verduering av økologisk risiko. Fremmedartslista2018. Artsdatabanken
- Elzinga, C., Salzer, D.W. & Willoughby, J. 1998. Measuring and monitoring plant populations
- Endrestøl, A., Gammelmo, Ø., Hansen, L.O., Lønnve, O.J., Olberg, S. & Aarvik, L. 2005. Registrering og overvåking av utvalgte insekter i Oslo kommune 2005. NHM-Rapport Nasjonalt senter for kartlegging
- Endrestøl, A. 2009. Staturrapport om lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon*. *Insektnytt* 34(1): 5-21.
- Endrestøl, A. 2010. Faglig grunnlag for handlingsplan for klippeblåvinge *Scolitantides orion*. NINARapport 649. Norsk Institutt for naturforskning
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for lakrismjeltblåvinge *Plebeius argyrognomon*. NINARapport 844. Norsk Institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2015. Faglig grunnlag for handlingsplan for prikkrotevinge *Melitaea cinxia*. NINARapport 1214. Norsk institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2017. Kartlegging av larvespinn av prikkrotevinge *Melitaea cinxia* på Rauer i Frerikstad kommune i 2015-2016. NINARapport 1287. Norsk institutt for naturforskning
- Endrestøl, A., Flåten, M., Hanssen, O., Staverløkk, A. & Sverdrup-Thygeson, A. 2012. Kartlegging og overvåking eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2011. NINARapport 837. Norsk Institutt for naturforskning
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2016. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2015. NINARapport 1252. Norsk Institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2018. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2017. NINA Rapport 1477. Norsk Institutt for naturforskning
- Endrestøl, A. & Often, A. 2018. Kartlegging og forslag til skjøtselsplan for strandmaurløve, strandmurerbie og strandtorn på Sandbakken, Jomfruland i Kragerø kommune. NINA Rapport 1550. Norsk Institutt for naturforskning.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2020. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2019. NINA Rapport 1792. Norsk Institutt for naturforskning.
- Evju, M., Nybø, S., Framstad, E., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A.V., V. Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Arealrepresentativ overvåking av terrestriske naturtyper. Indikatorer for økologisk tilstand. NINA Rapport 1478. Norsk Institutt for naturforskning
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E.J., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper NINARapport1816. Norwegian Institute for Nature Research
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96(1): 1-11.
- Fleming, P.A. & Bateman, P.W. 2016. The good, the bad, and the ugly: which Australian terrestrial mammal species attract most research? 46(4): 241-254.
- Framstad, E., Bevanger, K., Dervo, B., Endrestøl, A., Olsen, S.L. & Pedersen, H.C. 2018. Faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter. NINA Rapport 1598. Norsk Institutt for naturforskning
- Friedrich, E. 1986. Breeding Butterflies and moths - a practical handbook for British and European species
- Fylkesmannen i Agder. 2020. Handlingsplan for bekjempelse av landøyda 2020-2023. <https://www.fylkesmannen.no/nb/agder/Landbruk-og-mat/Miljotiltak/Bekjemp-plantenlandoyda/>. Besøkt mars 2021.

- Fylkesmannen i Agder. 2020. Bekjemp planten landøyda.  
<https://www.fylkesmannen.no/nb/agder/Landbruk-og-mat/Miljotiltak/Bekjemp-planten-landoyda/>. Besøkt mars 2021.
- Gammas, N. 2020. The short-haired bumblebee reintroduction project - 10 year report. Bumblebee Conservation Trust.
- Gardiner, T. 2011. Motted grasshopper translocation to sand dunes in Essex, England. Global Reintroduction perspectives: More case studies from around the world. IUCN/SSC.
- Gauslaa, Y., Johlander, S. & Nordén, J. 2018. Gastropod grazing may prevent reintroduction of declining N-fixing epiphytic lichens in broadleaved deciduous forests *Fungal Ecology* 35: 62-69.
- Gederaas, L., Salvesen, I. & Viken, Å. 2007. Norsk Svarteliste 2007 - økologiske risikovurderinger av fremmede arter. . Artsdatabanken.
- Gedir, J.V., Everest, T. & Mehrensclager, A. 2004. Evaluating the potential for species reintroductions in Canada. Pathways to recovery. Victoria B.C. March 2.-6. 2004.
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Aguraiuja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriondo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M. & Vanderborght, T. 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144(2): 672-682.
- Godefroid, S., Le Pajolec, S. & Van Rossum, F. 2016. Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: implications for designing protocols. *Plant Ecology* 217: 169-182.
- Graystock, P., Yates, K., Evison, S.E.F., Darvill, B., Goulson, D. & Hughes, W.O.H. 2013. The Trojan hives; pollinator, pathogens, imported and distributed in bumblebee colonies. *Journal of Applied Ecology* 50: 1207-1215.
- Gustafsson, L., Fedrowitz, K. & Hazell, P. 2013. Survival and vitality of a macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting. *Forest Ecology and Management* 291: 436-441.
- Hanssen, O. 2021. Oppfølging av handlingsplan for elvesandjeger *Cicindela maritima*, og registreringer av stor elvebreddeknopp *Arctosa cinerea* 2015-2020. NINARapport 1815 In prep. Norsk institutt for naturforskning
- Hale, S.L. & Koprowski, J.L. 2018. Ecosystem-level effects of keystone species reintroduction: a literature review 26(3): 439-445.
- Hall, I.R., Yun, W. & Amicucci, A. 2003. Cultivation of edible ectomycorrhizal mushrooms. *Trends in Biotechnology* 21(10): 433-438.
- Hallingbäck, T. & Tan, B. 2010. Past and present activities and future strategy of bryophyte conservation. *Phytotaxa* 9: 266-274.
- Halvorsen, B.E. 2019. Upublisert Notat 2.
- Hanski, I., Schulz, T., Wong, S.C., Ahola, V., Ruokolainen, A. & Ojanen, S.P. 2017. Ecological and genetic basis of metapopulations persistence of the Glanville fritillary butterfly in fragmented landscapes. *Nature Communications* 8.
- Hart, M., Ehret, D.L., Krumbein, A., Leung, C., Murch, S., Turi, C. & Franken, P. 2015. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi improves the nutritional value of tomatoes. *Mycorrhiza* 25(5): 359-376.
- Hazell, P. & Gustafsson, L. 1999. Retention of trees at final harvest—evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation* 90(2): 133-142.
- Heilmann-Clausen, J., Barron, E.S., Boddy, L., Dahlberg, A., Griffith, G.W., Nordén, J., Ovaskainen, O., Perini, C., Senn-Irlet, B. & Halme, P. 2015. A fungal perspective on conservation biology 29(1): 61-68.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Hilmo, O. 2002. Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted into a young and an old *Picea abies* forest. *Ecography* 25: 329-335.
- Hilmo, O. & Ott, S. 2002. Juvenile Development of the Cyanolichen *Lobaria scrobiculata* and the Green Algal Lichens *Platismatia glauca* and *Platismatia norvegica* in a Boreal *Picea abies* Forest 4(2): 273-280.
- Hochkirch, A., Witzemberger, K.A., Teerling, A. & Niemeyer, F. 2007. Translocation of an endangered insect species, the field cricket (*Gryllus campestris* Linnaeus, 1758) in northern Germany. *Biodiversity and Conservation* 16(12): 3597-3607.
- Hughes, D.G. & Bennett, P.M. 1991. Captive breeding and the conservation of invertebrates 30(1): 45-51.



- Høitomt, T. 2015. Bevaringsplan for duftsepter *Mannia fragrans* i Norge. BioFokus-notat 2015-13. BioFokus.
- IPBES. 2018. Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy platform in Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. IUCN Species Survival Commission.
- Jansson, N. 2019. Sammanfattning av aktiviteter utförda inom det Biogeografiska uppföljningssystemet för vedlevande evertebrater 2012-2018 och framtida planter inom systemet. Swedish Environmental Protection Agency
- Jansson, U. 2011. Utkast til handlingsplan for huldrestry (*Usnea longissima*). BIOFokus-rapport 2010-36
- Karlsson, T. 2018. Redovisning av åtgärdsprogram för kronärtsblåvinge 2014-2018. Naturvårdsverket. s 20.
- KLD. 2015. Meld.St. 14 Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det Kongelige Klima- og Miljødepartement
- Kottler, E.J., Dickman, E.E., Sexton, J.P., Emery, N.C. & Franks, S.J. 2021. Draining the Swamping Hypothesis: little evidence that gene flow reduces fitness at range edges. Trends in Ecology & Evolution 36(6): 533-544.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.-I., Myklebost, H., Aalberg Haugen, I.M., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på trua natur. NINA Rapport 1554. Norsk Institutt for naturforskning.
- Lee, K.-W., Lee, J.-O., Park, G.-W. & Min, K.-W. 2021. The restoration of the red-spotted apollo butterfly to Samcheok City, Gangwon-do, Republic of Korea. I: Soorae, P. S. (red.) Global Conservation translocations perspectives: studies from around the globe, Gland, Switzerland
- Lewis, O.T. & Thomas, C.D. 2001. Adaptations to Captivity in the Butterfly *Pieris brassicae* (L.) and the Implications for Ex situ Conservation. Journal of Insect Conservation 5(1): 55-63.
- Lindenmayer, D.B. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. Trends in Ecology & Evolution 24: 482-486.
- Lovdata. 2009. Lov om naturens mangfold - Naturmangfoldloven. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>.
- Lovdata. 2016. Forskrift om fremmede arter, Hefte 7.
- Lowe, S., Brown, M., Boudielas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the World's most invasive species database. IUCN.
- Mckenna-Foster, A. & Perrotti, L. 2011. Re-introduction of the American burying beetle to Nantucket island, Massachusetts, USA. I: Soorae, P. S. (red.) Global re-introduction perspectives: 2011: More case studies from around the globe. IUCN/SSC Re-introduction specialist group, Gland, Switzerland
- Meads, M. 1994. Translocation of New Zealand's endangered insects as a tool for conservation. Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna, Surrey Beatty, Chipping Norton, NSW. S. 53-56.
- Meeus, I., Brown, M.J., De Graaf, D.C. & Smagghe, G. 2011. Effects of invasive parasites on bumble bee declines. Conserv Biol 25(4): 662-71.
- Miljødirektoratet. 2016. Retningslinjer for håndtering av sensitive artsdata. M-606. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet. 2017. Kartlegging av apollosommerfugl i Oppland 2015-2017. Miljødirektoratet Rapport M-819
- Mills, L.S., Soulé, E., M. & Doak, D.F. 1993. The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. BioScience 43(4): 219-224.
- Moor, H., Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J. & Snäll, T. 2021. Long-term effects of colonization-extinction dynamics of generalist versus specialist wood-decaying fungi 109(1): 491-503.
- Nasjonalt pollinatorstrategi 2018. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nasjonalt-pollinatorstrategi/id2606300/>.
- Nilsson, M. 2005. Naturvårdsbränning - Vägledning för brand och bränning i skyddad skog. Rapport 5438. Naturvårdsverket.
- Nimis, P.L., Scheidegger, C. & Wolseley, P.A. 2002. Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens. I: Nimis, P. L., Scheidegger, C. & Wolseley, P. A. (red.) Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens. Springer Netherlands, Dordrecht. S. 1-4.

- Nordén, J., Læssøe, T. & Jordal, J.B. 2014. *Chlorostoma vestlandicum* sp. nov., a host-specific mycoparasite on *Hypoxylon vogesiacum* from Western Norway. *Karstenia* 54: 9-13.
- Nordén, J., Abrego, N., Boddy, L., Bäessler, C., Dahlberg, A., Halme, P., Hällfors, M., Maurice, S., Menkis, A., Miettinen, O., Mäkipää, R., Ovaskainen, O., Penttilä, R., Saine, S., Snäll, T. & Junninen, K. 2020. Ten principles for conservation translocations of threatened wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 44: 100919.
- Norros, V., Karhu, E., Nordén, J., Vähätalo, A.V. & Ovaskainen, O. 2015. Spore sensitivity to sunlight and freezing can restrict dispersal in wood-decay fungi 5(16): 3312-3326.
- O'Donnell, K. & Sharrock, S. 2017. The contribution of botanic gardens to ex situ conservation through seed banking. *Plant Diversity* 39(6): 373-378.
- Olsen, S.L., Evju, M. & Endrestøl, A. 2018. Fragmentation in calcareous grasslands: species specialization matters. *Biodiversity & Conservation* 27: 2329-2361.
- Paulus, H.F. 2006. Deceived males - Pollination biology of the mediterranean orchid genus *Ophrys* (Orchidaceae). *Journal of European Orchids* 38(2): 303-353.
- Pearce-Kelly, P., R., M., Barret, P., Perrotti, L., Magdich, M., Daniel, B.A., Sullivan, E., Vletman, K., Clarke, D., Mowey, T. & Spencer, W. 2007. The conservation value of inset breeding programmes: Rationale, Evaluation, Tools and Example Programme Case Studies. I: Stewart, A. J. A., New, T. R. & Lewis, O. T. (red.) *Insect Conservation Biology*. The Royal Entomological Society. S. 57-75.
- Pedersen, O. 2010. Strandtorn - *Eryngium maritimum*. Utkast til handlingsplan 2010-2019. . DNRapport Ikke publisert. .
- Pence, V.C. 2004. Ex situ conservation methods for bryophytes and pteridophytes. I: Guerrant, J. E., Havens, K. & Maunder, M. (red.) *Ex situ plant conservation - supporting species survival in the wild*, Washington DC
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American naturalist* 132: 652-661.
- Pykälä, J. 2017. Relation between extinction and assisted colonization of plants in the arctic-alpine and boreal regions. *Conservation Biology* 31(3): 524-530.
- Ranius, T., Snäll, T. & Nordén, J. 2019. Importance of spatial configuration of deadwood habitats in species conservation. *Conserv Biol* 33(5): 1205-1207.
- Resende, P.S., Viana, A.B., Young, R.J. & de Azevedo, C.S. 2020. A global review of animal translocation programs. *Animal Biodiversity and Conservation* 43(2): 221-232.
- Robertson, D.N., Sullivan, T.J. & Westerman, E.L. 2020. Lack of sibling avoidance during mate selection in the butterfly *Bicyclus anynana*. *Behavioural Processes* 173: 104062.
- Rolstad, J. & Rolstad, E. 2008. Huldrestry *Usnea longissima* i Nordmakra, Oslo - markert nedgang selv i områder uten hogst. *Blyttia* 66: 208-214.
- Rowntree, J.K. & Ramsay, M.M. 2005. Ex situ conservation of bryophytes and potential of a pilot project. *Bol Soc Esp Briol* 26: 17-22.
- Rowntree, J.K. & Ramsay, M.M. 2009. How bryophytes came out of the cold: successful cryopreservation of threatened species. *Biodiversity & Conservation* 18: 1413-1420.
- Røsok, Ø., Hanssen, E.W., Abel, K. & Eid, P.M. 2013. Myrflangre *Epipactis palustris* på Åbbortjernmyr i Asker, Akershus. En trist historie som kanskje ender godt. *Blyttia* 71: 157-166.
- Sabovljević, M., Vujičić, M., Pantović, J. & Sabovljević, A. 2014. Bryophyte conservation biology: In vitro approach to the ex situ conservation of bryophytes from Europe. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 148(4): 857-868.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelis, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392(6675): 491-494.
- Samways, M.J., McGeoch, M.A. & New, T.R. 2010. *Insect Conservation - A handbook of approaches and methods*. Oxford University Press.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27.
- Scheidegger, C. 1995. Transplantation of symbiotic propagules and thallus fragments: methods for the conservation of threatened epiphytic lichen populations. *Mitt. Eidgenöss. Forsch. anst. Wald Schnee Landsch.* 70: 41-62.
- Schori, J. 2020. Improving the success of insect conservation translocations: a case study of the antionallyl endangered robust grasshopper (*Brachaspis robustus* *BegeLOW*). University of Canterbury, New Zealand.

- Schultz, C.B., Russell, C. & Wynn, L. 2008. Restoration, Reintroduction, and captive Propagation for at-risk Butterflies: A review of British and American Conservation Efforts. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 54(1): 41-61.
- 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.
- Sears, J., Edwards, M., Lyons, G. & Curson, J. 2021. Translocation and habitat restoration to increase the field cricket population in Southern England. I: Soorae, P. S. (red.) *Global conservation translocation perspectives 2021. Case studies from around the globe.* . IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Gland, Switzerland
- Seddon, P.J., Soorae, P.S. & Launay, F. 2005. Taxonomic bias in reintroduction projects 8(1): 51-58.
- Seddon, P.J., Griffiths, C.J., Soorae, P.S. & Armstrong, D.P. 2014. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world 345(6195): 406-412.
- Sherley, G.H. 1998. Threatened Weta Recovery Plan Department of Conservation.
- Silcock, J.L., Simmons, C.L., Monks, L., Dillon, R., Reiter, N., Jusaitis, M., Vesk, P.A., Byrne, M. & Coates, D.J. 2019. Threatened plant translocation in Australia: A review. *Biological Conservation* 236: 211-222.
- Sillett, S.C., McCune, B., Peck, J.E., Rambo, T.R. & Ruchty, A. 2000. DISPERSAL LIMITATIONS OF EPIPHYTIC LICHENS RESULT IN SPECIES DEPENDENT ON OLD-GROWTH FORESTS 10(3): 789-799.
- Simler, A.B., Williamson, M.A., Schwartz, M.W. & Rozzo, D. 2019. Amplifying plant disease risk through assisted migration. *Conservation Letters* 12.
- Smith, H., Clarke, D., Heaver, D., Hughes, I., Pearce-Kelly, P. & Sainsbury, T. 2013. Translocation and augmentation of the fen raft spider populations in the UK. I: Soorae, P. S. (red.) *Global reintroduction perspectives: Further case studies from around the globe.* . IUCN/SSC Re-introductions specialist groups and Abu Dhabi, UAE, Gland, Switzerland. S. 1-5.
- Smith, P.L. 2014. Lichen translocation with reference to species conservation and habitat restoration. *Symbiosis* 62(1): 17-28.
- Stabbetorp, O. & Endrestøl, A. 2011. Faglig grunnlag for handlingsplan for dragehode *Dracocephalum ruyschiana* og dragehodeglandsbille *Meligethes norvegicus*. NINARapport766. Norsk Institutt for naturforskning.
- Stadtmann, S. & Seddon, P.J. 2020. Release site selection: reintroductions and the habitat concept. *Oryx* 54(5): 687-695.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Toeneiet, M. & Blanck, Y.-I. 2013. Strong anthropogenic signal in historic forest fire regime: A detailed spatio-temporal case study from South-central Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 836-845.
- Svensson, R. & Aronsson, M. 2013. Utsättning av arter - En del i naturvårdsarbetet - Erfarenheter från utsättningsförök av några växtarter i Bråbygden, Kalmar län. Sveriges lantbruksuniversitetet.
- Thomas, J.A., Simcox, D.J. & Bourn, N.A.D. 2011. The restoration of the large blue butterfly to the UK, In: *Global Reintroduction perspectives*. IUCN/SSC.
- Thompson, C.D. 1991. The Biology of an invasive plant. *BioScience* 41 6: 393-401.
- Tracy, L.N., Wallis, G.P., Efford, M.G. & Jamieson, I.G. 2011. Preserving genetic diversity in threatened species reintroductions: how many individuals should be released? 14(4): 439-446.
- Václac, J. 2021. Reintroduction of the svarce fritillary butterfly in the Czech Republic. I: Soorae, P. S. (red.) *Global conservation translocation perspectives 2021: case studies from around the world*. IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Abu Dhabi. S. 353.
- Van Dyck, H., Van Strien, A.J., Maes, D. & Van Swaay, C.A.M. 2009. Declines in Common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology* 23: 957-965.
- Van Swaay, C.A.M., Dennis, E.B., Schmucki, R., Sevilleja, C.G., Balalaikins, M., Botham, M., Borurn, N., Brereton, T., Cancela, J.P., Carlisle, B., VChambers, P., Collins, S., Dpoagne, C., Escobés, R., Feldmann, R., Fernández-Garzia, J.M., Fontaine, B., Gracianteparaluceta, A., Harrower, C., Harpke, A., Heljölä, J., Komac, B., Kühn, E., Lang, A., Maes, D., Mestdagh, X., Middlebrook, I., Maonasterio, Y., Munguira, M.L., Murray, T.E., Musche, M., Öunap, E., paramo, F., Pettersson, L.B., Piqueray, J., Settele, J., Stefanescu, C., Svitra, G., Tiitsaar, A., Verovnik, R., Warren, M.S., Mynhoff, I. & Roy, D.B. 2019. The EU Butterfly

- Indicator for Grassland species: 1990-2017: Technical Report. Butterfly Conservation Europe & ABLE7eBMS.
- Vergeer, P., Sonderen, E. & Ouborg, N.J. 2004. Introduction Strategies Put to the Test: Local Adaptation versus Heterosis 18(3): 812-821.
- Warning, P. 2005. The history, conservation and presumed extinction of the Essex Emerald moth., *Thetidia smaragdaria maritima* Entomologist's gazette 56(3): 149-188.
- Webb, L. 2014. Propagation Handbook for the Karner Blue Butterfly, *Lycaeides melissa samuelis*. New Hampshire Fish and Game department.
- Weeks, A.R., Sgro, C.M., Young, A.G., Frankham, R., Mitchell, N.J., Miller, K.A., Byrne, M., Coates, D.J., Eldridge, M.D., Sunnucks, P., Breed, M.F., James, E.A. & Hoffmann, A.A. 2011. Assessing the benefits and risks of translocations in changing environments: a genetic perspective. *Evol Appl* 4(6): 709-725.
- Weiser, E.L., Grueber, C.E. & Jamieson, I.G. 2012. AlleleRetain: a program to assess management options for conserving allelic diversity in small, isolated populations 12(6): 1161-1167.
- Wesenberg, J., Hanssen, E.W. & Høiland, K. 2005. Genarv på Ringerike - Noas ark eller koselig hobby? . *Blyttia* 63(1): 10-11.
- Wetterin, M. 2008. Utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen. Naturvårdsverket
- Zimmer, H.C., Auld, T.D., Cuneo, P., Offord, C.A. & Commander, L.E. 2019. Conservation translocation – an increasingly viable option for managing threatened plant species %J *Australian Journal of Botany* 67(7): 501-509.
- Ødegård, F. 2011. Faglig grunnlag for handlingsplan for rødknappsandbie *Andrena hattorfiana* og ildsandbie *Andrena marginata*. NINARapport 759. Norsk Institutt for naturforskning
- Aagaard, K., Hindar, K., Hanssen, O., Balstad, T. & Fjellstad, W. 1997. Bestandsstruktur og genetisk mangfold i norske bestander av *Parnassius mnemomesyne* og *Parnassius apollo* (Lepidoptera). NINA Oppdragsmelding 462. Norsk Institutt for naturforskning





*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.*

1993

NINA Rapport

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4772-6

## 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](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger