



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Tidlig varling – kartlegging av fremmede arters spredning langs Oslofjorden

Early detection – A survey of the dispersal of alien
species along the Oslo Fjord

Sunniva Iversby Pettersen

Mastergrad i naturforvaltning

Forord

Først og fremst vil jeg rette en stor takk til veilederne mine Rannveig M. Jacobsen og Mathias Andreasen for verdifulle tilbakemeldinger og oppfølging gjennom hele oppgavens løp fra start til slutt. Takk til Pauline M. Søndena og Ulrika Jansson for gode tilbakemeldinger og innspill gjennom hele skriveprosessen. Takk til Anders Often som har bidratt med hjelp til artsbestemmelse i felt og kunnskap om artenes økologi. Jeg vil også takke familie, venner og kjæreste for all den støtten og oppløftene ord de har gitt meg gjennom året som har vært. Med dette leverer jeg fra meg den siste oppgaven min på NMBU. Dette har vært fem år jeg aldri ville vært foruten.

Sunniva Iversby Pettersen

Ås 14.05.2024

Sammendrag

Fremmede arter er en av de største truslene for biologisk mangfold i verden og andelen fremmede arter øker globalt. Etablering av fremmede arter kan få store økologiske konsekvenser for både stedeegne arter og økosystemer. Det innføres stadig flere fremmede arter inn i Norge, og det er ikke mulig å sette inn tiltak for å bekjempe alle. Gjennomføring av risikovurderinger og kartlegging av fremmede arter gjør at man tidlig kan varsle forvaltningsmyndigheter om fremmede arter som kan bli problematiske. Tidlig varsling som følges opp med en rask respons, gir en mulighet for å kunne bekjempe en art før den etablerer for store bestander som blir krevende å utrydde. NINA har utarbeidet et overvåkingssystem for tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter. I dette studiet har jeg brukt systemet til å gjenkartlegge og kartlegge ny spredning av et utvalg av 31 fremmede arter av karplanter fordelt på 21 ruter i sørøst Norge. Registreringen av artene i felt ble gjort med høypresisjons-GPS. Hver registrert forekomst fra feltarbeidet ble gitt kategorien gjenfunn, ikke-gjenfunn, spredning, og/eller tilbakegang. I tillegg til disse kategoriene ble også koordinat, en mengdeangivelse og en beskrivelse av forekomstens voksested dokumentert for hver forekomst. Fra kartlegging hadde 13 arter tilstrekkelig datagrunnlag til å vurdere spredningsrate. Høy spredning forekom hos fem arter, mens lav spredning forekom hos åtte arter.

Det ble i studien forsøkt å vurdere om det finnes økologiske trekk hos fremmede arter som fører til stor spredningsfare ved å sammenlikne trekk hos arter med høy og lav spredning. De økologiske trekkene levetid, vekstform, formeringstype, spredningstype og bruksform ble definert for de 13 artene basert på litteratur. Jeg fant i min studie ingen tydelige forskjeller i økologiske trekk mellom de to gruppene.

Ved å gjennomføre en risikoanalyse av fremmede arter, kan man vurdere hvilke arter tiltak bør fokuseres på. Ved risikoanalyse av fremmede arter vurderer man ikke bare spredningsrate, men også økologisk effekt. Resultatene fra felt for de vurderte artenes spredning og habitat de vokser i ble, i kombinasjon med annen litteratur, brukt for å vurdere artenes økologisk effekt på stedeegne arter og økosystemer. Mine vurderinger av artene stemte generelt godt med artsdatabanken sin risikovurdering. For arter som ikke er blitt risikovurdert av artsdatabanken, som ormehode (*Echium vulgare*) og svensk asal (*Sorbus intermedia*), viste mine resultater av disse artene kan få økologiske konsekvenser for stedeegne arter og økosystemer, og bør også fokuseres på i forvaltningen.

Abstract

Alien species is one of the biggest threats to biodiversity globally and the number of alien species worldwide is only increasing. The establishment of alien species in nature can lead to big ecological consequences for both native species and ecosystems. As more species are being imported to Norway, it becomes impossible to combat all of them. Risk assessment and surveillance of alien species are needed to quickly notify the authority responsible for nature management about species that can become problematic. Early detection followed by rapid response makes it possible to remove a species early before they become too abundant to control. NINA has created a surveillance system for early detection of alien species. In this study I've used this system to resurvey and register new dispersal of 31 alien plant species in 21 plots along South-Eastern Norway. The species were registered using a high-precision GPS. Every occurrence of a species was classified as refindings, non-refindings, dispersal, and/or decline. In addition to these categories, I also registered the coordinates, quantities, and a description of the habitat for each occurrence. 13 species had sufficient data to consider the dispersal rate. High dispersal rate occurred in five species, while eight species showed a low dispersal rate.

By comparing ecological traits for species with high and low dispersal rates, I tried to assess if any traits promote a higher risk of dispersal for alien species. The ecological traits that were tested for in this study was lifespan, growth form, reproduction, dispersal, and human use. I found no clear differences in ecological traits between the two groups.

A risk assessment of alien species could be used to assess which species that should be focused on in nature management. In a risk assessment of alien species, one does not only assess the dispersal rate, but also the ecological impact. The results from my fieldwork for the assessed species and the habitat in which they grow, were used along with literature to assess the ecological impact on native species and ecosystems. My assessments for the species were similar to the risk assessment conducted by Artsdatabanken. For the species that Artsdatabanken did not assess, like blueweed (*Echium vulgare*) and Swedish whitebeam (*Sorbus intermedia*), my results showed that these species could have an ecological impact for native species and ecosystems and should also be focused on in nature management.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	III
Introduksjon	1
Metode	3
<i>Tidligere kartlegging</i>	3
<i>Utvelgelse av arter</i>	5
<i>Utvelgelse av ruter</i>	7
<i>Gjenkartlegging 2023</i>	8
<i>Litteratursammenstilling</i>	10
Resultater	11
<i>Bruk av NINA (Norsk institutt for naturforskning) sitt system til gjenkartlegging</i>	11
<i>Spredning</i>	11
<i>Økologiske trekk</i>	13
<i>Effekter av fremmede arter på stedegne arter og naturtyper</i>	15
Diskusjon	26
<i>Gjenkartlegging og kartlegging av ny spredning</i>	26
<i>Sammenlikning av økologiske trekk for spredning og invasjonspotensiale</i>	27
<i>Andre faktorer som forklarer spredning og invasjon</i>	30
Konklusjon	32
Referanser	33
Vedlegg	40

Introduksjon

Fremmede arter er ifølge det internasjonale naturpanelet IPBES en av de største truslene for biologisk mangfold i verden. Nesten en femtedel av jordas areal er i fare for å bli negativt påvirket av invaderende fremmede arter, og etableringen av disse artene kan ha en negativ påvirkning på lokale arter, økosystemtjenester og menneskers helse (IPBES, 2019).

Spredningen av fremmede arter er i dag spesielt tilknyttet menneskelig aktivitet og er først og fremst et resultat av internasjonal handel og transport (Chapman et al., 2017). De siste 200 årene har global handel gradvis økt i takt med en økt økonomisk vekst og fra 1950-tallet har den globale handelen akselerert voldsomt. Dette har ført til en økt handel av kommersielt interessante planter til alle deler av verden (Hulme, 2009). Plantene og andre organismer som følger med dem er ofte fremmede i de landene de importeres til og kan bli invaderende og påvirke stedegent mangfold negativt.

Ifølge Artsdatabanken defineres en art som fremmed hvis artens tilstedeværelse i et område skyldes menneskelig transport, bevisst eller ubevisst, samtidig som arten tidligere ikke har forekommet naturlig i området (Artsdatabanken, 2023a). Kunnskapsgrunlaget for planter er relativt godt og utgjør den nåværende største kjente andelen av fremmede artsgrupper hvor de står for litt over halvparten av de totale fremmede artene på fremmedartslista for 2023 (Artsdatabanken, 2023b). I Norge har vi en lang tradisjon for import av trær og pryddplanter, og mange av de fremmede planteartene som etablerer seg i norsk natur er et resultat av hagerømlinger fra denne importen (Artsdatabanken, 2021). Av karplantene som ble risikovurdert på fremmedartslista i 2023, var omtrent 80% av disse hageplanter (Artsdatabanken, 2023c). Importen av hageplanter er i dag fortsatt stor, og til og med økende (Hagen et al., 2012). Dette vil kunne bety at enda flere fremmede plantearter kan forville seg ut i norsk natur i fremtiden, og utgjøre en risiko for stedegne arter og økosystemer.

Artsdatabankens risikovurdering av fremmede arter består av invasjonspotensialet en fremmed art har i norsk natur og den økologiske effekten denne arten vil utgjøre dersom den klarer å etablere seg (Artsdatabanken 2023d). Ved vurdering av fremmede arter er det satt en grense for at arter som har etablert seg i Norge før år 1800 ikke skal risikovurderes og karplanter som ble fraktet inn i landet og har etablert seg i norsk natur før 1800, regnes som stedegne (Artsdatabanken, 2019). Denne grensen på etablering før år 1800 kan i noen tilfeller være problematisk, da disse artene likevel kan ha en negativ økologisk effekt på stedegne arter.

Etablering av fremmede arter i naturen kan føre til strukturendringer i naturtyper og konkurranse med stedegne arter (Gederaas et al., 2012). Risikovurderinger av fremmede arter gjør at man tidlig kan vurdere hvilke arter som vil bli problematiske, slik at det kan settes inn tiltak for å hindre etablering. For å kunne gjennomføre en god risikoanalyse må man først forstå hvilke faktorer som gjør at fremmede arter suksessfullt kan invadere et område. Hos fremmede karplanter forekommer det få økologiske fellestrekk som gjør dem lempelige for etablering, men noen studier har likevel påvist noen likheter. Daugstad et al. (2018) observerer blant annet at mange av de fremmede artene som blir invaderende i kulturlandskapet er flerårige planter. Dette er planter som lever gjennom flere vekstsesonger og derfor har mulighet til å sette frø og spre seg ved flere anledninger. De fremmede artene som klarer å etablere seg i norsk natur har generelt god sprednings- og tilpasningsevne, stort reproduksjonspotensial, og har god evne til å utnytte ressursene i omgivelsene sine (Gederaas et al., 2012).

Antallet fremmede arter i Norge har hatt en markant økning de siste 20 til 30 årene (Hendrichsen et al., 2014). Det å fullstendig forhindre introduksjon av fremmede arter inn i Norge vil være et tiltak som så og si er umulig å gjennomføre. I stedet bør fremmede arters invadering og skade på naturen hindres ved å minimere spredning og igjennom tidlig bekjempelse. Få å kunne gjennomføre dette er det behov for et system som kan overvåke spredning og etablering av fremmede arter i Norge. Spesielt i utvalgte naturtyper og prioriterte lokaliteter vil denne type system være ekstra viktig for å ta vare på stedegne sårbare arter (Daugstad et al., 2018). Det er helt avgjørende å kunne identifisere nye fremmede karplanter så tidlig som mulig, slik at man kan iverksette effektive tiltak for å stanse spredning (Blaalid & Often, 2019). Et slikt system for tidlig oppdagelse og varsling vil kunne registrere og varsle nye forekomster av fremmede arter til relevant sektormyndighet med ansvar for bekjempelse.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har utformet et system for tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter. Systemet baserer seg på kartlegging i prioriterte områder for tidlig oppdagelse av nye fremmede planter og insekter, hvor fremmede arter i tidlig etableringsfase oppdages og registreres, slik at de kan fjernes før de får mulighet til å spre seg videre (NINA, 2022).

Tidlig oppdagelse og varsling må følges av en rask respons for å hindre spredning og etablering av fremmede plantearter. En rask respons kan gjennomføres på ulike måter. Én metode er gjennom forebyggende tiltak, der man hindrer at arten får mulighet til å etablere seg i utgangspunktet. Dette kan være gjennom å forby dumping av hageavfall, fjerne fremmede arter på privat grunn eller redusere bruk av fremmede plantearter i offentlige grøntanlegg. Om en art allerede har forvillet seg ut i norsk natur kreves en direkte fjerning av plantene. Dette kan foregå gjennom å grave de opp eller sprøyte eller pensle plantene med gift (Daugstad et al., 2018). For å forhindre at nye fremmede arter etablerer seg må det i forvandlingen gjennomføres en kombinasjon av forebyggende tiltak, tidlig oppdagelse og rask respons (Westbrooks & Eplee, 2011)

I denne oppgaven har jeg gjenkartlagt utvalgte fremmede arter som tidligere er blitt kartlagt i NINAs tidlige oppdagelse og varslingsprosjekt. Ved denne kartleggingen ønsker jeg å se på om det er mulig å bruke NINAs kartleggingsystem til å gjenfinne registrerte arter og undersøke spredning siden forrige kartlegging. Jeg skal vurdere de økologiske effektene utvalgte fremmede arter kan få på stedegne arter og natur, basert på mine observasjoner fra feltarbeid og nasjonal og internasjonal litteratur. Hvis noen av de utvalgte artene viser tegn til stor spredning, ønsker jeg å se nærmere på om disse artene har felles økologiske trekk som kan forklare deres evne til spredning i norsk natur.

Metode

Tidligere kartlegging

NINA (Norsk institutt for naturforskning) har gjennomført årlig kartlegging av fremmede karplanter siden 2018 i et utvalg av ruter i Sørøst-Norge. Allerede kjente og nye mistenkte fremmede arter ble registrert i felt av botanikere Anders Often, Hanne Hegre og Mathias Andreassen. Det ble kun registrert fremmede arter som selv har spredt seg til veikanter, grøfter og annen naturlig vegetasjon. Arter som lå innenfor hager, parker eller som var blitt plantet ut i veikanter, ble ikke registrert (Jacobsen et. al., 2018).

Kartleggingen av fremmede karplanter foregikk i ruter på 250 x 250 meter basert på Statistisk sentralbyrå (SSB) sitt rutenett over Norge. Plasseringen av rutene ble bestemt ved enten

automatisk eller manuell utvelgelse. De automatisk valgte rutene ble valgt ut fra fire forhåndsdefinerte kriterier. Ruta måtte inneholde minimum 12 eneboliger, befolkningstettheten i ruta måtte ligge på mellom 30 og 125, ruta måtte ligge maksimum 100 meter fra nærmeste skogsområde og sannsynlighet for ruteutvalg var basert på hot-spot-områder med fremmede arter (Olsen et al., 2017). Disse kriteriene var målrettet mot boligområder der spredning av fremmede planter kan skje gjennom hagebruk og dumping av hageavfall. De manuelt valgte rutene ble subjektivt valgt til å ligge innenfor områder man tenker kan være gode spredningskilder for fremmede arter, som knutepunkt for transport og gjenvinningsstasjoner (Jacobsen et. al., 2020).

Kartleggingen foregikk primært i september, med unntak av 2021 da det ble kartlagt både tidlig (juni) og sent i sesongen (september). Rutekartleggingen ble gjennomført ved at kartleggerne beveget seg fritt i ruta (random walk-metode) for å få best mulig oversikt over vegetasjonen. Unntaket er kartleggingen fra 2018 da man i all hovedsak fulgte transekter, i tillegg til 30 minutter med random walk-metode per rute. Det ble satt en tidsramme for kartleggingen på maksimalt fem timer per rute, med unntak av 2018, da makstiden var to timer.

Registreringen av arter ble i 2018 og 2019 gjort med vanlig håndholdt GPS som har en presisjon på meternivå. Fra 2020 ble det tatt i bruk høypresisjons-GPS (Trimble R2) som ofte ga en presisjon ned på centimeter-nivå. Rutene fra 2020 og 2021 ble kartlagt med en blanding av håndholdt og høypresisjons-GPS, mens alle rutene fra 2022 ble kartlagt kun med høypresisjons-GPS. I kartlegging fra 2018-2020 ble kjente og relativt vanlige fremmede arter kun registrert på rutenivå. Alle disse artene ble derfor plassert under samme koordinatpunkt (rutas midtpunkt) selv om de befant seg på ulike posisjoner i ruta. Nye eller uvanlige fremmede arter og uidentifiserte arter ble registrert ved hver forekomst med GPS-koordinater. For hver registrerte forekomst ble det angitt et mengdeanslag beskrevet i Jacobsen et.al. (2020), og i noen tilfeller med detaljerte kommentarer. Kartleggingen i 2022 bestod i stor grad av gjenbesøk av rutene kartlagt i 2019, som vil si at noen av forekomstene kartlagt 2019 fikk ny stadfesting med høypresisjons-GPS (Endrestøl et al., 2023)

Utvelgelse av arter

Utvalget av artene til masteroppgaven baserte seg på arter som tidligere har blitt kartlagt i NINAs prosjekt i løpet av perioden 2018 - 2022. Utvalget ble gjort i samarbeid med Anders Oftan fra Plantekunnskap Oftan og Mathias Andreassen fra NINA. Utvalget av arter ble gjort med et forvaltningsperspektiv og Anders Oftans ekspertvurdering av artenes potensial for invasjon i Norge og negativ økologisk effekt på norsk natur. Alle artene som ble valgt er innført til Norge ved menneskelig hjelp, men ikke alle er ansett som fremmede ut ifra fremmedartslistas 1800-tallsgrense. Ikke-fremmedartslistede arter var allikevel interessante å vurdere fordi selv om artene ble innført til Norge før år 1800, kan de få negative økologiske og/eller økonomiske effekter. I tillegg har det ikke vært stort fokus på de utvalgte artene i den offentlige forvaltningen, slik at kunnskapsgrunnlaget for påvirkning på stede egne arter og natur er lavt. Artene som ble valgt har stor variasjon i økologi, slik som ulike leveområder, spredningsformer og tilpasningsdyktighet. Ved å velge ut økologisk ulike arter ønsket vi å vurdere om det er visse økologiske trekk som gjør at en art kan ha større sprednings- og invasjonspotensiale i norsk natur. Det ble i alt valgt ut 31 arter som ble gjenkartlagt i felt 2023 (tabell 1).

Tabell 1 Utvalgte arter i kartleggingen 2023, begrunnelse for valg av arter og deres kategori på fremmedartslista fra 2023.

Norske navn	Latinske navn	Begrunnelse for valg	Kategori fremmedartslista 2023
Akeleie	<i>Aquilegia vulgaris</i>	Forviller seg lett ut fra hager	NR
Asparges	<i>Asparagus officinalis</i>	God reproduksjon og spredning	LO
Berlinerpoppel	<i>Populus x berolinensis</i>	Fortrenger stede egne arter og endrer naturtyper. Stort invasjonspotensial	HI
Blomstermispel	<i>Cotoneaster multiflorus</i>	Stort invasjonspotensiale og i starten av sin ekspansjon. Endrer naturtyper	SE
Buksbom	<i>Buxus sempervirens</i>	Kuldefølsom, men er i økning rundt Oslofjorden	PH

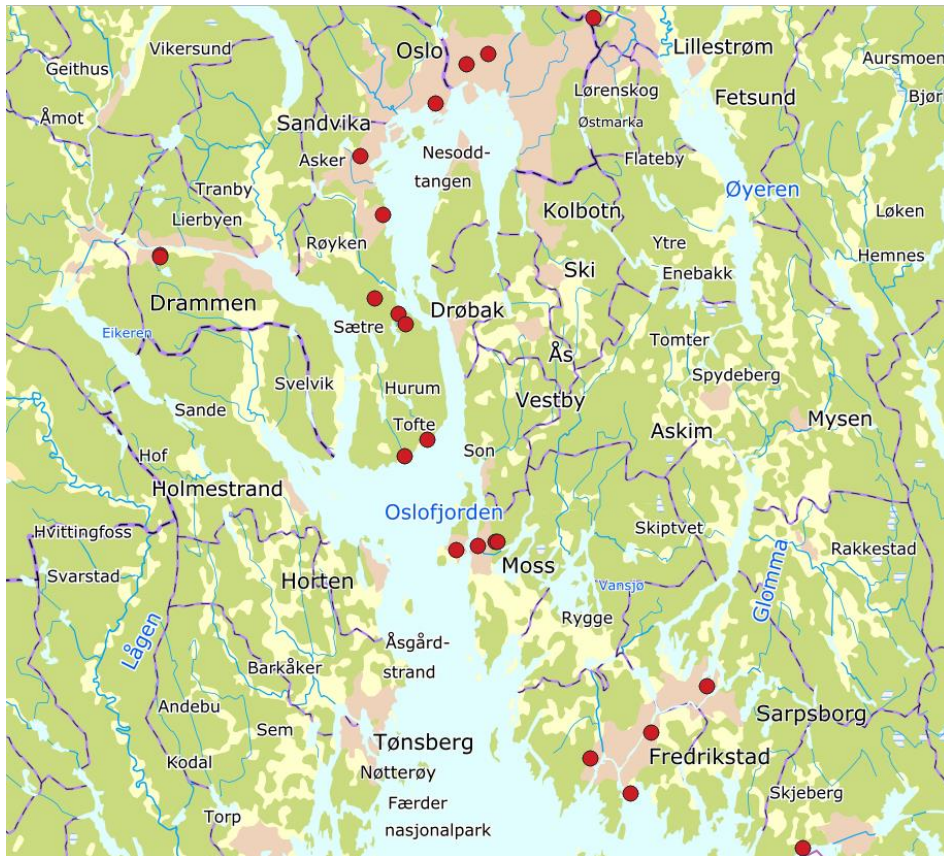
Byvortemelk	<i>Euphorbia peplus</i>	I ekspansjon	NR
Flerårslin	<i>Linum bienne</i>	Hittil ikke tegn på reproduksjon, sjekke om dette har endret seg	NR
Gulltorn	<i>Ulex europaeus</i>	Dørstokkart som er et stort problem i andre land	HI
Hundesennep	<i>Descurainia sophia</i>	I ekspansjon	NR
Hvitrogn	<i>Sorbus koehneana</i>	Tidlig varsling og i rask spredning	PH
Hybridbarlind	<i>Taxus x media</i>	Stort invasjonspotensial, sprer seg langt med fugl	SE
Kjempekonvall	<i>Polygonatum x hybridum</i>	Spres med jordstengler og kan danne store kolonier	NR
Klatrevillvin	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Kan danne store kloner og har stort invasjonspotensial	SE
Lin	<i>Linum usitatissimum</i>	Plantenes som produksjonsart og kan rømme til natur. Sjekke om arten kan etablere bestander	NR
Mellomvalurt	<i>Symphytum x uplandicum</i>	I spredning, kan favoriseres av klimaendringer	HI
Ornehode	<i>Echium vulgare</i>	Forsinket spredning, i ekspansjon	NR
Parklind	<i>Tilia x europaea</i>	Ofte steril, men kan sette frø. Se om den har gjort det	LO
Prakttoppklokke	<i>Campanula glomerata</i>	Stort invasjonspotensial, danner tette bestander og fortrenger urter	HI
Rosesnøbær	<i>Symphoricarpos orbiculatus</i>	Ikke enda etablert i Norge, tidlig varsling	NR
Rødmelde	<i>Oxybasis rubra</i>	Se om bestanden har forsvunnet fra et tidligere kartlagt område fordi den er ettårig eller om den etablerer bestander	LO

Sommerhyll	<i>Sambucus ebulus</i>	Effektiv formering og kan spre seg langt med fugl	LO
Stikkelsbær	<i>Ribes uva-crispa</i>	I ekspansjon og skygger ut bakkeflora	PH
Stivgjøkesyre	<i>Oxalis stricta</i>	Stort invasjonspotensial	PH
Storborre	<i>Arctium lappa</i>	I økning i Norge	NR
Storhjelms	<i>Aconitum napellus</i>	Effektiv spredning	HI
Strandsteinkløver	<i>Melilotus altissimus</i>	Stort invasjonspotensial	PH
Surkirsebær	<i>Prunus cerasus</i>	Effektiv formering og kan spre seg langt med fugl	PH
Svartsurbær	<i>Aronia melanocarpa</i>	Nylig kommet inn som hageplante, produserer mange bær og sprer seg langt med fugl	LO
Svensk asal	<i>Scandosorbus intermedia</i>	Effektiv formering og kan spre seg langt med fugl	NR
Villgulrot	<i>Daucus carota</i>	Snart nådd potensiell utbredelse, kan favoriseres av klimaendringer	LO
Villvin	<i>Parthenocissus inserta</i>	Kan danne store kloner og har stort invasjonspotensial	SE

Utvelgelse av ruter

Kartleggingsrutene ligger rundt Oslofjorden i Oslo og Viken (figur 1). Disse rutene er valgt ut ifra de tidligere kartlagte rutene fra NINAs prosjekt for tidlig varsling. Ved valget av hvilke ruter som skulle kartlegges ble det vektlagt hvor mange av de utvalgte artene (tabell 1) hver rute inneholdt. Rutene som inneholdt syv eller flere ulike arter ble valgt som gode gjenkartleggingsruter. Nærliggende ruter ble også valgt som gjenkartleggingsruter, selv om noen av disse kun inneholdt tre til fire arter, for å effektivt kunne kartlegge flest mulig ruter

og få mest mulig data for artene i løpet av kartleggingsperioden. Det ble valgt ut 21 ruter som skulle gjenkartlegges.



Figur 1 Kart over gjenkartlagte ruter 2023.

Gjenkartlegging 2023

Feltarbeidet ble gjennomført mellom 21. august og 8. september. For kartleggingen ble det brukt høypresisjons-GPS (Trimble R2) til å måle nøyaktig posisjon av artene. Mine utvalgte arter hadde enten koordinater fra høypresisjons-GPS for hver enkelt forekomst eller var kun registrert med forekomst på rutenivå. Forskjellen på nøyaktighet i koordinat-posisjon for ulike artsforekomster førte derfor til en forskjell i metodikken som ble brukt ved gjenkartleggingen.

For arter som kun var registrert på rutenivå var det ikke mulig å kunne vite nøyaktig hvor disse artene befant seg. Gjenkartleggingen av disse artene ble derfor gjennomført ved at jeg beveget meg fritt i ruta der jeg selv mente det var mest hensiktsmessig for å best kunne gjenfinne artene. Ved begynnelsen av gjenkartleggingen ble det startet en stoppeklokke for å

se hvor lang tid det ble brukt på å kartlegge ruta. Alle artene ble søkt etter samtidig, da dette viste seg å være mer effektivt enn å søke gjennom hele ruta etter en og en art. Ved gjenfunn av en art ble tiden satt på pause og jeg søkte deretter kun etter spredning av denne arten. Hvor lenge det ble søkt etter spredning varierte med området. I boligområder med begrensede spredningsveier, ble det lett over et mindre område, mens i større åpne områder eller i skog, ble det lett lenger etter spredning. Når tilsynelatende all nærliggende spredning fra arten hadde blitt registrert, ble stoppeklokka og letingen etter de resterende artene startet igjen. Dette fortsatte frem til alle artene og spredningen deres hadde blitt registrert. Selv om ikke alle artene hadde blitt funnet kunne gjenkartleggingen stoppes hvis søk etter arter hadde foregått i rundt en time og jeg følte at hele ruta hadde blitt kartlagt tilstrekkelig. Dette var for å ikke bruke for mye tid på å lete etter arter som potensielt ikke forekom i ruta lenger.

For arter kartlagt med bruk av høypresisjons-GPS gikk jeg direkte til GPS-punktet. Fant jeg ikke arten på lokaliteten, lette jeg etter arten i området til jeg fant den eller letingen hadde pågått i 10 minutter. Ved gjenfunn av arten ble leting av spredning gjennomført på samme måte som for arter som ble registrert på rutenivå.

Hver registrert forekomst fra feltarbeidet ble gitt kategorien gjenfunn, ikke-gjenfunn, spredning, og/eller tilbakegang. Gjenfunn ble gitt for forekomster som tidligere hadde blitt kartlagt og som ble gjenfunnet ved gjenkartlegging, mens ikke-gjenfunn ble derimot gitt til tidligere kartlagte forekomster som ikke ble gjenfunnet. Spredning ble gitt for nye forekomster av en art eller hvis en tidligere kartlagt forekomst hadde økt i mengde eller areal siden forrige kartlegging. Tilbakegang ble gitt for tidligere kartlagte forekomster som ble gjenfunnet, men som hadde minket i mengde eller areal siden forrige kartlegging.

For å kartlegge spredning for arter kartlagt på rutenivå, spredning ved gjenfunn og tilbakegang ble NINAs mengdeangivelse (figur 2) og tilhørende kommentarer fra tidligere varsling brukt. Dette er en ganske vid mengdeangivelse, som ikke kunne brukes til å fange opp liten spredning/tilbakegang, men som klarte å fange opp tilfeller av stor spredning/tilbakegang for en art i ruta

Få forekomster

1. Under fem forekomster med under 10 individer/skudd
2. Under fem forekomster med over 10 individer/skudd

Medium forekomster

3. Mellom 5 og 15 forekomster med under 10 individer/skudd
4. Mellom 5 og 15 forekomster med over 10 individer/skudd

Mange forekomster

5. Spredt tilstedeværelse i omtrent hele ruta
6. Dominerende tilstedeværelse i hele ruta

Figur 2 Mengdeanvisning brukt i NINAs prosjekt for tidlig varslings for arter kartlagt på rutenivå. Denne mengdeangivelsen ble brukt for å kartlegge spredning for arter kartlagt på rutenivå, spredning ved gjenfunn og tilbakegang for gjenkartleggingen 2023.

I tillegg til registrering av gjenfunn og spredning, ble andre variabler registrert i felt. Koordinatene for hvert funn ble registrert med høypresisjons-GPS. Mengde ble registrert enten som antall individer eller som areal avhengig av artens vekstform. I tillegg ble artens voksested beskrevet og andre relevante observasjoner (for eksempel forekomst av blomst eller bær) kommentert.

Litteratursammenstilling

I tillegg til feltarbeidet består masteroppgaven av en litteraturstudie. Målet med litteraturstudien er å beskrive plantenes økologi, om det er trolig at økologien deres kan føre til at artene kan klare å etablere seg i norsk natur, hvilken effekt dette eventuelt vil ha på stedene arter og økosystemer, og hvordan man i så fall kan bekjempe dem på et tidlig stadium før de får etablert seg. For å undersøke om økologiske trekk kan påvirke spredningsevnen til fremmede arter i Norge, ble trekkene til artene som viste høy spredning og trekkene til artene som viste lav spredning sammenlignet med hverandre. Høy spredning ble definert som spredning i 50% eller mer av rutene en art ble kartlagt i, mens lav spredning ble definert som spredning i mindre enn 50% av rutene.

For plantenes økologi har det blitt innhentet informasjon om levetid (ettårig/toårig/flerårig), vekstform, formeringstype, spredningstype, bruk i Norge og status som fremmedart. Denne informasjonen har i all hovedsak blitt hentet fra Artsdatabanken, CABI (Centre for Agriculture and Bioscience International), den danske naturdatabasen og norsk flora 8. utgave. Tilgangen på informasjon varierte mye fra art til art. Informasjon om kategoriene

levetid, vekstform, bruksform og formeringstype var ofte lett tilgjengelig for alle artene, mens informasjonen på spredningsform varierte ofte fra art til art. De vanligere artene hadde oftest mer detaljert informasjon om spredningsmåter enn de mer sjeldne artene. Arter som har stor betydning i USA, hadde ofte mer informasjon tilgjengelig på engelske nettsider enn de artene som i større grad var tilknyttet andre deler av verden.

Resultater

Bruk av NINA (Norsk institutt for naturforskning) sitt system til gjenkartlegging

NINAs kartleggingsystem for tidlig oppdagelse fungerte godt til gjenkartlegging av arter og ny kartlegging av spredningen til disse artene. Arter både tidligere kartlagt med høypresisjons-GPS og arter kartlagt kun på rutenivå ble gjenfunnet under feltarbeidet (vedlegg 1). Det ble gjenfunnet 70% av arter kartlagt med høypresisjons-GPS og 75% av arter kartlagt på rutenivå (tabell 2). Det er derfor mulig å bruke kartleggingssystemet til å gjenkartlegge arter.

Tabell 2 Oversikt over gjenfunn og ikke-gjenfunn for arter gjenkartlagt med høypresisjons-GPS og på rutenivå.

	Gjenfunn	Ikke-gjenfunn	% gjenfunn
Høypresisjons-GPS	76	32	70%
Rutenivå	81	27	75%

Spredning

De 31 kartlagte artene viste stor forskjell fra hverandre i spredningsrate på rutenivå (vedlegg 2). Andel ruter med spredning varierte i alt fra 0% til 100% for de ulike artene. Med unntak av akeleie (*Aquilegia vulgaris*) og strandsteinkløver (*Melilotus altissimus*) har ingen av artene hatt tilbakegang i hverken antall eller areal siden forrige kartlegging. Hos akeleie og strandsteinkløver var denne tilbakegangen også lav, med kun tilbakegang i en rute hver.

Antall ruter artene ble søkt etter i varierte mye for hver art (vedlegg 2). Artene akeleie og ormehode (*Echium vulgare*) har for eksempel blitt kartlagt i over ti ruter, mens de aller fleste artene kun ble kartlagt i en eller to. For arter som har blitt kartlagt på så få ruter vil det derfor være vanskelig å vite om det jeg ser av spredning er en trend eller kun tilfeldigheter. I resten av studiet vil derfor kun de 13 artene som er kartlagt på tre eller flere ruter bli vurdert, heretter kalt de vurderte artene. For disse artene vurderes spredning i 50% eller flere av de kartlagte rutene som en indikasjon på høy spredningsrate, mens spredning i mindre enn 50% av rutene regnes som å indikere lav spredningsrate.

De fem artene svartsurbær (*Aronia melanocarpa*), villgulrot (*Daucus carota carota*), ormehode, klatrevillvin (*Parthenocissus quinquefolia*), og mellomvalurt (*Symphytum x uplandicum*) ble kartlagt i 3 eller flere ruter og viste en høy spredningsrate (tabell 3). De åtte artene akeleie, hybridbarlind (*Taxus x media*), lin (*Linum usitatissimum*), stikkelsbær (*Ribes uva-crispa*), storborre (*Arctium lappa*), strandsteinkløver, svensk asal (*Sorbus intermedia*) og villvin (*Parthenocissus inserta*) ble kartlagt i tre eller flere ruter og viste lav spredningsrate (tabell 3).

Tabell 3 Oversikt over gjenfunn, spredning og tilbakegang på rutenivå for alle de utvalgte artene søkt etter på tre eller flere ruter. Artene markert i mørk grå er kartlagt i tre eller flere ruter og har en spredning i 50% eller mer av rutene (høy spredning). Artene markert i lys grå er kartlagt i tre eller flere ruter og har en spredning i <50% av rutene (lav spredning).

Arter (Fremmedartskategori)	Ruter søkt i	Ruter med gjenfunn	Ruter med spredning	Ruter med tilbakegang	% ruter med spredning
Ormehode (NR)	17	15	16	0	93,8%
Klatrevillvin (SE)	5	5	4	0	80%
Mellomvalurt (HI)	5	5	3	0	60%
Svartsurbær (LO)	4	3	2	0	50%
Villgulrot (LO)	6	3	3	0	50%
Strandsteinkløver (PH)	4	2	1	1	25%
Storborre (NR)	4	4	1	0	25%
Akeleie (NR)	14	10	3	1	21,4%
Svensk asal (NR)	7	6	1	0	14,3%
Hybridbarlind (SE)	4	2	0	0	0%
Lin (NR)	3	0	0	0	0%
Stikkelsbær (PH)	6	2	0	0	0%
Villvin (SE)	6	5	0	0	0%

Økologiske trekk

Det forekom generelt stor variasjon av trekk for artene innenfor de ulike kategoriene. Fra litteraturgjennomgangen kom det frem at de vanligste trekkene hos de utvalgte artene var levetid flerårig, vekstform urt og formering via frø/bær (vedlegg 3). For spredningstype varierte trekkene i større grad mellom arter enn i de andre kategoriene. De vanligste spredningsmåtene hos artene var egenspredning og spredning med fugl.

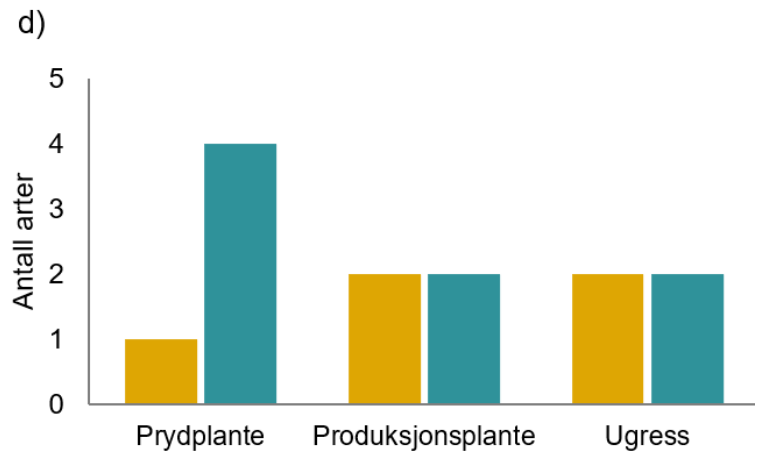
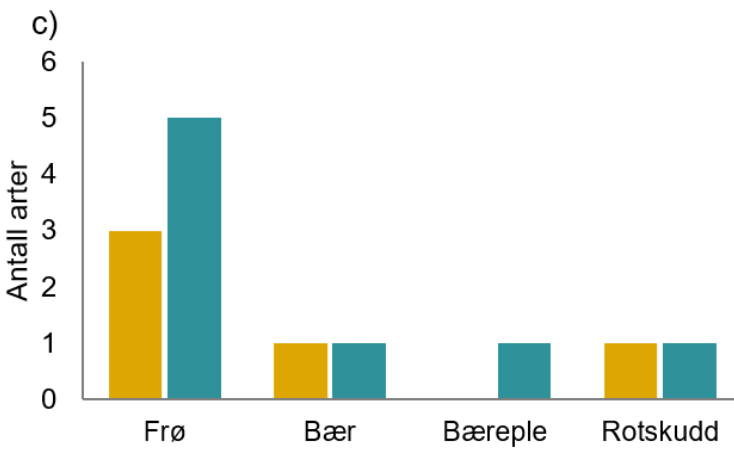
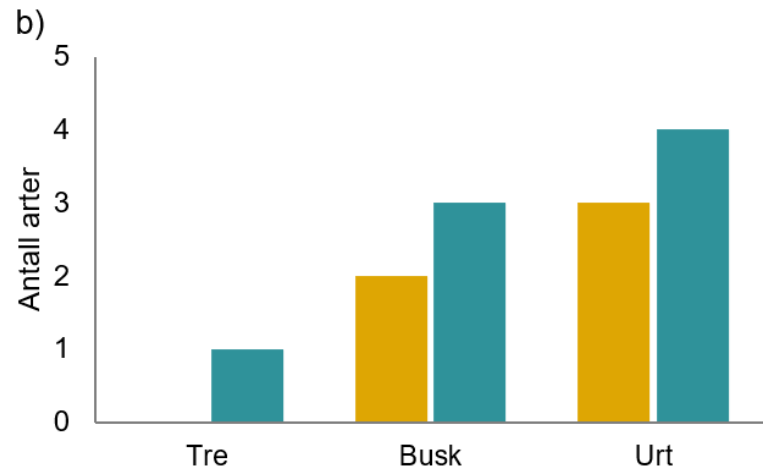
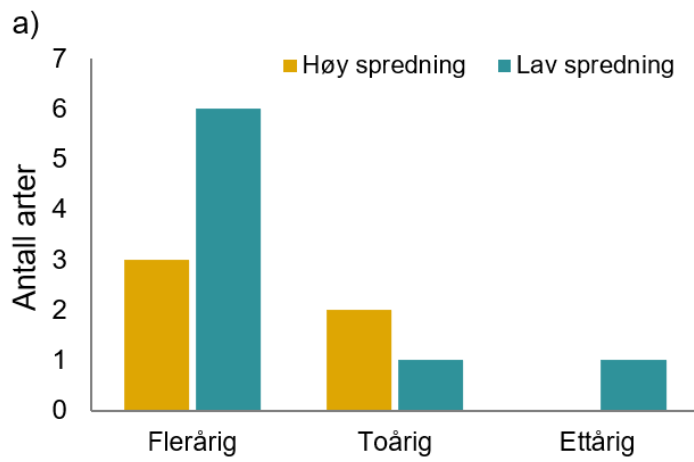
Sammenlikningen av økologiske trekk hos arter som viser høy spredning og arter som viser lav spredning, viser ingen store forskjeller i de trekkene som fremkom av litteraturstudiet. For levetid (figur 3a) er flertallet av artene hos begge gruppene flerårige eller toårige arter. Ettårige arter forekommer kun hos gruppen arter med lav spredning, men dette kan være tilfeldig da kun fire av alle de 13 vurderte artene er ettårige.

For vekstform (figur 3b) fordeler de to gruppene seg likt der de fleste artene er urter. Trær forekommer ikke hos arter med stor spredning, men igjen kan dette være en tilfeldighet fordi kun fire av de utvalgte artene er trær.

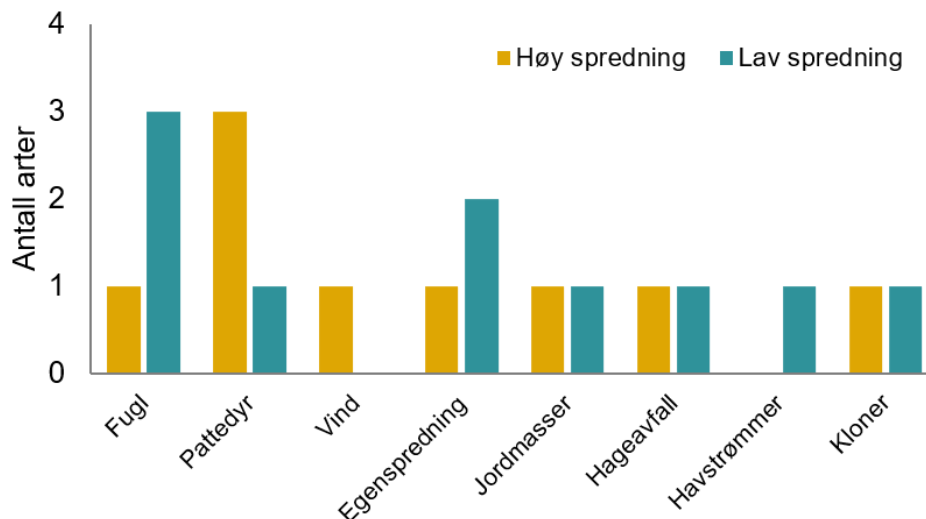
For formeringstype (figur 3c) er de to gruppene ganske likt fordelt med flest som formerer seg med frø. Begge gruppene har én art som spres med rotskudd. Gruppen med arter i stor spredning har ingen arter som spres med bæreple, mens gruppen med arter i lav spredning har én. Dette kan være et resultat av at kun tre av de utvalgte artene formerer seg med vegetative bær.

For bruksform i Norge (figur 3d) har begge gruppene to arter hver som er produksjonsarter og ugressarter. Det er derimot en større forskjell mellom artene i bruk som prydpilante. Flertallet av gruppen med arter i lav spredning er prydpilanter, mens kun én av artene i gruppen med stor spredning brukes som dette.

Artene i de to gruppene har stort sett samme spredningsmåte (figur 4). Unntaket er at artene med høy spredning ikke har spredning med havstrømmer og artene med lav spredning ikke har spredning med vind. Dette kan forklares med at kun tre av de kartlagte artene spres med vind og kun én art spres med havstrømmer. Hos arter med stor spredning spres artene mest med pattedyr, mens hos artene med lav spredning spres artene mest med fugl.



Figur 3 Sammenligning av økologiske trekk for arter kartlagt i tre eller flere ruter, kategorisert som arter med høy spredning (mørk gul, spredning i 50% eller flere av rutene) og arter med lav spredning (blågrønn, spredning i mindre enn 50% av rutene). Figurene viser følgende økologiske trekk, hentet fra litteratur; kategoriene levetid (a), vekstform (b), formeringstype (c) og bruksform i Norge (d).



Figur 4 Sammenligning av spredningstype for arter kartlagt i tre eller flere ruter, kategorisert som arter med høy spredning (mørk gul, spredning i 50% eller flere av rutene) og arter med lav spredning (blågrønn, spredning i mindre enn 50% av rutene).

Effekter av fremmede arter på stedegne arter og naturtyper

Det blir her gjennomført en vurdering av de 13 vurderte artenes spredningsrisiko og økologisk effekt på stedegne arter og natur. Denne vurderingen baserer seg på en kombinasjon av resultater fra kartlegging i felt (vedlegg 4) og nasjonal/internasjonalt litteratur.

Kategoriforkortelsene NR (ikke risikovurdert), LO (lav risiko), PH (potensielt høy risiko), HI (høy risiko) og SE (svært høy risiko) er hentet fra fremmedartslisten 2023 med mindre annet er notert.

Ormehode (*Echium Vulgare*) NR

Ormehode er ikke naturlig hjemmehørende i Norge og arten kommer opprinnelig fra middelhavsområdet (Elven et al., 2022). Introduksjonstidspunktet for arten i Norge er usikkert og ifølge Norsk flora ble ormehode introdusert gjennom balastjord, med første dokumenterte funn i Norge fra 1820 og 1830 (Artskart.artsdatabanken.no, 25.04.2024a). Ormehode har også i litteraturen blitt beskrevet som innkommet med korn til Norge allerede i middelalderen

(Hartvik, 2015). Dette, i tillegg til mangel på forfattere som skrev om botanikk på 1700-tallet, gjør at artsdatabanken har konkludert med at ormehode trolig var etablert i Norge før 1800 (Elven et al., 2018a). Ormehode blir regnet som en fremmedart i blant annet Canada, USA og Australia (CABI, 2019a; USDA, u.å.) Den videre antagelsen av artens effekt for norske økosystemer er derfor basert på litteratur fra disse landene.

Resultatene fra mitt feltarbeid viste at ormehode var den av de utvalgte artene som hadde størst spredning per rute. Under feltarbeidet ble det kartlagt 122 punkter for spredning fordelt på 17 ruter, der disse punktene bestod av alt fra én til over 100 individer. Artens store spredningsevne kan forklares med at arten har en rik frøsetting og derfor evne til å kunne spre seg raskt. Et studie fra Nederland kom frem til at frøsettingen varierte stort mellom ulike individer av ormehode, og at en plante produserte mellom 1000-10 000 frø (Van Leeuwen & Van Breemen, 1980). I et annet studie fra Canada produserte arten i snitt 1800 frø per plante (Klemow et al., 2002). Ormehode blir i all hovedsak dyrespredt og kan derfor spres over lange avstander, noe som bidrar til artens gode spredningsevne (Elven et al., 2018).

Ormehode vokser først og fremst i habitater med lite vegetasjon og som er påvirket av forstyrrelser, som vegkanter, avfallsområder, steinbrudd, gressenger og på jorder (Graves et al., 2018; Klemow et al., 2002; WeedsAustralia, 2024). Arten foretrekker spesielt områder med jord med høyt innhold av sand (Salisbury, 1961). Ormehode klarer ikke å vokse i områder med tett vegetasjon (Verkaar & Schenkevold, 1984) og blir lett utkonkurrert av andre plantearter (Graves et al., 2018). Dette stemmer overens med områdene ormehodet ble kartlagt i mitt feltarbeid. Ormehode ble primært kartlagt langs veier, på grusplasser, skrotemark og på åpne jordhauger. Arten ble aldri funnet i skog eller langs skogkanter, selv ikke i ruter med kort spredningsvei til disse habitatene.

I Australia er ormehode observert som invaderende i gressenger og skoger med bakkevegetasjon bestående av gress (WeedsAustralia, 2024). I Norge vil ormehode muligens kunne utgjøre et problem for kortlevde arter i åpen mark, samt rødlistede arter i den sterkt truede naturtypen «åpen grunnlendt kalkmark», men artens effekt her er ikke dokumentert i litteratur. Fordi arten lett blir utkonkurrert av tett vegetasjon vil den derimot ikke kunne få stor innflytelse på naturtyper slik som skogsmark eller seminaturlig eng. I 2012 ble ormehode vurdert til LO (lav risiko) på fremmedartslista (Elven et al., 2018a). Basert på mine resultater og internasjonal litteratur er trolig denne vurderingen realistisk i forhold til den konsekvensen arten vil ha for stedege arter og natur.

Klatrevillvin (*Parthenocissus quinquefolia*) SE

Villvin (*Parthenocissus inserta*) SE

Klatrevillvin er originalt hjemmehørende i østlige Nord-Amerika (Solstad et al., 2023a). Klatrevillvin ble ifølge Norsk flora introdusert som prydblante (Elven et al., 2022), med første dokumenterte funn i Norge fra 1959 (Artskart.artsdatabanken.no, 25.04.2024b). Klatrevillvin blir regnet som en fremmedart i deler av Afrika, Asia, Australia og mesteparten av Europa (Rojas-Sandoval, 2017). Villvin er originalt hjemmehørende i Nord-Amerika. Første dokumenterte funn av villvin i Norge er fra 1909 (Artskart.artsdatabanken.no, 25.04.2024c), men arten var først i ekspansjon fra 1940-tallet (Solstad et al., 2023b). Villvin blir regnet som en fremmedart i mesteparten av Europa (CABI, 2019b).

Klatrevillvin og villvin er to botanisk veldig like arter og har liknende økologisk effekt på stedege arter og naturtyper. De vil derfor bli behandlet sammen for spredning og økologisk effekt i denne delen av studiet. Klatrevillvin skiller fra villvin ved at den har klengetråd med hektskive som villvin mangler (Solstad et al., 2023a). I Nord-Amerika setter de to artene naturlig bær som spres med fugl og pattedyr (USDA, 2002). Hos klatrevillvin inneholder hvert bær 2-3 frø (NNSS, 2019a), mens hos villvin inneholder hvert bær 3-4 frø (NNSS, 2011). I Norge er frøplanter foreløpig ikke observert (Solstad et al., 2023b) og i England er det usikkert om førene vil kunne være levedyktige i det britiske klimaet (NNSS, 2019a). I dag spres de to artene seg i Norge med vegetativ formering ved at overjordiske stengler roter seg ved kontakt med jord eller ved skudd fra krypende jordstengler (NNSS, 2019a). Artene kan ikke etablere seg i nye områder uten hjelp. Fra mitt feltarbeid fant jeg to nye forekomster av klatrevillvin, mens de andre forekomstene av spredning var i form av økning i areal siden forrige kartlegging. Spredning av klatrevillvin og villvin ut i norsk natur skjer først og fremst gjennom hageavfall eller som forvilling fra utplantinger, og de nye kartlagte forekomstene i mitt feltarbeid var trolig et resultat av dette (NNSS, 2019a; Solstad et al., 2023a). Med fremtidige klimaendringer, varme somre og lengre vekstsesong, kan det potensielt bli mulighet for at artene kan danne levedyktige frø som kan spres med fugl, slik som i Nord-Amerika (Sweco, 2022). Hvis dette skjer vil klatrevillvin og villvin få en økt spredningsrate, og spre seg over lenger avstander.

Klatrevillvin og villvin er vist til å ha negative effekter på de stedege artene og naturtypene (Solstad et al., 2023b). Ved å spre seg over og klatre på stedege arter, kan de to artene

fortrengte og ødelegge stedege arter igjennom begrensing av lystilgang og kvelling av artene de vokser på og artene som vokser under dem (NNSS, 2019a; USDA, 2002). I tillegg kan klatring på trær og busker føre til at grener knekker av og ved store forekomster kan de føre til at hele trekronen kollapser (NNSS, 2011; NNSS, 2019a). Villvin er hovedsakelig tilknyttet stekt endrede naturtyper, men begynner nå også å etablere seg i ulike skogtyper (Solstad et al., 2023b). Dette ser også ut til å gjelde klatrevillvin da jeg fant fem individer av arten i skoghabitater og i skogkanter under kartleggingen. Begge artene foretrekker å vokse i næringsrik jord (Ries et al., 2024). Både klatrevillvin og villvin er i dag i ferd med å bli et problem på grunnlendt kalkmark ved indre Oslofjorden (Solstad et al., 2023a; Solstad et al., 2023b). Fordi klatrevillvin har klengetråd med hefteskiver kan det tenkes at denne arten kan klatre oppover fjellvegger og på berg, og spre seg i til områder villvin ikke klarer. I mitt feltarbeid fant jeg tre forekomster av klatrevillvin på berg og ingen av villvin, men dette kan skyldes tilfeldigheter da få av de kartlagte rutene i det hele tatt inneholdt områder med berg.

Mellomvalurt (*Symphytum x uplandicum*) HI

Mellomvalurt er en kunstig frembrakt hagehybrid mellom valurt (SE) og forvalurt (HI) som begge er fremmede arter i Norge (Skarpaas et al., 2023a). Arten ble først funnet i Oslo i 1856 (Artskart.artsdatabanken.no, 25.04.2024d). Mellomvalurt har særlig vært i ekspansjon i norsk natur siden 1940-tallet (Skarpaas et al., 2023a).

Mellomvalurt spres med dyr og forflytting av landmasser, som betyr at arten kan spres over lange avstander (Skarpaas et al., 2023a). De siste 30 årene har mellomvalurt hatt stor spredning og etablert seg mye høyere nord enn det den har gjort tidligere (Artskart.artsdatabanken.no, 29.04.2024a). I Storbritannia er det også observert at mellomvalurt er i ekspansjon, der den gikk fra å være etablert på 2000 kvadratkilometer i 1999 til 3500 kvadratkilometer i 2019 (NNSS, 2019b). Jeg observerte også relativt høy spredning for mellomvalurt i mitt feltarbeid, med spredning kartlagt i 3 av 5 ruter.

Mellomvalurt vokser primært på områder påvirket av forstyrrelser (NNSS, 2019b). Arten er også tilknyttet habitater med vann, og i Storbritannia forekommer mellomvalurt primært langs elver og vegkanter (NNSS, 2019b). Det forekommer generelt lite informasjon om mellomvalurt sin effekt på stedege arter og naturtyper, både nasjonalt og internasjonalt. Mellomvalurt kan ha en viss fortrengingseffekt på stedege arter, spesielt i gjengroing av i

enger (Skarpaas et al., 2023a), som stemmer med habitater der jeg fant mellomvalurt. I mitt feltarbeid ble seks punkter av mellomvalurt kartlagt i gressenger/enger fordelt på fem ruter. Mellomvalurt fortrenger stedeodne arter ved å danne store og tette bestander. Jeg fant ingen spesielt tette bestander av mellomvalurt i mitt feltarbeid, men to av punktene bestod av bestander på åtte og ni individer. Fordi mellomvalurt primært går inn i sterkt endrede naturtyper vil ikke konsekvensene av fortrengingen være stor, men det kan være et problem der den etablerer seg i naturlige habitater (Skarpaas et al., 2023a). Alle områdene mellomvalurt ble kartlagt i denne studien var tilknyttet områder med større grad av forstyrrelser som boligområder, og det er derfor ikke mulig å si noe på mellomvalurts konsekvenser i naturlig habitater ut i fra mine resultater.

Svartsurbær (*Aronia melanocarpa*) LO

Svartsurbær kommer originalt fra østlige Nord-Amerika med to individer funnet for første gang i norsk natur i 2001 (Artskart.artsdatabanken.no, 26.04.2024). Svartsurbær regnes som en fremmedart i andre deler av Europa (CABI, 2019c). Dette er en art som nylig er kommet inn i Norge og det meste av svartsurbær i Norge er kartlagt de siste 10 årene (Artskart.artsdatabanken.no, 29.04.2024b). Det kan derfor se ut som om svartsurbær er i starten av sin ekspansjon.

Svartsurbær produserer bær som spres med fugl, og arten kan spres over lange avstander. Svartsurbær er en tilpasningsdyktig art og forekommer naturlig i en rekke habitater som skoger, myrer og fjellområder (Carignan, 2023). I Norge sprer svartsurbær seg fra hager ut i natur, men det er uklart om arten driver viderespredning i naturen per i dag (Hegre et al., 2023a) I mitt feltarbeid fant jeg to punkter med spredning av svartsurbær fordelt på fire ruter. For begge punktene forekom denne spredningen i nærheten av individer som var plantet ut, og spredning stammer med stor sannsynlighet fra disse. Jeg observerte derfor ikke viderespredning av svartsurbær i naturen, men svartsurbær kan spres over lengre avstander og det kan ha forekommet langdistansespredning av arten jeg ikke har fått med meg. Om svartsurbær ikke driver viderespredning i natur i dag, vil den sannsynligvis komme til å gjøre dette i nær fremtid (Hegre et al., 2023a). Hvis arten begynner å viderespre seg i naturen vil dette bety at arten kan bli et større problem i fremtiden enn det den er i dag. Ser man ved neste risikovurdering at dette har blitt tilfellet, bør invasjonspotensialet til svartsurbær vurderes noe høyere.

Det er per i dag lite informasjon om svartsurbær sin økologiske effekt på stedegne arter og naturtyper, både nasjonalt og internasjonalt. Arten regnes ikke som invaderende i noen land den er introdusert til (CABI, 2019c). Fordi arten er kommet inn til Norge såpass nylig har den trolig ikke nådd sitt utbredelsespotensiale, og med en potensiell økning i utbredelse kan man i fremtiden observere effekter vi ikke ser i dag. Arten har et stort spredningspotensiale og kan spre seg langt, noe som kjennetegner arter med høyt invasjonspotensial. Jeg fant for det meste svartsurbær i åpne områder tilknyttet områder med mye forstyrrelser, men et av funnene var i en blandingsskog. Dette kan vise at arten har evne til å etablere seg i norske skoger og kan muligens bli et problem for stedegne arter her. Det kan tenkes at svartsurbær kan bli et problem for bakkeflora, da arten er en busk og kan overskygge og fortrenge stedegne arter. De økologiske effektene på svartsurbær bør derfor observeres slik at man kan bekjempe arten tidlig, skulle den utgjøre et problem.

Villgulrot (*Daucus carota*) LO

Villgulrot kommer opprinnelig fra middelhavsområdet, opp til Storbritannia, Danmark og Sørlege Sverige. Arten kom først til Norge på midten av 1800-tallet, der den etablerte seg raskt i norsk natur (Hegre et al., 2023b). Villgulrot er en introdusert art i deler av Asia, Europa, Nord-Amerika, Sør-Amerika og Oceania. I USA regnes arten som invaderende (Praciak, 2015).

Villgulrot sprer seg via frø transportert med vind og dyr. For vindspredning sprer frøene seg kun tre meter fra selve planten, mens med dyr kan frøene fraktes lenger (Umehara et al., 2005). Et individ av villgulrot kan produsere 1 000 – 40 000 frø som er levedyktige i syv år (WeedsAustralia, 2019), så arten har et stort spredningspotensiale. Jeg fant fra mitt feltarbeid 20 punkter med spredning av arten fordelt på seks ruter, noe som stemmer med artens høye spredningspotensial. I Norge er villgulrot i dag på grensa for sin potensielle utbredelse (Hegre et al., 2023b).

Villgulrot kan ha en negativ påvirkning på stedegne arter ved å etablere seg i områder med åpen vegetasjon der de konkurrerer med og fortrenge stedegne arter (Praciak, 2015).

Villgulrot kan danne omfattende bestander, men fordi de er toårige forsvinner de eller reduseres etter noen år, uten å gjøre betydelig skade (Hegre et al., 2023b). Fra mitt feltarbeid observerte jeg få tilfeller av at villgulrot hadde forsvunnet fra områder der de tidligere hadde

blitt kartlagt. 14 punkter av villgulrot ble gjenfunnet, mens fem punkter ikke ble gjenfunnet. Punktene med gjenfunn av villgulrot ble først kartlagt i 2019 og 2021, noe som tyder på at nye individer av arten vokser opp i det samme området etter at de originale individene dør etter to år. Fra feltarbeidet mitt viste arten å kunne spre seg videre til andre områder i tillegg. Villgulrot viste derimot ikke spredning i alle rutene, og i noen ruter var det kun snakk om spredning av få nye individer. I rutene Slemmestad og Solgård III viste villgulrot stor grad av spredning, og et av punktene hadde over 100 individer langs et strekning på 10 meter i veikanten. Det ser derfor ut til at villgulrot kan ha en viss fortrengheseffekt der de danner tette bestander.

Jeg fant spredning av villgulrot for det mest i habitater med menneskelig påvirkning og forstyrrelser som veikanter og grusplasser. Den ser derfor ikke ut til å ha stor påvirkning på naturlige habitater og eller å fortrenge arter i disse habitatene. I Nord-Amerika og Australia er arten vist til å invadere åpne gressområder, enger, vegkanter og avfalls plasser (Praciak, 2015). På menneskeskapt områder vil ikke arten ha en stor økologisk effekt på stedege arter og natur, men hvis den i Norge etablerer seg på gressområder og enger, vil effekten være større.

Strandsteinkløver (*Melilotus altissimus*) PH

Strandsteinkløver kommer originalt fra Vest- Mellom og Sør-Europa (Solstad et al., 2023c), og med første funn i 1853 (Artskart.artsdatabanken.no, 27.04.2024). I dag er arten en etablert strandplante rundt Oslofjorden (Solstad et al., 2023c)

Strandsteinkløver sprer seg med frø via havstrømmer og flytting av jordmasser. Arten har en relativt langlevd frøbank, så den kan holde seg i jordmasser lenge (Solstad et al., 2023c). Fra mitt feltarbeid fant jeg kun et punkt med spredning av arten, bestående av 35 individer. Dette viser at strandsteinkløver kan spre seg og danne tette bestander i områder.

Det finnes lite tilgjengelig informasjon på den økologiske effekten strandsteinkløver har på stedege arter og natur. Arten er vist til i svak grad å kunne fortrenge stedege arter i sørlige havstrandenger (Solstad et al., 2023c). Strandsteinkløver er nitrogenfikserende, noe som kan endre sammensetningen av stedege arter i et økosystem. Økt tilførsel av nitrogen kan føre til at sakte-voksende arter som er vant til å vokse i næringsfattig jord kan bli fortrenget (Wardle et al., 2011). Havstrandnatur som strandsteinkløver vokser på i Norge er ofte rik på nitrogen og har nitrogenelskende arter (Lundberg, 2013), så artens egenskap til å fikserer nitrogen vil

derfor ikke ha en negativ effekt på artene her. Etablerer arten seg derimot i næringsfattige områder, vil den økologiske effekten være større.

Storborre (*Arctium lappa*) NR

Storborre er innført til Norge, men er etablert i norsk natur før 1800-tallet (Hegre et al., 2023c). Arten er fremmed i deler av Europa, Nord-Amerika, Asia og Oceania, men er ikke kategorisert som invaderende i noen av disse områdene (CABI, 2021).

Storborre spres med frø via dyr. Arten var tidligere tilknyttet beitemark og ble spredt med beitedyr. Til tross for mindre forekomst av utmarksbeite i dag, spesielt på Østlandet, vil arten fortsatt kunne spre seg godt på grunn av en økt bestand av hjortedyr som nå sprer arten (Ofte, 2024). Fra mitt feltarbeid fant jeg tre punkter med spredning av arten fordelt på fire ruter, men det kan forekomme langdistansespredning jeg ikke har fått med meg under kartleggingen.

Det finnes lite tilgjengelig litteratur på den økologiske effekten av storborre vil ha for stedegne arter og natur. Jeg fant storborre på områder knyttet til menneskelig inngrep og påvirkninger, som veikanter og skrotemark. Ett av de kartlagte punktene bestod av en stor bestand på 24 arter, så det tyder på at arten kan danne tette bestander og muligens kan ha en fortrennings-effekt på stedegne arter. Fordi arten primært forekommer i påvirkede områder vil den ikke ha en stor økologisk effekt på stedegne arter og natur. Arten har derimot en historisk tilknytning til beitemark og jeg fant to funn av arten i engliknende habitater, men i nær tilknytning til en avfallstasjon. Etablerer arten seg i enger vil den kunne få en negativ økologisk effekt for stedegne arter og natur.

Akeleie (*Aquilegia vulgaris*) NR

Akeleie kommer opprinnelig fra Sør- og Mellom-Europa, og ble innført i Norge før 1800-tallet, trolig som klosterplante (Hegre & Elven, 2022). Arten er kategorisert som fremmed i deler av Europa, Nord-Amerika og Oceania, men regnes ikke som invaderende i noen land (CABI, 2019d).

Akeleie spres med frø gjennom egenspredning. Jeg fant fra feltarbeidet ni punkter med spredning av akeleie fordelt på 14 ruter. For tre av punktene forekom det kun spredning av ett individ for hvert punkt, men for en av rutene (Huseby) viste akeleie stor grad av spredning.

For fire av punktene forekom det rundt 30 individer av akeleie, mens på et punkt fant jeg over 70 individer. Resultatene indikerer at akeleie kan ha potensiale til stor spredning i enkelte tilfeller.

Det finnes lite litteratur om den økologiske effekten akeleie kan ha på stedege arter og natur. Akeleie vokser i baserik skog og på havstrand, i tillegg til at arten forvilles til veikanter og annen skrotemark (Hegre & Elven, 2022). Jeg fant akeleie i en stor variasjon av habitater som veikanter, enger, skogkanter, løvskoger og på grushauger. Akeleie hadde stor spredning langs veikanter og i skogkanter. Arten vil ikke ha stor økologisk effekt når den sprer seg langs veikanter og andre habitater med menneskelig påvirkning, men ved spredning i skoger kan arten derimot få en større økologisk effekt. Ut fra resultatene mine ser det ut som om akeleie kan danne tette bestander, som muligens kan føre til en fortrengingseffekt. Skogfiol er blant annet en av artene akeleie kan få en negativ påvirkning på (Ofte, 2024).

Svensk asal (*Sorbus intermedia*) NR

Svensk asal kommer originalt fra Sverige og er tatt i bruk i Norge som et vanlig prydtre. Det er noe usikkert om svensk asal er en stedegen art i Norge eller ikke. Usikkerheten forklares ved at man ikke er helt sikre på om noen forekomster av svensk asal i Halden er stedegne eller ikke. Artsdatabanken sin risikovurdering baserer seg på at arten er stedegen og svensk asal ble derfor ikke risikovurdert for fremmedartslista 2023 (Elven et al., 2018b). Svensk asal regnes som en fremmed art i deler av Europa, men er ikke invaderende i noen land (CABI, 2019e).

Svensk asal produserer mange bærepler som spres med fugl og har mulighet til å spre seg over lange avstander (Elven et al., 2018b). Arten har et stort spredningspotensiale. Jeg fant i mitt feltarbeid kun et punkt med spredning av arten. Trær vokser sakte og spredning av svensk asal vil trolig kartlegges senere enn for spredning av urter, fordi det er vanskelig å bestemme små individer av trær og lett å overse dem. De fleste individene av svensk asal som ble gjenkartlagt i felt var små og hadde ikke begynt å produsere frukter. Kun en av individene som ble kartlagt hadde bærepler. Det vil gå mange år før man kan begynne å se hva som er effekten av det høye spredningspotensialet hos disse individene.

Svensk asal blir mye plantet i områder den ikke er naturlig hjemmehørende. Arten er registrert i flere ulike naturtyper som skoger, skogkanter, kystlynghei, strandberg, enger, veikanter og skrotemark (Elven et al., 2018b). Fra mitt feltarbeid fant jeg også svensk asal i

ulike habitater som løvskog, veikant, skogkant, skrotemark og eng. Det tyder på at svensk asal har mulighet til å etablere seg under ulike miljøforhold (Elven et al., 2018b).

Svensk asal ble ved forrige risikovurdering vurdert til SE (Svært høy risiko) på fremmedartslista (Elven et al., 2018b). Endringen fra den høye risikovurderingen til å ikke bli risikovurdert i 2023 illustrerer godt problemstillingen med å risikovurdere basert på 1800-tallsgrensa. Selv om arten er stedegen i deler av Norge er den blitt mye plantet som et prydtre i deler av landet den ikke er hjemmehørende og vil fortsatt kunne utgjøre en risiko for stedegne arter og natur her. Svensk asal er vist til å kunne fortrenge hjemmehørende arter som rogn og andre asal-arter, deriblant sølvasal, som er nær truet på rødlista. Fordi svensk asal har et stort spredningspotensial, kan vokse i de fleste habitater og fortrenger andre arter har den en stor økologisk risiko og bør forvaltes deretter, selv om den ikke vurderes på fremmedartslista.

Hybridbarlind (*Taxus x media*) SE

Hybridbarlind er en hybrid mellom barlind (VU) og japanbarlind (HI). Artens utbredelse i Norge er stort sett blitt oversett fordi den likner såpass mye på barlind og japanbarlind (Skarpaas et al., 2023b). Arten regnes også som fremmed i både Danmark og Sverige (Skarpaas et al., 2023b).

Hybridbarlind setter bær som spres med fugl og kan spre seg over lange avstander. Hunnplanter setter store mengder spiredyktige frø, dersom det også er hannplanter i nærheten (Skarpaas et al., 2023b). Arten har derfor et stort invasjonspotensial. Jeg fant i mitt feltarbeid ingen spredning av hybridbarlind. Individene jeg gjenkartla var generelt små og hadde ingen tegn til at de produserte bær. Det er derfor mer sannsynlig at individene ikke hadde begynt å produsere frukt og spre seg enda, enn at det var individer med hybridbarlind jeg overså i felt.

Alle områdene hybridbarlind ble kartlagt i var tilknyttet boligstrøk og det er derfor tydelig at arten forviller seg ut fra hager. Alle individene som ble kartlagt var tilknyttet løvskog, noe som viser at arten kan vokse i disse habitatene og muligens bli et problem for stedegne arter. Hybridbarlind er vist til å fortrenge barlind og vil være et problem for denne truede arter (Skarpaas et al., 2023b). Hybridbarlind kan både ha en negativ økologisk effekt ved at den sprer seg til norsk natur, men den kan også hybridisere seg med vanlig barlind, noe som fører til genforurensning (Artsdatabanken, 2023d).

Lin (*Linum usitatissimum*) NR

Lin er en art som er tradisjonelt brukt som produksjonsart og har vært i Norge lenge før år 1800 (Elven et al., 2018c). Lin er også mye brukt som en produksjonsarter i land over hele verden (CABI, 2019f).

Lin egensprer seg med frø og har mulighet til å produsere mange modne frø. Den klarer derimot ikke å etablere bestander i norsk natur (Elven et al., 2018c). Dette stemmer godt med det jeg har sett fra mitt feltarbeid. Det ble lett etter fem punkter med tidligere kartlagt individer under gjenkartlegginga fordelt på tre ruter, men ingen av punktene ble gjenfunnet. Alle de tidligere punktene var blitt kartlagt med høypresisjons-GPS og resultatene viser derfor at lin har forsvunnet fra området.

Det finnes lite litteratur på den økologiske effekten lin har på stedegne arter og natur. Dette er trolig fordi lin ikke vil ha noen effekt på økosystemer i Norge. Selv om arten har en effektiv frøproduksjon har den ikke evnen til å etablere bestander og arten forsvinner fra området etter ett år.

Stikkelsbær (*Ribes uva-crispa*) PH

Stikkelsbær er en art som er blitt innført som bærbusk rundt 1700-tallet, men forvilling ut i norsk natur begynte ikke før etter 1800 (Skarpaas et al., 2023c). Arten regnes også som en fremmedart i deler av Asia, Europa, Nord-Amerika og Australia, men kategoriseres ikke som invaderende i noen av disse områdene (CABI, 2019g).

Stikkelsbær produserer bær som spres langt med fugl, ofte flere kilometer (Skarpaas et al., 2023c). Jeg gjenfant kun to av seks punkter som ble søkt etter av stikkelsbær. De resterende punktene som ikke ble gjenfunnet var kartlagt på rutenivå, så det er vanskelig å si om arten har forsvunnet fra området eller om jeg bare overså den under gjenkartleggingen. Det ble ikke kartlagt spredning av stikkelsbær, men dette kan være som et resultat av at langdistansespredning ikke ble kartlagt.

Det finnes lite litteratur på stikkelsbær sin økologiske effekt på stedegne arter og natur. Fra mitt feltarbeid fant jeg individer av stikkelsbær på skrotemark og langs veikanter, som er områder påvirket av menneskelig inngrep. Hvis arten først og fremst vokser i slike områder vil den økologiske effekten være lav. Stikkelsbær er ikke vist til å krysse seg med stedegne norske arter. De økologiske effektene av stikkelsbær på stedegne arter og natur er trolig lav

Diskusjon

Målet med studiet var å gjenkartlegge fremmede arter og kartlegge ny spredning for å få en oversikt over hvilke arter som kan bli problematiske i fremtiden. Studiets hovedspørsmål var om det er mulig å bruke NINA sitt kartleggingsystem for tidlig oppdagelse av nye fremmede arter (Jacobsen et al., 2020) for å kartlegge spredning og om det finnes noen tydelige forskjeller i trekk hos artene som viser høy spredning og de artene som viser lav spredning.

Gjenkartlegging og kartlegging av ny spredning

Resultatene fra studiet viste at det er mulig å bruke NINAs kartleggingsystem (Jacobsen et al., 2020) til å gjenkartlegge arter og kartlegge ny spredning. Kartlegging med høypresisjons-GPS var tidsmessig mer effektivt, men det var også mulig å gjenkartlegge arter og spredning kartlagt på rutenivå. Gjenkartlegging av arter tidligere kartlagt med høypresisjons-GPS og arter tidligere kartlagt på rutenivå ga begge høye og omtrentlig lik prosentandel av gjenfunn.

En fordel med kartlegging med høypresisjons-GPS i forhold til kun på rutenivå er at høypresisjons-GPS gjør at man sikrere kan konkludere med at arter man ikke gjenfant faktisk er forsvunnet fra området. For kartlegging på rutenivå vil man derimot aldri kunne vite med sikkerhet om ikke-gjenfunn vil si at artene er forsvunnet eller om de kun ble oversett under gjenkartleggingen. Spesielt i ruter med mye vegetasjon var det en utfordring å få en oversikt over hele artsbildet, og gjenkartlegging i slike områder basert på tidligere kartlegging på rutenivå var mer krevende enn ved bruk av høypresisjons-GPS.

Spredning var også enklere å kartlegge for arter tidligere kartlagt med høypresisjons-GPS, enn for arter kartlagt på rutenivå. For gjenkartlegging med GPS registreres en art hver gang den forekommer på et nytt sted i ruta og man kan derfor anta at alle nye funn ved en gjenkartlegging er spredning. Ved kartlegging på rutenivå blir arter derimot bare registrert en gang med en mengdeangivelse. For å kunne estimere ny spredning er man derfor avhengig av å sammenlikne mengde ved gjenkartleggingen med mengdeangivelsen fra tidligere kartlegging. Mengdeangivelsen NINA brukte i de første årene med kartlegging var vid og liten spredning (under fem nye individer) fanges derfor ikke nødvendigvis opp i en gjenkartlegging. Nøyaktig mengdeangivelse for hver art bør derfor registreres ved en kartlegging, da dette vil gjøre det enklere å kartlegge spredning. Nøyaktig mengdeangivelse er fordelaktig å registrere også ved kartlegging med høypresisjons-GPS. Høypresisjons-GPS fanger opp alt av spredning til nye steder i ruta, men fanger derimot ikke opp ny spredning på

allerede kartlagte punkter. Man vil derfor ikke uten en mengdeangivelse vite om antall individer eller areal av en fremmed art har økt på et allerede kartlagt punkt siden forrige kartlegging.

Sammenlikning av økologiske trekk for spredning og invasjonspotensiale

Spesifikke økologiske trekk hos fremmedarter som forklarer artens sprednings- og invasjonspotensiale vil gjøre det enklere å forutsi hvilke nye arter som kan bli invaderende og bør prioriteres for tidlig innsats. Dette er derfor et felt som er blitt mye forsket på i økologien (Pyšek & Richardson, 2007; Richardson & Pyšek, 2006). Introduksjon av fremmede arter til nye områder påvirkes først og fremst av sosiale og økonomiske faktorer, som global handel av pryddarter (Chapman et al., 2017). For etablerings- og invasjonsstadiet er derimot økologiske trekk viktigere (Moravcová et al., 2015; Pyšek et al., 2009).

Resultatene mine viste ingen tydelig forskjeller i økologiske trekk hos arter som viste høy spredning og arter som viste lav spredning. Tidligere studier som har testet for økologiske trekk hos fremmede arter har kommet frem til liknende resultater som i min studie, der økologiske trekk ikke ser ut til å ha stor påvirkning for etablering og spredning hos fremmede arter (Fristoe et al., 2021; Thompson & Davis, 2011; Williamson, 1993). Derimot viser mye annen forskning at det finnes trekk hos fremmede arter som kan være med på å fremme spredning og invasjon (Moravcová et al., 2015; Pyšek & Richardson, 2007; Van Kleunen et al., 2010a).

I min studie ble det vurdert få arter på tvers av mange ulike taksonomiske grupper. Dette kan være en forklaring på hvorfor resultatene mine ikke viste tydelige forskjeller, da det å se på arter som er taksonomisk nærmere hverandre kan gi tydeligere resultater for hvilke trekk som fører til spredning og invasjon (Pyšek & Richardson, 2007; Williamson, 1993). Van Kleunen et al. (2010a) fant derimot i sin meta-analyse at det var mulig å finne felles økologiske trekk som påvirker fremmede arters invasjonspotensiale på tvers av ulike taksonomiske grupper. Fordi Van Kleunen sin studie var en meta-analyse ble det derimot vurdert mange flere arter og økologiske trekk enn det ble gjort i min studie. Med et datagrunnlag bestående av få arter, som i min studie, vil det nok gi tydeligere resultater hvis man tester for bestemte trekk for arter som er taksonomisk likere hverandre.

En forklaring på hvorfor resultatene i min studie ikke viser de samme trendene for økologiske trekk som andre studier har kommet frem til, kan være sammenligningen av arter med høy spredning med arter med lav spredning. På grunn av måten spredning er basert på mengdeangivelsen fra tidligere studier, kan det være at noen arter i realiteten har høyere spredning enn det som kom fram i resultatene basert på kartleggingen. Arter med lav spredning kan i tillegg bli invaderende, selv om dette tar lenger tid, og kan derfor ha noen av de samme trekkene som arter som viser høy spredning. Jeg har ikke funnet studier som sammenlikner arter med høy og lav spredning for å se på økologiske trekk og som forklarer hvordan disse trekkene fører til at arter med høy spredning blir invaderende. I liknende studier som er gjort for sammenlikninger av trekk er det derimot vanligere å se på forskjeller i trekk mellom fremmede invaderende arter og fremmede ikke-invaderende arter, som generelt ikke har klart å etablere seg ute i stedegen natur (Van Kleunen et al., 2010b). Det er også vanlig å se på forskjeller i trekk mellom fremmede invaderende arter og stedegne arter (Van Kleunen et al., 2010b). I den videre diskusjonen på økologiske trekk blir studier som har brukt disse metodene for å se om økologiske trekk kan forklare invasjonspotensial sammenliknet med mine resultater.

I min studie ble de økologiske trekkene levetid, vekstform, formeringstype, bruksform og spredningstype vurdert. Tidligere forskning har vist at trekkene levetid, formeringstype og vekstform kan være en påvirkningsfaktor for invasjonspotensialet til fremmede arter (Sutherland, 2004). Flerårige arter har ofte større invasjonspotensial enn ett- og toårige arter (Sutherland, 2004). Mine resultater viser ikke dette mønsteret for forskjell i vekstform for arter med høy og lav spredning. Resultatene fra min studie viste at både toårige- og flerårige arter hadde høy spredning, og et flertall av artene som viste lav spredning var også flerårige. Kun en av artene det ble testet for var ettårig (lin), og det er derfor ikke nok datagrunnlag til å si noe på om ettårige arter har et mindre invasjonspotensial enn flerårige arter.

Busker og trær blir ofte mer invaderende enn urter (Sutherland, 2004). Dette henger sammen med leveform, da busker og trær er flerårige arter, mens urter kan både være ettårige, toårige og flerårige. Mine resultater viser ingen forskjell i vekstform mellom arter med høy- og lav spredning, da både urter og busker forekommer hos begge gruppene. Vegetativ reproduksjon er vanlig blant invaderende arter, og er også vist til å gi økt invasjonspotensial (Reichard & Hamilton, 1997). Svensk asal er den eneste av artene det ble testet for, som sprer seg vegetativt (med bæreple), og viste lav spredning. Vegetativ reproduksjon henger sammen med

levetiden til artene. Ett- og toårige planter har i mye mindre grad vegetativ reproduksjon enn det flerårige arter har (Sutherland, 2004).

Annen forskning har vist at andre økologiske trekk som jeg ikke har testet for i min studie kan påvirke invasjonspotensialet til fremmede arter. Mest støtte finnes det for de økologiske trekkene genomstørrelse, frøstørrelse og plantehøyde (Moravcová et al., 2015). Arter med liten genomstørrelse etablerer seg i større grad i naturen enn de fremmede artene med stor genomstørrelse (Pyšek et al., 2023). Fra studier gjort i Tsjekia er det blitt vist at liten genomstørrelse kun har påvirkning på etableringsfasen, men påvirker ikke fremmede arters invasjonspotensial (Kubešová et al., 2010; Pyšek et al., 2023). En annen studie fra Hawaii viser derimot til at genomstørrelse påvirker både etablering og invasjon (Schmidt & Drake, 2011). Liten genomstørrelse er assosiert med liten frøstørrelse og rask vekst hos frø, som kan forklare hvorfor disse plantene etablerer seg godt (Bennett et al., 1998; Rejmánek, 1996; Rejmánek, 2000).

Liten frøstørrelse er et trekk som er vist å påvirke invasjonspotensialet til fremmede arter. I dette studiet har det kun blitt skilt mellom ulike formeringstyper, men ikke for selve størrelsen på frøene til de ulike artene. Det å ha små frø fører til at frøene lettere kan spres med dyr og vind øker sannsynligheten for at en fremmed art etablerer seg og senere blir invaderende (Hamilton et al., 2005; Schmidt & Drake, 2011). Spredning med dyr og vind gjør det mulig for planter å kunne spre seg over lengre avstander. Mine resultater viser derimot ingen vesentlig forskjell i arter som viser høy spredning og arter som viser lav spredning når det kommer til spredning med virveldyr og vind. Kartlegging av spredning i dette studiet foregikk primært i rutene på 250 x 250 meter. Frø kan spres over mye lenger avstander enn dette (Wu et al., 2023) og det er derfor en mulighet for at langdistansespredning med virveldyr og vind ikke har blitt fanget opp under kartleggingen og at resultatene derfor kan vise at noen arter viser lavere spredning enn i realiteten.

Plantehøyde er også et trekk som er vist til å påvirke spredning og invasjonspotensial hos fremmede arter. Fremmede etablerte arter er generelt høyere enn de lokale artene (Crawley et al., 1996; Williamson & Fitter, 1996). En fremmed art som var høyere enn 0,8 m hadde en 67,6% sjans for å bli invaderende (Moravcová et al., 2015). Dette kan ha en sammenheng med at busker og trær, som er vist til å ha stort invasjonspotensial ofte er arter som er høyere enn dette. Høyde vil derimot ikke være en like viktig faktor for spredning og invasjon, hvis en art produserer store mengder frø eller sprer seg effektivt over lange avstander, da lave arter

med effektiv spredning ble vist til å ha en 90% sjans for å bli invaderende (Moravcová et al., 2015). Dette viser at trade-off mellom ulike trekk er med å påvirke invasjonspotensialet til fremmede arter. I hvilken grad høyde påvirker invasjonspotensialet til en art, kommer også an på habitatet denne arten spres til. Naturlige habitater som ikke påvirkes av forstyrrelser har større sannsynlighet for å bli invadert av høye arter da disse har evnen til å overskygge og fortrenge stedegne arter (Rejmánek, 2000). Forstyrrede habitater blir derimot invadert av både høye og korte arter (Rejmánek, 2000).

Et poeng som kan være viktig å merke seg når man prøver å predikere hvilke arter som vil kunne invadere et område er at ulike trekk ikke nødvendigvis vil ha den samme påvirkningen i ulike biotoper. Et trekk som fører til spredning av en fremmedart i Afrika vil ikke nødvendigvis være det samme trekket som fører til spredning av en art i Nord-Europa (Pyšek & Richardson, 2007). Skal man bruke forskning til å predikere konsekvensene en ny fremmedart vil få i Norge, er det viktig å bruke forskning som er relevant for norske forhold.

Andre faktorer som forklarer spredning og invasjon

I tillegg til økologiske trekk er det også mange andre faktorer som også spiller inn for hvorfor fremmede arter etablerer seg, spres og invaderer økosystemer (Pyšek et al., 2009). Det å ikke ha vurdert slike tilleggsfaktorer i min studie kan også være en forklaring på hvorfor resultatene mine ikke viser tydelige økologiske trekk mellom arter med høy- og lav spredning. Tilleggsfaktorer kan blant annet muligens forklare hvorfor klatrevillvin og villvin viser stor forskjell i spredningsmønster, men er to botanisk helt like arter når det kommer til økologiske trekk. Fra tidligere studier som har forsket på påvirkningen andre faktorer har på sprednings- og invasjonspotensialet hos fremmede arter, finnes det mest støtte for faktorene introduksjonstrykk («propagule pressure»), habitat og tid siden introduksjon (Chytrý et al., 2008a; Colautti et al., 2006; Schmidt & Drake, 2011).

Introduksjonstrykk er et mål på antall individer som slippes ut i områder hvor de ikke er hjemmehørende. Dette er en faktor som er anerkjent som en påvirkning for etablering og spredning av fremmede arter, men er generelt blitt lite forsket på (Lockwood et al., 2005). Colautti et al. (2006) fant i sin studie at introduksjonstrykk kun var tatt hensyn til i 29% av studier der det ble sett på hvorfor fremmede arter kan bli invaderende. I studiene der det ble tatt hensyn til, var introduksjonstrykk derimot en signifikant påvirkningsfaktor for høyt invasjonspotensial. Høyt introduksjonstrykk påvirker etableringsfasen til fremmede arter. Arter som klarte å etablere seg i nye områder hadde generelt høyere introduksjonstrykk enn

artene som mislyktes (Colautti et al., 2006). Et studie på trær viste at hvis introduksjonstrykket var høyt nok, ville artene klare å spre seg fra plantasjeskoger og etablere seg i naturlige skoger, uavhengig av hva de økologiske trekkene deres var (Pyšek et al., 2009). Introduksjonstrykk påvirker også i stor grad om allerede etablerte arter vil spre seg og bli invaderende (Colautti et al., 2006). Fra en studie i Hawaii var introduksjonstrykk forklaringen på halvparten av det høye invasjonspotensialet til de fremmede artene i staten (Daehler, 2006).

Introduksjonstrykk er med på å øke sjansen for at et habitat blir invadert av en fremmed art, men habitatets egne egenskaper er også viktig for at en art skal kunne etablere seg (Chytrý et al., 2008b). Habitater der fremmede arter klarte å etablere seg var først og fremst påvirket av sterke forstyrrelser og næringsrik jord. Habitater som derimot er næringsfattige, som alpine gressletter og heier, har mindre andel fremmede arter (Chytrý et al., 2008a). Habitater med vegetasjon som primært består av urter er spesielt utsatt for invasjon av fremmede arter. De aller mest invaderte habitatene var områder der all biomassen over bakken ble fjernet minst en gang i året. Forstyrrelser i kombinasjon med økt næringstilgang i form av gjødsling eller økt tilgang på lys gjør det enklere for fremmede arter å kunne etablere seg (Chytrý et al., 2008b).

Tid siden en art først ble introdusert til et område er en viktig påvirkningsfaktor for etablering og invasjonspotensial. Jo lenger en art har vært i et område, desto større er sjansen for å kunne etablere seg og spre seg over større områder (Pyšek & Jarošík, 2005). For å predikere hvilke arter som blir svært invaderende er derimot trekk en viktigere indikator. Jo lenger en fremmed art har vært i et område den har blitt introdusert til, desto større vil forekomsten av den være og jo større er sannsynligheten for at den sprer seg og danner nye populasjoner (Hamilton et al., 2005; Pyšek et al., 2009). Schmidt og Drake (2011) estimerte at det er 7 ganger mer sannsynlig at planter som ble introdusert for mer enn 80 år siden etablerer seg i naturlig vegetasjon og blir et problem for andre arter.

Forsinket spredning (lag time) blir i invasjonsbiologien beskrevet som forsinkelse i begynnelse av spredning og etablering for en art eller en treg invasjonsprosess (Crooks, 2011). Ulike studier har kommet frem til at det i snitt tar rundt 150 år for en art fra den blir introdusert til et område til den begynner å bli invaderende (Gasso et al., 2010; Kowarik, 1995). Forsinket spredning hos fremmede arter er en av årsakene til at artsdatabanken sin 1800-tallsgrense kan være problematisk når det kommer risikovurdering av arter. Fremmede arter som kom til Norge før 1800-tallet kan på grunn av forsinket spredning få negative

økologiske effekter over tid som den tidligere ikke har hatt. Fremmede arter som ikke blir risikovurdert og ikke fokusert på i forvaltning av fremmede arter, kan derfor ende opp med å få store effekter på stedege arter og natur.

Konklusjon

NINAs kartleggingsystem er mulig å bruke for å gjenfinne tidligere registrerte arter og for å kartlegge ny spredning. Kartlegging på rutenivå og kartlegging med høypresisjons-GPS ga begge høye og tilnærmet lik prosent av gjenfunn og begge metodene kan brukes til gjenkartlegging. Kartlegging med høypresisjons-GPS er derimot mer effektivt og gir sikrere spredningsfunn.

Sammenlikningene av økologiske trekk hos arter kartlagt til høy spredning og arter kartlagt til lav spredning viste ingen tydelige forskjeller. Hva som er årsaken til dette er ikke helt sikkert, men mulige forklaringer kan være at det ble testet for få arter som tilhører mange taksonomisk ulike grupper, at spredning ble kartlagt på for liten skala til å reflektere artenes faktiske spredningsrate eller at andre påvirkende faktorer som introduksjonstrykk eller tid siden introduksjon ikke ble tatt hensyn til. Selve systemet som ble brukt for å kartlegge arter fungerer godt, men for å teste hvilke økologiske trekk som gir høy spredningsrate for fremmede arter bør det i fremtidige liknende studier velges ut taksonomisk like arter basert på bestemte trekk man ønsker å se på og i tillegg sammenlikne disse med arter man vet ikke er invaderende.

Prediksjon av fremtidige problematiske fremmede arter er vanskelig, men viktig å gjennomføre for å unngå store økologiske konsekvenser på stedege arter og natur. I dag risikovurderer artsdatabanken kun arter som ble etablert i Norge etter år 1800. Dette kan være problematisk fordi innførte arter etablert før dette fortsatt kan ha negative konsekvenser. Dette gjelder blant annet ormehode og spesielt svensk asal, som kan etablere seg i norsk natur og fortrenge rødlistede arter. Fordi de ikke er risikovurdert på fremmedartslista, er det sannsynlig at forvaltningstiltak mot disse artene ikke vurderes, som kan føre til et stort problem skulle de vise seg å bli invaderende. Forvaltningstiltak bør derfor også vurderes for fremmede arter etablert før år 1800, fordi hvis en art ikke er hjemmehørende i Norge og er et problem i andre land den er fremmed i, er det en stor sjanse den også blir et problem her.

Referanser

- Artsdatabanken. (2019). *Komen til Noreg før eller etter 1800?* Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Pages/241521/Komen_til_Noreg_foer_eller (lest 27.04.2023).
- Artsdatabanken. (2021). *Slik sprer de fremmede artene seg til naturen.* Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Pages/258990/Slik_sprer_de_fremmede_artene (lest 24.04.2024).
- Artsdatabanken. (2023a). *Hva er en fremmed art?* Tilgjengelig fra: https://artsdatabanken.no/Pages/339553/Hva_er_en_fremmed_art (lest 19.02.2023).
- Artsdatabanken. (2023b). *Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.* Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023> (lest 27.01.2024).
- Artsdatabanken. (2023c). *Hageplanter til begjær og bry. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.* Tilgjengelig fra: https://artsdatabanken.no/Pages/343219/Hageplanter_til_begjaer_og_bry (lest 24.04.2024).
- Artsdatabanken. (2023d). *Genforureining som økologisk effekt. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.* Tilgjengelig fra: https://artsdatabanken.no/Pages/343220/Genforureining_som_oekologisk_effekt (lest 28.04.2024).
- Artskart.artsdatabanken.no. (25.04.2024a). *Funndata for Echium vulgare fra Naturhistorisk museum UiO.* Katalognummer 575752 og 3717/138.
- Artskart.artsdatabanken.no. (25.04.2024b). *Funndata for Parthenocissus quinquefolia fra Agder naturmuseum.* Katalognummer 2278.
- Artskart.artsdatabanken.no. (25.04.2024c). *Funndata for Parthenocissus inserta fra Naturhistorisk museum UiO.* Katalognummer 412942.
- Artskart.artsdatabanken.no. (25.04.2024d). *Funndata for Symphytum ×uplandicum fra Naturhistorisk museum - UiO.* Katalognummer 583313.
- Artskart.artsdatabanken.no. (26.04.2024). *Funndata for Aronia Melanocarpa fra Agder naturmuseum og Naturhistorisk museum - UiO.* Katalognummer 45860 og 364178.
- Artskart.artsdatabanken.no. (27.04.2024). *Funndata for Melilotus altissimus fra Naturhistorisk museum - UiO.* Katalognummer 476327.
- Artskart.artsdatabanken.no. (29.04.2024a). *Funndata for Symphytum x uplandicum*
- Artskart.artsdatabanken.no. (29.04.2024b). *Funndata for Aronia melanocarpa.*
- Bennett, M. D., Leitch, I. J. & Hanson, L. (1998). DNA Amounts in Two Samples of Angiosperm Weeds *Annals of Botany* 82 (1): 121-134. doi: 10.1006/anbo.1998.0785.
- Blaalid, R. & Often, A. (2019). Fremmedartslista 2018: Med fokus på karplanter. *Naturen*, 143 (6): 250-256. doi: 10.18261/issn.1504-3118-2019-06-03.
- CABI. (2019a). *Echium vulgare ((common) viper's-bugloss).* Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.1079/cabicompendium.20401> (lest 19.04.2024).
- CABI. (2019b). *Parthenocissus inserta.* Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.44675> (lest 19.04.2025).
- CABI. (2019c). *Aronia melanocarpa (black chokeberry).* Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.1079/cabicompendium.1955> (lest 19.04.2024).

- CABI. (2019d). *Aquilegia vulgaris*. Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.1079/cabicompendium.112384> (lest 20.04.2024).
- CABI. (2019e). *Sorbus intermedia* (swedish whitebeam). Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.50719> (lest 20.04.2024).
- CABI. (2019f). *Linum usitatissimum* (flax). Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.31053> (lest 29.04.2024).
- CABI. (2019g). *Ribes uva-crispa* (gooseberry). Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.1079/cabicompendium.47563> (lest 21.04.2024).
- CABI. (2021). *Arctium lappa* (burdock). Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.6875> (lest 20.04.2024).
- Carignan, C. (2023). *About black chokeberry*. Tilgjengelig fra: <https://extension.umd.edu/resource/black-chokeberry/> (lest 27.04.2024).
- Chapman, D., Purse, B. V., Roy, H. E. & Bullock, J. M. (2017). Global trade networks determine the distribution of invasive non-native species. *Global Ecology and Biogeography*, 26 (8): 907-917. doi: 10.1111/geb.12599.
- Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X. & Smart, S. M. (2008a). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45 (2): 448-458. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x.
- Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L. & Danihelka, J. (2008b). Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*, 89 (6): 1541-1553. doi: 10.1890/07-0682.1.
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A. & MacIsaac, H. J. (2006). Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8: 1023-1037. doi: 10.1007/s10530-005-3735-y.
- Crawley, M., Harvey, P. & Purvis, A. (1996). Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 351 (1345): 1251-1259. doi: 10.1098/rstb.1996.0108.
- Crooks, J. A. (2011). Lag Times. I: Simberloff, D. & Rejmánek, M. (red.) Encyclopedias of the Natural World, b. 3 *Encyclopedia of Biological Invasions*, s. 404-410: University of California Press.
- Daehler, C. C. (2006). Invasibility of tropical islands by introduced plants: partitioning the influence of isolation and propagule pressure. 78 (4): 389-404.
- Daugstad, K., Thorvaldsen, P., Bele, B., Bär, A., Fløistad, I. S. & Hanslin, H. M. (2018). *Fremmede skadelige karplanter i kulturlandskapet og områdebasert prioritering av tiltak*. NIBIO Rapport Vol.4 Nr.92. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2504929> (lest 27.04.2023).
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018a). *Echium vulgare*, vurdering av økologisk risiko. *Fremmedartslista 2018*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/fremmedarter/2018/N/967> (lest 21.04.2024).
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018b). *Sorbus intermedia*, vurdering av økologisk risiko. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Fremmedarter/2018/N/1408> (lest 26.04.2024).

- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018c). *Linum usitatissimum*, vurdering av økologisk risiko. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Fremmedarter/2018/N/1459> (lest 28.04.2024).
- Elven, R., Bjorå, C. S., Fremstad, E., Hegre, H. & Solstad, H. (2022). *Norsk flora*. 8. utg. Oslo: Det Norske Samlaget.
- Endrestøl, A., Andreasen, M., Brandsegg, H., Davey, M., Fossøy, F., Jacobsen, R. M. & Åström, J. (2023). *Tidlig oppdagelse av nye landlevende fremmede arter*. NINA Rapport 2197. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3057350> (lest 11.04.2023).
- Fristoe, T. S., Dawson, W., Essl, F., Heleno, R., Kreft, H., Maurel, N., Pergl, J., Pyšek, P., Seebens, H., Weigelt, P., et al. (2021). Dimensions of invasiveness: Links between local abundance, geographic range size, and habitat breadth in Europe's alien and native floras. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118 (22). doi: 10.1073/pnas.2021173118.
- Gasso, N., Pyšek, P., Vilà, M. & Williamson, M. (2010). Spreading to a limit: the time required for a neophyte to reach its maximum range. *Diversity and Distribution* 16 (2): 203-312. doi: 10.1111/j.1472-4642.2010.00647.x.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. r. (2012). *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Pages/201622/Fremmede_arter_i_Norge (lest 26.04.2023).
- Graves, M., Mangold, J. & Jacobs, J. (2018). *Ecology and management of blueweed (Echium vulgare L.)*. Tilgjengelig fra: https://www.montana.edu/extension/invasiveplants/documents/mt_noxious_weeds/Blueweed_FINAL.pdf (lest 16.04.2024).
- Hagen, D., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Skarpaas, O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. (2012). *Fremmede arter. Kartlegging og overvåking av spredningsvegen «import av planteprodukter»*. NINA Rapport 915. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2559792> (lest 28.04.2023).
- Hamilton, M. A., Murray, B. R., Cadotte, M. W., Hose, G. C., Baker, A. C., Harris, C. J. & Licari, D. (2005). Life-history correlates of plant invasiveness at regional and continental scales. *Ecology Letters* 8(10): 1066-1074. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00809.x.
- Hartvik, P. (2015). *Atlas flora danica*. København: Gyldendal.
- Hegre, H. & Elven, R. (2022). *Akeleie Aquilegia vulgaris L.* Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Pages/286500/Aquilegia_vulgaris (lest 28.04.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023a). *Vurdering av svartsurbær Aronia melanocarpa for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/1520> (lest 23.04.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023b). *Vurdering av villgulrot Daucus carota subsp. carota for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2970> (lest 26.04.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023c). *Vurdering av storborre Arctium lappa for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2549> (lest 28.04.2024).
- Hendrichsen, D. K., Åström, J., Forsgren, E. & Skarpaas, O. (2014). *Spredningsveier for fremmede arter i Norge*. NINA Rapport 1091. Tilgjengelig fra:

- <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2371363?locale-attribute=en> (lest 27.04.2023).
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of applied ecology*, 46 (1): 10-18. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x.
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. Tilgjengelig fra: <https://zenodo.org/records/3553579> (lest 27.04.2023).
- Jacobsen, R. M., Endrestøl, A., Davey, M., Often, A., Andreasen, M., Laugsand, A. E., Sander-cock, B. K., Fossøy, F. & Åström, J. (2020). *Tidlig oppdagelse av nye landlevende fremmede arter*. NINA Rapport 1914. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2711464> (lest 11.04.2023).
- Klemow, K. M., Clements, D. R., Threadgill, P. F. & Cavers, P. B. (2002). The biology of Canadian weeds. 116. *Echium vulgare* L. *Canadian journal of plant science*, 82 (1): 235-248. doi: 10.4141/P01-058.
- Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems*: 15-38.
- Kubešová, M., Moravcová, L., Suda, J., Jarošík, V. & Pyšek, P. (2010). Naturalized plants have smaller genomes than their non-invading relatives: a flow cytometric analysis of the Czech alien flora. *Preslia* 82 (1): 81-96.
- Lockwood, J. L., Cassey, P. & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (5): 223-228. doi: 10.1016/j.tree.2005.02.004.
- Lundberg, A. (2013). *Havstrandsnatur. Tilstand, overvåkning*. DN-utredning 6-2013. : Direktoratet for naturforvaltning. Tilgjengelig fra: https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/dokumenter/publikasjoner/rapporter/dn-utredning_6-2013_nettpdf (lest 18.04.2024).
- Moravcová, L., Pyšek, P., Jarošík, V. & Pergl, J. (2015). Getting the Right Traits: Reproductive and Dispersal Characteristics Predict the Invasiveness of Herbaceous Plant Species. *PLOS ONE*, 10 (4): 1-16. doi: 10.1371/journal.pone.0123634.
- NINA. (2022). *Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter*. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/tidligvarsling> (lest 11.04.2023).
- NNSS. (2011). *False Virginia-Creeper Parthenocissus inserta*. Tilgjengelig fra: <https://www.nonnativespecies.org/non-native-species/information-portal/view/2548> (lest 18.04.2024).
- NNSS. (2019a). *Virginia-Creeper Parthenocissus quinquefolia*. Tilgjengelig fra: <https://www.nonnativespecies.org/non-native-species/information-portal/view/2549> (lest 18.04.2024).
- NNSS. (2019b). *Russian Comfrey Symphytum officinale x asperum = S. x uplandicum*. Tilgjengelig fra: <https://www.nonnativespecies.org/non-native-species/information-portal/view/3447> (lest 18.04.2024).
- Often, A. (2024). *Samtale med botaniker Anders Often ved Naturrestaurering*. Ås (18.03.2024).
- Olsen, S. L., Åström, J., Hendrichsen, D. K., Bjerke, J. W., Błaalid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. (2017). *Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse*. NINA Rapport 1393: Norsk institutt for naturforskning.
- Praciak, A. (2015). *Daucus carota (carrot)*. Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.18018> (lest 19.04.2024).

- Pyšek, P. & Jarošík, V. (2005). Residence time determines the distribution of alien plants. I: Inderjit (red.) *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*, s. 77-96: Birkhäuser Basel.
- Pyšek, P. & Richardson, D. M. (2007). Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? I: Nentwig, W. (red.) *Ecological Studies*, b. 193 *Biological Invasions*, s. 97-125: Springer Berlin, Heidelberg.
- Pyšek, P., Krivánek, M. & Jarošík, V. (2009). Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. *Ecology*, 90 (10): 2734-2744. doi: 10.1890/08-0857.1.
- Pyšek, P., Lučanová, M., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Leitch, I. J., Lenzner, B., Meyerson, L. A., Pergl, J., van Kleunen, M., et al. (2023). Small genome size and variation in ploidy levels support the naturalization of vascular plants but constrain their invasive spread. *New Phytologist* 239 (6): 2389-2403. doi: 10.1111/nph.19135.
- Reichard, S. H. & Hamilton, C. W. (1997). Predicting invasions of woody plants introduced into North America: Predicción de Invasiones de Plantas Leñosas Introducidas a Norteamérica. *Conservation Biology*, 11 (1): 193-203. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.95473.x.
- Rejmánek, M. (1996). A theory of seed plant invasiveness: The first sketch. *Biological Conservation*, 78 (1-2): 171-181. doi: 10.1016/0006-3207(96)00026-2.
- Rejmánek, M. (2000). Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25 (5): 497-506. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x.
- Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30 (3): 285-442. doi: 10.1191/0309133306pp49.
- Ries, C., Pfeiffenschneider, M. & Krippel, Y. (2024). *Parthenocissus inserta*. Tilgjengelig fra: <https://neobiota.lu/parthenocissus-inserta/> (lest 18.04.2024).
- Rojas-Sandoval, J. (2017). *Parthenocissus quinquefolia* (Virginia creeper): CABI Compendium. Tilgjengelig fra: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.44676> (lest 16.04.2024).
- Salisbury, E. (1961). *Weeds and Aliens*. London: Collins.
- Schmidt, J. P. & Drake, J. M. (2011). Time since Introduction, Seed Mass, and Genome Size Predict Successful Invaders among the Cultivated Vascular Plants of Hawaii. *PLOS ONE*, 6 (3). doi: 10.1371/journal.pone.0017391.
- Skarpaas, O., Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J. & Westergaard, K. B. (2023a). *Vurdering av mellomvalurt Symphytum ×uplandicum for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/127> (lest 21.04.2024).
- Skarpaas, O., Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J. & Westergaard, K. B. (2023b). *Vurdering av hybridbarlind Taxus ×media for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/1786> (lest 27.04.2024).
- Skarpaas, O., Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J. & Westergaard, K. B. (2023c). *Vurdering av stikkelsbær Ribes uva-crispa for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/921> (lest 28.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023a). *Planter: Vurdering av klatrevillvin Parthenocissus quinquefolia for Fastlands-Norge med havområder*.

- Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/696> (lest 21.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023b). *Planter: Vurdering av villvin Parthenocissus inserta for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/697> (lest 21.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023c). *Vurdering av strandsteinkløver Melilotus altissimus for Fastlands-Norge med havområder*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/538> (lest 28.04.2024).
- Sutherland, S. (2004). What makes a weed a weed: life history traits of native and exotic plants in the USA. *Oecologia*, 141: 24-39. doi: 10.1007/s00442-004-1628-x.
- Sweco. (2022). *Kartlegging og vurdering av fremmede arter – Vestveien 22*. Tilgjengelig fra: <https://www.nordrefollo.kommune.no/globalassets/nordre-follo/tjenester/plan-bygg-og-eiendom/byutvikling-og-arealplaner/ski-sentrum/vestveien-22/horing-av-byggesak/friomradet--kartleggig-og-vurdering-av-fremmede-arter.pdf> (lest 18.04.2024).
- Thompson, K. & Davis, M. A. (2011). Why research on traits of invasive plants tells us very little. *Trends in ecology & evolution*, 26 (4): 155-156. doi: 10.1016/j.tree.2011.01.007.
- Umehara, M., Eguchi, I., Kaneko, D., Ono, M. & Kamada, H. (2005). Evaluation of gene flow and its environmental effects in the field. *Plant Biotechnology*, 22 (5): 497-504. doi: 10.5511/plantbiotechnology.22.497.
- USDA. (2002). *Virginia Creeper, Parthenocissus quinquefolia*. Tilgjengelig fra: https://plants.usda.gov/DocumentLibrary/factsheet/pdf/fs_pagu2.pdf (lest 20.04.2024).
- USDA. (u.å.). *Echium vulgare L. common viper's bugloss*. Tilgjengelig fra: <https://plants.sc.egov.usda.gov/home/plantProfile?symbol=ECVU> (lest 20.04.2024).
- Van Kleunen, M., Weber, E. & Fischer, M. (2010a). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13 (2): 235–245. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x.
- Van Kleunen, M., Dawson, W., Schlaepfer, D., Jeschke, J. M. & Fischer, M. (2010b). Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology letters*, 13 (8): 947-958. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01503.x.
- Van Leeuwen, B. & Van Breemen, A. (1980). Similarities and differences in some biennials. *Acta Bot. Neerl*, 29: 209-210.
- Verkaar, H. J. & Schenkeveld, A. J. (1984). On the ecology of short-lived forbs in chalk grasslands. *New Phytologist*, 98 (4): 659-672. doi: 10.1111/j.1469-8137.1984.tb04155.x.
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Callaway, R. M. & van der Putten, W. H. (2011). Terrestrial Ecosystem Responses to Species Gains and Losses. *Science*, 332 (6035): 1273-1277. doi: 10.1126/science.119747.
- WeedsAustralia. (2019). *Carrot, Wild Carrot, Common Carrot, Queen Anne's Lace*. Tilgjengelig fra: <https://weeds.org.au/profiles/carrot-wild-common/> (lest 19.04.2024).
- WeedsAustralia. (2024). *Viper's Bugloss, Common Viper's Bugloss, Echium vulgare L.* Tilgjengelig fra: <https://weeds.org.au/profiles/vipers-bugloss-common/> (lest 21.04.2024).
- Westbrooks, R. G. & Eplee, R. E. (2011). Early detection and rapid response. I: *Encyclopedia of Biological Invasions*, s. 169-177. Berkeley: University of California press.

- Williamson, M. (1993). Invaders, weeds and the risk from genetically manipulated organisms. *Experientia*, 49 (3): 219-224. doi: 10.1007/BF01923529.
- Williamson, M. H. & Fitter, A. (1996). The characters of successful invaders. *Biological conservation*, 78 (1-2): 163-170. doi: 10.1016/0006-3207(96)00025-0.
- Wu, Z., Milne, R. I., Liu, J., Nathan, R., Corlett, R. T. & Li, D. Z. (2023). The establishment of plants following long-distance dispersal. *Trends in Ecology & Evolution*, 38 (3): 289-300. doi: 10.1016/j.tree.2022.11.003.

Vedlegg

Vedlegg 1: Fordeling av kartlagte punkter for gjenfunn og ikke-gjenfunn fordelt på de to kartleggingsmetodene rutenivå og høypresisjons-GPS for hver av de utvalgte artene.

Arter	Kartlegging på rutenivå		Kartlegging med høypresisjons-GPS	
	Antall punkter med gjenfunn	Antall punkter med ikke-gjenfunn	Antall punkter med gjenfunn	Antall punkter med ikke-gjenfunn
Akeleie	24	4	4	3
Asparges			1	
Berlinerpoppe	1			
Blomstermispel			1	
Buksbom		1		
Byvortemelk			1	
Flerårslin				1
Gulltorn		1		
Hundesennep		2		
Hvitrogn		1		
Hybridbarlind		2	4	
Kjempekonvall	1			
Klatrevillvin	1		9	
Lin				5
Mellomvalurt	3		4	
Ormehode	21	1	24	2
Parklind			5	
Prakttoppklokke		1		
Rosesnøbær		2		
Rødmelde		1	2	9
Sommerhyll			2	
Stikkelsbær		3	2	1
Stivgjøkesyre		1		
Storborre	9		3	
Storhjel	1			
Strandsteinkløver		1	2	5
Surkirsebær		1	1	
Svartsurbær	1		4	4
Svensk asal	1	1	6	1
Villgulrot	13	2	1	1
Villvin	5	2		
Totalt punkter	81	27	76	32

Vedlegg 2: Oversikt over ruter søkt i, gjenfunn, spredning og tilbakegang for hver av de utvalgte artene. Artene markert i mørk grå er kartlagt i tre eller flere ruter og har en spredning i 50% eller mer av rutene (høy spredning). Artene markert i lys grå er kartlagt i tre eller flere ruter og har en spredning i <50% av rutene (lav spredning). Artene markert i hvitt er kartlagt i færre enn tre ruter.

Arter (Fremmedartskategori)	Ruter søkt i	Ruter med gjenfunn	Ruter med spredning	Ruter med tilbakegang	% spredning i ruter
Ormehode (NR)	17	14	15	0	93,8%
Klatrevillvin (SE)	5	5	4	0	80%
Mellomvalurt (HI)	5	5	3	0	60%
Svartsurbær (LO)	4	3	2	0	50%
Villgulrot (LO)	6	3	3	0	50%
Strandsteinkløver (PH)	4	2	1	1	25%
Storborre (NR)	4	4	1	0	25%
Akeleie (NR)	14	10	3	1	21,4%
Svensk asal (NR)	7	6	1	0	14,3%
Hybridbarlind (SE)	4	2	0	0	0%
Lin (NR)	3	0	0	0	0%
Stikkelsbær (PH)	6	2	0	0	0%
Villvin (SE)	6	5	0	0	0%
Blomstermispel (SE)	1	1	1	0	100%
Byvortemelk (NR)	1	1	1	0	100%
Surkirsebær (PH)	2	1	1	0	50%
Parklind (LO)	2	2	1	0	50%
Rødmelde (LO)	2	1	1	0	50%
Sommerhyll (LO)	1	1	1	0	50%
Gulltorn (HI)	1	0	0	0	0%
Hundesennep (NR)	2	0	0	0	0%
Hvitrogn (PH)	1	0	0	0	0%
Asparges (LO)	1	1	0	0	0%
Kjempekonvall (NR)	1	1	0	0	0%
Buksbom (PH)	1	0	0	0	0%
Prakttoppklokke (HI)	1	0	0	0	0%
Rosesnøbær (NR)	2	0	0	0	0%
Berlinerpoppel (HI)	1	1	0	0	0%

Flerårslin (NR)	1	0	0	0	0%
Stivgjøkesyre (PH)	1	0	0	0	0%
Storhjelms (HI)	1	1	0	0	0%

Vedlegg 3: Tabell over de økologiske trekkene som ble testet for de 13 vurderte artene søkt etter på tre eller flere ruter.

Artsnavn	Latinsk navn	Levetid	Vekstform	Formering	Spredningstype	Bruk
Akeleie	<i>Aquilegia vulgaris</i>	Flerårig	Urt	Frø	Egenspredning	Prydplante
Hybridbarlind	<i>Taxus x media</i>	Flerårig	Busk	Frø	Fugl	Prydplante
Klatrevillvin	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Flerårig	Busk	Rotskudd	Hageavfall, klonedannelse	Prydplante
Lin	<i>Linum usitatissimum</i>	Ettårig	Urt	Frø	Egenspredning	Produksjonsplante
Mellomvalurt	<i>Symphytum x uplandicum</i>	Flerårig	Urt	Frø	Dyr eller jordmasser	Produksjonsplante/dyrefor
Ormehode	<i>Echium vulgare</i>	Toårig	Urt	Frø	Dyr	Ugress
Stikkelsbær	<i>Ribes uva-crispa</i>	Flerårig	Busk	Bær	Fugl	Produksjonsplante
Storborre	<i>Arctium lappa</i>	Flerårig	Urt	Frø	Dyr	Ugress
Strandsteinkløver	<i>Melilotus altissimus</i>	Toårig	Urt	Frø	Havstrømmer og flytting jordmasser	Ugress
Svartsurbær	<i>Aronia melanocarpa</i>	Flerårig	Busk	Bær	Fugl og hageavfall	Produksjonsplante
Svensk asal	<i>Sorbus intermedia</i>	Flerårig	Tre	Bæreple	Fugl	Prydplante
Villgulrot	<i>Daucus carota</i>	Toårig	Urt	Frø	Egenspredning, vind og dyr	Ugress
Villvin	<i>Parthenocissus inserta</i>	Flerårig	Busk	Rotskudd	Hageavfall, klonedannelse	Prydplante

Vedlegg 4: Feltdata fra gjenkartleggingen fra 2023 for de 13 vurderte artene søkt etter på tre eller flere ruter.

Art	Rutenavn	Antall individer	Areal m ²	Habitat	Funntype
Akeleie	Asker	4		Veikant	Gjenfunn + tilbakegang
Akeleie	Fornebu_II	2		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Grytnes	2		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Grytnes	9		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Grytnes	9		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	7		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	3		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	7		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	33		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	37		Veikant	Gjenfunn + spredning
Akeleie	Huseby	30		Veikant	Gjenfunn + spredning
Akeleie	Huseby	70+	21	Gresseng	Gjenfunn + spredning
Akeleie	Huseby	50		Veikant	Gjenfunn + spredning
Akeleie	Huseby	18		Veikant	Gjenfunn + spredning
Akeleie	Huseby	8		Gresseng	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	7		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	4		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	13		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	7		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	2		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	12		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Huseby	1		Eng	Spredning
Akeleie	Huseby	1		Veikant	Spredning
Akeleie	Isebakke	0			Ikke gjenfunnet
Akeleie	Isebakke	8		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Kleva	0			Ikke gjenfunnet
Akeleie	Mile	0			Ikke gjenfunnet
Akeleie	Mile	7		Løvskog	Gjenfunn
Akeleie	Mjøndalen	0			Ikke gjenfunnet
Akeleie	Skillebekk	6		Veikant	Gjenfunn
Akeleie	Skillebekk	1		Veikant	Spredning
Akeleie	Slemmestad	0			Ikke gjenfunnet
Akeleie	Sætre	0			Ikke gjenfunnet
Akeleie	Sætre	8		Bakhage	Gjenfunn
Akeleie	Torp	2		Skogkant	Gjenfunn
Akeleie	Øra	7		Grushaug	Gjenfunn + spredning
Akeleie	Øra	1		Veikant	Gjenfunn
Hybridbarlind	Huseby	0			Ikke gjenfunnet
Hybridbarlind	Isebakke	0			Ikke gjenfunnet
Hybridbarlind	Kleva	2		Løvskog	Gjenfunn
Hybridbarlind	Kleva	1		Løvskog	Gjenfunn
Hybridbarlind	Kleva	1		Løvskog	Gjenfunn
Hybridbarlind	Torp	2		Løvskog	Gjenfunn
Klatrevillvin	Gjerrebogen	1		Berg	Gjenfunn
Klatrevillvin	Gjerrebogen		240	Berg	Gjenfunn
Klatrevillvin	Gjerrebogen	1		Berg	Spredning

Klatrevillvin	Gjerrebogen	1		Veikant	Spredning
Klatrevillvin	Hoppern		490	Veikant	Gjenfunn
Klatrevillvin	Hoppern		32	Veikant	Gjenfunn
Klatrevillvin	Kleva		32	Veikant	Gjenfunn + spredning
Klatrevillvin	Kleva	1		Skogkant	Gjenfunn
Klatrevillvin	Sætre		160	Bakhage	Gjenfunn + spredning
Klatrevillvin	Sætre	1	4	Skogkant	Spredning
Klatrevillvin	Tofte_III	1		Løvskog	Gjenfunn + spredning
Klatrevillvin	Tofte_III	1		Løvskog	Gjenfunn + spredning
Klatrevillvin	Tofte_III	1		Løvskog	Gjenfunn
Lin	Asker	0			Ikke gjenfunnet
Lin	Follestad	0			Ikke gjenfunnet
Lin	Follestad	0			Ikke gjenfunnet
Lin	Tofte_III	0			Ikke gjenfunnet
Lin	Tofte_III	0			Ikke gjenfunnet
Mellomvalurt	Asker	1		Veikant	Gjenfunn
Mellomvalurt	Gaustad_II	3		Eng	Gjenfunn
Mellomvalurt	Gaustad_II	9		Eng	Gjenfunn
Mellomvalurt	Gaustad_II	1		Eng	Spredning
Mellomvalurt	Gaustad_II	1		Eng	Spredning
Mellomvalurt	Grytnes	8		Veikant	Gjenfunn
Mellomvalurt	Kleva	2		Veikant	Gjenfunn + spredning
Mellomvalurt	Kleva	1		Veikant	Gjenfunn
Mellomvalurt	Slemmestad	3		Gresseng	Gjenfunn + spredning
Mellomvalurt	Slemmestad	2		Gresseng	Spredning
Ormehode	Asker	4		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Asker	2		Veikant	Spredning
Ormehode	Borregaard	100+		Jordhaug	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Borregaard	1		Jordhaug	Spredning
Ormehode	Borregaard	1		Jordhaug	Spredning
Ormehode	Borregaard	50+		Jordhaug	Spredning
Ormehode	Borregaard	1		Veikant	Spredning
Ormehode	Borregaard	5		Veikant	Spredning
Ormehode	Borregaard	10		Eng	Spredning
Ormehode	Borregaard	100+	50	Veikant	Spredning
Ormehode	Follestad	4		Grusplass	Gjenfunn
Ormehode	Follestad	16		Grusplass	Gjenfunn
Ormehode	Follestad	1		Grusplass	Spredning
Ormehode	Follestad	1		Skrotemark	Spredning
Ormehode	Follestad	1		Skrotemark	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	4		Veikant	Gjenfunn
Ormehode	Fornebu_II	1		Veikant	Gjenfunn
Ormehode	Fornebu_II	17		Veikant	Gjenfunn
Ormehode	Fornebu_II	3		Veikant	Gjenfunn
Ormehode	Fornebu_II	50+		Grusplass	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Fornebu_II	58		Grusplass	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	100		Veikant	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	3		Veikant	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	4		Veikant	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	25		Veikant	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	100+		Veikant	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	20		Veikant	Spredning
Ormehode	Fornebu_II	53		Veikant	Spredning

Ornehode	Fornebu_II	100+		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	53		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	100+	26	Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	100+	56	Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	1		Gressplen	Gjenfunn
Ornehode	Fornebu_II	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	100+		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	100+	192	Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	100+	24	Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	17		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	5		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	42		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Fornebu_II	2		Grusplass	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	20		Berg	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Gjerrebogen	33		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Gjerrebogen	18		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Gjerrebogen	100+		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Gjerrebogen	90		Berg	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	17		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	19		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	2		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	2		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	5		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	85		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	50		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	35		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	5		Veikant	Spredning
Ornehode	Gjerrebogen	7		Veikant	Spredning
Ornehode	Grytnes	14		Veikant	Gjenfunn
Ornehode	Grytnes	2		Veikant	Gjenfunn
Ornehode	Grytnes	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Hoppern	70		Bakhage	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Hoppern	1		Bakhage	Spredning
Ornehode	Hoppern	26		Veikant	Spredning
Ornehode	Hoppern	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Hoppern	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Hoppern	24		Veikant	Spredning
Ornehode	Hoppern	2		Veikant	Spredning
Ornehode	Huseby	0			Ikke gjenfunnet
Ornehode	Isebakke	65		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Isebakke	100+	10	Veikant	Gjenfunn
Ornehode	Isebakke	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Isebakke	2		Veikant	Spredning
Ornehode	Mile	8		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Mile	8		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Mile	11		veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Mile	1		Gresseng	Spredning
Ornehode	Mile	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Mile	1		Veikant	Spredning
Ornehode	Mjøndalen	12		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ornehode	Mjøndalen	30		Veikant	Gjenfunn + spredning

Ormehode	Mjøndalen	26		Grushaug	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Mjøndalen	3		Jordhaug	Gjenfunn
Ormehode	Mjøndalen	5		Jordhaug	Gjenfunn
Ormehode	Mjøndalen	10		Veikant	Spredning
Ormehode	Mjøndalen	3		Eng	Spredning
Ormehode	Mjøndalen	7		Veikant	Spredning
Ormehode	Solgård_II	10		Veikant	Gjenfunn
Ormehode	Solgård_II	1		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_II	3		Veikant	Spredning
Ormehode	Solgård_III	15		Grusplass	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Solgård_III	14		Grusplass	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Solgård_III	1		Berg	Gjenfunn
Ormehode	Solgård_III	100+		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	10		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	60		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	50		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	9		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	9		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	1		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	1		Grusplass	Spredning
Ormehode	Solgård_III	28		Veikant	Spredning
Ormehode	Solgård_III	38		Veikant	Spredning
Ormehode	Solgård_III	69		Veikant	Spredning
Ormehode	Solgård_III	73		Veikant	Spredning
Ormehode	Solgård_III	35		Veikant	Spredning
Ormehode	Sætre	23		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Sætre	50		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Sætre	10		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Sætre	7		Veikant	Spredning
Ormehode	Tofte havn	100+	574	Eng	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Tofte havn	30		Eng	Gjenfunn
Ormehode	Tofte havn	28		Grushaug	Gjenfunn
Ormehode	Tofte havn	7		Skrotemark	Gjenfunn
Ormehode	Tofte_III		15	Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Tofte_III		51	Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Tofte_III		26	Gresseng	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Tofte_III	65		Grusplass	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Tofte_III	100+		Veikant	Gjenfunn + spredning
Ormehode	Tofte_III	8		Grusplass	Gjenfunn
Ormehode	Tofte_III	7		Grusplass	Gjenfunn
Ormehode	Tofte_III	8		Asfalt	Gjenfunn
Ormehode	Tofte_III	50		Asfalt	Spredning
Ormehode	Tofte_III	15		Asfalt	Spredning
Ormehode	Tofte_III	15	10	Asfalt	Spredning
Ormehode	Tofte_III	12		Asfalt	Spredning
Ormehode	Tofte_III	49		Asfalt	Spredning
Ormehode	Tofte_III	96		Gressplen	Spredning
Ormehode	Tofte_III	30		Gressplen	Spredning
Ormehode	Tofte_III	55		Veikant	Spredning
Ormehode	Tofte_III	80	13	Veikant	Spredning
Ormehode	Tofte_III	100+	26	Veikant	Spredning
Ormehode	Tofte_III	50		Grusplass	Spredning
Ormehode	Tofte_III	30		Veikant	Spredning

Ormehode	Tofte_III	100+		Grusplass	Spredning
Ormehode	Tofte_III		51	Veikant	Spredning
Ormehode	Tofte_III	55		Gresseng	Spredning
Ormehode	Tofte_III		26	Gresseng	Spredning
Ormehode	Tofte_III	15		Grusplass	Spredning
Ormehode	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Ormehode	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Ormehode	Øra	1		Eng	Spredning
Ormehode	Øra	1		Grusplass	Spredning
Ormehode	Øra	1		Veikant	Spredning
Stikkelsbær	Gjerrebogen	1		Skrotemark	Gjenfunn
Stikkelsbær	Hoppern	0			Ikke gjenfunnet
Stikkelsbær	Huseby	0			Ikke gjenfunnet
Stikkelsbær	Mile	0			Ikke gjenfunnet
Stikkelsbær	Slemmestad	0			Ikke gjenfunnet
Stikkelsbær	Tofte_III	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Follestad	3		Skrotemark	Gjenfunn
Storborre	Follestad	3		Eng	Gjenfunn
Storborre	Follestad	2		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mile	1		Gresseng	Gjenfunn
Storborre	Mile	2		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mile	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mile	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mjøndalen	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mjøndalen	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mjøndalen	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Mjøndalen	1		Veikant	Gjenfunn
Storborre	Øra	24		Skrotemark	Gjenfunn + spredning
Storborre	Øra	1		Skrotemark	Spredning
Storborre	Øra	1		Skrotemark	Spredning
Strandsteinkløver	Borregaard	35		Skrotemark	Gjenfunn + spredning
Strandsteinkløver	Mjøndalen	0			Ikke gjenfunnet
Strandsteinkløver	Torp	0			Ikke gjenfunnet
Strandsteinkløver	Øra	1		Veikant	Gjenfunn + tilbakegang
Strandsteinkløver	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Strandsteinkløver	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Strandsteinkløver	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Strandsteinkløver	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Svartsurbær	Borregaard	0			Ikke gjenfunnet
Svartsurbær	Borregaard	0			Ikke gjenfunnet
Svartsurbær	Borregaard	1		Jordhaug	Gjenfunn
Svartsurbær	Borregaard	1		Jordhaug	Gjenfunn
Svartsurbær	Grytnes	1		Veikant	Gjenfunn
Svartsurbær	Grytnes	1		Blandingsskog	Spredning
Svartsurbær	Kleva	0			Ikke gjenfunnet
Svartsurbær	Øra	1		Eng	Gjenfunn
Svartsurbær	Øra	1		Skrotemark	Gjenfunn
Svartsurbær	Øra	0			Ikke gjenfunnet
Svartsurbær	Øra	1		Veikant	Spredning
Svensk asal	Borregaard	0			Ikke gjenfunnet
Svensk asal	Borregaard	1		Veikant	Gjenfunn
Svensk asal	Fornebu_II	0			Ikke gjenfunnet
Svensk asal	Gaustad_II	1		Løvskog	Gjenfunn

Svensk asal	Gaustad_II	1		Løvskog	Spredning
Svensk asal	Gjerrebogen	1		Skogkant	Gjenfunn
Svensk asal	Gjerrebogen	3		Veikant	Gjenfunn
Svensk asal	Slemmestad	1		Løvskog	Gjenfunn
Svensk asal	Solgård_II	1		Eng	Gjenfunn
Svensk asal	Øra	1		Skrotemark	Gjenfunn
Villgulrot	Follestad	1		Grusplass	Gjenfunn
Villgulrot	Follestad	1		Grusplass	Gjenfunn
Villgulrot	Follestad	9		Skrotemark	Gjenfunn
Villgulrot	Mjøndalen	0			Ikke gjenfunnet
Villgulrot	Slemmestad	3		Grusplass	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Slemmestad	18		Grusplass	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Slemmestad	2		Veikant	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Slemmestad	6		Veikant	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Slemmestad	7		Veikant	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Slemmestad	1		Veikant	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Slemmestad	13		Veikant	Gjenfunn + spredning
Villgulrot	Solgård_II	6		Eng	Gjenfunn
Villgulrot	Solgård_II	1		Grusplass	Gjenfunn
Villgulrot	Solgård_II	4		Grusplass	Gjenfunn
Villgulrot	Solgård_II	7		Grusplass	Gjenfunn
Villgulrot	Solgård_II	1		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_II	2		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_II	1		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	0			Ikke gjenfunnet
Villgulrot	Solgård_III	6		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	11		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	8		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	3		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	2		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	15		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	1		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	1		Grusplass	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	19		Veikant	Spredning
Villgulrot	Solgård_III	100+		Veikant	Spredning
Villgulrot	Sætre	0			Ikke gjenfunnet
Villvin	Gaustad_II	1		Veikant	Gjenfunn
Villvin	Grytnes	0			Ikke gjenfunnet
Villvin	Isebakke		6	Veikant	Gjenfunn
Villvin	Mjøndalen	0			Ikke gjenfunnet
Villvin	Mjøndalen		3	Jordhaug	Gjenfunn
Villvin	Skillebekk		7	Veikant	Gjenfunn
Villvin	Sætre	1	12	Bakhage	Gjenfunn



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway