

0 62

utredning

Introduksjoner av fremmede organismer til Norge

Redaktør
Bjørn Åge Tømmerås



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Introduksjoner av fremmede organismer til Norge

Redaktør
Bjørn Åge Tømmerås

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Tømmerås, B.Å., red. 1994. Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. - NINA Utredning 62: 1-141.

ISSN 0802-3107
ISBN 82-426-0501-7

Trondheim, august 1994

Forvaltningsområde:
Bevaring av naturens mangfold
Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©: Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning, NINA

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Bjørn Åge Tømmerås, Eli Fremstad og Odd Terje Sandlund
NINA, Trondheim

Design og layout:
Guri Jermstad
Tegnekontoret, NINA

Sats: NINA

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

1. opplag: 500
2. opplag: 200

Trykt på klorfritt papir

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf.: 73 58 05 00
Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 6806

Ansvarlig sign:

Odd Terje Sandlund

Oppdragsgiver:
Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Tømmerås, B.Å., red. 1994. Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. - NINA Utredning 62: 1-141.

På grunn av egen dynamikk og endringer i miljøbetingelser vil naturlig flora og fauna stadig være under endring - under evolusjon. I våre dager er menneskelige aktiviteter hovedårsaken til endringer i miljøbetingelsene. Dette betyr at naturens egen dynamikk får mindre spillerom til å utvikle økosystemene.

En av de aktiviteter som i svært stor grad kan påvirke økosystemer, er introduksjoner av fremmede organismer. I denne utredningen har vi ut fra foreliggende kunnskap gitt en oversikt over introduksjoner (tilsiktete eller utilsiktete) av fremmede organismer til Norge. Etablering, spredning og status er vurdert, og der opplysninger foreligger, har de økologiske virkningene på stedegne arter, habitater og/eller økosystemer ved slike introduksjoner blitt analysert. Organismer som ikke har spredd seg til naturlige forhold, dvs organismer i landbruk, hjem, hage o.l., er i hovedsak holdt utenfor denne utredningen.

Antall introduserte karplanter er særlig stort. Av de 2447 arter som er identifisert i fastlands-Norge er nesten halvparten innførte arter. Av disse er 580 arter klassifisert som å ha stabil forekomst og reproduksjon, mens 591 er efemære; dvs avhengige av tilførsel av diasporer for å opprettholde levedyktige bestander.

Av vertebrater er 52 fremmede fuglearter vurdert som potensielle etablerere i Norge etter introduksjon. Sju av disse har fått et så godt fotfeste at de anses å bli en permanent del av faunaen. Blant pattedyr er 7 introduserte arter etablert, mens tre til trolig vil bli en fast del av faunaen. Blant krypdyr og padder kjenner vi ingen introduserte arter som har stabilisert seg med reproduksjon i norsk natur. Når det gjelder fisk, er trolig 12 arter utsatt i norske vassdrag, mens 4 eller 5 av disse i dag reproducerer.

Innenfor gruppene kryptogamer, invertebrater og mikroorganismer er mange skadeorganismer kjent som introduserte. Ellers er kunnskapen tilfeldig. Det er kjennskap til over 100 arter som har etablert seg i naturen. Tallet er trolig mye høyere. Bare ved å ha kjent til spesialiserte insekter som har spredd seg sammen med alle introduserte karplanter, ville antallet muligens blitt fordoblet.

Konvensjonen om biologisk mangfold setter strenge krav til forvaltningsmyndighetene når det gjelder introduksjoner av fremmede organismer. Det er åpenbart at karantenebestemmelsene ved innføring av dyr og andre kontrolltiltak ved import til Norge,

har hatt en vesentlig betydning for å hindre innførsel av klart uønskede arter "på lasset". I tillegg er det nødvendig å ha like klare holdninger og regler med hensyn til introduksjoner innen landet. De økologiske virkningene av en introduksjon vil variere etter artens egenskaper og egenskapene til det økosystem den introduseres i på det aktuelle tidspunkt. Forvaltningsmessig er det derfor behov for en generelt streng linje overfor introduksjoner for å hindre skader på kort og/eller lang sikt på naturlig forekomne arter, habitater eller økosystemer. Mikroorganismer og mange invertebrater har et stort naturlig spredningspotensiale og/eller store muligheter til spredning via menneskelig aktivitet. En eventuell etableringssuksess er ofte avhengig av at menneskeskapt habitater finnes og derved kan koloniseres. Dette grenselandet mellom naturlig spredning og habitatendringer krever forvaltnings- og forskningsmessig oppmerksomhet.

Emneord: introduksjoner - fremmede organismer - økologiske virkninger - biologisk mangfold - spredningsøkologi.

Bjørn Åge Tømmerås, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Tømmerås, B.Å., red. 1994. Introductions of alien organisms to Norway.- NINA Utredning 62: 1-141.

The natural flora and fauna are constantly changing due to intrinsic dynamic processes and environmental change. Presently human activity is the main cause of changing environmental conditions. As a result natural dynamic processes play a lesser role in the evolution of ecosystems.

One human activity which may profoundly affect ecosystems is the introduction of alien organisms. In this report we attempt to give an overview over deliberate and accidental introductions of alien organisms to Norway. Establishment, spread and present status are appraised, and available information of ecological effects on endemic species, habitats and/or ecosystems are analysed. Organisms that have not spread into natural habitats from farming, homes, gardens etc. are not included.

The number of introduced vascular plants is especially high. Of the 2447 plant species identified in Norway (excluding polar areas), almost half are introduced species. 580 of these are classified as having a stable occurrence and reproduction, while 591 species are ephemeral, i.e. dependent on a constant input of diaspores from populations outside Norway.

Among vertebrates 52 alien bird species are evaluated as having the potential to establish breeding populations in Norway. Seven of these are already considered permanent members of our fauna. Among the mammals, 7 species are already established, while three more will probably be able to establish. There are no records of introduced herptiles (amphibians and reptiles) that have established in Norway. When it comes to freshwater fish some 12 species have been introduced to Norway of which 4 or 5 reproduce in Norwegian watercourses.

In the groups of cryptogames, invertebrates and micro-organisms a number of species that are pests are known to have been introduced. Apart from this the information is scattered. Approximately 100 species are known to have established. However, this number is probably underestimated; if only the number of specialised insects that have been introduced with their host-plants was known, this number would probably be doubled.

The Convention on Biological Diversity includes recommendations with regard to introduction of alien organisms. Strict quarantine in connection with import of animals has been impor-

tant to avoid the introduction of disease-organisms by this route. It is equally important to have such regulations when animals are translocated within Norway.

The ecological effect of an introduction will vary according to the species introduced and the ecosystem it is introduced to. It is, therefore, necessary to have, in general, a restrictive attitude to introductions to avoid detrimental effects on native species, habitats and ecosystems. Micro-organisms and many invertebrates have a large potential for dispersal and/or large potential for antropocore dispersal. Successful establishment is often dependent on availability of man-made habitats open to colonisation. This interaction between natural dispersal (range extensions) and habitat change requires the attention both from policymakers (the nature management) and scientists.

Key-words: introductions - alien organisms - ecological effects - biodiversity - dispersal ecology.

Bjørn Åge Tømmerås, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Denne utredningen er utført på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN). Målsettingen var å skaffe en oversikt over introduserte organismer som har etablert seg i norsk natur og de økologiske virkningene disse har hatt på naturlig forekommende arter, habitater og økosystemer. Utredningen skulle videre inneholde en generell del om økologiske virkninger av introduserte organismer, egenskaper for spredning og etablering av organismene samt aktuelle modeller for slik spredning.

For vertebrater og karplanter finnes tilstrekkelig kunnskap til å få en oversikt over nesten alle arter som er introduserte, tilsiktet eller utilsiktet. Kunnskapsbasen for å fastslå økologiske virkninger forårsaket av de introduserte organismene er imidlertid sporadisk. Innenfor gruppene invertebrater, kryptogamer og mikroorganismer er oversikten over introduserte arter generelt svært dårlig. Organismer som er betraktet som skadeorganismer danner i all hovedsak grunnlaget for den kunnskap om introduksjoner som i dag finnes om disse tre gruppene.

I utredningen vil trolig flere introduserte organismer mangle. NINA er interessert i opplysninger som kompletterer utredningen.

Prosjektleder og redaktør for utredningen har vært Bjørn Åge Tømmerås, NINA. DN takkes for godt og konstruktivt samarbeid under prosessen. En spesiell takk til Jan Husby.

Utredningen er redigert slik at forfatter(e) og bidragsytere er angitt i hver del. Bjørn Åge Tømmerås har forfattet kapitlene 1, 2, 5, 8, 9 og 11. Prosjektmedarbeiderne fra NINA har ellers vært forfattere for følgende kapitler: Øyvind Bakke, kap. 3.2, Kjetil Bevanger, kap. 6, Rita Hartvigsen Daverdin, kap. 3.1, Eli Fremstad, kap. 4, Arne J. Jensen og Bjørn Ove Johnsen, kap. 7 og bidrag til kap. 8 og 10. Medforfatterne av kap. 4 og 6 henholdsvis Reidar Elven, Universitetet i Oslo og Viggo Ree skyldes stor takk. Videre har NINAs medarbeidere Klaus Høiland bidratt til kap. 5 og Frode Ødegaard til kap. 8.

Leif Sundheim, Halvor B. Gjærum og Trygve Rygg, Statens plantevern takkes sammen med Kåre Venn, Norsk institutt for skogforskning, NISK som forfattere i kap. 10. Takk rettes også til Alf Bakke, NISK og Johan Andersen, Universitetet i Tromsø, for bidrag til kap. 8.

I tillegg takkes følgende personer for verdifulle tips og råd: Arne Hagen, Dag Dolmen, Kaare Aagaard, Oddvar Hanssen, Torleif Holthe, John Peder Denstad, Fred Midtgaard, Torgeir Edland, Reidar Mehl, Arne C. Nilssen og Vigdis Torsvik.

Kapitlet om karplanter er i hovedsak skrevet av Eli Fremstad, men tabellene er basert på materiale som er utarbeidet av førstestekonservator Reidar Elven i forbindelse med en ny norsk flora (Elven 1993a, Lid & Lid 1994) og "Checklist of Norwegian vascular plants". Sjekklisten planlegges utgitt i 1994, som ledd i et prosjekt om innføring og spredning av fremmede planter i Norge (støttet av Norges forskningsråd). Reidar Elven har gått gjennom manuskriptet og bidratt til korrigeringer og vesentlige tilføyelser.

Rammen for NINAs utredningsprosjekt har for karplanter ikke gitt anledning til å gå inn på de enkelte taksa, som en dansk rapport har gjort (Madsen & Lyck 1991). Det vil kreve bl.a. herbariestudier for å fastslå tidspunkt for første kjente, sikre belegg og nyere undersøkelser av status i dag.

2. utgave er trykt i august 1995, og inneholder bare korrekturmessige endringer i forhold til første utgave.

Trondheim, august 1995

Bjørn Åge Tømmerås

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	7
2 Økologiske virkninger av miljøfremmede organismer	9
2.1 Habitatforandringer	9
2.2 Predasjon ved introduserte arter	10
2.3 Introduserte arters konkurranseeffekt	10
2.4 Medfølgende sykdommer og parasitter	11
2.5 Hybridisering med stedege arter	11
2.6 Introduserte arter som kan utnyttes av stedege arter	11
2.7 Økologiske endringer via interaksjon med stedege arter	11
2.8 Litteratur	11
3 Spredningsøkologiske analyser og modeller	12
3.1 Spredningsøkologisk teori og forslag til metoder for å analysere introduksjoner	12
3.1.1 Innledning	12
3.1.2 Invasjonsprosessen	12
3.1.3 Hvilke arter invaderer nye områder?	13
3.1.4 Hvilke samfunn blir invadert?	14
3.1.5 Invasjoner av smittsomme sykdommer og parasitter	14
3.1.6 Analyseredskap for å følge en spredningsprosess	15
3.1.7 Litteratur	15
3.2 Matematiske modeller for biologiske invasjoner	16
3.2.1 Matematiske modeller	16
3.2.2 Etablering	17
3.2.3 Spredning	18
3.2.4 Sykdomsspredning	19
3.2.5 Litteratur	20
4 Karplanter	22
4.1 Et raskt tilbakeblikk	23
4.2 Antall og kategorier av karplanter i Norge	28
4.3 Regionale variasjoner i innførte planter	31
4.4 Innførte taksa, stabile og gjenstående	59
4.5 Innførte taksa i tilbakegang	62
4.6 Internasjonalt sideblikk	62
4.7 Egenskaper ved "invasive plants" og deres habitater	63

4.8 Økologiske konsekvenser og tiltak	66
4.9 Litteratur	68
5 Kryptogamer	73
6 Fugler og pattedyr	74
6.1 Innledning	74
6.1.1 Artsgjennomgang	75
6.2 Fugler	76
6.2.1 Bevisste utsetninger	76
6.2.1.1 Vellykket populasjonsetablering	76
6.2.1.2 Mislykket populasjonsetablering	81
6.2.1.3 Ukjent populasjonsstatus	83
6.2.2 Arter rømt fra fangenskap eller oppdrett	84
6.2.2.1 Vellykket populasjonsetablering	85
6.2.2.2 Mislykket populasjonsetablering	87
6.2.3 Arter spredd fra ville bestander i naboland	93
6.2.3.1 Vellykket populasjonsetablering	93
6.2.3.2 Mislykket populasjonsetablering	94
6.2.4 Arter med uspesifisert antropochor opprinnelse	94
6.2.4.1 Mislykket populasjonsetablering	94
6.3 Pattedyr	99
6.3.1 Bevisste utsetninger	99
6.3.1.1 Vellykket populasjonsetablering	99
6.3.1.2 Mislykket populasjonsetablering	104
6.3.2 Arter rømt fra fangenskap eller oppdrett	105
6.3.2.1 Vellykket populasjonsetablering	105
6.3.2.2 Mislykket populasjonsetablering	106
6.3.2.3 Ukjent populasjonsstatus	106
6.3.3 Arter spredd fra ville bestander i naboland	107
6.3.3.1 Vellykket populasjonsetablering	107
6.3.3.2 Ukjent populasjonsstatus	107
6.3.4 Arter med uspesifisert antropochor opprinnelse	108
6.3.4.1 Vellykket populasjonsetablering	108
6.3.4.2 Mislykket populasjonsetablering	111
6.3.4.3 Ukjent populasjonsstatus	111
6.4 Resultater, diskusjon, konklusjon	112
6.5 Litteratur	113
7 Fisk	120
7.1 Innledning	120
7.2 Salmonidae	120
7.3 Cyprinidae	122
7.4 Andre familier	123
7.5 Litteratur	124

8 Invertebrater	125
8.1 Insekter og edderkoppdyr	125
8.1.1 Insekter som har fulgt introduserte planter ...	125
8.1.2 Andre introduksjoner	126
8.2 Snegler	128
8.3 Andre invertebrater	129
8.4 Litteratur	130
9 Marine organismer	131
9.1 Kjente eksempler	131
9.2 Litteratur	131
10 Patogener	132
10.1 Introduserte skadegjørere på planter	132
10.2 Patogener på skogstrær	135
10.3 Patogener på akvatiske dyr	137
10.4 Litteratur	139
11 Konklusjoner og forvaltningsutfordringer	140

1 Innledning

Bjørn Åge Tømmerås, NINA

Naturlig flora og fauna er under konstant forandring. Disse endringene går vanligvis sakte, men under klimatiske ekstremisituasjoner og naturkatastrofer kan store endringer foregå raskt. Endringer kan medføre at arter dør ut og/eller nye arter invaderer. Ved endringer i miljøbetingelsene vet vi at forholdene mellom artene i økosystemene endrer seg i større eller mindre grad.

I våre dager er det menneskelige aktiviteter som er hovedårsak til endrete miljøbetingelser. Nye habitater i landbruksammenheng og tettsteder, beskatning av arter i næringsammenheng, forurensing og endringer gjennom andre naturinngrep har ført til store endringer i flora og fauna. I tillegg til endring av miljøbetingelser er arter blitt introdusert til nye områder med eller uten hensikt. I denne utredningen ønsker vi ut fra tilgjengelig kunnskap å gi en sammenfattende oversikt over kjente introduksjoner av fremmede arter til Norge og eventuelle virkninger som er klarlagt av slike på naturlig forekommende arter, populasjoner og økologiske samfunn. Organismer som benyttes i husdyrbruk, jordbruk, hagebruk, fruktdyrking, hjem og hager o.l. eller lever sammen med disse arter, blir ikke behandlet i utredningen så lenge organismene ikke har spredd seg til naturlig forekommende arter, habitater eller økosystemer.

Menneskelig aktivitet har i årenes løp medført introduksjon av en rekke dyre- og plantearter og mikroorganismer til Norge. Noen arter er innført og satt ut i den hensikt å etablere selvreproduserende bestander her i landet. Eksempler på dette er kanadagås og moskusfe samt ulike treslag. Andre arter har spredt seg utilsiktet fra dyrefarmer eller botaniske hager slik som henholdsvis mink og tunbalderbrå. En rekke arter er også utilsiktet innført gjennom handel og samferdsel. Dette gjelder for en lang rekke ugrasplanter. I enkelte tilfeller har den innførte arten etablert seg så godt at den har ført til store endringer i opprinnelige økologiske samfunn.

Introduksjoner av miljøfremmede arter blir i verdensmålestokk sett på som en stor trussel mot bevaring av biologisk mangfold. Gjennom *Konvensjonen om biologisk mangfold*, forplikter landene seg blant annet til å hindre innføring (introduction) av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemer, habitater eller arter (artikkel 8, h). Konvensjonen ble rettskraftig 29. desember 1993.

Introduksjoner av arter er en viktig årsak til tap av biologisk

mangfold. I noen tilfeller har introduserte organismer medført en total forandring av hele økosystemer (jf. Drake et al. 1989). Spesielt har mange introduksjoner til øyer og innsjøer med særegen flora og fauna og/eller få arter, medført dramatiske påvirkninger. Introduksjon av nilabbor til Lake Victoria på 1950-tallet truer eller har allerede utryddet to tredjedeler av innsjøens endemiske cichlidearter (Witte et al. 1992).

Fremmede organismer påvirker lokale arter og systemer bl.a. gjennom å være parasitt- og sykdomspredere, konkurrenter, predatorer eller herbivorer og virkningene kan være dramatiske. Som to vidt forskjellige eksempler kan nevnes at kulturplanter utgjør 17 av verdens 18 alvorligste ugras (Williamson 1988) mens arter introdusert for bruk til biologisk kontroll av skadeinsekter ikke bare har utryddet artene som skulle kontrolleres, men også andre arter (Howarth 1991).

På gen- og populasjonsnivå kan introduksjoner av fremmede populasjoner av en art, redusere det biologiske mangfoldet ved at populasjonsblandinger medfører reduksjon av lokale tilpasninger. Utsetting og rømming av laks fra oppdrettsanlegg er et eksempel på slike "bastardpopulasjoner" (Hindar et al. 1991). Introduksjoner av fremmede organismer vil generelt føre til at naturen verden over homogeniseres, variasjonen blir mindre og tilpasningsmulighetene reduseres (Lodge 1993).

Det er en naturlig prosess at arter spres og etablerer seg i nye områder, dør ut i enkelte områder og senere invaderer på nytt og reetablerer seg. Grensene mellom ulike naturgeografiske regioner følger ikke administrative landegrenser. Det kan være problematisk i en slik utredning å fastslå hvilke arter som er introdusert av mennesket og hvilke som har spredt seg naturlig til Norge i nyere tid, dvs. i de siste par hundre år.

Det er stor variasjon i kunnskapen om de enkelte introduksjonene og om mulige introduksjoner. Innenfor gruppene mikroorganismer, invertebrater og kryptogamer er kunnskapen omkring den naturlige flora og fauna så sparsom at svært lite kan vites om nye arter som utilsiktet er brakt til landet. Videre er det problemer omkring kunnskap om virkning på økosystemer selv om en kjenner noen effekter på enkelte arter. Problemstillingen med menneskeskapt habitat som har muliggjort etablering gjennom "naturlig" spredning, er et så godt som ukjent felt. Denne mangefulle kunnskapen vil på flere områder måtte følges opp med mer grunnleggende studier framover.

Vi har i dette prosjektet lagt vekt på hvordan introduserte arter har spredt seg ved menneskets hjelp og hvordan dette har

påvirket de naturlige økologiske samfunnene. For å belyse dette har vi benyttet det som finnes av opplysninger i litteraturen. En del av arbeidet har bestått av intervjuer med personer med spesielle kunnskaper.

Vi har gjennomgått de arter som vi kjenner som er bevisst introdusert (utsatt), arter som har spredt seg utilsiktet fra fangenskap, veksthus, landbruk o.l. og arter som utilsiktet er blitt ført til landet via handel- og samferdselsaktivitet. Tidspunkt for introduksjonen, spredning og etablering i naturen og virkninger på andre arter og økosystemer er forsøkt vurdert. Der vi har opplysninger, har vi fulgt linja med å heller ta med for mange enn for få, men usikkerheten i det sparsomme datagrunnlaget er markert. Ut ifra kunnskapsgrunnlaget er økologien til artene beskrevet, og vi har sammenfattet kjente og potensielle økologiske virkninger av de forskjellige introduksjonene.

Arbeidet inkluderer en generell del om økologiske effekter av introduksjoner basert på internasjonal kunnskap samt en spredningøkologisk teoridel.

2 Økologiske virkninger av miljøfremmede organismer

Bjørn Åge Tømmerås, NINA

Konvensjonen om biologisk mangfold har lagt til grunn at økosystem defineres som "et dynamisk kompleks av planter, dyr og mikroorganismer og det ikkelevende miljø rundt dem, som gjennom et samspill utgjør en funksjonell enhet". Introduksjon av en ny organisme som etablerer seg i et økosystem, vil nødvendigvis påvirke og endre dette systemet. Ved å undersøke hvilke påvirkninger introduksjoner har hatt på økosystemer, sette dette sammen med generell økologisk kunnskap og konkret kjennskap til organismen og miljøet, kan økologiske virkninger av nye introduksjoner til en viss grad forutsies. Å forutsi alle de små økologiske påvirkningene ved introduksjoner er helt urealistisk. Ut fra dette må de forvaltningsmessige konsekvenser vurderes; - (i) er de økologiske virkninger ved en planlagt introduksjon akseptable og (ii) for utilsiktede introduksjoner blir spørsmålet om kontrollkriterier og praksis hindrer introduksjoner av organismer med uakseptabel økologisk virkning.

Den tilgjengelige litteratur som finnes omkring introduksjoner har stort sett ikke benyttet en økologisk mal for sine undersøkelser og vurderinger. Dette vanskeliggjør utvikling av klare konklusjoner av de mange introduksjonseksempelene vi kjenner. Som oftest er begrepene vellykket (heldig) kontra mislykket (uheldig) blitt benyttet. Ordene har sin bakgrunn i skade/nytte-tenking f eks hvorvidt en introduksjon har ført til et ønsket resultat ut ifra næring eller annen særinteresse. Dette gjør sammenfatninger av erfaringene ut fra en økologisk synsvinkel usikre fordi underliggende subjektive skade/nytte-vurderinger kan være forvirrende (jf. Ebenhard 1988).

Introduksjoner av miljøfremmede organismer omfatter både tilsiktete og utilsiktede. Ved å betrakte menneskeskapt habitatforandringer som vil kunne endre naturlig spredning og kolonisering, vil vi møte et grenseland for oppfatningen av introduksjoner. De økologiske prinsipper for spredning og etablering av nye arter under slike forhold, vil være uforutsigbar. Innenfor rammene av dette prosjektet har det ikke vært mulig å gå nøye inn på problemstillinger om slike synantropiske arter og deres betydning for økologiske endringer.

De økologiske virkningene av introduksjoner lar seg ikke generalisere. Enhver introduksjon er et enestående tilfelle. Økologisk kunnskap om arten som blir introdusert og økosystemene den

kan etablere seg i, kan framskaffe prediksjoner og begrunna hypoteser om hvordan utviklinga vil bli. På tross av god kunnskap om egenskaper ved den introduserte arten, kan alle interaksjoner med de stedegne økosystemer vanskelig forutsies. I tillegg er realiteten at man i de fleste tilfeller bare har fragmenter av ønsket kunnskap. Det finnes verden over mange eksempler på grov uforstand ved tilsiktede introduksjoner. Samtidig har mange vitenskapelige uventede resultater dukket opp ved introduksjoner, særlig i forbindelse med at en art har oppført seg eller utnyttet ressurser på helt andre måter på sitt nye sted enn der arten kom fra.

Et eksempel fra Jamaica som ble beskrevet av Silverstein et al. (1974), begynte med at introduserte rotter skapte problemer i sukkerrørproduksjonen. Noen trodde at maur (*Formica omnivora*) kunne hjelpe mot rotteskadene. Maur ble introdusert, men førte ikke til ønsket resultat. Da ble padden (*Bufo marinus*) introdusert for å kontrollere rotter og maur. Paddene spiste maur og mange andre organismer, men rottene ble fortsatt ikke kontrollert. Indisk mungo (*Herpestes auropunctatus*) ble brakt til øya for å bekjempe både rottene og paddene som nå også hadde blitt skadedyr. Men, mungo er en generalist og hovedsakelig dagaktiv. De nattaktive rottene og paddene ble ikke kontrollert, og mungoen utviklet seg også til en pest.

For å vurdere økologiske virkninger av introduksjoner kan det være nyttig å se på de sju prinsipielt forskjellige måter dette kan opptre på, selv om disse ofte virker i sammenheng (Ebenhard 1988). 1 - Introduserte herbivorer (planteetere) kan direkte påvirke plantepopulasjoner og indirekte arter som lever på eller i habitater strukturert av disse plantene. 2 - Predatorer kan påvirke gjennom predasjon. 3 - Introduserte arter kan utnytte samme ressurser som stedegne arter, med eller uten konkurranse-effekt. 4 - Spredning av parasitter og sykdommer med introduserte arter. Er som helhet svært lite undersøkt og derved lite kjent. 5 - Genetiske forandringer gjennom hybridisering med stedegne arter som er i slektskap. 6 - Organismer som blir utnyttet av stedegne arter. 7 - Økologiske forandringer medført av introduserte organismers interaksjon med stedegne arter.

2.1 Habitatforandringer

Introduksjoner av herbivorer fører til en primær effekt ved endring av vegetasjon og artssammensetning. Videre vil andre herbivore organismer sekundært bli påvirket av endringen i vegetasjonen enten ved at artssammensetningen forandres eller kanskje mer alvorlig ved at strukturen av habitatet endres.

Graden av habitatforandring i hvert enkelt tilfelle vil være knyttet til den introduserte arts populasjonsdynamikk. En populasjon som ikke reguleres gjennom predatorer, parasitter eller f eks jakt vil vokse raskt så lenge det er rikelig med ressurser. Men ressursene vil kunne ta slutt, og selv om andre, mer marginale ressurser kan utnyttes, vil populasjonen gå kraftig tilbake og etter hvert stabilisere seg på et lavere nivå. Habitatet kan ta seg opp igjen, men det er vanligvis med en annen struktur og sammensetning.

De klareste eksemplene på markerte habitatforandringer finnes i forbindelse med introduserte pattedyr. I verden er 670 introduksjoner av herbivore pattedyr sammenfattet av Ebenhard (1988). Av disse har omlag 40 % ført til registrerte forandringer av habitat, i mange tilfeller særdeles omfattende.

Med hensyn til sekundære effekter av introduksjoner av herbivore arter, finnes det sparsomt med data. Imidlertid er det rapportert om store effekter på øyer som har vært utsatt for introduksjoner. Effekter på reptiler, fugler og pattedyr har i flere tilfeller ført til utryddelse på øyer. Andelen registrerte sekundæreffekter er likevel bare i størrelsesorden 5 %.

2.2 Predasjon ved introduserte arter

Ved introduksjoner av predatorer vil også hvert enkelt tilfelle ha sin egen dynamikk. Påvirkningen via predasjon har mange dramatiske økologiske utslag, særlig lokalt. I verdensmålestokk har spesielt katter, rotter og mungo på mange øyer medført at flere dyrearter er blitt utryddet.

Predator/bytteforhold kan i prinsippet utvikle seg på tre forskjellige måter, og utgangen på introduksjonen er i stor grad avhengig av hvilket forhold som blir etablert.

(i) Predatoren klarer ikke å påvirke byttepopulasjonen i særlig grad, og de økologiske effektene blir derfor små. Dette kan skje f eks ved at predatoren av en eller annen grunn ikke får utnyttet byttet. Populasjonen kan dermed ikke øke mye i antall. Predatoren tar f eks i hovedsak unge individer, mens andre begrensede faktorer avgjør byttets populasjonsstørrelse. Videre kan man i noen tilfeller se at en predator stabilt tilpasser seg et lite uttak av byttedyr og populasjonene dermed påvirkes minimalt.

(ii) Den andre type forhold mellom predator og bytte fører til at byttedyret raskt eller på litt lengre sikt utryddes. Dette kan skje dersom predatoren ikke har noen faktorer som holder populasjonen nede, og byttearten ikke har noe sted å gjemme seg.

Ofte fører det til at når bytteressursen er utnyttet, vil ikke predatorer heller ha noen sjanse til å overleve.

(iii) I tilfeller der predator og bytte relativt raskt utvikler en dynamisk likevekt der populasjonen til predatorer vokser til et høyere nivå og byttearten får en redusert tetthet, vil faktorer regulere populasjonsstørrelsen av predatorer uten at byttepopulasjonen blir helt desimert. Det er nødvendig med langvarige registreringer av slike likevekter slik at det ikke forveksles med langsom utryddelse av byttepopulasjonen.

Ofte er predator/bytteforhold mer kompliserte enn her skissert og utviklingen av relasjonene dermed vanskeligere å forutsi. Dersom to eller flere byttearter med forskjellig levevis eller habitat er involvert, vil vanligvis forholdet ikke medføre de mest dramatiske økologiske følger. Dersom predatorer som introduseres får et konkurranseforhold til stedlige predatorer, kan introduksjonen føre til forstyrrelse av den likevekt som er mellom den stedlige predator og dens bytteart(er).

2.3 Introduserte arters konkurranseeffekt

Når en ny art blir introdusert, er den avhengig av ressurser for å leve videre. Alt som behøves kan være vanlig forekommende, og utnyttelse av ressurser fører da ikke til interaksjoner som påvirker de stedegne artene. Hvis en ressurs som er nødvendig for den introduserte art er knapp, vil en få økt konkurranse om en begrenset ressurs. Under naturlige forhold kan interaksjoner som medfører konkurranse være vanskelig å oppdage og analysere.

Pianka (1983) oppsummerer to typer konkurranse som må vurderes i forbindelse med introduksjoner; (i) konkurranse gjennom interaksjoner f eks i adferd og (ii) konkurranse i utnyttelse av en eller annen ressurs. Begge typer konkurranse kan føre til betydelig økologisk endring hos en eller flere av de involverte arter. Slike konkurranseeffekter kan oppstå i enkelte faser av en organismes syklus eller i forbindelse med en særskilt aktivitet. Konkurranse forårsaket av en introdusert art kan slå ut på forskjellige måter. En eller flere arter kan bli mindre vanlig, arter kan få endringer i utbredelsesområde, sekundærarter, f eks predatorer og parasitter, kan bli påvirket slik at en betydelig domineffekt oppstår og seleksjonstrykket kan ende i at art(er) endrer f eks matpreferanse eller habitatvalg.

Ebenhard (1988) hevder at i gjennomsnitt vil konkurransen mellom nærmere beslektete arter være skarpere enn mer fjerne

slektninger. En analyse av den kvantitative andelen introduksjoner av pattedyr som førte til klare konkurranseeffekter, ble anslått til 9 %.

2.4 Medfølgende sykdommer og parasitter

Mange tilfeller er kjent der sykdomsorganismer og parasitter utilsiktet sprer seg i forbindelse med handel og reisevirksomhet. Introduksjoner er derfor interessante både i helsemessig sammenheng og fra landbruksynspunkt. Sannsynligheten er stor for at en rekke slike organismer også blir introdusert via andre introduksjoner og får stor betydning for den naturlige flora og fauna. Det finnes svært få undersøkelser som kan oppsummere prinsipper og omfang av slike introduksjoner. Imidlertid finnes mange eksempler som ut fra et helsemessig synspunkt for både mennesker og dyr er dramatiske; jf. rabies.

2.5 Hybridisering med stedegne arter

Arter som er nært i slektskap, f.eks. av samme slekt, kan av og til hybridisere. Under naturlige forhold finnes vanligvis geografiske, økologiske, morfologiske eller adferdsmessige barrierer mot hybridisering. Men, når miljøfremmede, introduserte arter kommer inn, kan barrierer mangle og hybridisering vil kunne inntre. Effektene av hybridisering kan oppstå uavhengig av andel introduserte individer. Fitness for hybrider er i regelen (men ikke alltid) lav, med sterk seleksjon mot hybridisering. Likevel finnes en rekke eksempler dokumentert på at lokale arter har mistet sin genetiske egenart gjennom hybridisering med introduserte arter.

Teoretisk kan hybridisering føre til økt genetisk variasjon og kunne oppfattes positivt. Ebenhard (1988) konkluderer med at ingen kjente eksempler tilsier at dette skjer. Enten har hybridiseringen ført til små endringer i de lokale populasjonene eller vært særdeles negativ.

2.6 Introduserte arter som kan utnyttes av stedegne arter

Introduksjon av plante- og dyrearter medfører muligheter for andre arter til å utnytte disse. Dette kan gjelde alle trofiske nivåer. Lite er kjent omkring introduserte arter som ny matressurs for andre arter. Det kan ofte hende at ytterligere nye arter kan

spre seg i introduserte arters "farvann". For noen tiår siden ble klatremus (*Clethrionomys glareolus*) introdusert til Irland der den etablerte seg og fortsatt sprer seg. For første gang ble det i 1977 og 1979 funnet flere hekkende par av jordugle (*Asio flammeus*) i Irland (Jones 1979). Etableringen var overbevisende knyttet til introduksjonen av klatremus siden mellom 70 % og 80 % av dietten til uglen var klatremus.

Der arter er introdusert i produksjonsøyemed, kan mulighetene til å utnytte disse ressursene for f.eks. planteetere være formidable. Størstedelen av alle skadeorganismer er å betrakte som slike organismer. De økologiske virkninger videre oppover i næringskjeden er i de fleste tilfeller ikke undersøkt, men økosystemer kan i enkelte tilfeller få skadet eller ødelagt sin funksjonelle kompleksitet (jf. Tømmerås 1994).

2.7 Økologiske endringer via interaksjon med stedegne arter

Prinsipper for økologisk påvirkning beskrevet i punktene ovenfor, vil hver for seg være for enkle til å kunne beskrive de økologiske effektene av introduksjoner og enda mindre forutsi følgerne av en ny. Dette fordi små endringer på kort sikt og som er vanskelig å oppdage, kan bli betydelige på lenger sikt og videre at interaksjoner svært sjelden er utelukkende knyttet til en eller få lokale art(er). Det vanskeligste å få oversikt over er - ut fra de lokale forhold (tid og sted) - det store antall arter og individer som direkte eller indirekte påvirkes gjennom en vellykket introduksjon. I de fleste tilfellene vil en slik oversikt kunne gi holdpunkter for sannsynligheten av om en bestemt introduksjon vil holde seg innenfor de aksepterte økologiske virkninger.

2.8 Litteratur

- Ebenhard, T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. - Swedish Wildlife Research Viltrevy (13) 4:1-107.
- Drake, J.A., Mooney, H.A. & di Castri, F. 1989. Biological invasions: A global perspective. - SCOPE 37. Wiley, Chichester, UK.
- Hindar, K., Ryman, N. & Utter, F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 945-957.
- Howarth, F.G. 1991. Environmental impacts of classic biological control. - Ann. Rev. Entomol. 36: 485-509.
- Jones, E. 1979. Breeding of the short-eared owl in South West Ireland. - Irish Birds 1: 377-380.

- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. - TREE 8,4: 133-137.
- Pianka, E.R. 1983. Evolutionary ecology. 3rd ed. - Harper & Row Publishers, New York.
- Silverstein, A. & Silverstein, V. 1974. Animal invaders. The story of imported wildlife. - Athenum, New York.
- Tømmerås, B.Å. 1994. Biologisk kontroll av skadeinsekter i skog. Muligheter og økologiske konsekvenser. - NINA Oppdragsmelding 247: 1-33.
- Williamson, M. 1988. Potential effects of recombinant DNA organisms on ecosystems and their components. - Trends Biotech. 6, Trends Ecol. Evol. 3: 32-35.
- Witte, F., Goldschmidt, T. & Wanink, J. 1992. The destruction of an endemic species flock: quantitative data on the decline of hapochromine cichlids of Lake Victoria. - Env. Biol. Fish. 34: 1-28.

3 Spredningsøkologiske analyser og modeller

3.1 Spredningsøkologisk teori, og forslag til metoder for å analysere introduksjoner

Rita Hartvigsen Daverdin, NINA

3.1.1 Innledning

En art blir definert som en invaderer når den koloniserer og overlever i et økosystem hvor den ikke har vært før (Mooney & Drake 1989). Det vil i praksis si i et område hvor den ikke har vært påvist tidligere. Dette er i utgangspunktet problematisk fordi det krever at vi har grundig kjennskap til alle arters naturlige utbredelsesområde. Nyoppdagelser kan ofte bli forvekslet med introduksjoner selv om de ikke er det (Halvorsen & Hartvigsen 1989). Dessuten krever dette utgangspunktet en innsamlingsmetode som er nøyaktig nok til å fange opp arten når den finnes i lave tettheter.

Det kan også være funksjonelt å skille mellom introduksjoner som skyldes tilfeldigheter, og arters naturlige spredning (dvs. at de utvider sitt utbredelsesområde). Den ene formen for introduksjon inkluderer et antall individer som blir transportert til et område ofte ved menneskets hjelp (dvs antropochor spredning), eller som resultat av spesielle klimatiske konstellasjoner (Drent 1987). Den andre formen inkluderer et antall individer som finnes foran en spredningsfront (dvs. fremskutt i forhold til utbredelsesområdet = "range extension"). Dynamikken for etablering og spredning i disse to tilfellene kan tenkes å være forskjellig, særlig fordi etablering i det andre tilfellet kan tenkes å være lettere ved gjentatte introduksjoner ettersom bølgefronten nærmer seg (øker overlevelsen gjennom en "rescue-effect" (se Hanski 1991a)). For begge tilfeller kan invasjonprosessen deles opp i fire trinn: emigrasjon - forflytning - etablering - spredning i det nye området.

3.1.2 Invasjonsprosessen

Emigrasjon og forflytning. Emigrasjon av individer kan være en tetthetsavhengig prosess, hvor antall emigranter er avhengig av populasjonsvekst og ressurstilgang. I dette tilfellet blir noen individer tvunget ut i mere marginale deler av habitatet, eller

emigrerer. Men emigrasjon kan også være en kontinuerlig prosess som er nødvendig for artens overlevelse; at individer sprer seg til nye habitatflekker ("patcher") øker sannsynligheten for at arten skal overleve ved at den sprer risikoen for å dø ut over flere populasjoner (Ehrlich 1989). Ut fra en slik tankegang kan man se på emigrasjon som en naturlig og kontinuerlig prosess. Lodge (1993) fremsatte påstanden om at invasjoner kan sees på som en evolusjonær prosess på lik linje med artsdannelse og ekstinksjoner. Likevel, for at en art skal nå et nytt område langt fra sitt naturlige utbredelsesområde må det være et samspill av faktorer. Slik forflytning vil være avhengig av abiotiske faktorer som f.eks. sterke vinder (Drent 1987, Simberloff 1991). Videre er avstanden til et nytt område av avgjørende betydning, og da særlig hvor raskt denne avstanden tilbakelegges (Hartvigsen & Halvorsen 1994). Menneskets effektive transportmidler, samt en utstrakt handel med både levende dyr og ulike landbruksprodukter, har åpnet for spredningsveier som ikke fantes naturlig. Særlig er transporttiden kraftig redusert, noe som øker sjansen for at et individ skal overleve transportetappen.

Emigrasjon og forflytning over et uegnet habitat er sannsynligvis kontinuerlige prosesser hos de fleste arter, mens etablering og spredning i det nye habitatet nok en langt mer sjelden (Mooney & Drake 1989). For de fleste land er antallet dokumenterte introduksjoner mellom 100 og 10 000 arter (Lodge 1993). Tallet for antallet arter som når et nytt område er sannsynligvis mye høyere, men de fleste dør ut før de har fått etablert seg (Simberloff 1991).

Etablering. Hvorvidt en invaderende art vil etablere seg og spre seg i det nye området avhenger av flere faktorer. For de individene som kommer frem, kan overlevelse i det nye habitatet blant annet være avhengig av propagulens størrelse (dvs hvor mange individer som når frem samtidig) (Pimm 1989), men det finnes også beviser for at arter har etablert seg etter introduksjon av kun et svært lite antall individer (Ehrlich 1989). Artens reproduksjonsbiologi er også antatt å ha betydning, særlig for etablering av invaderende planter (Noble 1989). Gjentatte introduksjoner av samme art øker også sannsynligheten for etablering (Ehrlich 1989). Faktorer som klima, predasjon, konkurranse og sykdommer vil også ha betydning (Lodge 1993).

Etablering av nye arter kan sees på som en dynamisk prosess som består av lokale sykluser av etablering, spredning og lokal ekstinksjon, hvor dannelse av spredningsstadier og spredning til nye deler av området blir viktig for artens overlevelse i det nye området (Hengeveld 1989).

Spredning. For at arten skal bestå etter at den har etablert seg,

må den spre seg til nye habitater i det nye området (dvs den må spre risikoen for utryddelse på flere sub-populasjoner) (Hengeveld 1989). Denne spredningen kan modelleres ved bruk av diffusjonsmodeller (se Hengeveld 1989), og dynamikken kan forstås gjennom metapopulasjonsteori.

Diffusjon er resultatet av bevegelse av partikler i et homogent medium, hvor retningen blir bestemt av den romlige tettheten eller konsentrasjonen av partikler. Derfor får man en stabil strøm av partikler fra områder med høy partikkel-tetthet til områder med lav partikkel-tetthet (Hengeveld 1989, Hindar & Bakke 1991). Hengeveld (1989) deler diffusjonsprosessen i to: nabo-diffusjon og hierarkisk diffusjon. I hierarkisk diffusjon består spredningen av lange hopp etterfulgt av lokal spredning (nabospredning) f. eks. innenfor en populasjon (for sykdommer), eller innenfor et avgrenset geografisk område. En kombinasjon av nabo-diffusjon og hierarkisk diffusjon vil gi den høyeste spredningsraten (Hengeveld 1989).

Spredning av arten i det nye området vil være svært viktig for artens overlevelse, hvis man antar at arten kan finnes i en rekke større og mindre sub-populasjoner. Slik spres risikoen for å dø ut over flere populasjoner, og dermed reduseres sannsynligheten for at alle skal dø ut samtidig. Opprettholdelse av arten kan da modelleres med en metapopulasjonsmodell (Hanski 1991b), eller en "source-sink"-modell (Pulliam 1988). Mooney & Drake (1989) påpekte at spredning i et fragmentert landskap vil avhenge av graden av habitat-heterogenitet, størrelse og fordeling av habitat-flekkene ("patchene") i landskapet, avstand mellom habitat-flekkene og populasjonstrekk som vekstrate og vagilitet.

3.1.3 Hvilke arter invaderer nye områder?

Invaderende arter kan finnes blant alle typer organismer fra mikroorganismer til planter og dyr (Mooney & Drake 1989). Gitt at en art kan tåle de nye omgivelsene, vil en art som representerer en ny funksjonell rolle (nisje), eller kanskje fyller en tom rolle (nisje), forventes å være en bedre kolonisator enn en art som invaderer et samfunn som inneholder arter som allerede fyller den rollen (nisjen) (Mooney & Drake 1989). Suksessfulle invasjoner er karakterisert av arter med høy vekstrate, mens faktorer som fravær av naturlige fiender og etablering av mutualistiske "samspill" vil lette etableringen (Norton 1992). Tilfeldigheter og tidspunkt for invasjonen er også avgjørende for suksessen i det nye området (Norton 1992). Predatorer ser ut til å være gode invaderere særlig på øyer (Lodge 1993). Etter etableringen er det fortsatt fare for at arten kan dø ut, og Pimm

(1989) påpeker at arter som har store populasjonssvingninger kan etablere seg, men så dø ut på grunn av tilfeldigheter som klimatiske faktorer kombinert med liten populasjonsstørrelse.

Arter med lang levetid kan ha bedre overlevelsessevne enn arter med kort levetid, og arter med lav vekstrate kan dø ut fortere enn arter med høy vekstrate, fordi populasjonen bygger seg saktere opp etter en tetthetsreduksjon (Pimm 1989). Det er svært omdiskutert hvorvidt arter med høy vekstrate faktisk har større suksess ved invasjoner (Lawton & Brown 1986). En annen faktor som er viktig for artens overlevelse i et nytt område er minimum populasjonsstørrelse (dvs den populasjonsstørrelsen som er immun mot lokal ekstinksjon som resultat av genetisk, demografisk eller miljø-stokastisitet). Faktorer som kjønnsratio av hunner/hanner, parringssystem ("breeding-system") og genetisk diversitet kan ha avgjørende betydning for suksessen til en invaderende art (Mooney & Drake 1989).

Moulton & Pimm (1986) analyserte kjente invasjoner av vertebrater på Hawaii og fant følgende generaliseringer:

- 1 Fysiologisk toleranseområde for arten bestemte invasjonssuksess.
- 2 Tidspunkt for introduksjonen var en viktig faktor for å forutsi suksess; tidlige invaderere hadde større suksess enn senere invaderere (samfunnets motstand økte).
- 3 Introduksjoner av fugl mislyktes oftere enn introduksjoner av pattedyr og krypdyr, uten at dette kunne forkløres.
- 4 Arter med høy reproduksjonsrate hadde størst suksess.

Mere spesifikke prediksjoner for hvilke trekk som er fordelaktige for invaderende planter og pattedyr er referert av Hindar & Bakke (1991).

3.1.4 Hvilke samfunn blir invadert?

Norton (1992) understreker at det er vanskelig å fremsette generelle utsagn om hvilke samfunn som er lettest å invadere fordi dette varierer for ulike invaderende arter.

Forstyrrede systemer ser ut til å være mer mottakelige for invaderende arter, selv om det også finnes eksempler på noen typer forstyrrelser (f.eks. branner) som forhindrer invasjoner (Mooney & Drake 1989). Av forstyrrelse som kan åpne for invasjoner av skogstrær nevner Richardson & Bond (1991) følgende: herbivori, branner, flatehogst og endrede kultiveringstiltak, undertrykkelse av branner og ulike naturlige forstyrrelser. Sannsynligvis er artsfattige samfunn lettere å invadere enn artsrike samfunn (Mooney &

Drake 1989). Monokulturer er mer utsatt for invasjoner enn der det er flere arter som samspiller, og det er påvist at samfunn preget av menneskelig aktivitet inneholder flest invaderere (Hengeveld 1989).

Samfunn med mange predator-arter kan være forholdsvis lette å invadere (Pimm 1989). Lodge (1993) hevder at samfunn som er saturerte ("likevektssamfunn") vil bedre motstå invasjoner, mens de samtidig vil være kilde for kolonister til andre samfunn. Samfunnets alder kan også ha betydning ut fra en antagelse om at eldre samfunn er mer artsrike og stabile enn yngre samfunn. Samfunn med enkle næringskjeder kan være mere sårbare for invasjon av herbivorer (Pimm 1989).

3.1.5 Invasjoner av smittsomme sykdommer og parasitter

Vi har valgt å behandle invasjoner av smittsomme sykdommer og parasitter for seg selv fordi vertstetthet har stor betydning for etablering, populasjonsvekst og spredning.

Parasitt-etablering i et nytt område kan deles opp i tre faser: etablering, overlevelse i den invaderte populasjonen og spredning til andre vertspopulasjoner (dette er de samme faser som ble nevnt i innledningen til dette kapitlet, så dette er ikke forskjellig fra invasjon av andre organismer).

Etablering. Parasitt-etablering i en vertspopulasjon vil bare finne sted hvis vertstettheten er over en terskelverdi. Hvis tettheten av verter er lavere enn terskeltettheten, vil den invaderende parasitten ikke greie å etablere seg; den dør ut (Anderson & May 1986). Terskeltettheten er forskjellig for mikro- og makroparasitter, og er også avhengig av om parasitten er direkte overført eller næringsoverført, eller overført av en vektor (som oftest et bitende insekt). Denne terskel-tettheten er høy for direkte overførte makroparasitter som *Discocotyle sagittata* (monogen ikke på gjellene hos ørret) (Anderson & May 1986). Disse konklusjonene fra modell-studier kan lede til forventninger om at makroparasitter vil invadere oftere enn mikroparasitter. Dette er ikke bekreftet i litteraturen som faktisk viser at mikroparasitter er de mest hyppige invadererne (Anderson & May 1986).

En annen prediksjon som fremkommer av modellene til Anderson og May (ref. i 1986) er at næringsoverførte parasitter vil ha større suksess ved en invasjon enn direkte overførte parasitter, fordi disse trenger en enda lavere vertstetthet.

Videre har studier vist at tidspunkt for introduksjonen har stor betydning for hvorvidt parasitten greier å etablere seg: Myxosoma-viruset ble introdusert tre ganger til Australia før det etablerte seg i kanin-populasjonene, sannsynligvis fordi introduksjonen skjedde på "galt" tidspunkt.

Overlevelse i den invaderte populasjonen. Overlevelse i den invaderte populasjonen er avhengig av om interaksjonen mellom vert og parasitt har et syklisk eller epidemisk forløp. Etter en epidemi, hvor de fleste individene i populasjonen har vært infiserte og blitt friske igjen, vil ikke et nytt utbrudd finne sted før det igjen er blitt mange nok mottakelige i populasjonen gjennom fødsel av nye individer eller ved tap av immunitet (Anderson & May 1986). Dette gir et syklisk forløp over tid. Hvorvidt parasitt-populasjonen dør ut når epidemien er på bunnen avhenger av vertspopulasjonens størrelse, og hvor raskt segmentet av mottakelige vertsorganismer bygges opp igjen. Derfor blir den kritiske populasjonsstørrelsen for overlevelse ikke bare avhengig av total populasjonsstørrelse, men også populasjonens demografi og fødselsrate (Anderson & May 1986). Simuleringsmodeller kan illustrere betydningen av distinksjonen mellom etablering og overlevelse; for en direkte overført mikro-parasitt var det nødvendig å ha 6500 individer for at parasitten skulle etablere seg, mens hele 250 000 individer var nødvendig for at parasitten skulle overleve i vertspopulasjonen over tid (Anderson & May 1986). Når det gjelder makroparasitter, er terskelverdiene lavere.

Spredning til andre vertspopulasjoner. For spredning til andre vertspopulasjoner vil faktorer som romlig fordeling av vertens abundans, verts-migrasjoner og spredningsmønstre være viktige (Anderson & May 1986). Hvis verten finnes som sub-populasjoner i en metapopulasjon, slik som Hanski (1991b) modellerer, kan man tenke seg at hver sub-populasjons størrelse har betydning. Andre viktige faktorer vil være avstand til nærmeste infiserte populasjon, og hvor raskt avstanden kan tilbakelegges (Hartvigsen & Halvorsen 1994).

3.1.6 Analyseredskaper for å følge en spredningsprosess

Hensikten med å analysere en spredningsprosess er å identifisere de faktorer som bestemmer spredningsretning og spredningshastighet. Dette vil ha avgjørende betydning hvis man ønsker å stoppe spredningen av en art. Hengeveld (1989) gir flere eksempler på spredningsprosesser og hvordan de er blitt analysert. Første steg på veien er å få en geografisk oversikt over spredningen, noe som kan gjøres ved å tegne kart over hvordan

utbredelsen har endret seg over tid. Her kan størrelsen på ekspansjonsområdet måles på forskjellige måter, men Hengeveld (1989) anbefaler å bruke kvadratrotten av tilbakelagt areal pr. tidsenhet som et mål for artens ekspansjon. Ved å legge inn informasjon om topografi, kan man forutsi hvilke nye områder det er mest sannsynlig at arten vil spre seg til (se Carey et al. 1978). På grunnlag av slike kart kan man også finne sannsynligheten for nye utbrudd i ulik avstand fra de gamle, og dermed til en viss grad forutsi hvordan spredningsfronten vil bevege seg (Hengeveld 1989).

Sayers et al. (1977) brukte mønster-analyse (signal-analyse) av rabies-spredningen i et område i Tyskland, og viste at rabies spredde seg som små sykdomssentra som forflyttet seg uavhengig av hverandre. Videre viste deres analyse at det foregikk en spredning av rabies mellom områder også bak spredningsfronten. Hengeveld (1989) refererer også til en analyse av spredningen av rabies over tid, og viser at analyse nært knyttet sammen med biologisk kunnskap om revens livsløp gjorde ham i stand til å forutsi tidspunkt for nye utbrudd av rabies.

3.1.7 Litteratur

- Anderson, R.M. & May, R.M. 1986. The invasion, persistence and spread of infectious diseases within animal and plant communities. - *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 314: 533-570.
- Carey, A.B., Giles, R.H. & McLean, R.G. 1978. The landscape epidemiology of rabies in Virginia. - *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 27: 573-580.
- Drent, R.H. 1987. Biological invasions: birds and mammals. - *Ecology*, 90,1: 39-44.
- Ehrlich, P.R. 1989. Attributes of invaders and the invading process: vertebrates. - I Drake, J.A. et al., red. *Biological invasions: a global perspective*. - SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s.315-329.
- Halvorsen, O. & Hartvigsen, R. 1989. A review of the biogeography and epidemiology of *Gyrodactylus salaris*. - NINA Utredning 2: 1-41.
- Hanski, I. 1991a. Reply to Nee, Gregory and May. - *Oikos* 62: 88-89.
- Hanski, I. 1991b. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. - *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 17-38.
- Hartvigsen, R. & Halvorsen, O. 1994. Spatial patterns in the abundance and distribution of parasites of freshwater fish. - *Parasitology Today* 10,1: 28-31.
- Hengeveld, R. 1989. Dynamics of biological invasions. - Chapman and Hall, London.

- Hindar, K. & Bakke, Ø. 1991. Miljøeffekter av utsetting av genmodifiserte organismer. - NINA Oppdragsmelding 72: 1-77.
- Lawton, J.H. & Brown, K.C. 1986. The population and community ecology of invading insects. - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 314: 607-617.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. - TREE 8,4: 133-137.
- Mooney, H.A. & Drake, J.A. 1989. Biological invasions: a SCOPE program overview. - I J.A. Drake et al., red. Biological invasions: a global perspective, SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester, U.K. s.491-509.
- Moulton, M.P. & Pimm, S.L. 1986. Species introductions to Hawaii. - I H.A. Mooney og J.A. Drake, red. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii, Springer Verlag, Berlin. s. 231-249.
- Noble, I.R. 1989. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. - I J.A. Drake et al., red. Biological invasions: a global perspective, SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s.301-314.
- Norton, D.A. 1992. Disruption of natural ecosystems by biological invasion. - I Willison, J. H. M. et al., red. Science and the management of protected areas, Elsevier, Amsterdam. s.309-319.
- Pimm, S.L. 1989. Theories of predicting success and impact of introduced species. - I J.A. Drake et al., red. Biological invasions: a global perspective, SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester, U.K. s.351-367.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. - Am. Nat. 132: 652-661.
- Richardson, D. M. & Bond, W.J. 1991. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. - Am. Nat. 137: 639-668.
- Sayers, B. McA., Mansourian, B. G., Phan Tan, T. & Bögel, K. 1977. A pattern-analysis study of a wild-life rabies epizootic. - Med. Inform. 2: 11-34.
- Simberloff, D. 1991. Keystone species and community effects of biological introductions. - I L. R. Ginzburg, red. Assessing ecological risks of biotechnology. Butterworth-Heinemann, USA. s.1-19.

3.2 Matematiske modeller for biologiske invasjoner

Øyvind Bakke, NINA

3.2.1 Matematiske modeller

En *matematisk modell* (heretter kalt *modell*) av et fenomen er en matematisk beskrivelse av størrelser knyttet til fenomenet og sammenhengen mellom disse. Et eksempel er beskrivelsen av bestandsvekst i et ubegrenset miljø: En modell for veksten er da at bestandsveksten til enhver tid er proporsjonal med bestandsstørrelsen. Hvis vi lar x være bestandsstørrelse og t tid, kan dette uttrykkes matematisk ved differensiallikningen $dx/dt = rx$, der r er en proporsjonalitetsfaktor.

En god modell gir en annen type innsikt enn det et eksperiment gjør alene. Modellen gir en teoretisk forklaring, og svar på mer generelle spørsmål. På den andre siden må eksperimenter til for å estimere parameterverdier, og realistiske modeller kan ikke lages uten praktisk innsikt.

Parametre som inngår i en modell bestemmer forløpet for fenomenet, og det er dermed av interesse å estimere disse. I eksemplet bestemmer r farten på bestandsøkningen, og har stor biologisk interesse. Men det er viktig å merke seg at modellen ikke først og fremst er et middel for å estimere parametre, men i seg selv faktisk er den kvantitative beskrivelsen av modellen (Taylor & Karlin 1984).

Modeller kan brukes til å prediktere framtidige hendelser eller hjelpe oss med å forstå hvorfor ting skjer eller kan skje. Fra den enkle populasjonsdynamiske modellen fra eksemplet kan vi ved hjelp av matematisk teori finne bestandsstørrelsen ved ethvert tidspunkt t - nemlig $x_0 e^{rt}$, der x_0 er bestandstørrelsen ved tida $t = 0$ - eller en kan finne svar på spesifikke spørsmål, som hvor lang tid det vil gå før bestanden er dobbelt så stor ($\ln 2/r$).

I motsetning til for mange fysiske fenomener, der modeller ofte nær gir en eksakt beskrivelse (som Newtons eller Einsteins mekanikk), har ofte tilfeldige hendelser stor betydning for biologiske fenomener. Dette gjør at *deterministiske* modeller som den nevnt over ikke er tilstrekkelig, og *stokastiske* modeller blir nødvendige. Slike modeller tar hensyn til tilfeldigheter, og prediksjoner fra slike modeller er gitt ved en mengde mulige utfall med tilhørende sannsynligheter. En stokastisk variant av modellen fra eksemplet er gitt f.eks. av Pielou (1969).

I stokastiske modeller må tilfeldighetene følge visse rammer som er angitt av modellen, som for eksempel at en størrelse er trukket fra en bestemt sannsynlighetsfordeling. Dette innebærer begrensninger for hvordan størrelsen kan variere. I økologiske modeller er det ofte vanskelig å angi rammene for tilfeldighetene. Det kan tenkes at det er en svært usannsynlig hendelse, for eksempel ekstremt sterk vind, som skal til for at et pollen eller et frø skal spre seg til et nytt sted, og at dette ifølge en gitt spredningsmodell så og si er umulig.

Det kan også tenkes at det som førte til spredningen er noe som ikke har hendt før, og som det ikke ble tenkt på at kunne skje, og som derfor ikke er tatt med i modellen. Samtidig er det ofte denne svært usannsynlige hendelsen som er av betydning og som det er uheldig at modellen ikke omfatter (for eksempel i forbindelse med utsetting av genmodifiserte organismer).

Hvis et komplisert fenomen skal modelleres, og en ønsker at modellen skal beskrive alle faktorer som kan ha betydning for fenomenet, kommer en ofte i den situasjonen at modellen blir så komplisert at det er umulig ved analytiske metoder å bruke den til prediksjoner. I slike tilfeller kan en utføre simuleringer i henhold til modellen på datamaskin, og modellen kalles en *simuleringsmodell*.

Teorien for introdusering av miljøfremmede organismer omfattes av teorien for biologiske invasjoner. Modeller for biologiske invasjoner har fått stor oppmerksomhet i det siste på grunn av deres mulige anvendelse i risikovurdering i forbindelse med utsetting av genmodifiserte organismer.

Williamson (1989) har skrevet en oversiktsartikkel om modeller for biologiske invasjoner, og kvantitative aspekter ved biologiske invasjoner er behandlet i en bok redigert av Kornberg & Williamson (1987). Roughgarden (1986) har gitt en oversikt over bruk av anvendelse av populasjonsdynamiske modeller i prediksjon av invasjoner. En oversikt over invasjonsmodeller er også blitt gitt av Hindar & Bakke (1991, kap. 4).

I biologiske invasjoner kan både *etableringer* (eller *koloniseringer*) og *spredninger* inngå, og det fins modeller for begge.

3.2.2 Etablering

Teorier for etablering har nær sammenheng med teorien for utdøelse av små populasjoner, da etablering skjer hvis og bare hvis en ankommende populasjon ikke dør ut. Mye arbeid med

utdøelsesmodeller er gjort i forbindelse med teorien for leve-dyktige populasjoner (se Soulé 1987, Boyce 1992).

Ebenhard (1991) har gitt en oversikt over etableringsmodeller sett fra et metapopulasjon-synspunkt. Han definerte *kolonisering* på en slik måte at koloniseringen er avsluttet når sannsynligheten for utdøelse ikke lenger er avhengig av startforholdene (dvs egenskaper ved populasjonen ved ankomsttidspunktet). Dette gjør de fleste modeller for utdøelse uinteressante, da disse oftest beskriver populasjoner med størrelse lik bæreevnen (dvs populasjoner som har nådd maksimal størrelse i henhold til modellen). Men nyankomne populasjoner kan ha stor sannsynlighet for utdøelse selv om den har nådd bæreevnen, for eksempel fordi denne er liten i det nye habitatet, og vi vil derfor også beskrive slike modeller for utdøelse her.

Demografi og stokastisitet. I modeller for utdøelse er det viktig å ta hensyn til *demografisk stokastisitet*, dvs populasjonssvariasjon som skyldes tilfeldigheter forbundet med reproduksjon og levealder. Det kan være nettopp en tilfeldig populasjonsnedgang som gjør at en liten populasjon dør ut (dvs ikke etablerer seg). Dessuten vil slik variasjon i store populasjoner være forholdsvis mindre fordi tilfeldigheter som trekker populasjonsstørrelsen i den ene og den andre retningen vil oppveie hverandre.

Miljøstokastisitet har betydning både for små og store populasjoner. Dette er tilfeldige variasjoner som virker inn på alle individer (eller alle individer av en bestemt type) samtidig. En *katastrofe* forårsaker plutselig og stor populasjonsnedgang (se Shaffer 1987).

Enkelte modeller for utdøelse er også *aldersstrukturerte*, dvs at fødsels- og dødsrater er aldersavhengige (Lande & Orzack 1988), eller *kjønnsstrukturerte* og tar hensyn til tilfeldig varierende kjønnsforhold (Gabriel & Bürger 1992).

I en rekke av de enkleste populasjonsdynamiske modellene inngår parametrene iboende vekstrate (r), eller forventet vekstrate eller "long-run growth rate" hvis vekstraten varierer tilfeldig, og bæreevne (K). Mange modellstudier er gjort for å få kunnskap om disse parametrenes betydning for etablering eller utdøelse.

Hvis forventet vekstrate er positiv når populasjonen er nær bæreevnen, viser modeller at forventet tid under forskjellige typer stokastisitet før utdøelse omtrent vokser eksponentielt med bæreevnen (MacArthur & Wilson 1967, Gabriel & Bürger 1992, Lande 1993), og videre at tid før utdøelse omtrent er eksponentielt fordelt (Lande 1993, se Nunney & Campbell

1993) (det medfører at det er stor sannsynlighet for at populasjonen dør ut før forventet, noe som oppveies av at populasjonen med liten sannsynlighet kan eksistere mye lenger enn forventet). Hvis vekstraten er stor nok, kan selv en beskjeden populasjon eksistere lenge (Lande 1993).

Forsøk på å teste slike prediksjoner er blitt gjort av Pimm et al. (1988) (deres arbeid har blitt diskutert av Haila & Hanski 1993, Diamond & Pimm 1993, Tracy & George 1993) og Tracy & George (1992).

Den etablerende populasjonens størrelse. I forbindelse med biologiske invasjoner er modellene for utdøelse først og fremst anvendbar for populasjoner som har nådd sin bæreevne i det nye habitatet. I et kortere tidsperspektiv er også *Allee-virkninger* viktige (se Allee et al. 1949). Allee-virkninger kan defineres som demografiske fenomener som skyldes at populasjonen er så liten at vekstraten pr. individ vokser hvis populasjonen vokser (Dennis 1989). Ifølge Dennis (1989), som gav en oversikt over modeller for utdøelse pga. Allee-virkninger, har Allee-virkninger fått overraskende lite empirisk og matematisk oppmerksomhet. Det synes likevel klart at en stor del av mislykkede etableringer skyldes at den invaderende populasjonen er for liten, både fra teoretiske betraktninger (vekstraten ville ha vært større hvis populasjonen var større) og fra data (Beirne 1975, se Williamson 1989).

Habitatets størrelse. Modeller forutsier også at størrelsen av habitatet som innvandres har betydning for om etableringen skal lykkes. Et gunstig habitat som har form som et linjestykke og som rommer en diffunderende populasjon (vi kommer tilbake til diffusjonsprosesser seinere), må være større enn en viss kritisk lengde for at populasjonen ikke skal dø ut (Skellam 1951, Okubo 1980, s. 175-79). Det forutsettes da at populasjonstettheten er null på begge sider i forlengelsen av linjestykket. Hvis denne forutsetningen svekkes ved at tettheten tillates å være positiv utenfor habitatet, men at vekstraten der er null, fins det ikke noen nedre grense for lengden. En modell gir imidlertid at en slik nedre grense fins hvis det er en konkurrerende art i habitatet (Pacala & Roughgarden 1982, Roughgarden 1986).

Invasjon i samfunn. Hvis tilstedeværelsen av andre arter og samspeillet mellom disse tas i betraktning, blir modellene kompliserte, slik at en kan måtte ty til simuleringer for å gjøre prediksjoner.

Post & Pimm (1983) har modellert virkningen av nyetablerende heterotrofe (dvs som ikke er primærprodusenter) arter i eksisterende næringsnett. Simuleringer viste at det er vanskeligere å

etablere seg i eldre næringsnett (som har gjennomgått flere etableringer) enn yngre, og at det er lettere å etablere seg hvis det er mange arter som kan beites enn få. Modellen forutsetter at etablererne i fravær av arter som kan beites har negativ vekstrate, og simuleringene viste at arter med stor (dvs lite negativ) vekstrate og høyt trofisk nivå (dvs "langt oppe" i næringskjedene) har lettest for å etablere seg.

Et eksempel på bruk av en simuleringsmodell i et konkret tilfelle der en fjellgeit (*Oreamnos americanus*), ble introdusert i et område med en fjellsau (*Ovis canadensis*), er blitt gitt av Hobbs et al. (1990).

Walker & Dowling (1991) har satt invasjon av busker (*Cassia nemophila*) i skoglande med *Eucalyptus populnea*, i sammenheng med plantenes "innflytelses-felt" (fra "økologisk feltteori", se Walker et al. 1989), som er avhengig av plantens størrelse. De lot feltets intensitet variere gjennom året.

Goldwasser et al. (1994) studerte invasjoner i et metapopulasjonssystem. Ved hjelp av en simuleringsmodell fant de at variasjon mellom habitatene kan gjøre det mulig for arter som ellers ville bli utkonkurrert å sameksistere med konkurrentene. Videre viste de ved hjelp av en analytisk modell at variasjon i individenes fart kan øke spredningsraten betraktelig selv om gjennomsnittlig fart holdes konstant.

3.2.3 Spredning

Oversikter over modeller for spredning av organismer er gitt av Murray (1988), van den Bosch et al. (1990) og Manasse & Kareiva (1991).

Diffusjon. Mest utbredt er *diffusjonsmodeller* (se Okubo 1980). Det fins en omfattende matematisk teori for diffusjonsprosesser (Karlin & Taylor 1981, kap. 15). Diffusjon er en kontinuerlig prosess, som i sin enkleste form kan tenkes framkommet fra den diskrete (skrittvis) prosessen at et individ med jamne tidsintervall forflytter seg i en tilfeldig retning en bestemt avstand (*tilfeldig gange*) ved at lengden av tidsintervallene og av forflytningene på en bestemt måte gjøres uendelig små. Slik diffusjon kalles *brownisk bevegelse* (etter den engelske botanikeren R. Brown fra forrige århundre). Grunnen til at en foretrekker den kontinuerlige modellen istedenfor den diskrete, som kanskje er nærmere virkeligheten, er at den er lettere å behandle matematisk.

Hvis en populasjon tenkes å være konsentrert i et punkt, og individene starter brownsk bevegelse, og individenes bevegelser er uavhengig av hverandre, vil populasjonen bre seg utover. Tettheten (egentlig sannsynlighetstettheten hvis en betrakter et endelig antall individer) vil alltid være den samme overalt på en sirkel med sentrum i startpunktet. Tettheten på denne sirkelen vil være maksimal en stund etter starttidspunktet - jo større radius, jo lenger etter starttidspunktet. Til enhver tid vil startpunktet ha størst tetthet, men denne tettheten minker med tiden.

Denne enkleste type diffusjon kan generaliseres ved å la forventet forflytningsvektor (dvs forflytningslengde og -retning), samt dennes standardavvik, variere med posisjon. Det forutsettes imidlertid at individene beveger seg uavhengig av hverandre.

Diffusjon og populasjonsdynamikk. Skellam (1951, se Okubo 1980, s.107-8, og Williamson & Brown 1986) kombinerte brownsk bevegelse med eksponentiell populasjonsvekst i en modell for spredning av bisamrotte (*Ondatra zibethicus*), som ble innført til Böhmen fra Alaska i 1905, i Europa. Modellen forutsier at utbredelsesfronten (dvs en lukket kurve med den egenkap at antall individer utenfor er konstant og lite) brer seg med konstant fart (Kendall 1948), noe som ifølge Skellam er tilfelle (data fra Ulbrich 1930). Også "isokonsentrasjonskurver" (kurver som består av punkter med samme populasjonstetthet) vil ifølge modellen bre seg med konstant fart.

Skellam fant også at modellen predikerer lavere fart på spredning av eik (*Quercus robur*) enn det som er observert etter siste istid på De britiske øyer, og tar det til støtte for teorien om at dyr må ha hjulpet til med spredningen.

Også ved mer kompliserte former for populasjonsdynamikk enn eksponentiell vekst (f.eks. logistisk vekst, begrenset av bæreevnen) vil populasjonen bre seg med konstant fart v , i den forstand at en observatør som starter sammen med populasjonen men holder større fart enn v , i det lange løp vil observere tetthet lik null, mens han/hun i det lange løp vil observere tetthet lik bæreevnen hvis han/hun holder lavere fart enn v (se van den Bosch et al. 1990).

Diffusjon og konkurranse. Okubo et al. (1989) brukte en modell som kombinerer diffusjon, logistisk vekst og konkurranse til å beskrive invasjonen av grått ekorn (*Sciurus carolinensis*) og tilbakegangen av rødt ekorn (*Sciurus vulgaris*) på De britiske øyer (se også Lawton & Godfray 1990). De fant at utbredelsesfarten til grått ekorn (7,7 km/år) stemte godt med modellens prediksjon.

Aldersstruktur. Van den Bosch et al. (1990) har gitt en oversikt over aldersstrukturerte spredningsmodeller, dvs at fødsels- og dødsrater er avhengig av alder og forflytning. De estimerte utbredelsesfarten av bisamrotte i Europa mellom 1905 og 1930 til 7,0 km/år, mens de ved å bruke Skellams modell (se over) fikk 4,8 km/år. Virkelig fart var 11 km/år (Andow et al. 1990). Awiket kan skyldes usikkerhet i estimering av noen av parametrene (forflytningsparametre og populasjons-vekst-parametre).

Diskrete generasjoner. Manasse & Kareiva (1991) presenterte en simuleringsmodell for spredning av raps. Resultatene av simuleringer ved hjelp av datamaskin stemte godt overens med prediksjoner fra en spredningsmodell for populasjoner med diskrete generasjoner (Weinberger 1978, 1982).

3.2.4 Sykdomsspredning

Matematisk teori i epidemiologi har tradisjonelt konsentrert seg om selve spredningsmønsteret og statistisk analyse av dette (Anderson 1991). Anderson og May er på den andre siden eksponenter for anvendelse av økologiske modeller som tar utgangspunkt i mekanismene som forårsaker sykdomsspredning (Anderson 1991, Anderson & May 1991).

Et eksempel på en analyse av den første typen er en modell for rabiesepizootien (forårsaket av *Lyssavirus*-arter) blant ville dyr i Europa (Sayers et al. 1977). Denne analysen baserer seg på metoder fra signal- og mønsteranalyse. Til sammenlikning beskrev van den Bosch et al. (1990) epizootien med en økologisk modell.

Eksempler på økologiske simuleringsmodeller for sykdomsspredning er gitt av Barlow (1993) (spredning av bovin tuberkulose, *Mycobacterium bovis*, hos pungrotte, *Trichosurus vulpecula*) og av Ginsberg (1993) (spredning av borreliose, *Borrelia burgdorferi*, i naturlige populasjoner).

3.2.5 Litteratur

- Allee, W.C., Emerson, A.E., Park, O., Park, T. & Schmidt, K.P. 1949. Principles of animal ecology. - Saunders, Philadelphia.
- Anderson, R.M. 1991. Populations and infectious diseases: ecology or epidemiology? - *J. Anim. Ecol.* 60: 1-50.
- Anderson, R.M. & May, R.M. 1991. Infectious diseases of humans: dynamics and control. - Oxford Scientific Publisher, Oxford.
- Andow, D.A., Kareiva, P.M., Levin, S.A. & Okubo, A. 1990. Spread of invading organisms. - *Landscape Ecol.* 4: 177-188.
- Barlow, N.D. 1993. A model for the spread of bovine Tb in New Zealand possum populations. - *Journal of Applied Ecology* 30: 156-164.
- Beirne, B.P. 1975. Biological control attempts by introductions against pest insects in the field in Canada. - *Can. Ent.* 107: 225-236.
- van den Bosch, F., Metz, J.A.J. & Diekmann, O. 1990. The velocity of spatial population expansion. - *J. Math. Biol.* 28: 529-565.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 481-506.
- Dennis, B. 1989. Allee effects: Population growth, critical density, and the chance of extinction. - *Nat. Res. Model.* 3: 481-538.
- Diamond, J. & Pimm, S. 1993. Survival times of bird populations: a reply. - *Am. Nat.* 142: 1030-1035.
- Ebenhard, T. 1991. Colonization in metapopulations: a review of theory and observations. - *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 105-121.
- Gabriel, W. & Bürger, R. 1992. Survival of small populations under demographic stochasticity. - *Theoretical Population Biology* 41: 44-71.
- Ginsberg, H.S. 1993. A model of the spread of Lyme disease in natural populations. - *Annals of New York Academy of Sciences.* s. 379-380.
- Goldwasser, L., Cook, J. & Silverman, E.D. 1994. The effects of variability on metapopulation dynamics and rates of invasion. - *Ecology* 75: 40-47.
- Haila, Y. & Hanski, I.K. 1993. Birds breeding on small British islands and extinction risks. - *Am. Nat.* 142: 1025-1029.
- Hindar, K. & Bakke, Ø. 1991. Miljøeffekter av utsetting av genmodifiserte organismer. - NINA oppdragsmelding 72: 1-77.
- Hobbs, N.T., Miller, M.W., Bailey, J.A., Reed, D.F. & Gill, R.B. 1990. Biological criteria for introductions of large mammals: using simulation models to predict impacts of competition. - *Trans. 55th N. A. Wildl. & Nat. Res. Conf.* s. 620-632.
- Karlin, S. & Taylor, H.M. 1981. A second course in stochastic processes. - Academic Press, San Diego.
- Kendall, D.G. 1948. A form of wave propagation associated with the equation of heat conduction. - *Proc. Camb. Phil. Soc.* 44: 591-594.
- Kornberg, H. & Williamson, H.M, red. 1987. Quantitative aspects of the ecology of biological invasions: proceedings of a Royal Society Discussion Meeting held on 26 and 27 February 1986. - The Royal Society, London.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. - *Am. Nat.* 142: 911-927.
- Lande, R. & Orzack, S.H. 1988. Extinction dynamics of age-structured populations in a fluctuating environment. - *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 85: 7418-7421.
- Lawton, J. & Godfray, C. 1990. Case of the diffusing squirrels. - *Nature* 343: 595-596.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. - Princeton University Press, Princeton.
- Manasse, R. & Kareiva, P. 1991. Quantifying the spread of recombinant genes and organisms. - I Ginzburg, L.R., red. Assessing ecological risks of biotechnology. Butterworth-Heinemann, New York. s. 215-231.
- Murray, J.D. 1988. Spatial dispersal of species. - *Trends Ecol. Evol.* 3: 307-309.
- Nunney, L. & Campbell, A. 1993. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. - *TREE* 8: 234-239.
- Okubo, A. 1980. Diffusion and ecological problems: mathematical models. - Springer-Verlag, New York.
- Okubo, A., Maini, P.K., Williamson, M.H. & Murray, J.D. 1989. On the spatial spread of the grey squirrel in Britain. - *Proc. R. Soc. Lond. B* 238: 113-125.
- Pacala, S. & Roughgarden, J. 1982. Spatial heterogeneity and interspecific competition. - *Theor. Popul. Biol.* 21: 92-113.
- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. - John Wiley, New York.
- Pimm, S.L., Jones, H.L. & Diamond, J.M. 1988. On the risk of extinction. - *Am. Nat.* 132: 757-785.
- Post, W.M. & Pimm, S.L. 1983. Community assembly and food web stability. - *Math. Biosci.* 64: 169-192.
- Roughgarden, J. 1986. Predicting invasions and rates of spread. - I Mooney, H.A. & Drake, J.A., red. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York. s. 179-188.
- Sayers, B.McA., Mansourian, B.G., Phan Tan, T. & Bögel, K. 1977. A pattern-analysis study of a wild-life rabies epizootic. - *Med. Inform.* 2: 11-34.
- Schaffer, M.L. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. - I Soulé, M.E. Viable populations for conservati-

on. Cambridge University Press, Cambridge. s. 69-86.

Skellam, J.G. 1951. Random dispersal in theoretical populations. - *Biometrika* 38: 196-218.

Soulé, M.E., red. 1987. Viable populations for conservation. - Cambridge University Press, Cambridge.

Taylor, H.M & Karlin, S. 1984. An introduction to stochastic modeling. - Academic Press, San Diego.

Tracy, C.R. & George, T.L. 1992. On the determinants of extinction. - *Am. Nat.* 139: 102-122.

Tracy, C.R. & George, T.L. 1993. Extinction probabilities for British island birds: a reply. - *Am. Nat.* 142: 1036-1037.

Ulbrich, J. 1930. Die Bismartrate. - Heinrich, Dresden.

Walker, J. & Dowling, T.I. 1991. A non-stochastic, physiologically-based model of plant invasion using ecological field theory. - *Plant Protection Quarterly* 6: 10-13.

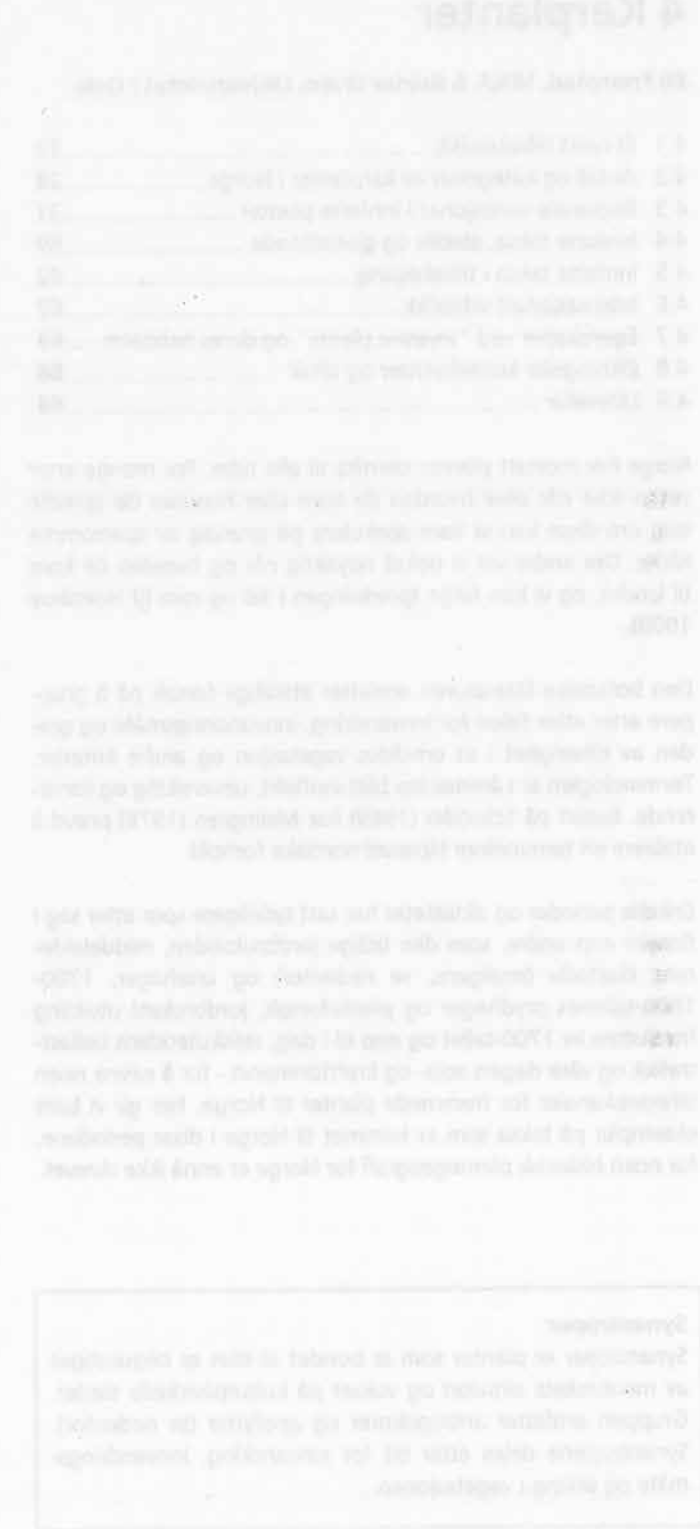
Walker, J., Sharpe, P.J.H., Penridge, L.K. & Wu, H. 1989. Ecological field theory: the concept and field tests. - *Vegetatio* 83: 81-95.

Weinberger, H.F. 1978. Asymptotic behaviour of a model in population genetics. - I Chadam, J.M., red. *Nonlinear partial equations and applications. Lect. Notes Math.* 648. Springer-Verlag, New York. s. 47-98.

Weinberger, H.F. 1982. Long-time behaviour of a class of biological models. - *SIAM J. Math. Anal.* 13: 353-396.

Williamson, M. 1989. Mathematical models of invasion. - I Drake, J.A. et al., red. *Biological invasions: a global perspective.* John Wiley, New York. s. 329-350.

Williamson, M.H. & Brown, K.C. 1986. The analysis and modelling of British invasions. (Med diskusjon.) - I Kornberg, H. & Williamson, H.M, red. *Quantitative aspects of the ecology of biological invasions: proceedings of a Royal Society Discussion Meeting held on 26 and 27 February 1986. The Royal Society, London.* s. 3-20.



4 Karplanter

Eli Fremstad, NINA & Reidar Elven, Universitetet i Oslo

4.1 Et raskt tilbakeblikk.....	23
4.2 Antall og kategorier av karplanter i Norge.....	28
4.3 Regionale variasjoner i innførte planter.....	31
4.4 Innførte taksa, stabile og gjenstående.....	59
4.5 Innførte taksa i tilbakegang.....	62
4.6 Internasjonalt sideblikk.....	62
4.7 Egenskaper ved "invasive plants" og deres habitater.....	63
4.8 Økologiske konsekvenser og tiltak.....	66
4.9 Litteratur.....	68

Norge har mottatt planter utenfra til alle tider. For mange arter vet vi ikke når eller hvordan de kom eller hvordan de spredte seg; om disse kan vi bare spekulere på grunnlag av sparsomme kilder. Om andre vet vi nokså nøyaktig når og hvordan de kom til landet, og vi kan følge spredningen i tid og rom (jf Holmboe 1900).

Den botaniske litteraturen omfatter atskillige forsøk på å gruppere arter etter tiden for innvandring, innvandringsmåte og graden av tilhørighet i et områdes vegetasjon og andre kriterier. Terminologien er i årenes løp blitt innfløkt, uoversiktlig og forvirrende. Basert på Schröder (1969) har Malmgren (1978) prøvd å etablere en terminologi tilpasset nordiske forhold.

Enkelte perioder og aktiviteter har satt tydeligere spor etter seg i floraen enn andre, som den tidlige jordbrukstiden, middelalderens klosterliv (muligens, se nedenfor) og urtehager, 1700-1800-tallenes prydhager og planteforsøk, jordbrukets utvikling fra slutten av 1700-tallet og opp til i dag, seilskutetidens ballasttrafikk og våre dagers soja- og kraftfôrimpport - for å nevne noen tilførselskanaler for fremmede planter til Norge. Her gir vi bare eksempler på taksa som er kommet til Norge i disse periodene, for noen historisk plantegeografi for Norge er ennå ikke skrevet.

Synantropier

Synantropier er planter som er bundet til eller er begunstiget av menneskets aktivitet og vokser på kulturpåvirkede steder. Gruppen omfatter antropokorer og apofytter (se nedenfor). Synantropene deles etter tid for innvandring, innvandringsmåte og stilling i vegetasjonen.

Tid for innvandring

Arkeofytt: takson som er kommet til et område i førhistorisk tid.

Neofytt: takson som er kommet til et område i historisk tid. I noen land betraktes taksa som er kommet til et område etter et bestemt årstall som neofytt, i f.eks. i Nord-Amerika (Stuckey & Barkley 1993) og Sør- og Mellom-Europa (Sykora 1990) etter Columbus' oppdagelsesreiser, dvs. ca 1500, i Finland etter 1600 (Hämet-Ahti et al. 1986). For Norge kan 1700 være et høvelig tidsskille (Høiland 1993); samme år brukes i Danmark (Madsen & Lyck 1991).

Innvandringsmåte

En kan skille mellom taksa som er innvandret *spontan* (selvstendig) og taksa som er innført med hensikt - *introdusert* - og er blitt dyrket, og som senere har flyktet fra kultur og er blitt *forvillet*.

Stilling i vegetasjonen

Indigen ("hjemlig", spontan): takson som tilhører et områdes naturtilstand.

Apofytt: indigent takson som også vokser på kulturskapt eller kulturpåvirkede voksesteder.

Efemerofytt (efemært takson): takson som ikke er i stand til å opprettholde levedyktige populasjoner mer enn én eller noen få plantegenerasjoner uten å få tilførsler av diasporer.

Andre termer en kan støte på i litteraturen:

Hemerofil: takson som i et område drar fordel av menneskets aktivitet: jordbruk, anlegg, samferdsel osv.

Adventiv: ikke indigen, ikke viltvoksende takson.

Antropochor: takson som er kommet inn og spredt gjennom menneskets aktivitet, uansett dets stilling i dagens vegetasjon og tidspunkt for inkomst.

Hemerofob: indigent takson som lider skade og går tilbake på grunn av menneskets aktivitet.

Forvillet: taksonet dyrkes, men er funnet utenfor dyrkede områder.

Naturalisert: taksonet kan opprettholde populasjoner i plante-samfunn bestående av indigene taksa.

Embetsmenn på 1700-1800-tallet var ofte naturhistorisk interesserte og samlet betydelig kunnskap om planterets utbredelse i landet ved å botanisere under embetsreiser. De første floraene så dagens lys rundt midten av 1700-tallet. Grunnsteinen er Flora

Danica som ble utgitt i 54 overdådige illustrerte foliobind fra 1761 til 1883. Inntil 1814 omfatter Flora Danica også norske planter. Den første norske floraen sørget J.E. Gunnerus for; de to bindene kom i 1766 og 1776.

De eldste plantesamlingene med presset materiale stammer fra omtrent samme tid, f. eks. herbariene til J.C. de Besche (Moe 1973, Eckblad 1983) og J.E. Gunnerus (Krovoll & Nettelbladt 1985), men opplysninger om funnsted mangler ofte eller er ufullstendige. Plantemateriale var dessuten byttevarer, så det er ofte umulig å fastslå hvor materialet egentlig skriver seg fra.

Mer systematisk utforskning av Norges flora startet etter opprettelsen av Det Kgl. Frederiks Universitet i 1811. Funn ble publisert i regionale oversikter eller i funnlistor i universitets-, akademi- og selskapsskrifter og "Nyt magasin for naturvidenskabene" (senere "Nytt magasin for botanikk") etter hvert som materialet ble bearbeidet. Siden 1936 er mange funn blitt publisert i "Norsk botanisk forening meddelelser", som fra 1943 fikk navnet Blyttia, og i andre skriftserier. Litteraturen om funn av fremmede planter er omfattende; vår oversikt viser bare til en del av den.

4.1 Et raskt tilbakeblikk

I begynnelsen lå landet blottlagt etter innlandsisen som smeltet ned og skrumpet inn over Norge 13 000-7 000 år BP. Gjennom studier av plantefosiler i myrene, kalktuffer og palynologiske (pollenanalytiske) undersøkelser gjennom 70-80 år er hovedtrekk i den tidlige historien til Norges flora og vegetasjon klarlagt. Pollenfunn viser hvilke arter som først kom til Norge, hvilke som avløste dem og kom til å prege landskapet opp gjennom sennglasial tid (Paus 1992, med referanser til andre arbeider som også belyser floraen i sennglasial). Det er registrert pollen av arter som vi forbinder med kulturpåvirkede steder, men som sikkert er **indigene**, dvs tilhører den hjemlige floraen, innvandret uavhengig av mennesket; bl.a. smalkjempe (*Plantago lanceolata*), groblad (*Plantago major*), høymolvsyre (*Rumex sect. Rumex, sect. Acetosa*) og linbendel (*Spergula arvensis*). Senglasialt pollen omfatter også arter som en har spekulert på hvorvidt de er spontane i Norge eller er blitt ført inn med mennesker, f.eks. humle (*Humulus lupulus*) (se nedenfor) og svartknoppurt (pollen av *Centaurea nigra*-type) (Wendelbo 1957, Nordhagen 1959).

Tidlig jordbruk

Pollenanalysen viser menneskets inntreden på arenaen, hvordan det ryddet skog, brente og dyrket landet (Kaland 1979). Med mennesket fulgte en del planter, enten ved at folk bevisst fraktet plantene med seg (introduserte dem) for å bruke dem, dels utilsiktet ved å fungere som spredningsagens for taksa som det ikke hadde direkte behov for eller nytte av. En del slike taksa ble **naturalisert**, dvs. ble stabile deler av visse plantsamfunn, allereide i tidlig jordbrukstid.

En lang rekke taksa er opplagt indigene, men "har" vandret ut" fra sitt opprinnelige miljø til lokaliteter hvor forandringene i landskapet takket være menneskets inngripen har skapt gode livsvilkår for disse arter" (Nordhagen 1959, s. 8, om apofyttiske arter). Noen **apofytter** er blitt sjenerende ugras, som kvasdså (*Galeopsis tetrahit*) (Holmboe 1921) og kveke (*Elymus repens*).

Norges flora omfatter mange arter som karakteriseres som "**ugras**". En del ugras er indigene, av hjemlig opprinnelse, andre er innførte. Ugras er gjerne taksa som er genetisk rustet til å innta og utnytte steder som ofte utsettes for forstyrrelse, enten forstyrrelsen skyldes naturprosesser eller menneskelig aktivitet. Denne type arter betegnes også ofte som "kolonisatorer" eller "invasive plants/invaders"; de er omtalt nærmere i **kap. 4.7**.

Ugras

Et vagt definert begrep som har både et samfunnsmessig og et biologisk innhold. Samfunnsmessig er et ugras en plante som er på et sted der mennesker synes den ikke burde være; en plante på feil sted (Stuckey & Barkley 1993). Korsmo (1925) definerer ugras som "plantearter som i større eller mindre mengde sprenger seg plass mellom kulturvekstene - og som herunder skader disse og nedsetter avlingene [... og som] ikke alene kulturmessig sett er overflødig, men endog skadelig, fordi det opptrer mellom kulturvekster, hvor det efter nøkternt praktisk skjønn ikke hører hjemme". Biologisk sett er ugras planter som trives på steder med vedvarende forstyrrelse, særlig på arealer som bearbeides eller forstyrres av menneskets aktivitet, dvs på forstyrret mark også utenom åkre.

I solvarme ller og urer (rasmarker) som ligger langt fra gårdsbruk, mente Holmboe (1921) å kunne spore en serie taksa som har fulgt jordbruket fra de tidligste tider. Diasporer er blitt spredt fra gårdene opp i liene med beitedyr, fortrinnsvis sau. Det dreier

seg dels om vanlige ugras som ryllik (*Achillea millefolium*), gjetertaske (*Capsella bursa-pastoris*), blåkoll (*Prunella vulgaris*), soleiearter (*Ranunculus acris*, *R. repens*) vassarve (*Stellaria media*), hvitkløver (*Trifolium repens*) m.fl. Forekomsten av en del sjeldnere taksa i rasmarkvegetasjon er også tilskrevet tidligere kulturpåvirkning, f.eks. takfaks (*Bromus tectorum*). Disse har vært hos oss så lenge at vi har vansker med å avgjøre om de tilhører den indigene floraen eller om de kom inn med mennesket.

Diasporer

En diaspor er en spredningsenhet. Betegnelsen brukes om enhver del av en plante som løsner fra morplanten og bidrar til spredning av den: spore (hos alger, moser, bregner m.fl.), frukt, frø, yngleknopper osv. I utvidet betydning kan ordet brukes også om fragmenter av planter, f.eks. rot- og stengeldeler, som kan vokse ut til nye individer.

Hagebruk

De eldste lovene våre, sagaene og oldfunn viser at hagebruk ble drevet i Norge før klostervesenet ble etablert rundt år 1100. I førkristen tid ble det dyrket kål, løk, bønner m.fl., grønnsaker som vi med sikkerhet vet ikke stammer fra norsk flora (Holmboe 1930, Fægri 1987). Derimot kan noen nytteplanter skrive seg dels fra indigene forekomster og dels fra innførte planter. Det gjelder f.eks. humle (*Humulus lupulus*), som det er funnet sennglasialt pollen av (Paus 1992), men som var internasjonal handelsvare allerede i vikingtid. Holmboe (1921) antar den er spredt fra kultur og ut i naturen (forvillet), men holder mulighetene for indigene forekomster åpne. Suominen (1990, 1994) har undersøkt opphavet til finske forekomster av humle, og følger vi hans resonneringer, viser fordelingen av kjønnene (humle er særbu, og bare hunnplanter ble dyrket) at norsk humle er indigen, bortsett fra på kysten sør- og vestpå og i Nord-Norge nord for Sør-Helgeland (R. Elven, upubl.).

Fargeplanten vaid (*Isatis tinctoria*) antas å være innført allerede i førkristen tid og har således en lang historie i Norge (Holmboe 1921). Den inngikk i Osebergdronningens gravgods (Holmboe 1906, 1927, 1930), og mye tyder på at den ble dyrket i Norge allerede på Osebergdronningens tid, i det 9. århundre. I dag har vaid et tyngdepunkt i Norge på Nordlandskysten, der den opptrer i tangvoller og sterkt kulturpåvirkede sanddynesamfunn (Alm et al. 1989). Den finnes også i rasmarker og på skrotemarkplasser. Forekomstene på strender og i rasmark skiller seg fra skrotemarkplantene i enkelte karakterer, og mye tyder på at

de første forekomstene er indigene eller tidlig innførte, mens skrotemarkforekomstene skriver seg fra sent innførte planter. Tilsvarende bakgrunn kan mange arter ha, uten at vi har klart å klarlegge historien. Detaljerte analyser av dagens forekomster (klima, topografi, plantesamfunn, morfologi, cytologi/genetikk m.m.) kan gi en pekepinn på hvorvidt humle, vaid, svartknoppurt og mange andre er indigene eller fremmede elementer i norsk flora - eller begge deler.

Gjennom århundrene ble mange bevisst innførte planter dyrket av estetiske grunner (syn, duft), men mest av nyttehensyn, som mat, krydder og medisin. Middelalderens og senere tiders urtebøker gir opplysninger om bruken av planter. Mange arter fant veien ut på bygdene og ble dyrket på gårdene. De fleste slike arter er etter hvert blitt sjeldnere. Det samme gjelder en del ugras av fremmed opphav og som tidligere var relativt vanlige rundt gårdsbruk, iallfall i Sør-Norge, f.eks. bulmeurt (*Hyoscyamus niger*) og åkerugras som kom inn tidlig med jordbruket (se kap. 4.5).

Nordhagen (1940) mente at en rekke planters forekomst i Norge kan tilskrives **klostervesenet**, men Fægri (1987) tror at klostrenes betydning for hagebruket i Norge og for dagens flora er overdrevet. Kildene om klostrene er spinkle; de gir lite informasjon om hva kirkens folk dyrket. Utbredelsen til enkelte taksa i dag antyder at de har sammenheng med klostrene. Fægri tviler på at mer enn en håndfull taksa har overlevd opp til i dag. Kanskje hørte skvallerkål (*Aegopodium podagraria*) og ugrasklokke (*Campanula rapunculoides*) til klostrenes ugras; trolig ble akeleie (*Aquilegia vulgaris*), isop (*Hyssopus officinalis*), spansk kjørvel (*Myrrhis odorata*), legepestrot (*Petasites hybridus*) (Fægri 1992) og mesterrot (*Peucedanum ostruthium*) spredt fra klostrenes bed med legeplanter.

Botanikk som fagdisiplin var opp til 1700-tallet i stor grad koplet til medisin. Scharffenberg (1902) påpeker at apotekene ved kongelig forordning av 1672 ble pålagt å "holde øye med sit hjemsteds planteverden", både "indigenas" og "exoticas". Det er kjent at urtehaver fantes ved apotekene i Trondheim, Fredrikstad og Halden, og de var sikkert ikke de eneste (Scharffenberg 1902).

I topografiske beskrivelser, økonomiske skrifter og visitasberetninger fra opplysningstiden (siste del av 1700-tallet og et stykke inn i 1800-tallet) søkte embetsmenn å spre kunnskap om nyttige planter - indigene og fremmede - ut i et bredere lag av folket (jf f.eks. Baade 1768, Hammer 1773, Tonning 1773, Heltzen 1841 og mange andre). Det foregikk et betydelig bytte av både

presset og levende plantemateriale. Dette er tiden for Carl von Linnés virke og for dannelsen av vitenskapelige selskaper og akademier. Hvor mye av floraen som skriver seg fra disse tiders aktivitet, er ikke helt klart.

Dyrking av eng

Import av gras- og kløverfrø for dyrking av eng startet i Danmark før 1760 (Nordhagen 1954a), men i Norge ble det neppe gjort forsøk på å dyrke eng før mot slutten av århundredet (Schübeler 1886-89, 1: 256). Noe etter århundreskiftet ble timotei (*Phleum pratense*), rød- og hvitkløver (*Trifolium pratense*, *T. repens*), rai-gras (*Lolium perenne*) og lusern (*Medicago sativa*) m.fl. brukt en del steder, på forsøksbasis. Frøblandningene hadde engelsk, fransk og tysk opphav og var ofte svært urene, dvs at de kunne inneholde langt mer enn de grasartene man ønsket å dyrke. En rekke innførte taksa i Norge skriver seg fra 1800-tallets engler, f.eks. faks-arter (*Bromus* spp.) og gullhavre (*Trisetum flavescens*). Grasblandningene inneholdt også frø av arter som fra før vokste i Norge, bl.a. hestehavre (*Arrhenatherum elatius*), hundegras (*Dactylis glomerata*), rødsvingel (*Festuca rubra*), sauesvingel (*Festuca ovina*), englodnegras (*Holcus lanatus*), krattlodnegras (*Holcus mollis*), myskegras (*Milium effusum*) og lundrapp (*Poa nemoralis*) (Nordhagen 1954a). Dagens forekomster av disse artene kan således skrive seg fra både hjemlige og utenlandske kilder. Hybridisering er for noen taksa påvist mellom villplanter og dyrkede former, og for en del taksa er det risiko for genetisk forurensning (Elven et al. 1991).

Hageanlegg

Den romantiske landskaphagestilen kom til Norge fra England i 1770/80-årene og holdt seg til slutten av 1800-tallet. Hagestilen krevde tilsåing av åpne områder, og grasblandinger ble importert - ofte på privat basis - fra Mellom-Europa der det foregikk organisert innsamling i naturlig vegetasjon (Nordhagen 1954a, b). Rundt en rekke storgårder i Sør- og Midt-Norge henger det ennå i dag igjen arter som hvitfrytle (*Luzula luzuloides*), parkrapp (*Poa chaixii*), hagesveve (*Hieracium aurantiacum*) og vadde-rot (*Phyteuma spicatum*). En forekomst av *Luzula forsteri* har trolig lignende bakgrunn (Elven under utarb.).

I andre halvdel av forrige århundre foregikk atskillig utprøving av planter for å komme frem til arter og sorter av grønnsaker, fôrplanter, bærbusker, prydpplanter, skogstrær m.m. som egnet seg for norske klimaforhold. Schübeler (1862, 1873-75, 1886-

89) drev selv omfattende forsøksvirksomhet i Oslo, forsynte forbindelser i ulike deler av landet med materiale og summerte egne og andres forsøk. Forsøksvirksomheten har ganske sikkert resultert i tilskudd til lokalfloraene, men vi har ingen oversikt over hva denne prøving og feiling har ført til av naturaliseringer.

Botanisk hage i Oslo har spredningen av et par leie ugras på samvittigheten. Tunbalderbrå (*Chamomilla suaveolens*) skriver seg fra en utsåing på Tøyen i 1850, og vårpengeurt (*Thlaspi caerulescens*) fra 1874 (Holmboe 1900). Begge artene er nå vidt utbredt i Norge. Ellers er **prydpplanter** blitt spredt fra privathager over hele landet. Gjennom årene har det skjedd en dreining i utvalget. Mens vi tidligere vesentlig fikk prydpplantene fra tempererte strøk, særlig Mellom-Europa, blir stadig flere taksa fra tempererte og boreale områder og fjelltrakter i Asia og Nord-Amerika tatt i bruk. Noen av taksaene som i dag er under rask spredning i Norge er nettopp fra Asia: kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*, fra Himalaya), og store slireknearter (*Fallopia* spp.) (Handeland 1991). Flere arter av nord-amerikanske og øst-asiatiske spirea (*Spiraea*) (Jørgensen 1973b) og øst-asiatiske mispel (*Cotoneaster*) spres fra hager, de siste ved hjelp av fugl. Opphavet til tromsøpalmen (*Heracleum laciniatum* auct. scand.), den mest aggressive prydpplanten i Nord-Norge, er fremdeles ikke klarlagt (Alm & Jensen 1933, Lid & Lid 1994, Often & Graff 1994).

En oversikt over planter som har vært dyrket og kjennetegner de ulike perioder av norsk hagehistorie er nylig utgitt (Grue 1993); en del av navnene i **tabell 4.5** finner vi også i denne planteoversikten. En kort oversikt over perioder i haveplanteimporten til Europa er gitt av Sykora (1990).

Skogbruk

Det moderne skogbruket med vekt på bestandspleie tok form i andre halvdel av forrige århundre. Mange fremmede taksa og provenienser er blitt utprøvd, men bare et mindre antall har fått bredere anvendelse. Så langt har vi ikke hatt større problemer med fremmede, forvillede bartrær. Egne observasjoner tyder imidlertid på at plantede taksa er i ferd med å ekspandere i vestnorske lyngheier og i næringsrik blandingsskog, både på Vestlandet og Østlandet (se **kap. 4.4**). Plantede bartrær innebærer en fare for genetisk forurensning av indigent plantemateriale som vi ikke kjenner rekkevidden av (se f.eks. Dietrichson 1991). Nurminiemi & Rognli (1993: 64-67) gir en oversikt over muligheter for krysning mellom plantede og indigene taksa.

Ballast

Inntil et stykke ut i dette århundredet foregikk Norges samkvem med utlandet i alt vesentlig via sjøveien. Ouren (1959) undersøkte skipsfartens betydning for Norges flora. Det er særlig gjennom **ballast** at skipsfarten tilførte den norske floraen atskillige taksa. Ballast kunne være sand- eller jordmasser som ble fylt i lasterommene på skip som ikke hadde annen last, for å stabilisere skipene. På ankomststedet ble ballasten løst på tilviste plasser som lå utenfor de regulære havnene. Den ble også brukt til utfyllinger og anlegg og som matjord i hager. Kristiansund (spesielt kirkegården) er for en stor del bygd på ballast.

Småbyene rundt Oslofjorden (Ouren 1979) og langs Sørlandskysten (Ouren 1972) eksporterte trelast; alle hadde noen ballasttrafikk. Det samme gjelder fiskeeksportbyer som Haugesund, Bergen og Kristiansund. De viktigste havnene, når det gjelder utilsiktet planteimport, var Oslo (Grønlien), Fredrikstad (Øra), Mandal (Malmø) og Kristiansund. De fleste ballastplantene opptrådte som efemerofytter, og av 100 taksa som ble registrert på ballastplasser i Kristiansund av H. Greve, er ingen blitt naturalisert i distriktet (Ouren 1959). Ouren regner med at bare 3-4 % av taksane som kom med ballast er blitt stabile innslag i norsk flora. Eksempler er hestehamp (*Conyza canadensis*), mursennep (*Diplotaxis muralis*), krypmure (*Potentilla reptans*) (Ouren 1968, 1991), hvitdodre (*Berteroa incana*), ormehode (*Echium vulgare*), snegleskalm (*Medicago lupulina*) og legesteinkløver (*Melilotus officinalis*).

Inntil andre halvdel av 1800-tallet kom ballastskipene fra europeiske havner, senere kom noen fra Nord-Amerika. Plantetilførselen med ballast foregikk opp til første verdenskrig. Selv om skipstrafikken etter den tid er økt mye, skyldes tilveksten av nye taksa til floraen i liten grad skipsfarten (Ouren 1959) fordi skipskonstruksjoner, lastemåter og havner er blitt mindre "plantevennlige" med tiden.

Korn- og kraftførimport

Innførsel av frø med ull ga lite tilskudd til norsk flora (Ouren 1959), mens derimot kornimport førte til funn av fremmede planter både i havneområder og ved **møller**, bl.a. en rekke taksa som fra før var kjent fra ballastfloraen, men også taksa som tidligere ikke var blitt registrert i Norge. Hanssen & Nordhagen (1930) undersøkte vestnorske kornmøller; Tambs Lyche (f.eks. 1931, 1934, 1938, 1939, 1942) registrerte floraen i Buvika sørvest for Trondheim gjennom hele 1930-tallet. En meget stor del

av de innførte taksa som er funnet i Sør-Trøndelag skriver seg fra Buvika. Møllene i Gjerpen, Skien og Bjølsen valsemølle i Oslo hadde rik mølleflora. I Bergensområdet var Hæggernes og Vaksdal møller de rikeste funnstedene (Ouren 1977), men i Hordaland var spredningen av mølleplantefunn større enn i andre fylker fordi det fantes en rekke bygdemøller, og fordi kornavfall fra en del møller ble solgt til hønsefôr. Derved dukket fremmede taksa gjerne opp i hønsegårdene ute på bygdene (Hanssen & Nordhagen 1930, Ouren 1977).

I mellomkrigstiden ble innslaget av amerikanske taksa sterkere i møllefloraen etter som kornimporten i stigende grad dreide fra Russland og Svartehavsområdet til Nord-Amerika og Argentina. Radgras (*Beckmannia syzigachne*) ble funnet ved flere møller i mellomkrigstiden og fortsetter å dukke opp på fuktige enger, trolig gjennom frøblandinger fra Canada (Fremstad 1994). Andre amerikanske taksa i møllefloraen har vi bl.a. i slektene amarant (*Amaranthus*) (Jørgensen 1970), gullurt (*Amsinckia*), melde (*Chenopodium*), karse (*Lepidium*) og søtvier (*Solanum*) (Høiland 1983). En del russiske/svartehavsplanter fortsatte å komme inn til møllene i 1960-årene, men i flere tilfeller via Argentina, der de sørøsteuropeiske taksa hadde etablert seg som ugras (Jørgensen & Ouren 1969). Enkelte australske taksa dukket også opp i 1960-årene.

Alt i alt ble tilslaget av fremmede taksa til møllene mindre etter andre verdenskrig, men funnrapporter fra Jørgensen & Ouren (1969), Jørgensen (1969), Bjørndalen (1971), Halvorsen (1983) m.fl., og materiale som leveres til de offentlige herbariene viser at møllene fortsatt er innfallsporter for fremmede planter. Etter 1980 er det igjen registrert en økning i fremmede planter rundt kornmøller, spesielt i Larvik, Moss, Stavanger og Tau i Rogaland. Årsaken til denne økningen er ikke klarlagt.

Taksa som dukket opp ved møllene var ofte efemære; få mølleplanter er blitt naturalisert. I senere tid er både taksa som var kjent fra møllene og nye innkommere funnet på steder som tar imot import av soja (Ouren 1987) eller krafftør. De fleste nykommerne stammer fra Amerika, en økende andel fra Sør-Amerika. En lignende økning i amerikanske taksa med import av soja, mais og solsikke meldes fra Finnland (Uotila 1988).

Veger og jernbane

Jernbane- og vegtraséer har vært migrasjonsruter for fremmede planter (Holmboe 1900). Noen få taksa, som sandskrinneblom (*Arabis arenosa*), svensk skrinneblom (*Arabis suecica*) (Vogt

1941), engklokke (*Campanula patula*), vegrapp (*Poa supina*) og brunkløver (*Trifolium spadiceum*) vet vi har kommet østfra, via vegger og jernbaner. Begge anleggstyper fører til habitater med mineralrik, veldrenert jord og lysåpne forhold, som er velegnet for mange fremmede planter. Jernbaneskråninger og vegger blir også tilsådd, og en del taksa er kommet hit via frøblandinger. Taksasom er jernbane- og vegspredd er f.eks. gul gåseblom (*Anthemis tinctoria*), hvitdodre (*Berteroa incana*), hestehamp (*Coryza canadensis*) og klistersvineblom (*Senecio viscosus*) (Holmboe 1900), men de kan også ha kommet inn og blitt spredd på andre måter. Utenlandske frøblandinger av ulike slag, enten de er myntet på plener, enger eller jernbane- og vegskråninger er fremdeles kilde til nykomlinger. De seneste er grannsvingel (*Festuca ovina* ssp. *capillata*), en gulaks-art (*Anthoxanthum aristatum*), musesvingel (*Vulpia myuros*) og blodkløver (*Trifolium incarnatum*) som dukker opp på nysådde vegskråninger. Taksasene er søreuropeiske, men kommer til oss med canadisk såfrø.

Hvor stor betydning vegger og jernbane har hatt for spredning av planter, og har i dag, er ikke klart, for vi har bare spredte undersøkelser fra slike habitater (Bjørndalen 1972, Gjærevoll 1990, 1991, 1992). Kilden kan være undervurdert, for enkelte ganger viser mindre undersøkelser et rikt utvalg av fremmede planter. For eksempel fant J. Wesenberg (Herb O) i 1991 34 overveiende ettårige amerikanske taksa på en kort, nysådd vegstrekning i Vestfold.

Hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) er flyktet fra hager, men spredningen skjer vesentlig via vegskråninger, og i noen grad på grusløper langs elver (Fremstad & Bevanger 1988, s. 49).

I andre land er jernbanehabitater undersøkt mer systematisk, f.eks. i Tyskland (jf. Brandes 1993), Sveits (Grundmann 1993), Storbritannia (Sargent 1984, og undersøkelser som nylig er utført av ITE) og Finland (Suominen 1969).

Krigshandlinger

Noen få taksa skriver seg fra okkupasjonen under andre verdenskrig. De kom med tyskernes fôr, emballasje og krigsmateriell. Eksempler finnes fra flere landsdeler, bl.a. revestarr (*Carex vulpina*) (Naustdal 1947, men senere utgått), mjølkearter (*Epilobium*, Hovda 1973) og gråmynte (*Mentha longifolia*, Nettelbladt 1986). En form av gulrot (*Daucus carota*) ser ut til å ha fulgt med tysk fôr. Parykk-knoppurt (*Centaurea phrygia*) tilskrives derimot russernes nærvær i Finnmark 1944-45 (Vorren

1968). Noen andre krigsfunn i Finnmark er meldt av Ryvarden (1967). P. Benum undersøkte krigspåvirkede plasser i Nordland og Troms systematisk; funn i Troms ble publisert (Benum 1958), mens materialet for Nordland ikke er offentliggjort. Andre verdenskrigs bidrag til floraen er imidlertid lite i Norge i forhold til andre land (jf. Ahti & Hämet-Ahti 1971).

Andre kilder

Andre kilder er mindre påfallende, men kan vel tenkes å bidra til adventivfloraen, som fuglefrø og kjeledyrfor (Hovda 1978). Disse kan gi opphav til at fremmede taksa vokser frem der frø legges ut, og til langdistansespredning med fugl. Det er velkjent at mange frø kan passere fugletarmen uten at spireevnen går tapt.

Vannplanter

Få vannplanter er innført til Norge, og bare vasspest har budt på problemer. Vasspest (*Elodea canadensis*) ble funnet i Oslo-området i 1920-årene. Hvordan den kom til landet er fremdeles uklart (Fægri 1993), men spredningen fra Oslo-området til først innlandsbygdene lenger nord og senere til Agder er fulgt med årvåkenhet (Rørslett 1969, 1977, Blomdal & Egerhei 1983, Rørslett & Berge 1986, med referanser til andre arbeider om arten). Vasspest angis nå også fra Karmøy, Rogaland (Lid & Lid 1994). Den er den eneste fremmede vannplanten som i Norge - så langt - har vist et så stort spredningspotensiale at vi kan regne med å finne den mange nye steder i fremtiden.

Fremtidige kilder

Hvilke kilder kan tenkes å spille en rolle i den nærmeste fremtid når det gjelder tilsig av karplanter til norske habitater? Tradisjonelle kilder vil fortsatt være aktuelle: korn- og fôrimport, grasblandinger, forsøk med fremmede treslag, hageavfall, prydplanter som spres med frø og frukter ut over hagegjerdene, godstransport på veg og jernbane osv. Det kan også tenkes at den omfattende turisttrafikken, f.eks. med bobiler, off-roadsyklere og lette fritidsbåter kan bidra, likeledes ryggsekkurister og teltcampere.

4.2 Antall og kategorier av karplanter i Norge

Hvor vanskelig det er å gjøre opp artsstatus for et område, viser Iversen (1990, Østfold), som har holdt adventiver utenfor. Hvor mye vanskeligere blir det ikke når det gjelder samtlige fylker, og når adventiver er inkludert.

Antall karplanter i Norge i dag omfatter etter Elvens angivelser (1994) 600-700 flere taksa enn hva som er tatt med hos Lid (1985). Forskjellen er enda større mot eldre floraer (**tabell 4.1**). Økningen har i noen grad sammenheng med floraforfatterens oppfatning av arter og underarter, og med hva de aksepterer til å bli inkludert i floraen, avhengig bl.a. av funnfrekvens og tidspunktet for siste funn. Også oppfatningen av hva som er indigene taksa og innførte, stabile (naturaliserte) varierer. Tallene i **tabell 4.1** kan derfor diskuteres. Like fullt antyder de at landet stadig mottar karplanter utenfra, og i et større antall enn andelen taksa som forsvinner fra floraen.

Takson

En generell betegnelse for taksonomisk (systematisk) enhet av organismer, uansett enhetens rang i taksonomiske klassifikasjonssystemer. Brukes om såvel enheter på høyt nivå (f.eks. ordener, familier) som på lavt nivå (art, underart, varietet).

Norges flora av karplanter består pr. i dag - med visse reservasjoner, se nedenfor - av 2681 taksa, medregnet de som finnes på Svalbard, Jan Mayen og Bjørnøya (Elven 1994, se **tabell 4.2**), og fratrukket de taksa som anses som utgått/utdødd. 1959 taksa på fastlandet (74,3 %) regnes som stabile bestanddeler av floraen, enten de er indigene (arkeofytter) eller innførte, stabile taksa. Taksa som er innført, men som ikke opptre (rettere: ikke registreres) årvisst er 595 eller 22,6 % av den norske floraen.

Kunnskapen om det enkelte taksons innvandring og spredning varierer mye (jf **kap. 4.1**), og det er ofte vanskelig å avgjøre om det egentlig er indigent eller innført. For enkelte taksa vet vi eksakt når de kom til Norge, hvordan de ble spredt, og vi kjenner dagens utbredelse, iallfall i grove trekk. For andre har vi få fakta, og også få muligheter til å få mer eksakt kunnskap med mindre vi investerer atskillige ressurser til å nøste opp deres historie i Norge. Kildene kan være pollenanalyse, sagalitteratur, historiske dokumenter, urtebøker, kulturhistoriske kilder, lokalhistorie, muntlige tradisjoner, floraer, herbariebelegg m.m. Jo lenger bakover vi prøver å gå, jo større usikkerhet er gjerne

kildene beheftet med. Historien til mange taksa vil forbli uopplært, eller vi blir ikke enige om opprinnelsen. Problemene illustreres med to eksempler; andre er nevnt tidligere (humle, vaid, svartknoppurt).

Tabell 4.1. Antall karplantetaksa i Norge ifølge Blytt (1906), Lid (1952) (jf Ouren 1959), Høeg (1975) og Elven (1994). IS: innført, stabil, IEG: innført, efemær eller gjenstående - Number of vascular plant taxa in Norway according to Blytt (1906), Lid (1952) (cf. Ouren 1959), Høeg (1975), and Elven (1994). IS: introduced, stable, IEG: introduced, ephemeral or remaining.

Kilde Reference	Indigene Indigenous	IS	IEG	Sum
Blytt 1906	1050	170	228	1448
Lid 1952	1115	203	498	1816
Høeg 1975	1164	245*	504*	1913
Elven 1994	1195	580	672	2447

* Høeg (1975, basert på Lid 1963) skiller primært ikke mellom IS og IEG, men angir 749 innførte og at ca en tredel av dem er stabile.- Høeg (1975, based on Lid 1963) does at first not distinguish between the categories, but considers that 749 taxa are introduced and that approximately one third of them belong to category IS.

Skjeggklokke (*Campanula barbata*) regner Wesenberg (1988) som indigen etter å ha studert artens økologi på voksestedene i Oppland, men noen sikker konklusjon kommer han ikke frem til. Forekomsten er fremdeles "ytterst gåtefull, og har sikkert sammenheng med meget gammel historie i vårt land" (Fægri 1970). Et annet eksempel på uvis opprinnelse til norske forekomster er den nokså nylig oppdagede ekornsvingel (*Vulpia bromoides*) i Rogaland (Johnsen & Steinnes 1987), i beitemark. Voksestedenes likhet med habitatene til ekornsvingel i andre land gjør det mulig at arten i Rogaland er indigen/arkeofytt, mens den fra et par andre steder i Norge er registrert som innført. I samme område som ekornsvingel er funnet, vokser også dvergmarikåpe (*Aphanes inexpectata*), sandfaks (*Bromus sterilis*) og saronnellik (*Dianthus armeria*). De kan også være indigene akkurat her, men peker hen på fôrutveksling med De britiske øyer. Vi har lignende spørsmål om mange andre arter i norsk karplanteflora.

Tabell 4.2. Antall karplantetaksa i Norge, etter Elven (1994). -
Number of vascular plant taxa in Norway, after Elven (1994).

Statusgrupper Status groups	Arter Species	Ssp./var. Ssp./var.	Sum Sum	% av sum % of sum
Fastland-Norge				
Indigen/arkeofytt Indigenous/archeophyte	1195	171	1366	51,8
Innført, stabil Introduced, stable	580	13	593	22,5
Innført, gjenstående Introduced, remaining	81	0	81	3,1
Innført, efemær Introduced, ephemeral	591	4	595	22,6
Sum fastland-Norge Sum Norwegian mainland	2447	188	2635	100
Svalbard	45	1	46	
Sum	2492	189	2681	

En kan spørre hvor sjelden et takson kan være og hvor nylig det skal være funnet for å kunne betegnes som en del av landets flora. Elven (1993b) og Lid & Lid (1994) gir opplysninger om når mange innførte taksa er blitt funnet. Vi har valgt et vilkårlig årstall - 1960 - og undersøkt hvor mange taksa som ikke angis å være funnet etter det året. For 246 taksa er ingen funn registrert etter 1960, derav er 42 ikke funnet etter 1900. Etter mer enn 90 års fravær (eller rettere: mangel på bevis på nærvær) er det liten grunn til å anta at disse taksa tilhører dagens flora. Imidlertid er det en rekke taksa som var forholdsvis vanligere i slutten av forrige århundre og begynnelsen av dette, som i de senere år igjen opptrer sporadisk. Vi kan altså ikke ekskludere dem fra floraen uten videre. Slike forhold gjør at vi aldri kan gi eksakte tall for antall karplanter i Norge.

Taksaenes status/kategorier slik de grupperes i denne utredningen er definert av Elven (1994):

Indigene/arkeofytter er planter som er opprinnelige eller hjemmehørende i Norge, dvs. at de er kommet hit uten menneskers medvirkning, eller de er kommet hit så tidlig, særlig gjennom landbruksaktivitet, at de ikke kan skilles fra taksa som er kommet uavhengig av mennesket.

Innførte taksa er kommet inn med menneskers aktivitet fra vikingtid og senere. Tre grupper med forskjellig "stabilitet" skilles ut:

- **Innførte, stabile** taksa opprettholder populasjoner i Norge ved å formere seg ved frø eller ved vegetativ formering. Populasjonen avhenger ikke av stadig tilførsel av diasporer utenfra, men av vår bruk av arealene.

- **Innførte, gjenstående** er planter som står igjen etter tidligere dyrking eller som rester av tidligere aktivitet. De kan holde seg på et sted gjennom lengre tid i og med at de er flerårige, men de etablerer ikke nye populasjoner.

- **Innførte, efemære** taksa opprettholder ikke populasjoner i Norge, men opptrer sporadisk - hist og her - avhengig av stadig nye tilførsler av diasporer.

De innførte plantene tilhører mange systematiske (taksonomiske) grupper. Vi har ingen innførte taksa innen karsporeplantene (kråkefotplanter, sneller, bregner m.fl.), mens visse familier av blomsterplanter er særlig godt representert blant de innførte plantene (**tabell 4.3**). Åtte familier har mer enn 100 taksa i norsk flora: Caryophyllaceae - nellikfamilien, Brassicaceae - korsblomstfamilien, Rosaceae - rosefamilien, Fabaceae - ertefamilien, Scrophulariaceae - maskeblomstfamilien, Asteraceae - kurvplantefamilien, Cyperaceae - starrfamilien og Poaceae - grasfamilien. For disse familiene utgjør i Norge innførte taksa fra 39,3 til 68,2 %, med unntak av starrfamilien (Cyperaceae) der andelen innførte taksa er meget lav (**tabell 4.4**). De andre familiene har også på verdensbasis høyt antall taksa som spres gjennom menneskelig aktivitet (Heywood 1989, Lohmeyer & Sukopp 1992). De samme familiene inneholder noen av de mest plagsomme ugrasene (Heywood 1989).

Tabell 4.3. Innførte taksa i ulike familier av blomsterplanter, basert på Elven (1993) og tilleggsnotater. IN: indigene taksa, ISEG: innførte taksa (alle kategorier). - The number of introduced taxa in families of flowering plants, based on Elven (1993) and additional notes. IN: indigenous taxa, ISEG: introduced taxa (all categories).

Familie Family	IN	ISEG	Sum
Taxaceae - Barlindfamilien	1	0	1
Pinaceae - Furufamilien	3	17	20
Cupressaceae - Sypressfamilien	2	5	7
Salicaceae - Pil-/vierfamilien	30	18	48
Cercidiphyllaceae - Katsuratrefamilien	0	1	1
Myricaceae - Porsfamilien	1	0	1
Betulaceae - Bjørkefamilien	7	-	7
Corylaceae - Hasselfamilien	1	1	2
Fagaceae - Bøkefamilien	3	2	5
Juglandaceae - Valnøttfamilien	0	1	1
Moraceae - Fikenfamilien	0	1	1
Ulmaceae - Almefamilien	2	1	3
Cannabaceae - Hampefamilien	1	1	2
Urticaceae	2	4	6
Viscaceae - Mistelteinfamilien	1	0	1
Aristolochiaceae - Holurtfamilien	0	2	2
Polygonaceae - Syrefamilien	36	27	63
Plumbaginaceae - Fjærekollfamilien	4	3	7
Chenopodiaceae - Meldefamilien	18	38	56
Amaranthaceae - Amarantfamilien	0	10	10
Portulacaceae - Portulakkfamilien	1	4	5
Caryophyllaceae - Nellikfamilien	71	46	117
Nymphaeaceae - Nøkkerosefamilien	5	0	5
Ceratophyllaceae - Hornbladfamilien	2	0	2
Ranunculaceae - Soleiefamilien	47	32	79
Menispermaceae - Månefrøfamilien	0	1	1
Berberidaceae - Berberisfamilien	0	4	4
Papaveraceae - Valmuefamilien	19	25	44
Brassicaceae - Korsblomsfamilien	60	102	162
Resedaceae - Resedafamilien	0	4	4
Droseraceae - Soldoggfamilien	3	0	3
Crassulaceae - Bergknappfamilien	10	10	20
Saxifragaceae - Sildrefamilien	28	10	38
Hydrangeaceae - Hortensiafamilien	0	3	3
Grossulariaceae - Ripsfamilien	5	6	11
Rosaceae - Rosefamilien	112	96	208
Fabaceae - Ertefamilien	47	101	148
Caesalpiniaceae - Kassiafamilien	0	2	2
Oxalidaceae - Gaukesyrefamilien	1	4	5
Geraniaceae - Storkenebbfamilien	10	11	21
Tropaeolaceae - Blomkarsefamilien	0	2	2
Limnanthaceae - Sumpsnabelfamilien	0	1	1
Linaceae - Linfamilien	2	2	4
Zygophyllaceae	0	1	1
Polygalaceae - Blåfjærfamilien	3	0	3
Simaroubaceae - Bittervedfamilien	0	1	1
Buxaceae - Buksbomfamilien	0	1	1
Euphorbiaceae - Vortemelkfamilien	2	12	14
Aceraceae - Lønnefamilien	1	5	6
Hippocastanaceae - Hestekastanjenfam.	0	2	2
Balsaminaceae - Springfrøfamilien	1	2	3
Aquifoliaceae - Kristtornfamilien	1	0	1
Celastraceae - Spolebuskfamilien	0	2	2
Rhamnaceae - Trollheggfamilien	2	0	2
Vitaceae - Vinfamilien	0	4	4
Tiliaceae - Lindefamilien	1	2	3
Malvaceae - Kattostfamilien	0	16	16
Thymelaeaceae - Tysbastfamilien	1	0	1
Elaeagnaceae - Tindvedfamilien	1	1	2
Clusiaceae - Perikumfamilien	5	1	6
Violaceae - Fiolfamilien	14	4	18
Tamaricaceae - Tamariskfamilien	1	0	1
Frankeniaceae - Frankeniafamilien	0	1	1
Elatinaceae - Evjeblofamilien	4	0	7
Cucurbitaceae - Gresskarfamilien	0	7	7
Lythraceae - Kattehalfamilien	2	2	4
Onagraceae - Mjølkefamilien	18	16	34
Haloragaceae - Tusenbladfamilien	4	0	4
Hippuridaceae - Hesterumpefamilien	3	0	3
Cornaceae - Kornellfamilien	2	4	6
Araliaceae - Bergflettefamilien	1	2	3
Apiaceae - Skjermplantefamilien	25	39	64
Pyrolaceae - Vintergrønnfamilien	11	0	11
Ericaceae - Lyngfamilien	19	0	19
Empetraceae - Kreklingfamilien	2	0	2
Diapensiaceae - Fjellpyrdfamilien	1	0	1
Primulaceae - Nøkleblomfamilien	13	7	20
Gentianaceae - Søterotfamilien	13	1	14
Menyanthaceae - Bukkebladfamilien	1	1	2
Asclepiadaceae - Svalerotfamilien	0	1	1
Apocynaceae - Gravmyrtfamilien	0	2	2
Rubiaceae - Maurefamilien	13	9	22
Oleaceae - Oljetrefamilien	2	6	8
Convolvulaceae - Vindelfamilien	4	9	13
Polemoniaceae - Fjellflokkfamilien	3	8	11
Hydrophyllaceae - Honningurtfamilien	0	5	5

Boraginaceae - Rubladfamilien	16	35	51
Verbenaceae - Jernurtfamilien	0	3	3
Callitrichaceae - Vasshårfamilien	6	0	6
Lamiaceae - Leppeblomstfamilien	20	48	68
Solanaceae - Søtvierfamilien	1	27	28
Scrophulariaceae - Maskeblomstfamilien	54	53	107
Orobanchaceae - Snylterotfamilien	0	4	4
Lentibulariaceae - Blærerotfamilien	9	0	9
Plantaginaceae - Kjempefamilien	6	4	10
Adoxaceae - Moskusurttfamilien	1	0	1
Caprifoliaceae - Kaprifolfamilien	4	7	11
Valerianaceae - Vendelrotfamilien	3	5	8
Dipsacaceae - Kardeborrefamilien	2	5	7
Campanulaceae - Klokkefamilien	11	11	22
Asteraceae - Kurvplantefamilien	79	150	229
Alismataceae - Vassgrofamilien	5	0	5
Butomaceae - Brudelysfamilien	1	0	1
Hydrocharitaceae - Froskebittfamilien	1	1	2
Scheuchzeriaceae - Sivblomfamilien	1	0	1
Juncaginaceae - Sauløkfamilien	2	0	2
Potamogetonaceae - Tjønnaksfamilien	19	0	19
Zannichelliaceae - Vasskransfamilien	2	0	2
Najadaceae - Havfruegrasfamilien	2	0	2
Zosteraceae - Ålegrasfamilien	2	0	2
Typhaceae - Dunkjevlefamilien	2	0	2
Sparganiaceae - Piggknoppfamilien	7	0	7
Araceae - Myrkonglefamilien	1	4	5
Lemnaceae - Andematfamilien	3	0	3
Arecaceae - Palmefamilien	0	1	1
Trilliaceae - Firbladfamilien	1	0	1
Melanthiaceae - Giftliljefamilien	3	0	3
Colchicaceae - Tidløsfamilien	0	1	1
Liliaceae - Liljefamilien	1	8	9
Iridaceae - Sverdliljefamilien	1	7	8
Anthericaceae - Sandliljefamilien	0	1	1
Alliaceae - Løkfamilien	6	8	14
Hyacinthaceae - Hyasintfamilien	1	10	11
Amaryllidaceae - Påskeliljefamilien	0	4	4
Hemerocallidaceae - Dagliljefamilien	0	2	2
Funkiaceae - Bladliljefamilien	0	2	2
Convallariaceae - Konvallfamilien	5	1	6
Asparagaceae - Aspargesfamilien	0	1	1
Orchidaceae - Orkidéfamilien	37	0	37
Juncaceae - Sivfamilien	39	4	43
Cyperaceae - Starrfamilien	143	3	146
Poaceae - Grasfamilien	133	97	230

Tabell 4.4. Andel innførte taksa i familier som i Norge er representert med mer enn 100 taksa. IN: indigene taksa. ISEG: innførte taksa. - Number of alien taxa in vascular plant families having more than 100 taxa in Norway. IN: indigenous taxa, ISEG: introduced taxa.

Familie Family	IN	ISEG	% ISEG
Fabaceae - Ertefamilien	47	101	68,2
Asteraceae - Kurvplantefamilien	79	150	65,5
Brassicaceae - Korsblomstfamilien	60	102	62,9
Scrophulariaceae - Maskeblomstfam.	54	53	49,5
Rosaceae - Rosefamilien	112	96	46,1
Poaceae - Grasfamilien	133	97	42,1
Caryophyllaceae - Nellikfamilien	71	46	39,3
Cyperaceae - Starrfamilien	143	2	1,8

Vel halvparten av norske karplantetaksa er indigene/arkeofytter (**tabell 4.2**). Gruppene "innført/stabil" og "innført/efemær + innført gjenstående" er i samme størrelsesorden og utgjør henholdsvis 22,5 og 25,7 % av dagens flora (**tabell 4.2**). Gruppen "innført/efemær", kategori 4 i **tabell 4.5**, innebærer ofte problemer for botanikeren (med bestemmelse, med å få oversikt over hvordan de opptrer i tid og rom), men medfører knapt forvaltningsproblemer. Taksaa i denne gruppen kommer gjerne fra varmere strøk og har liten sjanse til å danne levedyktige bestander i Norge, under nåværende klimaforhold. De finnes for det meste eller utelukkende på **skrotemark** (term som Lid & Lid 1994 introduserer for **ruderatmark**): havneområder, jernbaneanlegg, industriområder, leirplasser, gater og veger, oppkastede jordhauger og avfallsplasser, tomter m.m. Artene trenger ikke inn i naturlig eller kulturpåvirket, mer og mindre sluttet vegetasjon, og de har liten evne til å utkonkurrere andre arter. De innebærer liten "fare" for naturmiljøet. Innførte/efemære taksa blir derfor lite omtalt i det følgende. I **kap. 4.3-4.5** omtales en del innførte taksa som eksempler på "vellykkede" innføringer - tilsiktete eller utilsiktede.

4.3 Regionale variasjoner i innførte planter

Også innen innførte taksa finnes geografiske mønstre, som tilsvarende dem en finner for indigene taksa. De fleste innførte taksa er varmekjære og har tyngdepunkt i sin utbredelse i Norge i sørøstre deler av landet, spesielt i områdene rundt Oslofjorden.

Enkelte av dem forekommer også i de innerste fjorddalene på Vestlandet, og kanskje på sørsiden av Trondheimsfjorden. Omvendt har flere innførte taksa en viss affinitet til oseaniske områder, som mongolspringfrø (*Impatiens parviflora*), byhøymol (*Rumex obtusifolius*) og svarthyll (*Sambucus nigra*). Det er få innførte taksa som har nordlig utbredelse, men en av de mest aggressive i norsk flora, tromsøpalme (*Heracleum laciniatum*), ekspanderer i de nord-norske fylkene. Vi har mistanke om at noen flere nordlige taksa er innførte: strandreverumpe (*Alopecurus arundinaceus*), russekjeks (*Conioselinum tataricum*) og pomorstjerneblom (*Stellaria hebecalyx*) (Elven 1985b), men det finnes lite eller ingen historisk dokumentasjon.

Mange innførte taksa er bundet til lavlandet, til kyst-, fjord- og dalstrøk. Antallet tynnes kraftig ut mot fjellet, men en del har vid utbredelse også i nordboreal (subalpin region), og enkelte går opp i lavalpin, helst langs stier, rundt setre, hytter, turistanlegg og andre beferdede steder.

I **tabell 4.5** angis for hvert innført takson hvilke fylker det finnes sikre funn fra, og en del usikkerheter som kan være forbundet med bestemmelse, etikettering m.m. Taksa som bare er funnet før 1950 (176 taksa) er utelatt fra tabellen, da vi regner med at de ikke innebærer noen "fare" for norsk natur og at de har liten forvaltningsinteresse. Utbredelsesdataene viser at det er store regionale forskjeller med hensyn til antall innførte taksa. Dette belyses med to ytterligheter i norsk flora, Østfold og Finnmark. Hele 596 taksa innførte planter er funnet i Østfold, bare 88 i Finnmark. Forskjellene skyldes flere forhold.

Østfold ligger sentralt når det gjelder internasjonale handelsforbindelser. Fylket har hatt betydelig ballasttrafikk, har kornmølle og sojaimport, veg- og jernbaneforbindelse til Sverige m.m. Østfold har også en av landets største fyllplasser, Øra i Fredrikstad, der floraen er godt undersøkt. Mange arter som er registrert i Østfold er funnet nettopp på Øra. Fylket har i tillegg et gunstig klima.

Finnmarks kontakter med omverdenen er av en annen karakter, har et annet omfang og et annet geografisk mønster. Klimaet hindrer at mange taksa som får fotfeste i sørligste Norge etablerer stabile populasjoner i Finnmark.

De to fylkene har 56 taksa felles. En kan gå ut ifra at flertallet av de fremmede taksa som finnes i Finnmark er allment utbredt i Norge. Fellesgruppen omfatter jordbruksflyktninger (tomat, potet, reddik, ert, havre, bygg, bladfaks, engsvingel, timotei, rai-gras) og en rekke utbredte ugras som tunbalderbrå (*Chamomilla*

suaveolens), stormaure (*Galium album*), tunrapp (*Poa annua*) og pengeurt (*Thlaspi arvense*), men også taksa som er sporadisk observert i Finnmark, og som en kan anta er forsvunnet fra fylket, f.eks. åkerkvein (*Apera spica-venti*), kornblomst (*Centaurea cyanus*) og kornvalmue (*Papaver rhoeas*). De siste taksa angis ennå for Finnmarks vedkommende av Lid & Lid (1994). Tilsvarende gjelder for de andre nord-norske fylkene. Taksa som ikke lenger forekommer der, går fremdeles igjen i litteraturen (jf Nettelbladt 1986). Det reelle antall taksa som deles mellom to så ulike fylker som Østfold og Finnmark, og som dessuten er stabile bestanddeler av Finnmarksfloraen, er således mindre enn enn antatt ved første optelling.

Finnmark har en del taksa som er eller kan være indigene i sørligere deler av landet, men som må betraktes som innførte i Finnmark (eller deler av fylket), uten at det fremgår av **tabell 4.5**. Det gjelder bl.a. gjeldkarve (*Pimpinella saxifraga*), firkantperikum (*Hypericum maculatum*) og tveskjeggveronika (*Veronica chamaedrys*) (Vorren 1968), se også Haglund (1901). Firkantperikum antas å være indigen i Alta, men innført i Sør-Varanger.

Denne lille analysen understreker at det er mange spørsmål å ta stilling til når en vil gi en oversikt over hvilke og hvor mange taksa som er innført når Norge ses under ett.

Tabell 4.5. Innførte taksa, basert på Elven (1993a) og Lid & Lid (1994). Arter som bare er funnet før 1950 er utelatt. Status (S): 2 innført, stabil; 3 innført, gjenstående; 4 innført, efemær. Utbredelse angis med fylkesforkortelser; utbredelsesdataene er midlertidige. - Introduced taxa, based on Elven (1993a) and Lid & Lid (1994). Taxa which have been found only earlier than 1950 are omitted. Status (S): 2 introduced, stable; 3 introduced, remaining; 4 introduced, ephemeral. Distribution is indicated by shortenings of county names. The geographical information is preliminary.

Vitenskapelig navn Scientific name	S	Utbredelse Distribution	Norsk navn Norwegian name
Pinophyta - Nakenfrøede			
Abies alba	2	Øf-NT	Edelgran
Abies balsamea	2	He	Balsamedelgran
Abies concolor	2	Øf Bu ST	Kolorado-edelgran
Abies nordmanniana	3?	SF	Nordmannsgran
Abies lasiocarpa	2	Ho	Fjelledelgran
Abies procera	2	Øf Ho	Nobeledelgran
Abies sibirica	2	Ak Bu Ho ST	Sibiredelgran
Larix decidua	2	Øf-Tr	Europalerk
Larix sibirica	2	Ikke kjent	Sibirlerk
Picea engelmannii	2	Øf	Engelmannsgran
Picea glauca	2	Øf Ho SF NT	Hvitgran
Picea sitchensis	2	? Ho SF ?	Sitkagran
Pinus cembra	2	AA Ho Tr	Sembrafuru
Pinus contorta	2	? ST ?	Vrifuru
Pinus mugo	2	He Ho-MR ST Fi	Buskfuru
Pinus sibirica	2	? ST ? Fi	Sibirsk sembrafuru
Pseudotsuga menziesii	2	Øf Ak Bu VA	Douglasgran
Tsuga heterophylla	2	VA Ho SF ST	Hemlokk
Chamaecyparis lawsoniana	2	Bu Ho ST	Lawsonsyppress
Chamaecyparis nootkatensis	2	Ho SF MR	Nutkasypress
Juniperus chinensis	2	SF	Kinaeiner
Thuja occidentalis	2	Ak Ho NT	Østamerikansk tuja
Thuja plicata	2	Ho	Kjempetuja
Magnoliophyta - Dekkfrøede			
Magnoliopsida - Tofrøbladete			
Populus alba	3	Øf Ak AA VA Ro MR	Sølvpoppel
Populus balsamifera	3	Øf-Bu Te-VA ST-No	Balsampoppel
Populus x berolinensis	3	Ak He Bu Vf VA	Berlinerpoppel
Populus x canadensis	3	Øf	Kanadapoppel
Populus canescens	3	Øf Bu	Gråpoppel
Populus x jackii	3	Øf Ak Op-Te ST NT	Ontariopoppel
Populus laurifolia	3	Ho	-
Populus nigra	3	Øf Ak Bu	Svartpoppel
Populus simonsii	3	Ak Bu? Ro	Kinapoppel
Populus tremuloides	4	Ak?	Amerikapoppel
Salix alba	2	Øf Ak Bu AA Ro	Hvitpil

<i>Salix x sepulcralis</i>	2	Ak	Hengepil
<i>Salix x rubens</i>	2	Øf-NT	-
<i>Salix aegyptica</i>	2	Ak	-
<i>Salix x pendulina</i>	2	Ho	Fontenepil
<i>Salix bicolor</i>	3	Ak	-
<i>Salix x calodendron</i>	3	Ro	-
<i>Salix daphnoides</i>			
<i>ssp. acutifolia</i>	2	Ro Ho? SF?	Plommepil
<i>Salix dasyclados</i>	3	Øf Ak Bu VA Ro-SF	Fløyelsvier
<i>Salix fragilis</i>	2	Øf Ak Bu?-Te VA	Skjørpil
<i>Salix x alopecuroides</i>	2	Ro	-
<i>Salix purpurea</i>	2	Øf-He Bu Vf Te VA Ro Ho ST	Rødpil
<i>Salix stipularis</i>	3	Ak	-
<i>Salix x mollissima</i>	2	Bu VA Ro	-
<i>Salix viminalis</i>	2	Øf-Te VA-MR	Kurvpil
<i>Cercidiphyllum japonicum</i>	3	VA	Katsuratree
<i>Carpinus betulus</i>	2	Ak Vf? VA Ro	Agnbøk
<i>Castanea sativa</i>	4	Øf? AA	Edelkastanje
<i>Quercus rubra</i>	2	Øf? Ak VA Ho	Rødeik
<i>Juglans regia</i>	4	Te AA	Valnøtt
<i>Ficus carica</i>	4	Ho	Fiken
<i>Ulmus x hollandica</i>	3	Ak	Storalm
<i>Cannabis sativa</i>	4	Øf-Ho MR-ST	Hamp
<i>Parietaria pansylvanica</i>	4	Ak	-
<i>Urtica gracilis</i>	4	Te	-
<i>Aristolochia clematitis</i>	2	Øf Ak Vf	Holurt
<i>Asarum europaeum</i>	2	Ak	Hasselurt
<i>Aconogonum alpinum</i>	3	Ho-MR Tr	Alpesslirekne
<i>Aconogonum molle</i>	3	Bu	-
<i>Aconogonum polystachyum</i>	2	VA-Ho	Syrinslirekne
<i>Acogonogum weyrichii</i>	2	Ho	Filtslirekne
<i>Bistorta major</i>	2	Øf Ak Te-VA Ho NT	Ormerot
<i>Fagopyrum esculentum</i>	4	Øf-MR ST? NT? No	Bokkhvete
<i>Fagopyrum tataricum</i>	4	Ak-VA Ho SF ST NT Fi	Vill bokkhvete
<i>Fallopia japonica</i>	2	Øf Ak Op-No	Parkslirekne
<i>Fallopia sachalinensis</i>	2	Ak Bu-Te Ro-SF ST No?	Kjempeslirekne
<i>Fallopia baldschuanica</i>	3	Øf	-
<i>Persicaria pensylvanica</i>	4	Øf Vf	Møllehønsesgras
<i>Polygonum arenastrum</i>			
<i>var. calcatum</i>	2	Øf	Tomtegras
<i>Polygonum aviculare</i>			
<i>ssp. rurivagum</i>	2	Øf? Ak? Bu?	
<i>Polygonum bellardii</i>	2	Te AA Ho ST	Risslirekne
<i>Rheum x cultorum</i>	3	Spredd til Fi	Rabarbra
<i>Rheum rhaponticum</i>	2	Bu? SF	Aurland-rabarbra
<i>Rumex alpinus</i>	2	Tr	Alpehøymol
<i>Rumex confertus</i>	2	NT No Fi	Russehøymol
<i>Rumex conglomeratus</i>	4	Øf Ak Te VA	Hundehøymol

Rumex obovatus	4	Te Ho ST	Nøstehøymol
Rumex palustris	4	Øf AA	Myrhøymol
Rumex patientia	2	Øf-He Ho	Hagesyre
Rumex stenophyllus	4	Te ST	Orienthøymol
Rumex triangulivalvis	4	Øf Ak Vf Te VA-SF ST	Amerikahøymol
Limonium sinuatum	4	VA	-
Limonium thouinii	4	ST	-
Atriplex hortensis			
ssp. hortensis	2	Øf-Op Vf VA	Hagemelde
Axyris amaranthoides	4	Øf Ak Op VA-SF ST	Amarantmelde
Beta vulgaris			
ssp. vulgaris	4	Øf Ak VA-Ho MR-NT	Vanlig bete
Chenopodium berlandieri			
ssp. zschackei	4	Ak Vf Ho SF ST	Texasmelde
Chenopodium borbasioides	4	ST	Argentnamelde
Chenopodium botrys	4	Ak VA?	Eikemelde
Chenopodium capitatum	4	Ak Op-Vf ST	Jordbærmelde
Chenopodium ficifolium	4	Øf Ak Te-VA Ho SF ST	Fikenmelde
Chenopodium foliosum	4	Ak Op-Te Ro Ho ST	Bærmelde
Chenopodium giganteum	4	Ak Ho	Kjempemelde
Chenopodium glaucum	2	Øf-Vf VA Ro ST	Blåmelde
Chenopodium hircinum	4	Ak AA Ro Ho ST	Bukkemelde
Chenopodium hybridum			
ssp. hybridum	2	Øf-He Bu-MR	Hjertemelde
ssp. gigantospermum	4	ST	Amerikansk hjertemelde
Chenopodium missouriense	2	Øf Ak Vf SF ST	Høsemelde
Chenopodium murale	4	Øf Ak Vf-VA Ho MR ST	Gatemelde
Chenopodium opulifolium	4	Øf Ak Bu Te-VA Ho SF ST	Småmelde
Chenopodium polyspermum	2	Øf-SF ST	Frømelde
Chenopodium pratericola	4	Øf Ak Bu VA-Ho ST	Amerikamelde
Chenopodium probstii	4	Øf? Ak Vf SF	Møllemelde
Chenopodium rubrum	2	Øf Ak Te-SF ST Tr	Rødmelde
Chenopodium strictum	4	Øf Ak VA	Indiamelde
Chenopodium urbicum	4	Øf Ak Ho	Bymelde
Chenopodium vulvaria	4	Øf Ak Vf-VA Ho MR	Sildemelde
Hablizia tamnoides	2	Øf Ak Bu	Stjernemelde
Bassia scoparia	4	Øf Ak Vf Te ST	-
Salsola kali			
ssp. ruthenica	4	Øf Ak Vf VA Ro ST	Russesoda
Spinacia oleracea	4	Øf-Op AA VA Ho ST	Spinat
Kochia scoparia	?	Øf Ak Vf Te ST	Kostmelde
Amaranthus albus	4	Øf Ak Vf VA Ho	Hvitamarant
Amaranthus blitoides	4	Ak Ho	Meldeamarant
Amaranthus blitum	4	Ak Te?	Blyamarant
Amaranthus cruentus	4	Ho	Blodamarant
Amaranthus deflexus	4	Ak Ro Ho	Broddamarant
Amaranthus graecizans	4	Ak?	Gresk amarant
Amaranthus hybridus	4	Øf Ak Op Vf Te Ro SF Tr Fi	Toppamarant

<i>Amaranthus palmeri</i>	4	Vf	Soja-amarant
<i>Amaranthus retroflexus</i>	4	Øf Ak Vf-SF ST-No	Duskamarant
<i>Amaranthus spinosus</i>	4	Øf Ak Ro	Tornamarant
<i>Calandrinia menziesii</i>	4	Vf	Lerkeurt
<i>Claytonia perfoliata</i>	4	Ho	Vinterportulakk
<i>Claytonia sibirica</i>	4	Ro Ho	Sibirportulakk
<i>Portulaca oleracea</i>			
<i>ssp. oleracea</i>	4	Ak VA	Portulakk
<i>Agrostemma githago</i>	4	Øf-VA? ST-Fi	Klinte
<i>Arenaria leptoclados</i>	4	Øf Vf Ho	Spedarve
<i>Cerastium arvense</i>	2	Øf-Fi	Storarve
<i>Cerastium glomeratum</i>	2	Øf-Tr	Vegarve
<i>Cerastium tomentosum</i>	2	Øf Ak Bu-Ro SF ST	Sølvarve
<i>Dianthus barbatus</i>	2	Ak Bu-Ro SF MR ST Tr	Busknellik
<i>Dianthus carthusianorum</i>	4	Ak	-
<i>Dianthus caryophyllus</i>	4	Bu	Hagenellik
<i>Dianthus chinensis</i>	4	VA	Kinesernellik
<i>Dianthus plumarius</i>	4	Ak Bu VA	Fjærnellik
<i>Gypsophila elegans</i>	4	Øf Ak Op AA VA Ho ST NT Tr	Blekslør
<i>Gypsophila paniculata</i>	4	Ak Op AA VA	Brudeslør
<i>Gypsophila pilosa</i>	4	Øf Ho	Klusterslør
<i>Gypsophila repens</i>	2	Ak Te	-
<i>Herniaria glabra</i>	2	Øf Ak Bu-Ro	Brokkurt
<i>Lychnis chalcedonica</i>	2	Øf Ak Bu VA	Ildkjærighet
<i>Lychnis coronaria</i>	2	Øf Ak VA	Fløyelsblad
<i>Minuartia laricifolia</i>	3	Ak	Lerkearve
<i>Saponaria ocymoides</i>	3	Ak VA	Krypsåpeurt
<i>Saponaria officinalis</i>	2	Øf-Ho	Såpeurt
<i>Scleranthus annuus</i>			
<i>ssp. annuus</i>	2	Øf-Bu Te VA ST	Ettårsknavel
<i>Silene coeli-rosa</i>	4	Vf Ak	Rosesmelle
<i>Silene csereii</i>	4	Ak Vf Te Ho ST	Orientsmelle
<i>Silene dichotoma</i>	4	Øf-He Bu-SF ST-No	Gaffelsmelle
<i>Silene gallica</i>	4	Øf Ak Vf-Ho ST	Fransk smelle
<i>Silene latifolia</i>			
<i>ssp. alba</i>	2	Øf-Fi	Hvit jonsokblom
<i>Silene noctiflora</i>	2	Øf-SF ST-Tr	Nattsmelle
<i>Silene otites</i>	4	Op?	-
<i>Silene pendula</i>	4	Ak Vf Ho ST	Hengesmelle
<i>Silene stricta</i>	4	ST	-
<i>Silene viscosa</i>	4	Op?	-
<i>Spergula arvensis</i>			
<i>ssp. arvensis</i>	2	Spredt til Fi	linbendel
<i>Spergularia rubra</i>	2	Øf-NT Fi	Tunbendel
<i>Vaccaria hispanica</i>	4	Øf Ak VA Ho ST-No	Kunellik
<i>Aconitum napellus</i>	2	MR No-Tr	Venusvogn
<i>Aconitum x stoeckianum</i>	3	Øf-Ho MR ST No-Fi	Prakthjelm
<i>Actaea rubra</i>	2	Ak	Rødt trollbær

Adonis annua	4	Ak Vf Ho ST	Åkeradonis
Anemone apennina	2	Ro	Fjellsymre
Anemone blanda	2	Ak	-
Anemone sylvestris	2	Ak He ST	Filtsymre
Aquilegia vulgaris	2	Øf-Fi	Akeleie
Clematis recta	2	Ak	Stivranke
Clematis vitalba	2	Ho	Tysk klematis
Clematis viticella	2	Ak	Skogklematis
Consolida ajacis	4	Ak Vf VA ST	Hyasintridderspore
Consolida orientalis	4	Øf Ak Te VA SF ST	Orientridderspore
Consolida regalis	4	Øf Ak He Te- VA Ho ST NT	Åkeridderspore
Delphinium elatum			
ssp. elatum	2	He Op VA ST-Tr	Hageridderspore
ssp. austriacum	4	Ho	Hageridderspore
Eranthis hyemalis	2	Øf Ak VA ST	Vinterblom
Nigella damascena	4	Vf AA	Jomfruen i det grønne
Pulsatilla vulgaris	3	He?	Stor kubjelle
Ranunculus aconitifolius	3	Ho Tr	Duppiesoleie
Ranunculus acris			
ssp. friesianus	4	Ak	-
Ranunculus arvensis	4	Øf Ak Vf Te VA-Ho	Piggssoleie
Ranunculus cymbalaria	2	Øf Vf AA VA	Saltssoleie
Ranunculus polyanthemos			
ssp. nemorosus	4	Ak	Krattssoleie
Ranunculus sardous	4	Øf Ak Bu Te-Ho ST	Ballastssoleie
Thalictrum aquilegifolium	2	He-AA Ho ST	Akeleiefrøstjerne
Thalictrum dipterocarpum	3	VA	Vingefrøstjerne
Thalictrum speciosissimum	4	Ho	-
Thalictrum minus			
ssp. majus	2	Te	Kystfrøstjerne
Menispermum canadense	4	Ak	Kanadamånefrø
Berberis thunbergii	2	Øf Ak Bu VA Ho SF MR	Japanberberiss
Berberis vulgaris	2	Øf-NT	Berberiss
Epimedium alpinum	2	Ak	Alpebispelue
Mahonia aquifolium	2	Øf Ak Bu-Te	Mahonie
Capnoides sempervirens	2	Vf	Amerikalerkespore
Chelidonium majus	2	Øf-NT	Svaleurt
Corydalis nobilis	2	Ak	Sibirlerkespore
Corydalis ophiocarpa	4	Ro	-
Corydalis solidia	2	Ak VA Ho SF No	Hagelerkespore
Dicentra formosa	2	Ak Op Bu VA Ho SF	Småhjerte
Dicentra spectabilis	2	Øf Ak Ho MR ST	Løytantshjerte
Eschscholzia californica	4	Øf Ak Te VA-SF ST	Kaliforniavalmue
Fumaria densiflora	4	Øf Ak Vf AA VA	Begerjordrøyk
Glaucium corniculatum	4	Øf Ak Te-VA Ho ST	Rød hornvalmue
Meconopsis cambrica	2	Ak VA-SF	Gul valmuesøster
Papaver argemone	4	Øf Ak Vf VA ST Fi	Klubbevalmue
Papaver dubium			Brakkvalmue

ssp. dubium	4	Øf Ak Bu Te-VA ST	-
ssp. lecoqii	4	Ak AA VA	-
Papaver hybridum	4	Øf Ak VA Ro ST	Vinvalmue
Papaver nudicalue	2	Øf-Fi	Sibirvalmue
Papaver orientale	3	ST	Orientvalmue
Papaver rhoeas	4	Øf-Op Vf-VA Ho MR-Fi	Kornvalmue
Papaver somniferum	4	Øf-Fi	Opiumvalmue
Pseudofumaria lutea	2	Øf Ak Bu-Ho ST NT	Gul lerkespore
Roemeria hybrida	4	Ho	Rømeria
Alyssum alyssoides	2	Øf-Ho ST	Grådodre
Alyssum desertorum	4	VA	Havnedodre
Alyssum saxatile	2	AA VA	Steindodre
Arabis arenosa	2	Øf-Fi	Sandskrinneblom
Arabis caucasica	2	Øf Ak Bu-Te VA Ho SF ST NT Tr	Hageskrinneblom
Arabis halleri	4	Ro Ho	Gruveskrinneblom
Arabis suecica	2	Ak-Op Te ST NT	Svensk skrinneblom
Armoracia rusticana	2	Øf-NT	Pepperrot
Barbarea verna	4	Ak Ho	Vårkarse
Barbarea vulgaris			
ssp. vulgaris	2	Øf-ST No	Vinterkarse
ssp. arcuata	2	Øf-Fi	Buevinterkarse
Berteroa incana	2	Øf-Fi	Hvitdodre
Brassica elongata			Svartehavskål
ssp. integrifolia	2	Øf Ak Te VA- -Ho ST	
Brassica juncea	2	Øf Ak Op Vf- Ho ST	Sareptasennep
Brassica napus	2	Spredt til Fi	Raps
Brassica nigra	2	Øf Ak Op Vf? AA VA Ho SF ST	Svartsennep
Brassica oleracea	2	Ikke klarlagt	Kål
Brassica rapa			
ssp. rapa	2	Ikke klarlagt	Nepe, turnips
ssp. campestris	2	Øf-Fi	Åkerkål
ssp. oleifera	4	Spredt	Ryps
Brassica tournefortii	4	Te VA-Ho ST	Blygsennep
Bunias orientalis	2	Øf-No	Russekål
Camelina sativa			
ssp. sativa	2	Øf Ak Bu-Ho ST	Dodre
ssp. microcarpa	2	Øf-He Vf Te VA SF ST No Fi?	Sanddodre
Cardamine parviflora	4	Ak VA Ro	Damkarse
Cardaria draba	2	Øf Ak Op Vf-Ho MR ST	Honningkarse
Chorispora tenella	4	Øf-He Vf Te Ho ST	Hønsereddik
Conringia orientalis	4	Øf Ak Op Vf-ST	Kålurt
Coronopus didymus	2	Øf Ak Vf-Ho MR	Ramkarse
Coronopus squamatus	2	Øf Ak Vf-VA Ho MR	Kråkekarse
Descurainia cf pinnata	4	Øf Te	Møllesennep
Diplotaxis erucoides	4	Ak	Stripesennep
Diplotaxis muralis	2	Øf Ak Vf-Ho ST	Mursennep
Diplotaxis tenuifolia	2	Øf Ak Bu-Ro MR	Steinsennep
Draba aizoides	2	Vf	-

Draba nemorosa	2	Ak-Te	Vegrublom
Eruca vesicaria	2	Øf Ak Vf VA Ho ST	Salatsennep
Erucaria hispanica	4	Ak ST	Spansk reddik
Erucastrum gallicum	2	Øf Ak Vf Te VA-ST	Svinesennep
Erysimum cheiri	4	Ak AA	Gyllenlakk
Erysimum helveticum	3	Ak	-
Erysimum repandum	2	Ak He Te-Ho ST	Kverngull
Heliophila longifolia	4	Vf	-
Hesperis matronalis	2	Øf-No	Dagfiol
Hirschfeldia incana	2	Øf Ak Vf Te VA-Ho ST	Narresennep
Iberis amara	2	Ak-Bu Te-SF	Prydsløyfe
Iberis gibraltaria	3	Ak	-
Iberis sempervirens	3	Ak	Snøsløyfe
Iberis umbellata	2	Øf Ak Bu Vf AA Ho MR ST	Skjermsløyfe
Isatis tinctoria	2	Ak Op VA SF NT-Fi	Vaid
Lepidium bonariense	4	Øf? AA VA Ho	Argentinakarse
Lepidium campestre	2	Øf-He Bu-Ho ST-Fi	Markkarse
Lepidium densiflorum	2	Øf-SF ST NT Fi	Tettkarse
Lepidium heterophyllum	2	Te AA VA Ho	Vollkarse
Lepidium latifolium	2	Øf Ak Te AA	Strandkarse
Lepidium neglectum	2	Øf Ak Op Vf-SF ST NT	Rundkarse
Lepidium perfoliatum	4	Øf Ak Vf-Ho ST	Rundkarse
Lepidium ramosissimum	4	Øf Te ST	Grenkarse
Lepidium ruderalis	2	Øf-Tr	Tevkarse
Lepidium sativum	4	Øf Ak Vf-SF ST-Tr	Matkarse
Lepidium virginicum	2	Ak Vf-Ho ST NT	Virginiakarse
Lobularia maritima	2	Øf Ak Bu-VA Ho-MR	Silkedodre
Lunaria annua	2	Øf Ak Vf-Ho	Judaspenger
Malcolmia africana	4	Øf Ak	Araberlevkøy
Malcolmia maritima	4	Øf ST Fi	Strandlevkøy
Matthiola longipetala	4	Ak Te VA	Hornlevkøy
Myagrum perfoliatum	4	Ak AA Ro ST	Huldodre
Neslia paniculata	2	Op Te Ho ST NT Fi	Finkefrø
Raphanus raphanistrum			
ssp. raphanistrum	2	Øf-Fi	Åkerreddik
Raphanus sativus	4	Øf-SF ST-Fi	Reddik
Rapistrum perenne	2	Øf Ak Te Ho	Russevindbukk
Rapistrum rugosum			
ssp. rugosum	2	Øf Ak Vf VA-Ho ST	Lodnevindbukk
ssp. orientale	2	Ø Ak VA-Ho ST	-
Rorippa austriaca	2	Øf Ak Op?-Ho ST	Kulekarse
Rorippa nasturtium-aquaticum	4	Øf Bu MR	Grøn engelskarse
Rorippa palustris			Brønnkarse
ssp. hispida	4	Ho	
Rorippa sylvestris	2	Øf-Fi	Vegkarse
Sinapis alba	2	Øf-Op Te VA-Fi	Hvitsennep
Sinapis arvensis	2	Øf-Fi	Åkersennep
Sisymbrium altissimum	2	Øf-SF ST-Fi	Kjempesennep

<i>Sisymbrium luteum</i>	2	Ho	-
<i>Sisymbrium orio</i>	4	Øf Ak MR	Blanksennep
<i>Sisymbrium loeselii</i>	2	Øf Ak Vf-SF ST No	Strisennep
<i>Sisymbrium officinale</i>	2	Øf Ak Bu-Tr	Vegsennep
<i>Sisymbrium orientale</i>	2	Øf Ak Vf Te VA-Ho ST No	Orientsennep
<i>Sisymbrium strictissimum</i>	2	Ak SF	Stivsennep
<i>Sisymbrium volgense</i>	4	Ak Te Ho	Volgasennep
<i>Thlaspi arvense</i>	2	Øf-Fi	Pengeurt
<i>Thlaspi caerulescens</i>	2	Øf-Tr	Vårpengeurt
<i>Reseda alba</i>	4	Ak He Vf Ho ST	Hvitreseda
<i>Reseda lutea</i>	2	Øf-ST	Byreseda
<i>Reseda luteola</i>	2	Øf Ak Vf-VA MR	Fargereseda
<i>Reseda odorata</i>	4	Øf Ak Vf AA VA	Hagereseda
<i>Sedum aizoon</i>			
<i>ssp. aizoon</i>	2	Ak Op Bu AA VA	Rakbergknapp
<i>ssp. kamtschaticum</i>	2	Ak	Gullbergknapp
<i>Sedum anacampseros</i>	2	Te AA Ho	Knebergknapp
<i>Sedum ewersii</i>	2	Øf Ak Bu-AA Ho ST Tr	Høstbergknapp
<i>Sedum fosteranum</i>	2	Ho SF	-
<i>Sedum hispanicum</i>	2	Ak Vf	Gråbergknapp
<i>Sedum hybridum</i>	2	Øf-He Bu Ho ST	Sibirbergknapp
<i>Sedum sexangulare</i>	2	Ak Op Te VA	Kantbergknapp
<i>Sedum spurium</i>	2	Øf-NT	Gravbergknapp
<i>Sedum stoloniferum</i>	2	Ak AA? Ho	Krypbergknapp
<i>Sedum telephium</i>			
<i>ssp. telephium</i>	2	VA Ho-NT	Hagesmørbutikk
<i>Sempervivum tectorum</i>	2	Øf Ak Op-VA Ho NT	Takløk
<i>Astilbe japonica</i>	2	Ak AA Ho-MR	Sildrespirea
<i>Rodgersia podophylla</i>	3	SF	Bronseblad
<i>Saxifraga x geum</i>	2	VA Ho-ST No Tr	Pyreneersildre
<i>Saxifraga hostii</i>	2	Te	Hagebergfrue
<i>Saxifraga rosacea</i>	2	Øf Ak Bu? VA Ho MR ST No Tr	Teppesildre
<i>Saxifraga rotundifolia</i>	4	Tr	-
<i>Saxifraga x schraderi</i>	4	Ho	-
<i>Saxifraga umbrosa</i>	2	Ak AA-NT Tr	Skyggesildre
<i>Tellima grandiflora</i>	2	Ro No	Tellima
<i>Tiarella cordifolia</i>	2	Ak Ho	Klaseskumbloom
<i>Deutzia scabra</i>	4	VA	-
<i>Philadelphus coronarius</i>	3	Ak Bu Te VA MR? ST	Luktskjersmin
<i>Philadelphus x virginialis</i>	3	Bu	Møyskjærsmine
<i>Ribes aureum</i>	2	Ak He VA	Gullrips
<i>Ribes divaricatum</i>	2	Ak VA	Svartstikkelsbær
<i>Ribes x pallidum</i>	2	Ak AA	Hollandsk rips
<i>Ribes rubrum</i>	2	Øf-Fi	Hagerips
<i>Ribes sanguineum</i>	2	Ak AA Ho	Blodrips
<i>Ribes uva-crispa</i>	2	Øf-No	Stikkelsbær
<i>Alchemilla flabellata</i>	2	Ak	-
<i>Alchemilla mollis</i>	2	Ak NT	Praktmarikåpe

Amelanchier x lamarckii	2	Ak Bu VA	Kanadisk blåhegg
Amelanchier ovalis	2	Ho	-
Amelanchier spicata	2	Øf-NT	Blåhegg
Aphanes arvensis	4	Ro Ho MR	Åkermarikåpe
Aremonia agrimonioides	3	Ak	-
Aruncus dioicus	2	Ak Bu Te VA-SF ST	Skogskjegg
Chaenomeles speciosa	3	Bu	-
Cotoneaster ascendens	2	Ak	-
Cotoneaster bullatus	2	Ak Bu Te-VA Ho-MR	Bulkemispel
Cotoneaster dammeri	2	Bu	Vintermispel
Cotoneaster dielsianus	2	Ak Bu-Te VA-SF	Dielsmispel
Cotoneaster divaricatus	2	Øf Ak Bu VA Ho SF	Sprikemispel
Cotoneaster hjelmqvistii	2	Ak	Hjelmqvistmispel
Cotoneaster horizontalis	2	Ak VA Ho	Krypmispel
Cotoneaster laetevirens	2	VA	-
Cotoneaster lucidus	2	Øf-SF NT-No	Blankmispel
Cotoneaster multiflorus	2	Ak VA	Blomstermispel
Cotoneaster praecox	2	Ho	Hengemispel
Cotoneaster rotundifolius	2	Ho	Myrtemispel
Cotoneaster salicifolius	2	Ro Ho	Viermispel
Cotoneaster simonsii	2	Ak Bu Te VA-SF	Kystmispel
Cotoneaster tomentosus	2	Ak Bu	Filtmispel
Cotoneaster villosulus	2	Øf Ak Bu Te	Spissmispel
Crataegus laevigata	2	Øf Ak Op-ST	Parkhagtorn
Crataegus macrantha	3	Ak	-
Crataegus sanguinea	2	Øf-He Te?	Sibirhagtorn
Filipendula kamtschatica	2	Ro Ho No	Kjempemjødurt
Filipendula purpurea	3	Ak	-
Filipendula rubra	3	Te	Præriemjødurt
Fragaria x ananassa	2	Øf Ak Op-Te VA Ho ST NT	Hagejordbær
Fragaria chiloënsis	4	Te	Chilejordbær
Fragaria muricata	2	Øf-VA SF ST-Tr	Moskusjordbær
Fragaria virginiana	2	Øf Ak AA Ho	Virginiajordbær
Geum aleppicum	2	Øf Ak	Russehumleblom
Geum coccineum	4	VA	Prakthumleblom
Geum macrophyllum	2	Ak Te VA Ho MR	Amerikahumleblom
Holodiscus discolor	4	VA	Toppspirea
Malus baccata	2	VA	Bæreple
Malus x domestica	2	Øf-No	Eple
Malus floribunda	2	Ak	Rose-eple
Physocarpus opulifolius	2	Ak Vf Te VA Ro SF	Blærespirea
Potentilla alba	2	Ak VA	-
Potentilla anglica	2	Ak Bu Te AA	Kryttepperot
Potentilla argrophylla	2	Ak	Silkemure
Potentilla atrosanguinea	4	VA	Blodmure
Potentilla bifurca	2	Op Te	Gaffelmure
Potentilla davurica	2	Bu ST	Hvit buskmure
Potentilla fruticosa	2	Ak Op-Vf VA MR-NT	Buskmure

Potentilla inclinata	2	Ak Te	-
Potentilla intermedia	2	Øf-ST Fi	Russemure
Potentilla nepalensis	4	Ak VA Ho	Nepalmure
Potentilla norvegica			Norsk mure
ssp. norvegica	2	Øf-Fi	
ssp. hirsuta	2	Øf Ak Bu-Te VA Ho ST	
Potentilla recta	2	Øf Ak Bu-Ho ST	Stormure
Potentilla reptans	2	Øf Ak Bu-Ho MR	Krypature
Potentilla thuringiaca	2	Øf-Tr	Tysk mure
Prunus cerasifera	2	Ak Ho	Kirsebærplomme
Prunus cerasus	2	Øf-Te VA Ho-NT	Kirsebær
Prunus domestica			
ssp. domestica	2	Øf-MR	Plomme
ssp. insititia	2	Øf Ak Bu-Te VA Ho MR ST	Kreke
Prunus mahaleb	2	Ak Bu?	Mahaleb
Prunus persica	4	Ak	Fersken
Prunus serotina	2	VA	Romhegg
Prunus virginiana	2	Ak	Virginiahegg
Pyrus x communis	2	Øf Ak Bu-AA SF	Pære
Rosa glauca	2	Ak Bu AA-Ro ST-No	Duggrose
Rosa majalis			
var. foecundissima	3	Ak Ho	Jomfrurose
Rosa multiflora	2	Bu VA Ho MR	Småklatterose
Rosa rugosa	2	Øf-No	Rynkerose
Rosa x spaethiana	2	Øf Ak? VA	Kamtchatkarose
Rubus armeniacus	2	Ak Te AA-Ro	Arménbjørnebær
Rubus laciniatus	2	Øf Ak VA Ro	Flikbjørnebær
Rubus odoratus	3	Ak Ho	-
Rubus parviflorus	3	ST	-
Rubus phoenicolasius	4	Øf	-
Rubus spectabilis	3	Øf Ro Ho	-
Sanguisorba minor			Pimpernell
ssp. minor	2	Ak Bu AA-Ho ST	
Sorbaria sorbifolia	2	Øf-Bu Te-VA Ho ST-Tr	Rognspirea
Sorbus aria	2	Te VA Ro	Sølvasal
Sorbus intermedia	2	Øf-No	Svensk asal
Sorbus latifolia	2	Øf Ak MR	Breiasal
Spiraea alba	3	Øf Ak Vf Te Ro Ho	Hvitspiraea
Spiraea x arguta	3	Bu	Brudespirea
Spiraea x billiardii	3	Ak Op AA Ho MR-NT	Klasespirea
Spiraea x bumalda	3	Øf Ak Te VA Ho	Rosespirea
Spiraea chamaedryfolia	2	Ak Te VA Ho ST	Bjarkøyspirea
Spiraea douglasii	3	Ak Vf AA VA Ho	Douglasspirea
Spiraea japonica	3	Te AA	-
Spiraea nuda	2	Ak	Karpatspiraea
Spiraea x rosalba	3	Øf-He Bu-AA Ro Ho ST	Purpurspirea
Spiraea x rubella	3	-	Blekspirea
Spiraea salicifolia	2	Øf-VA Ho MR-NT	Hekkspirea

<i>Spiraea x vanhouttei</i>	3	Vf-AA	Gentspirea
<i>Stephanandra incisa</i>	3	Bu	Stefanandra
<i>Waldsteinia geoides</i>	2	Ak	Steinmuregull
<i>Waldsteinia ternata</i>	2	Ak	Sibirmuregull
<i>Anthyllis vulneraria</i>			
<i>ssp. carpatica</i>	2	Øf-Te	Før-rundskolm
<i>Arachis hypogaea</i>	4	Øf	Jordnøtt
<i>Astragalus boeticus</i>	4	ST	Kaffemjelt
<i>Astragalus scorpioides</i>	4	ST	Møllemjelt
<i>Caragana arborescens</i>	2	Øf-ST No	Sibirertebusk
<i>Caragana frutex</i>	2	Bu	Kløverertebusk
<i>Chamaecytisus hirsutus</i>	4	Ak	-
<i>Cicer arietinum</i>	4	Te Ho ST	Bukk-ert
<i>Coronilla scorpioides</i>	4	Ho MR	-
<i>Cytisus decumbens</i>	2	Ak Bu	Kryppyvel
<i>Genista anglica</i>	2	Bu	Nåleginst
<i>Glycine max</i>	4	Øf Vf	Soja
<i>Laburnum alpinum</i>	2	Ak Te Ho-ST	Alpegullregn
<i>Laburnum anagyroides</i>	2	Øf Ak Bu Te-Ho ST VA-Ho MR	Gullregn
<i>Lathyrus hirsutus</i>	4	Ak VA-Ho ST	Lodneskolm
<i>Lathyrus latifolius</i>	2	Øf Ak Te-VA	Breiskolm
<i>Lathyrus odoratus</i>	4	Øf Ak VA ST	Blomsterert
<i>Lathyrus tuberosus</i>	2	Ak Te Ro Ho ST	Jordskolm
<i>Lens culinaris</i>	4	Ak He VA Ho	Linse
<i>Lotus angustissimus</i>	4	Ho ST	Småtiriltunge
<i>Lotus corniculatus</i>			
<i>var. sativus</i>	2	Ikke angitt	-
<i>Lotus glaber</i>	4	Øf Ak VA Ho MR ST	Strandtiriltunge
<i>Lotus pedunculatus</i>	2	Ak Bu-Ho ST	Førtiriltunge
<i>Lupinus angustifolius</i>	4	Øf-Op Vf Te VA Ho SF	Smallupin
<i>Lupinus luteus</i>	4	Øf Ak Vf Te VA	Gullupin
<i>Lupinus nootkatensis</i>	2	Ak-Op Te-Ho ST NT	Sandlupin
<i>Lupinus perennis</i>	2	He Bu Vf Ro NT	Jærlupin
<i>Lupinus polyphyllus</i>	2	Øf-Tr	Hagelupin
<i>Lupinus x regalis</i>	2	Bu	-
<i>Medicago lupulina</i>	2	Øf-Tr	Snegleskolm
<i>Medicago minima</i>	4	Øf Ak VA Ho	Småsnegleskolm
<i>Medicago polymorpha</i>	4	Øf Ak Bu Vf AA-Ho MR ST	Kroksnegleskolm
<i>Medicago sativa</i>			
<i>ssp. sativa</i>	2	Øf-NT	Blålusern
<i>ssp. falcata</i>	2	Øf Ak Bu-SF ST	Gull-lusern
<i>Medicago truncatula</i>	4	Ho	Gruvesnegleskolm
<i>Medicago turbinata</i>	4	AA ST	-
<i>Melilotus albus</i>	2	Øf-Fi	Hvitsteinkløver
<i>Melilotus indicus</i>	2	Øf Ak Op Te-SF? ST	Orientsteinkløver
<i>Melilotus officinalis</i>	2	Øf-Fi	Legesteinkløver
<i>Melilotus wolgicus</i>	4	Ak Te Ho ST	Russesteinkløver
<i>Onobrychis viciifolia</i>	4	Øf Bu	Esparsett

<i>Ononis spinosa</i>			
ssp. <i>spinosa</i>	2	Øf Ak Vf-VA	Tornbeinurt
<i>Ornithopus perpusillus</i>	4	Vf Ro	Dvergseradella
<i>Ornithopus sativus</i>	4	Øf Ak Vf Te VA-SF ST	Seradella
<i>Phaseolus vulgaris</i>	4	Øf Ak	Hagebønne
<i>Pisum sativum</i>	4	Øf-Fi	Ert
<i>Robinia pseudacacia</i>	4	Bu	Robinia
<i>Securigera varia</i>	2	Øf Ak Vf-Ho ST	Kronvikke
<i>Thermopsis montana</i>	2	Øf Ho MR ST	-
<i>Trifolium alexandrinum</i>	4	Ak Bu ST? Tr	Egyptkløver
<i>Trifolium angustifolium</i>	4	Øf	Smalkløver
<i>Trifolium hybridum</i>			
ssp. <i>hybridum</i>	2	Øf-Fi	Alsikekløver
ssp. <i>elegans</i>	4	Øf	
<i>Trifolium incarnatum</i>	4	Øf-He Vf VA Ro SF	Blodkløver
<i>Trifolium resupinatum</i>	4	Øf Ak VA Ho-MR	Vendekløver
<i>Trifolium retusum</i>	4	Ak ST	Svinekløver
<i>Trifolium spadiceum</i>	2	Øf-Te Ro Ho ST NT Fi	Brunkløver
<i>Trifolium striatum</i>	4	Øf	Stripekløver
<i>Trigonella corniculata</i>	4	Øf	Hornkløver
<i>Trigonella crassipes</i>	4	Ho	Gruvekløver
<i>Trigonella polyceratia</i>	4	Øf?	-
<i>Vicia bithynica</i>	4	ST	Orientvikke
<i>Vicia dumetorum</i>	2	Ak	Krattvikke
<i>Vicia faba</i>	4	Øf-He Te VA Ho ST	Bønnevikke
<i>Vicia lutea</i>	4	VA-Ho ST	Gulvikke
<i>Vicia nabonensis</i>	4	Ak VA ST	Fransk vikke
<i>Vicia pannonica</i>			
ssp. <i>pannonica</i>	4	Ak Te VA Ro ST	Ungarsk vikke
ssp. <i>striata</i>	4	Ak Te VA Ro SF ST	-
<i>Vicia sativa</i> ssp. <i>sativa</i>	2	Øf-Tr	Fôrvikke
<i>Vicia tenuifolia</i>	2	Ak Te Ho	Luktvikke
<i>Vicia villosa</i>			
ssp. <i>villosa</i>	2	Øf Ak Op Vf-SF ST NT	Lodnevikke
ssp. <i>varia</i>	2	Ak Te VA Ho ST	Møllevikke
<i>Cassia</i> sp.	4	Øf	-
<i>Senna obtusifolia</i>	4	Øf	Sojasenna
<i>Oxalis articulata</i>	4	VA	-
<i>Oxalis corniculata</i>	4	Øf Ak Vf Te VA-Ho ST	Krypgaukesyre
<i>Oxalis fontana</i>	2	Øf Ak Op-Ho MR	Stivgaukesyre
<i>Oxalis stricta</i>	4	Øf Ak Ho	Skjermgaukesyre
<i>Erodium botrys</i>	4	Øf	Middelhavstranehals
<i>Erodium moschatum</i>	4	Øf Ak	Moskustranehals
<i>Geranium carolinianum</i>	4	Ak Te VA? ST	Mølestorkenebb
<i>Geranium dissectum</i>	2	Øf Ak Bu Vf AA-ST	Åkerstorkenebb
<i>Geranium x magnificum</i>	3	Ho	Prydstorkenebb
<i>Geranium phaeum</i>	2	Ak Ho	Brunstorkenebb
<i>Geranium pylzowianum</i>	2	ST	Knollstorkenebb

Geranium pyrenaicum	2	Øf Ak Bu-SF No	Askerstorkenebb
Geranium sibiricum	2	Ak Vf Ro Ho	Sibirstorkenebb
Tropaeolum majus	4	Øf Ak Te VA ST	Blomkarse
Tropaeolum peregrinum	4	Ak Ho	Kanariblomkarse
Linum grandiflorum	4	Ak NT	-
Linum usitatissimum	4	Øf-SF ST-Fi	Dyrket lin
Ailanthus altissima	3	Te	Gudetre
Buxus sempervirens	2	VA SF	Buksbom
Euphorbia amygdaloides	2	Ak	-
Euphorbia chamaesyce	4	Ak	Dvergortemelk
Euphorbia cyparissias	2	Øf-NT	Sypressortemelk
Euphorbia dulcis	2	Vf	Søvtortemelk
Euphorbia esula			Vegvortemelk
ssp. esula	2	Øf Ak Bu-NT Tr	
ssp. tommasiniana	2	Øf-VA Ho	-
Euphorbia helioscopia	2	Øf-Fi	Åkervortemelk
Euphorbia lathyris	2	Ro SF	Hagevortemelk
Euphorbia peplus	2	Ak He Bu-ST Tr	Byvortemelk
Mercurialis annua	2	Te-Ho MR	Ugrasbingel
Ricinus communis	4	Vf	Oljeplante
Ruta graveolens	2	He	Vinrute
Acer campestre	2	Ak AA VA Ho	Naverlønn
Acer ginnala	4	Bu VA	Sibirlønn
Acer negundo	4	Ak	Asklønn
Acer pseudoplatanus	2	Øf-No	Platanlønn
Acer tataricum	2	Ak	Tatarlønn
Aesculus x carnea	4	Vf	Rød hestekastanje
Aesculus hippocastanum	2	Øf Ak Bu Vf AA-SF ST No	Hestekastanje
Impatiens glandulifera	2	Øf Ak Op-NT	Kjempespringfrø
Impatiens parviflora	2	Øf Ak Op Bu VA-SF	Mongolspringfrø
Euonymus europaeus	2	Øf Ak Bu AA Ho	Spolebusk
Euonymus latifolius	4	Ak	-
Parthenocissus inserta	3	Øf Ak Bu VA ST	Villvin
Parthenocissus tricuspidata	3	AA	Rådhusvillvin
Vitis vinifera	4	Øf Ak Bu Vf VA	Vin
Vitis vulpina	3	VA	Resedavin
Tilia platyphyllos	2	Øf Ak Bu Te-VA MR	Storlind
Tilia x vulgaris	3	Ak Bu Vf Ho ST	Parklind
Abutilon theophrasti	2	Øf-Op Vf-ST No	Linderose
Alcea pallida	4	VA	Blekstokkrose
Hibiscus trionum	4	Øf Ak Bu Vf AA VA NT	Timerose
Lavatera thuringiaca	4	Øf VA Ho	Poppelrose
Malope trifida	4	Ak Op	Sommerstokkrose
Malva moschata	2	Øf-NT	Moskuskattost
Malva neglecta	2	Øf Ak Bu-Ro SF ST	Småkattost
Malva parviflora	4	Øf Ak VA Ro ST No	Møllekattost
Malva pusilla	2	Øf-ST Fi	Dvergkattost
Malva sylvestris	2	Øf-Ho MR ST Tr	Apotekerkattost

Malva verticillata	2	Øf Ak Bu Te Ro SF MR	Kranskattost
Sida rhombifolia	4	Øf	Pigghamp
Sida spinosa	4	Øf Vf Te VA	Ugrashamp
Elaeagnus commutata	2	Ak He VA	Sølvbusk
Viola arvensis	2	Øf-Tr	Åkerstemorsblom
Viola cornuta	4	Øf Ak VA Ro ST	Hornfiol
Viola odorata	2	Øf Ak Bu-Ho MR	Marsfiol
Viola x wittrockiana	2	Øf Ak Op Bu Te VA Ro MR ST Tr Fi	Hagestemorsblom
Bryonia alba	2	Øf-He Bu-Ho MR ST	Gallbær
Bryonia cretica			
ssp. dioica	2	Ak ST	Rødgallbær
Citrullus lanatus	4	Øf	-
Cucumis sativus	4	Øf	Agurk
Cucurbita lagenaria	4	Ak?	-
Cucurbita pepo	4	Øf Ak Vf	Gresskar
Sicyos angulatus	4	Vf	Møllegresskar
Lythrum hyssopifolia	4	Ak VA-Ho ST	Møllekattehale
Lythrum virgatum	2	Ak AA	Prydkattehale
Clarkia amoena	4	Øf Ak Vf VA ST	Godetia
Clarkia elegans	4	AA-SF	Hageklarkia
Clarkia pulchella	4	Ak Ro Ho	Klaseklarkia
Clarkia rhomboidea	4	Vf Te VA	-
Epilobium brunnescens	2	Ak Ro Ho	Krypmjølke
Epilobium ciliatum	2	Øf Ak Op Bu Ho SF No	Blygmjølke
Epilobium glandulosum	2	Ak AA-ST No?	Møllemjølke
Epilobium komarovianum	2	Ak	-
Epilobium tetragonum	2	Øf	Kantmjølke
Epilobium watsonii	2	Øf-Tr	Amerikamjølke
Oenothera biennis	2	Øf Ak Op-VA Ho SF ST	Nattlys
Oenothera laciniata	4	Ak SF ST	Fliknattlys
Oenothera cf oakesiana	2	Ro	Sandnattlys
Oenothera pumila	4	Ro Ho	Dvergnattlys
Oenothera villosa	2	Øf Ak Te Ho ST	Ugrasnattlys
Cornus alba coll.	2	Øf-VA Ho SF NT	Hvitkornell
ssp. alba	2	Ak-Op Te-VA Ho	Sibirkornell
ssp. stolonifera	2	Ak Op Vf-AA Ho	Alaskakornell
Cornus mas	3	VA	-
Aralia chinensis	3	SF	-
Aralia racemosa	3	Øf	Staudearalia
Aethusa cynapium			
ssp. cynapium	2	Øf Ak Bu-Tr	Hundepersille
ssp. agrestis	4	Øf Ak Vf VA	Møllepersille
Ammi majus	4	Ak Bu-Te VA-SF ST NT	Narregulrot
Anethum graveolens	4	Øf-Op Vf-VA Ho ST No	Dill
Anthriscus caucalis	4	Ak VA	Krokkjørvel
Anthriscus cerefolium	4	Øf Ak VA-Te VA Ho ST NT	Hagekjørvel
Apium graveolens	4	Øf Ak Op	Hageselleri
Apium leptophyllum	4	Ak VA Ro ST	Mølleselleri

<i>Astrantia major</i>	2	Øf Ak Op-Ho MR ST No	Stjerneskjerm
<i>Bifora testiculata</i>	4	Ro Ho	Dobbeltkoriander
<i>Bupleurum rotundifolium</i>	4	Øf Ak	Hareøre
<i>Caucalis platycarpus</i>	4	Øf Ak Op-Ho ST	Klengekjeks
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	4	Ak	Duftkjeks
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>			Knollkjeks
<i>ssp. bulbosum</i>	4	Ak Te Ho ST Tr	
<i>ssp. prescottii</i>	4	Ak? Te Ho MR ST	
<i>Chaerophyllum temulum</i>	4	Øf Ak VA Ro NT	Svimekjeks
<i>Conium maculatum</i>	2	Øf Ak Vf-Ho ST	Giftkjeks
<i>Coriandrum sativum</i>	4	Øf-He Bu Vf VA Ho SF ST No Tr	Koriander
<i>Cuminum cyminum</i>	4	Øf	Kummin
<i>Daucus carota ssp. sativus</i>	4	Øf-He AA-SF Tr	Dyrka gulrot
<i>Eryngium giganteum</i>	2	Ak	Kjempestikle
<i>Eryngium planum</i>	2	Øf-Op Vf ST NT	Hagestikle
<i>Foeniculum vulgare</i>	4	Øf Te VA Ho ST Tr	Finkel
<i>Heracleum "laciniatum"</i>	2	ST? No-Fi	Tromsøpalme
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	2	Øf-No? Tr	Kjempebjønnkjeks
<i>Lagoecia cuminoides</i>	4	Ak	Harekarve
<i>Levisticum officinale</i>	2	Øf-SF ST-Tr	Løpstikke
<i>Meum athamaticum</i>	2	Ak Te VA-ST Tr	Bjønnot
<i>Myrrhis odorata</i>	2	Ak-Op Te-NT Tr	Spansk kjørvel
<i>Pastinacia sativa</i>			
<i>var. hortensis</i>	2	Øf-SF ST-Tr	Dyrka pastinakk
<i>var. sylvestris</i>	2	Øf Ak Te-Va Ho NT Tr Fi	Villpastinakk
<i>Petroselinum crispum</i>	4	Øf-He Vf-VA Ho ST	Persille
<i>Peucedanum ostrutium</i>	2	Øf VA-Ho MR ST	Mesterrot
<i>Turgenia latifolia</i>	4	Ak Bu Te-Ho ST	Høsekjeks
<i>Rhododendron brachycarpum</i>	2	Ho MR	-
<i>Rhododendron sutchuense</i>	2	Ho	-
<i>Rhododendron cf catawbiense</i>	3	SF	-
<i>Anagallis arvensis</i>	2	Øf Ak Vf-ST Tr	Nonsblom
<i>Anagallis foemina</i>	4	Øf Ak Bu Te-Ho ST	Flisenonsblom
<i>Androsace elongata</i>	2	Ak	Ugrasnøkkel
<i>Lysimachia ciliata</i>	3	Ho	Nikkefredløs
<i>Lysimachia nummularia</i>	2	Øf Ak Op-NT	Krypfredløs
<i>Lysimachia punctata</i>	2	Øf-He Bu VA-ST No	Fagerfredløs
<i>Primula elatior</i>	2	Øf Ak Bu Vf Ho MR ST-Fi	Hagenøkleblom
<i>Gentiana septemfida</i>	2	Ak	Frynsesøte
<i>Nymphoides peltata</i>	3	Øf	Sjøgull
<i>Vincetoxicum cf rossicum</i>	2	Ak Bu	Svalerot
<i>Vinca minor</i>	2	Ak Bu Vf AA VA ST	Gravmyrt
<i>Asperula arvensis</i>	4	Øf Ak Op Ro Ho ST	Blåmyske
<i>Asperula orientalis</i>	4	Øf Ak ST?	Orientmyske
<i>Galium album</i>	2	Øf-Fi	Stormaure
<i>Galium pumilum</i>			
<i>ssp. pumilum</i>	2	Op	Parkmaure
<i>Galium rotundifolium</i>	2	Ak	Rundmaure

<i>Galium spurium</i>			
ssp. <i>spurium</i>	4	Ak Ho SF ST	Linklengemaure
<i>Galium tricornutum</i>	4	Øf Ak Op Te-VA Ho ST Tr	Ballastmaure
<i>Rubia peregrina</i>	4	No	-
<i>Sherardia arvensis</i>	4	Øf Ak Vf VA-No	Blåmaure
<i>Forsythia fortunei</i>	3	Ak	-
<i>Forsythia x intermedia</i>	3	Ak Bu	Praktgullbusk
<i>Ligustrum ovalifolium</i>	2	Ak Te VA Ho	Vinterliguster
<i>Syringa x chinensis</i>	3	Te	-
<i>Syringa josikeaea</i>	3	ST	Ungarsk syrin
<i>Syringa vulgaris</i>	2	Øf-He Bu-AA Ho SF ST	Syrin
<i>Calystegia sepium</i>			
ssp. <i>spectabilis</i>	2	Øf-He	Prydstrandvindiel
<i>Convolvulus arvensis</i>	2	Øf-ST	Åkervindiel
<i>Cuscuta australis</i>	4	Bu AA VA	Parykksniketråd
<i>Cuscuta campestris</i>	4	Øf Ak Bu VA Ro MR-NT	Amerikasniketråd
<i>Cuscuta epithymum</i>	2	Øf Ak Bu-AA SF	Timiansniketråd
<i>Ipomoea cairica</i>	4	Vf	Kairopraktvindiel
<i>Ipomoea hederacea</i>	4	Øf Vf	Lodnepraktvindiel
<i>Ipomoea lacunosa</i>	4	Øf	Sojapraktvindiel
<i>Ipomoea purpurea</i>	4	Øf Vf Ro SF	Purpurpraktvindiel
<i>Gilia capitata</i>	4	Ak Vf Ho	Nøstegilia
<i>Gilia tricolor</i>	4	Vf ST	Trikolorgilia
<i>Phlox drummondii</i>	4	Ak	Sommerflok
<i>Phlox paniculata</i>	2	Øf Ak Bu Te VA SF	Høstflok
<i>Phlox subulata</i>	2	Ak VA	Vårflok
<i>Hydrophyllum virginianum</i>	2	ST	Virginiaavassblad
<i>Nemophila menziesii</i>	4	Øf-He Bu Vf VA ST	Barneøye
<i>Phacelia campanularia</i>	4	Ak Vf	Klokkehonningurt
<i>Phacelia minor</i>	4	Øf VA	Kaliforniaklokke
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	4	Øf-He Bu-NT Tr	Honningurt
<i>Amsinckia lycopsoides</i>	4	Øf Ak Vf Te Ro Ho ST	Hønsegullurt
<i>Amsinckia retrorsa</i>	2	Ak Vf	Begergullurt
<i>Amsinckia tessellata</i>	4	Øf VA Ho	Mosaikkullurt
<i>Anchusa arvensis</i>			Krokhals
ssp. <i>arvensis</i>	2	Øf-Fi	
ssp. <i>orientalis</i>	4	Ro	-
<i>Anchusa azurea</i>	2	Ak	Italiaoksetunge
<i>Borago officinalis</i>	4	Øf-Op Vf-Ho MR ST	Agurkurt
<i>Buglossoides arvensis</i>	2	Øf-Op Te-No	Åkersteinfrø
<i>Cerintho minor</i>	4	Ak	Småvoksur
<i>Cynoglossum amabile</i>	4	AA Ro SF	Kinahundetunge
<i>Cynoglossum glochidiatum</i>	4	Op Te VA?	Hagehundetunge
<i>Echium plantagineum</i>	4	He AA VA MR	Hageormehode
<i>Echium vulgare</i>	2	Øf-Tr	Ormehode
<i>Heliotropium europaeum</i>	4	Ak Ho ST	Ugrasheliotrop
<i>Lappula marginata</i>	4	Ak Vf AA-Ho ST	Hønsepiggfrø
<i>Mertensia sibirica</i>	3	He	-

Mertensia virginica	3	VA	-
Myosotis alpestris	2	Ak SF?	Alpeminneblom
Myosotis sparsiflora	2	Ak	Gjerdeminneblom
Myosotis sylvatica	2	Øf-ST No Tr	Skogminneblom
Nonea versicolor	2	Ak Op VA Ho	Såpeblom
Omphalodes linifolia	4	VA Ho	Linkjærminne
Omphalodes verna	2	Ak Bu AA VA ST	Vårkjærminne
Pentaglottis sempervirens	2	VA-Ho	Hestetunge
Plagiobothrys scouleri	4	Ak	-
Pulmonaria affinis	2	He Ho MR	Flekklungært
Pulmonaria montana	2	Øf VA Ho No?	Kantlungært
Pulmonaria rubra	2	Ak VA Ho SF ST	Rød lungært
Pulmonaria saccharata	3	VA	Broket lungært
Symphytum asperum	2	Øf-MR NT Tr	Fôrvalurt
Symphytum officinale	2	Øf-ST No Fi	Valurt
Symphytum tauricum	4	Ak	-
Symphytum x uplandicum	2	Øf-No	Mellomvalurt
Verbena x hybrida	4	VA	Hagejernurt
Ajuga genevensis	2	Ak VA Ho	Storjonsokkoll
Ajuga reptans	2	Øf Ak Op-ST	Krypjonsokkoll
Ballota nigra			
ssp. nigra	2	Øf Ak Vf-VA Ho SF	Hunderot
Dracocephalum parviflorum	4	Ak Te Ro-SF ST	Toppdrakehode
Dracocephalum sibiricum	2	Op VA	Stordrakehode
Dracocephalum thymiflorum	2	Øf-Te Ho SF ST	Russedrakehode
Elsholtzia ciliata	4	Ak Bu VA Ro	Kammynte
Galeopsis pubescens	4	Bu	Mykdå
Galeopsis speciosa	2	Øf-Fi	Guldå
Hyssopus officinalis	2	Øf-He Bu-AA NT	Isop
Lamiastrum galeobdolon	2	Øf Ak Bu??-MR Tr	Gulltvettann
Lamium album	2	Øf-NT? Tr	Dauvnesle
Lamium amplexicaule	2	Spredt til Fi	Myktvettann
Lamium confertum	2	Spredt til Tr	Vrangtvettann
Lamium hybridum	2	Øf-Tr	Fliktvettann
Lamium maculatum	2	Vf Ho	Flektvettann
Lamium purpureum	2	Øf-Fi	Rødtvettann
Lavandula angustifolia	4	Øf Bu Vf AA	Lavendel
Leonurus cardiaca			
ssp. cardiaca	2	?	Vanlig løvehale
ssp. villosus	2	Ak He Bu-VA Ho ST	Mølleløvehale
Marrubium vulgare	4	Øf Ak ST NT	Borremynte
Melissa officinalis	2	Bu	Sitronmelisse
Mentha x gracilis	2	Øf Ak Bu-No?	Engmynte
Mentha longifolia	2	VA Ro MR ST No	Gråmynte
Mentha spicata	2	Ak Te VA Ho ST	Grønnmynte
Mentha suaveolens	2	Øf Ak Ho MR	Rundmynte
Mentha x verticillata	2	Øf Ak Bu?-ST	Temynte
Nepeta grandiflora	2	Ak	Kattemynte

Nepeta mussinii	2	Øf Te-VA	Hagekattemynte
Salvia officinalis	2	Øf Vf-VA	Te-salvie
Salvia verticillata	2	Øf-SF ST	Kranssalvie
Satureja hortensis	2	Ak	Sar
Scutellaria altissima	2	VA	-
Sideritis montana	4	Ak Te-Ho ST	Sårmynte
Stachys annua	4	Øf Ak AA-SF ST	Orientsvinerot
Stachys arvensis	4	Øf Ak AA-VA Ho	Småsvinerot
Stachys byzantina	2	Ak	Lammeøre
Stachys germanica	2	Ak	Kranssvinerot
Stachys macrantha	2	Øf-He Vf Te SF-ST Tr	Prydbetonie
Stachys menthifolia	4	AA	-
Stachys officinalis	2	Ak He Vf Ho	Betonie
Thymus praecox coll.	2	AA	-
Thymus serpyllum			
ssp. serpyllum	2	Øf Ak AA VA	Smaltimian
Thymus vulgaris	4	Ak AA Ho	Kryddertimian
Atropa bella-donna	2	Øf?	Belladonna
Capsicum annum	4	Ak	Spansk pepper
Datura stramonium	4	Øf-Fi	Piggeple
Hyoscyamus niger	2	Øf-Tr	Bulmeurt
Lycium barbatum	2	Øf Ak Bu Vf AA	Bukketorn
Lycium chinense	2	AA	Kinabukketorn
Lycopersicon esculentum	4	Øf-Fi	Tomat
Nicandra physalodes	4	Øf-He Vf VA Ro	Giftbær
Nicotiana rustica	4	Øf Ak Ho ST	Bondetobakk
Nicotiana tabacum	4	VA	Virginiatobakk
Petunia x hybrida	4	Øf Ak ST	Hagepetunia
Petunia integrifolia	4	Te VA Ho ST	Klisterpetunia
Physalis alkekengi	4	Øf Ak Bu-VA	Jødekirsebær
Physalis peruviana	4	Øf	-
Physalis virginiana	4	Øf	-
Scopolia carniolica	2	Øf Ak	Galnebær
Solanum adventitium	4	Øf Ak Vf	Adventivsøtvier
Solanum carolinense	4	Øf Vf	Karolinasøtvier
Solanum ciliatum	4	Ak Vf	Tornsøtvier
Solanum nigrum	2	Øf-Tr	Svartsøtvier
Solanum rostratum	4	Spredd til No	Kansassøtvier
Solanum sisymbriifolium	4	Spredd til NT	Fjærsøtvier
Solanum tuberosum	4	Øf-Fi	Potet
Antirrhinum majus	4	Øf Ak Te-AA Ho ST	Prydløvemunn
Calceolaria integrifolia	4	Te	Hagetøffel
Calceolaria scabiosaefolia	4	Øf Vf Te	Ugrastøffel
Chaenorhinum minus	2	Øf-VA Ho MR ST	Småtorskemunn
Chelone glabra	2	Ho	Snauskjoldblom
Cymbalaria muralis	2	Øf Ak Bu-MR NT	Murtorskemunn
Digitalis lanata	4	Ak	-
Digitalis lutea	2	Ak Ho	Gul revebjelle

Kickxia elatine				
ssp. elatine	4	Øf Ak Vf VA MR		Spydtorskemunn
ssp. crinita	4	ST		-
Kickxia spuria	4	Øf Ak Te-VA		Vrantorskemunn
Linaria genistifolia	2	Ak Te Ho ST		Russetorskemunn
Linaria incarnata	4	Øf Ak Vf AA Ro SF ST		Blåtorskemunn
Linaria maroccana	4	Vf		Sommertorskemunn
Linaria repens	2	Øf Ak ?-Ho MR		Stripetorskemunn
Linaria supina	4	Øf Ak Ro Ho		Blektorskemunn
Melampyrum nemorosum	2	Ak		Blåmarimjelle
Mimulus guttatus	2	Øf He Op Vf VA Ho-Tr		Gjøglerblom
Mimulus moschatus	4	Ak		Moskusgjøglerblom
Misopates orontium	4	Øf Ak Vf VA MR ST		Småløvemunn
Odontites verna	2	Øf Ak Bu Te VA Ho ST		Åkerrødtopp
Odontites vulgaris	2	Øf-Te VA Ho SF ST		Engrødtopp
Parentucellia viscosa	2	Ho		Gultopp
Scrophularia auriculata	4	Øf Ak AA		Vassbrunrot
Scrophularia scopolii	4	Ak Bu ST		Møllebrunrot
Scrophularia scorodonia	2	Ak		Atlantisbrunrot
Scrophularia vernalis	2	Ak Vf?		Vårbrunrot
Verbascum blattaria	4	Øf Ak Ro Ho		Sommerkongslys
Verbascum lychnitis	2	Spredt til ST		Melkongslys
Verbascum phoeniceum	4	Spredt til Ho		Fiolkongslys
Veronica agrestis	2	Øf-Tr		Åkerveronika
Veronica austriaca				Østveronika
ssp. austriaca	2	Ak Op		-
ssp. teucrium	2	Ak Op-VA Ho SF		-
Veronica filiformis	2	Ak Op-MR		Grawveronika
Veronica gentianoides	2	VA ST Tr		Kosakkveronika
Veronica hederifolia				Bergfletteveronika
ssp. hederifolia	2	Øf Ak Te VA Ro MR-No		-
ssp. lucorum	4	Øf Te AA		-
Veronica opaca	2	Øf?-Te ST?		Mørkveronika
Veronica peregrina	2	Ak Ro		Vandreveronika
Veronica persica	2	Øf-Tr		Orientveronika
Veronica polita	4	Øf Ak Op-Vf VA Ro SF		Blankveronika
Veronica sepyllifolia				
ssp. repens	2	Ak		Krypveronika
Veronica virginica	2	VA		Virginiaveronika
Orobanchaceae caryophyllacea	3	ST		Mauresnylterot
Orobanchaceae gracilis	2	Ak		-
Orobanchaceae hederiae	2	Ak Ho		Bergflettesnylterot
Orobanchaceae lucorum	2	Ak Ho		Berberisnylterot
Plantago arenaria	4	Øf Ak Vf-Ho ST No		Grenkjempe
Plantago major ssp. major	2	Øf-Fi		Groblad
Lonicera alpigena	2	Ak		Alpeleddved
Lonicera caerulea	2	Øf Ak He VA Ro NT No		Blåleddved
Lonicera caprifolium	2	Ak Bu Te AA		Kaprifol

<i>Lonicera tatarica</i>	2	Ak Bu AA VA SF ST	Tatarleddved
<i>Sambucus nigra</i>	2	Øf Ak Vf-ST	Svarthyll
<i>Sambucus racemosa</i>	2	Øf-NT	Rødhyll
<i>Symphoricarpos albus</i> var. <i>laevigatus</i>	2	Øf Ak Bu-ST No	Snøbær
<i>Viburnum lantana</i>	2	Øf Ak Bu-Ho ST NT	Filtkorsved
<i>Valeriana officinalis</i>	2	Øf-Te Ho?	Legevendelrot
<i>Cephalaria alpina</i>	4	Ak	Fjellknapp
<i>Cephalaria gigantea</i>	2	Øf Ak VA ST	Gullknapp
<i>Dipsacus fullonum</i>	2	Øf Ak AA-Ho?	Kardeborre
<i>Dipsacus strigosus</i>	4	Ro	Lodnekardeborre
<i>Campanula carpatica</i>	3	Bu	Karpatklokke
<i>Campanula glomerata</i>	2	Spredt til Fi	Toppklokke
<i>Campanula lactiflora</i>	2	Ak	Melkeklokke
<i>Campanula medium</i>	2	Ho	Mariklokke
<i>Campanula patula</i>	2	Øf-Vf AA Ho ST-No Fi	Engklokke
<i>Campanula pyramidalis</i>	4	Ak	Aronstav
<i>Campanula rapunculoides</i>	2	Øf-Tr	Ugrasklokke
<i>Legousia perfoliata</i>	4	VA	Tårnspeil
<i>Legousia speculum-veneris</i>	4	Ak Vf SF ST	Venusspeil
<i>Lobelia erinus</i>	4	Øf Ak Vf Te VA Ho ST	Hagelobelia
<i>Lobelia urens</i>	4	Ak	Kvasslobelia
<i>Phyteuma nigrum</i>	2	Ak	Svartvadderot
<i>Phyteuma scheuchzeri</i>	4	Ho	-
<i>Achillea nobilis</i>	2	Øf Ak Te VA Ho ST	Engryllik
<i>Achillea ptarmica</i>	2	Øf-Fi	Nyseryllik
<i>Achillea tomentosa</i>	4	Ak	Filtryllik
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	2	Øf Ak Vf-SF ST	Beskambrosia
<i>Ambrosia trifida</i>	2	Øf-He Vf Te	Hesteamrosia
<i>Anacyclus clavatus</i>	2	ST	-
<i>Anaphalis margaritacea</i>	2	Øf Ak Bu AA- Ho MR-NT	Perleevigblom
<i>Anthemis arvensis</i>	2	Øf-Fi	Hvit gåseblom
<i>Anthemis cotula</i>	2	Øf Ak Vf-SF ST Tr	Tappgåseblom
<i>Anthemis ruthenica</i>	2	Øf Ak Vf-SF ST	Vranggåseblom
<i>Anthemis tinctoria</i>	2	Øf-Fi	Gul gåseblom
<i>Arctium lappa</i>	2	Øf-AA	Storborre
<i>Arctium tomentosum</i>	2	Øf-Te VA Ro ST-No	Ullborre
<i>Argyranthemum frutescens</i>	4	Bu Ho SF	-
<i>Artemisia abrotanum</i>	2	VA	Abrodd
<i>Artemisia biennis</i>	4	Øf Ak Ho ST	Smalmalurt
<i>Artemisia dracunculus</i>	4	Ak Op Te VA	Estragon
<i>Artemisia pontica</i>	2	Øf Bu VA	Romermalurt
<i>Aster alpinus</i>	4	MR	Alpeasters
<i>Aster amellus</i>	4	Op	Bergasters
<i>Aster cordifolius</i>	3	AA	-
<i>Aster laevis</i>	3	Ak	Snau høstasters
<i>Aster lanceolatus</i>	3	Ak ST	Spiss høstasters
<i>Aster novae-angliae</i>	3	Te	Kleimeasters

Aster novi-belgii	3	Øf Ak Te Ho ST	Virginia-asters
Aster x salignus	3	Øf Ak Te Ro? Ho ST	Vierasters
Aster x versicolor	3	Ikke angitt	-
Balsamita major	2	Ak He Vf AA NT	Balsam
Calendula officinalis	4	Øf-He Bu-VA Ho SF ST	Ringblomst
Callistephus chinensis	4	Øf Ak AA VA ST	Sommerasters
Carduus acanthoides	2	Øf Ak Op-Te VA Ho ST	Piggstistel
Carduus nutans	2	Øf Ak Vf? Te VA-Ho	Nikketistel
Carduus thoermeri	2	Ak Op Te VA- Ho	Olymptistel
Carlina acaulis	2	Ak	Sølvstistel
Carthamus lanatus	4	Øf Ro ST	Safrantistel
Centaurea algeriensis	4	ST	Algerieknoppurt
Centaurea cyanus	2	Øf-Fi	Kornblomst
Centaurea debeauxii			
ssp. nemoralis	2	Øf Ak	Ballastsvart-knoppurt
Centaurea melitensis	4	Ak VA-Ho ST	Maltaknoppurt
Centaurea montana	2	Spredt til Fi	Honningknoppurt
Centaurea phrygia			
ssp. phrygia	2	VA NT Fi	Parykk-knoppurt
Centaurea solstitialis	4	Ak He Vf Te VA-Ho ST	Stjerneknoppurt
Centaurea stoebe	2	Ak Bu	Grenknoppurt
Centaurea triumfettii	2	Ak Op ST Tr	Fløyelsknoppurt
Chamomilla recutita	2	Øf-Fi	Kamilleblom
Chamomilla suaveolens	2	Øf-Fi	Tunbalderbrå
Chrysanthemum carinatum	4	Ak	Ringkrage
Chrysanthemum coronarium	4	Øf-He Vf VA Ho? ST	Kronkrage
Chrysanthemum segetum	2	Øf-Fi	Gullkrage
Cicerbita macrophylla	2	Øf Ak Ho ST No Tr	Kjempeturt
Cicerbita plumieri	2	VA-Ho MR	Alpeturt
Cichorium endivia	4	Øf ST	Endivie
Cichorium intybus	2	Øf-SF ST NT Tr	Sikori
Cirsium vulgare	2	Øf-No	Vegtistel
Conyza canadensis	2	Øf-SF ST	Hestehamp
Coreopsis tinctoria	4	ST	Purpurøye
Coreopsis verticillata	4	Ak Vf	Kransøye
Cosmos bipinnatus	4	Ak VA	Kosmos
Cotula australis	4	Ak	Ugrasknapp
Cotula coronopifolia	2	SF	Fjæreknapp
Crepis biennis	2	Øf Ak Bu-Ho No	Veghaukeskjegg
Crepis capillaris	4	Øf Ak Vf-VA Ho ST	Brakkhaukeskjegg
Crepis nicaensis	4	Øf Ak	Fransk haukeskjegg
Crepis rubra	4	Ak Vf	Rødhaukeskjegg
Crepis setosa	2	Ak VA Ro SF	Busthaukeskjegg
Dahlia pinnata	4	VA ST	-
Doronicum macrophyllum	2	ST Tr	Kjempegullkurv
Doronicum orientale	2	Ak VA Ho	Smågullkurv
Doronicum pardalianches	2	SF ST	Hjertegullkurv
Doronicum plantagineum	2	VA	Storgullkurv

<i>Echinops bannaticus</i>	2	Ak	Blå kuletistel
<i>Echinops exaltatus</i>	2	Øf Ak Bu-AA Ho SF	Balkankuletistel
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	2	Ak Bu	Kuletistel
<i>Erigeron annuus</i>	2	Ak VA	Trådstjerne
<i>Eupatorium purpureum</i>	4	VA	Storhjordetrøst
<i>Gaillardia aristata</i>	4	Ak	-
<i>Galinsoga ciliata</i>	2	Øf Ak Bu-Ro ST	Nesleskjellfrø
<i>Galinsoga parviflora</i>	2	Øf Ak AA-Ro ST	Peruskjellfrø
<i>Guizotia abyssinica</i>	4	Øf Ak VA SF	Ramtillablom
<i>Helianthus annuus</i>	4	Øf-Fi	Solsikke
<i>Helianthus debilis</i>			
<i>ssp. cucumerifolius</i>	4	Øf Ak	Hjertesolsikke
<i>Helianthus decapetalus</i>	4	Ak	-
<i>Helianthus x laetiflorus</i>	4	Ak Vf	-
<i>Helianthus petiolaris</i>	4	Ak VA	Møllesolsikke
<i>Helianthus rigidus</i>	2	Øf Ak Vf AA VA	Præriesolsikke
<i>Helianthus tuberosus</i>	3	Øf Ak Vf Te SF	Jordskokk
<i>Helichrysum arenarium</i>	2	Øf	Sandstråblom
<i>Inula britannica</i>	2	Ak	Lodnealant
<i>Inula ensifolia</i>	2	Ak	Sverdalant
<i>Inula helenium</i>	2	Øf Ak Bu-AA Ho MR	Alantrot
<i>Iva xanthifolia</i>	4	Øf Ak Vf	Gullblad
<i>Lactuca sativa</i>	4	Ak Te-VA ST No	Hagesalat
<i>Lactuca serriola</i>	2	Øf Ak Bu-Te VA Ho SF	Taggsalat
<i>Leontodon saxatilis</i>	4	Te	Stripefølblom
<i>Leucanthemum x superbum</i>	3	Ak Bu SF	-
<i>Ligularia dentata</i>	2	Ak	Nøkketunge
<i>Mantisalca salmantica</i>	4	Ak SF	Salamancaknoppurt
<i>Matricaria perforata</i>	2	Øf-Fi	Ugrasbalderbrå
<i>Onopordum acanthium</i>	2	Øf Ak Bu-SF	Eseltistel
<i>Petasites hybridus</i>	2	Ak-VA Ho SF ST-No	Legepestrot
<i>Petasites japonicus</i>			
<i>ssp. giganteus</i>	2	Ak VA Ho SF	Japanpestrot
<i>Picris echioides</i>	4	Øf Ak Vf AA VA Ho MR	Tornbeiske
<i>Picris hieracioides</i>			
<i>ssp. hieracioides</i>	4	ST	Beiskeblom
<i>ssp. villarsii</i>	4	Øf Ak Op AA	-
<i>Prenanthes purpurea</i>	2	Ak Ho	Purpursalat
<i>Rudbeckia hirta</i>	2	Øf-VA Ho ST Fi	Lodnesolhatt
<i>Rudbeckia laciniata</i>	2	Øf Ak Op-VA Ho ST	Gjerdcsolhatt
<i>Scorzonera hispanica</i>	4	Ho	Svartrot
<i>Senecio congestus</i>	4	Vf Te	Myrsvineblom
<i>Senecio erucifolius</i>	2	Øf Ak	Smalsvineblom
<i>Senecio nemorensis</i>			
<i>ssp. fuchsii</i>	2	AA	Grisnesvineblom
<i>Senecio squalidus</i>	2	Øf Ak Bu Te-VA	Steinsvineblom
<i>Senecio vernalis</i>	2	Spredt til Tr	Vårsvineblom
<i>Senecio viscosus</i>	2	Øf-No	Klistersvineblom

<i>Silphium perfoliatum</i>	4	Ho	Høstgull
<i>Silybum marianum</i>	4	Øf Ak Te-Ho	Mariatistel
<i>Sinacalia tangutica</i>	2	Ho ST	Fliksvineblom
<i>Solidago canadensis</i>	2	Øf-No	Kanadagullris
<i>Solidago gigantea</i>			
ssp. <i>serotina</i>	2	Øf Ak Vf AA VA	Kjempegullris
<i>Sonchus arvensis</i>			
var. <i>glabrescens</i>	2	Spredd til ST	Snaudylle
<i>Sonchus asper</i>	2	Øf-Fi	Stivdylle
<i>Sochus oleraceus</i>	2	Øf-Fi	Haredylle
<i>Tagetes patula</i>	4	Op Vf ST	Sprikefløyelsblom
<i>Tanacetum coccineum</i>	4	Ak AA	Rosekrage
<i>Tanacetum parthenium</i>	2	Øf-He Bu-SF ST-No	Matrem
<i>Telekia speciosa</i>	2	Ak Vf AA Ho-MR No	Tusenstråle
<i>Verbesina encelioides</i>	4	Ak	Kronskjegg
<i>Xanthium spinosum</i>	4	Øf Ak Vf-AA Ho MR	Tistelkrokfrø
<i>Xanthium strumarium</i>	4	Øf Ak Vf Te Ro Ho ST	-
<i>Xanthium strumarium</i>			
ssp. <i>strumarium</i>	4	Ak	Grønnkrokfrø
ssp. <i>italicum</i>	4	Ak Vf Ho ST	Brunkrokfrø
<i>Xeranthemum annuum</i>	4	Vf	Papirblom

Liliopsida - Énfrøbladete

<i>Elodea canadensis</i>	2	Øf Ak Op-AA Ro	Vasspest
<i>Acorus calamus</i>	2	Øf-Ho MR ST	Kalmusrot
<i>Arum maculatum</i>	2	VA	Flekkmunkehette
<i>Lysichiton americanus</i>	2	Ho	-
<i>Pistia stratiotes</i>	4	Ak	-
<i>Phoenix dactylifera</i>	4	ST	Daddel
<i>Colchicum autumnale</i>	2	VA MR	Tidløs
<i>Fritillaria meleagris</i>	2	Øf Ak Bu-Te VA Ho SF ST	Rutelilje
<i>Gagea minima</i>	2	Øf Ak Bu Ho	Smågullstjerne
<i>Gagea pratensis</i>	2	Ak	Enggullstjerne
<i>Gagea spathacea</i>	4	Ak	Lundgullstjerne
<i>Lilium bulbiferum</i>	2	Øf-He Vf-Ho MR ST No	Brannlilje
<i>Lilium martagon</i>	2	Ak-Vf VA Ho MR-No	Krøll-lilje
<i>Tulipa x gesnerana</i>	4	Ak Vf	Hagetulipan
<i>Tulipa sylvestris</i>	2	Ak AA-SF NT?	Villtulipan
<i>Crocus flavus</i>	2	Ak Ho	Gulkrokus
<i>Crocus tommasinianus</i>	2	Ho	-
<i>Crocus vernus</i>	2	Ak VA Ho SF	Vårkrokus
<i>Gladiolus palustris</i>	2	Ho	-
<i>Iris chrysographes</i>	2	Ho	Stråleiris
<i>Iris x germanica</i>	2	Ak Bu Te VA SF ST? NT?	Hageiris
<i>Iris pumila</i>	2	Øf Bu Vf	Dvergiris
<i>Iris sibirica</i>	2	Ak He Vf VA Ho	Sibir-iris
<i>Sisyrinchium montanum</i>	2	Øf Te	Sivlilje

Anthericum ramosum	2	Ak	Småsandlilje
Allium angulosum	2	Ak	-
Allium carinatum	4	Ak	Roseløk
Allium cepa	4	Ak Vf Te VA	Kepaløk
Allium fistulosum	2	Op AA ST?	Pipeløk
Allium porrum	4	Øf Ak Vf AA Ro Ho ST	Purre
Allium schoenoprasum			
ssp. schoenoprasum	2	Øf-Tr?	Bendelløk
Allium scorodoprasum			
ssp. rotundum	2	Te	Kuleløk
Allium victorialis	2	No	-
Chionodoxa forbesii	2	Ak VA	Snøstjerne
Hyacinthoides hispanica	2	Ho Ro	Spaniablåstjerne
Hyacinthoides italica	2	Ro	Italiablåstjerne
Hyacinthoides non-scripta	2	VA-SF	Klokkeblåstjerne
Muscari botryoides	2	Øf-He Bu-SF ST NT	Perleblom
Ornithogalum angustifolium	2	Øf-Ak Bu-ST	Fuglestjerne
Ornithogalum nutans	2	Vf VA SF	Nikkestjerne
Puschkinia scilloides	2	Ak	Vårpryd
Scilla bifolia	2	Ak	Tyrkerblåstjerne
Scilla siberica	2	Øf Ak Op Bu VA Ro SF ST No	Russeblåstjerne
Galanthus nivalis	2	Ak Bu Vf AA-MR	Snøklokke
Leucojum vernum	2	VA Ho	Klosterklokke
Narcissus poëticus	2	Øf Ak Bu AA VA Ho ST Tr	Pinselilje
Narcissus pseudonarcissus	2	Øf Ak Bu AA VA Ho-ST	Påskelilje
Hemerocallis fulva	3	Øf Bu Te-VA	Brun daglilje
Hemerocallis lilioasphodelus	3	Ak Bu Te VA	Gul daglilje
Hosta lancifolia	3	VA	-
Hosta sieboldiana	3	VA	-
Smilacina stellata	2	Ak	Stjernekonvall
Asparagus officinalis	2	Øf-VA SF NT	Asparges
Juncus tenuis	2	Øf Ak Bu-Ho	Ballastsv
Luzula forsteri	2	Te	-
Luzula luzuloides	2	Øf Ak He-Ho MR-Fi	Hvitfrytle
Carex pendula	2	Ro	-
Aegilops cylindrica	4	Ak Vf Te VA Ro ST	Bukkehorn
Agropyron cristatum	4	Øf Ak Vf Te	Kamkveke
Agrostis scabra	4	Øf Ak Te ST	Møllekvein
Alopecurus myosuroides	4	Øf Ak Op Vf AA-Ro MR ST No Tr	Åkerreverumpe
Anthoxanthum aristatum	4	Ak	-
Apera spica-venti	2	Øf-SF ST-Fi	Åkerkvein
Arrhenatherum elatius			
ssp. bulbosum	4	Ak	Knollhestekarve
Avena barbata	4	ST	Skjeggghavre
Avena fatua	2	Spredt til No	Floghavre
Avena sativa	2	Øf-Fi	Havre
Beckmannia syzigachne	2	Ak-Op Te AA Ro-SF ST NT	Radgras
Briza maxima	4	Ak VA Ho	Storhertegras

Briza minor	4	VA	Dverghjartegras
Bromus arvensis	2	Øf-Fi	Åkerfaks
Bromus commutatus	4	Øf Vf-AA Ro ST	Vegfaks
Bromus diandrus	4	Øf Ak Ho-ST	Trollfaks
Bromus erectus	2	Ak Bu-Te VA ST	Rakfaks
Bromus inermis	2	Øf-Fi	Bladfaks
Bromus japonicus	2	Øf Ak Vf VA- Ho ST	Møllefaks
Bromus lanceolatus	4	Bu VA	Prydfaks
Bromus lepidus	4	Ak VA Ho SF ST	Harefaks
Bromus madritensis	4	Øf VA ST	Madridfaks
Bromus purgans	2	Te	Breifaks
Bromus racemosus	2	Ak AA-Ro	Engfaks
Bromus secalinus	2	Øf-Tr	Rugfaks
Bromus squarrosus	4	Øf Ak Te Ro Ho ST	Sprikefaks
Bromus willdenowii	4	Ak Vf-Ho ST Fi?	Byfaks
Cynosurus cristatus	2	Øf Ak Bu-ST No Tr	Kamgras
Cynosurus echinatus	4	VA Ho	Bustgras
Digitaria ischaemum	4	Øf Ro	Fingerhirse
Digitaria sanguinalis	4	Øf Ak Vf AA-Ho No	Blodhirse
Echinochloa crus-galli	2	Øf Ak Vf-VA Ho SF ST NT	Hønehirse
var. frumentacea	4	Øf VA	-
Eleusine indica	4	Øf	-
Elymus atherica	4	ST	Stivkveke
Elymus canadensis	4	Ak	Kanadakveke
Eragrostis cilianensis	4	Ak	Storfriergras
Eragrostis minor	4	Øf Ak VA Ho ST	Byfriergras
Eremopoa persica	4	Ho	Eremitrapp
Festuca ovina			
ssp. capillata	2	Ak-Bu AA Ro SF MR	Grannsvingel
Festuca pratensis	2	Øf-Fi	Engsvingel
Festuca rubra			
ssp. commutata	2	Øf-Ho ST	Vegrødsvingel
ssp. multiflora	2	Øf-He Bu VA Ro SF MR	Engrødsvingel
Festuca trachyphylla	2	Øf Ak Op-Te VA	Stivsvingel
Glyceria grandis	2	Øf Bu SF ST	Møllesøtgras
Glyceria maxima	2	Øf Ak Bu-MR NT	Kjempesøtgras
Hordeum distichon	4	Øf-Bu VA Ho ST No Tr	Toradet bygg
Hordeum jubatum	2	Øf-NT	Silkebygg
Hordeum murinum	4	Øf Ak Bu Te-VA Ho ST Tr	Musebygg
Hordeum vulgare	2	Øf-Fi	Bygg
Lagurus ovatus	4	Ak VA	Haregras
Lamarckia aurea	4	VA	-
Lolium multiflorum	2	Øf-Tr	Italiensk raigras
Lolium perenne	2	Øf-Fi	Raigras
Lolium remotum	4	Ak Op-Ho ST- No	Linsvimling
Lolium rigidum	4	Øf Ak VA ST No	Stivt raigras
Lolium temulentum	4	Øf-Bu Te-SF ST-No	Svimling
Lophocloa cristata	4	ST	-

Melica ciliata	2	Vf	Grushengeaks
Panicum capillare	4	Ak VA-Ho	Heksehirse
Panicum miliaceum	4	Øf Ak Op-Te VA Ho ST	Hirse
Phalaris canariensis	4	Øf-Fi	Kanarigras
Phalaris minor	4	Øf Ak Ro ST	Smårør
Phalaris paradoxa	4	Øf Ak Vf Te ST	Narrerør
Phleum pratense			
ssp. pratense	2	Øf-Fi	Timotei
Poa annua	2	Øf-Fi	Tunrapp
Poa bulbosa	2	Ak Te AA	Løkrapp
Poa chaixii	2	Øf Ak Vf Te VA-Ho ST	Parkrapp
Poa supina	2	Ak? ST NT	Vegrapp
Secale cereale	4	Øf-ST	Rug
Setaria faberi	4	Øf Vf ST	Kinesisk busthirse
Setaria italica	4	Øf Ak Op AA VA ST	Stor busthirse
Setaria pumila	2	Øf Ak Vf-VA Ho ST	Blå busthirse
Setaria verticillata	2	Ak Te VA NT	Vrang busthirse
Setaria viridis	2	Øf-ST	Grønn busthirse
Sorghum bicolor	4	Øf Vf VA	Durra
Sorghum halepense	4	Øf Ak Vf Ro Ho	Villdurra
Trisetum flavescens	2	Ak Bu Te-MR	Gullhavre
Triticum aestivum	4	Øf-Fi	Hvete
Vulpia myuros	4	Ak Ro	Musesvingel
Zea mays	4	Øf Ak Vf VA Ho ST	Mais

4.4 Innførte taksa, stabile og gjenstående

Gruppen er tallrik - og økologisk svært heterogen. To store grupper med taksa dominerer kategori 2 i **tabell 4.5**: skrotemarksarter og hageflyktninger.

Skrotemarksarter

Disse taksa opptrer på **skrotemark** (kap. 4.2, siste avsnitt), som også kategori 4 i **tabell 4.5** gjør. Men i motsetning til kategori 4 har taksa i kategori 2 stabile populasjoner i Norge, dvs at de opptrer årvisst. Mange har vid utbredelse - og flere er i sterk ekspansjon. De kan ha kommet til landet på forskjellig vis: via jordbruk, skipstrafikk, møller, jernbaner og vegtrafikk, frøblandinger osv. Et utvalg taksa er listet i **tabell 4.6**.

Åkerugras

Flere av de brysomste åkerugras vi har er innførte. En del er i tilbakegang (kap. 4.5). Andre danner i høyeste grad levedyktige bestander; noen av dem er listet i **tabell 4.6**.

Flyktninger fra hager og plantninger

Mange fremmede planter skriver seg fra **hager, parker og andre beplantninger**, enten ved at de er kastet ut med avfall, eller har spredt seg selv, vegetativt eller ved frukter og frø. De opptrer gjerne på skrotemark, men også ofte i skogsbryn, åpen skog- og krattvegetasjon, gjengroende kulturmark, ved nedlagte gårdsbruk, rundt gammel bebyggelse, i overgangen fastmark og sumpvegetasjon osv. Et utvalg er listet i **tabell 4.6**. En del hageflyktninger kan krysse seg med nærbeslektede, indigene arter og innebærer en risiko for "genetisk forurensning" ("swamping") av ville populasjoner (Elven et al. 1991).

Vi har nokså sparsomt med informasjon om spredning av innførte bartrær. Femti treslag er brukt i skogbruket (Direktoratet for naturforvaltning 1992). Noen har vært plantet i Norge siden forrige århundre; bruken av andre er av nyere dato. Enkelte taksa begynner så smått å gjøre seg gjeldende utenfor plantinger. Flere furuarter - sembrafuru (*Pinus cembra*), sibirsk sembrafuru (*P. sibirica*) og buskfuru/bergfuru (*P. mugo*) - finnes forvillet. Vi har registrert forvillet vrifuru (*Pinus contorta*) i Sør-Trøndelag og antar at den har begynt å spre seg også i andre fylker. Gran-

arter, og særlig sitkagran (*Picea sitchensis*), edelgran (*Abies alba*) og noen nord-amerikanske arter i andre slekter er også funnet forvillet. Vestamerikansk hemlokk (*Tsuga heterophylla*) kommer inn i edelløvsskog på Vestlandet. Størst spredningsevne så langt har imidlertid buskfuru (*Pinus mugo* ssp. *mugo*) og lerk (*Larix decidua*, fra Mellom-Europa, og *Larix sibirica*, Eurasia) vist. De er registrert forvillet opp til henholdsvis Finnmark og Troms.

Få taksa i kategori 2 er blitt naturalisert i mer og mindre sluttet krattvegetasjon eller naturlig skog. Marsfiol (*Viola odorata*) inngår spredt i næringsrik skog i kyststrøk på Østlandet - Sørlandet. Mongolspringfrø (*Impatiens parviflora*) vokser helst i skyggefulle, humide løvskoger i kyststrøk, særlig i Bergensregionen.

Noen arter er mer utbredt i **løvskog**, f.eks. i gråor-heggeskog og ulike typer edelløvsskog, som akeleie (*Aquilegia vulgaris*), skvallerkål (*Aegopodium podagraria*), rødhyll (*Sambucus racemosa*) og platanlønn (*Acer pseudoplatanus*). Stikkelsbær (*Ribes uva-crispa*), japanberberiss (*Berberis thunbergii*) og mispelarter (*Cotoneaster* spp.) trives best i næringsrik, litt tørr skog.

Platanlønn finnes i flere skogtyper, i kratt- og kantvegetasjon, og er det treslag som er under sterkest spredning i Norge. Arten kom trolig til Norge på 1700-tallet og er nå vanlig forvillet i kyst- og fjordstrøk til Trøndelag, men forekommer spredt til Vesterålen. Platanlønn har et stort spredningspotensiale og har åpenbart ikke realisert sin økologiske nisje i norsk natur. Den er rapportert å invadere skogssamfunn også i Storbritannia (Crawley 1987).

Rynkerose (*Rosa rugosa*) er en av de relativt få hageflyktningene som klart viser preferanse for andre habitattyper enn skrotemark, veg- og skogkanter og andre kulturpåvirkede steder. I hjemlandene i fjerne Østen vokser den på **havstrand**, og også i Norge (som i andre europeisk land), finnes den fortrinnsvis i sjøkanten (Rui 1963, Uotila 1988, Olsson 1993, m.fl., egne observ.). Rynkerose er i meget rask spredning nordover langs kysten (Alm et al. 1987).

En gruppe stabile taksa kom inn med frøblandinger da man for alvor begynte å dyrke **enger** i forrige århundre. Stabile, fremmede taksa som først og fremst skyldes engdyrking er bl.a. kløverarter (*Trifolium* spp.), vårpengeurt (*Thlaspi caerulescens*, også i plenfrøblandinger), engreverumpe (*Alopecurus pratensis*), bladfaks (*Bromus inermis*), kamgras (*Cynosurus cristatus*), hundegras (*Dactylis glomerata*), engsvingel (*Festuca pratensis*), møllesøtgras (*Glyceria grandis*), kjempesøtgras (*Glyceria maxima*), raigras (*Lolium perenne*) og timotei (*Phleum pratense*). Nyere

funn av radgras (*Beckmannia sizyachne*) skriver seg fra engfrøblandinger.

Vårpengeurt (*Thlaspi caerulescens*) har hatt en enestående suksess i Norge siden den første gang ble registrert i Oslo i 1874. Dens utbredelse ved århundreskiftet ble kartlagt av Holmboe (1900) som anga knapt 40 lokaliteter fra Oslo til Kristiansand samt Trondheim. I løpet av 90 år er arten alminnelig utbredt i Sør-Norge og er under spredning i Nord-Norge. Den er funnet i alle vegetasjonsregioner til og med lavalpin (høydegrense 1225 m o.h.), i plener, enger og vegkanter.

Tabell 4.6. Innførte taksa som har stabile populasjoner i Norge; noen eksempler som ikke er omtalt i teksten. Taksa merket * vet vi er under spredning. Referanser angis for en del taksa. - *Introduced taxa having stable populations in Norway; some examples not mentioned in the text. Taxa marked with * are known to be spreading. For some taxa references are given.*

Skrotemark

Taxa growing preferently in ruderal places

Fallopia japonica - Parkslirekne *, Handeland (1991)
 Fallopia sachalinensis - Kjempeslirekne *, Handeland (1991)
 Rumex obtusifolius - Byhøymol *, også i fuktig eng
 Chenopodium spp. - Melde-arter, Jørgensen (1973a)
 Silene latifolia ssp. alba - Hvit jonsokblom
 Chelidonium majus - Svaleurt
 Cardaria draba - Honningkarse
 Lepidium spp. - Karse-arter
 Bunias orientalis - Russekål *, Holmboe (1900)
 Barbarea vulgaris - Vinterkarse *, Holmboe (1900)
 Capsella bursa-pastoris - Gjetertaske
 Berteroa incana - Hvitdodre, Holmboe (1900)
 Sisymbrium spp. - Vegsenneper-arter
 Diplotaxis muralis - Mursenneper
 Brassica spp. - Kål-arter, noen er åkerflyktninger
 Rorippa spp. - Brønnekarse-arter
 Potentilla spp. - Mure-arter, P. thuringiaca *
 Medicago spp. - Snegleskolm-arter
 Melilotus spp. - Steinkløver-arter
 Trifolium spp. - Kløver-arter
 Lotus spp. - Tiriltunge-arter
 Vicia spp. - Vikke-arter
 Lathyrus spp. - Skolm-arter

Oxalis spp. - Gaukesyre-arter
 Geranium spp. - Storkenebb-arter, Lye (1989), noen er hageflyktninger
 Euphorbia spp. - Vortemelkarter
 Malva spp. - Kattost-arter
 Epilobium spp. - Mjølke-arter, flere *, spesielt E. glandulosum, E. ciliatum og E. watsonii, Hovda (1973), Jørgensen (1992)
 Oenothera spp. - Nattlys-arter
 Chaerophyllum spp. - Kjeks-arter
 Galium spp. - Maure-arter, Elven & Fremstad (1994)
 Anchusa spp. - Oksetunge-arter
 Nonea versicolor - Såpeblom
 Echium vulgare - Ormhode
 Dracocephalum thymiflorum - Russedrakehode
 Lamium album - Dauvnesle
 Salvia verticillata - Kranssalvie
 Verbascum lychnitis - Melkongsllys
 Chaenorhinum minus - Småtorskemunn *
 Linaria spp. - Torskemunn-arter
 Veronica opaca - Mørkveronika
 Veronica persica - Orientveronika *
 Veronica hederifolia - Bergfletteveronika
 Odontites vulgaris - Engrødtopp
 Dipsacus fullonum - Kardeborre
 Campanula rapunculoides - Ugrasklokke
 Campanula patula - Engklokke
 Conyza canadensis - Hestehamp *
 Inula britannica - Lodnealant
 Helianthus spp. - Solsikke-arter
 Iva xanthifolia - Gullblad
 Galinsoga spp. - Skjellfrø-arter, G. ciliata *
 Anthemis tinctoria - Gul gåseblom
 Anthemis arvensis - Hvit gåseblom
 Achillea ptarmica - Nyseryllik *
 Chamomilla recutita - Kamilleblom
 Chrysanthemum segetum - Gullkrage
 Tanacetum vulgare - Reinfann
 Tanacetum parthenium - Matrem
 Petasites japonicus - Japanpestrot, Handeland (1992)
 Senecio viscosus - Klistersvineblom *, Holmboe (1900)
 Senecio vernalis - Vårsvineblom *
 Arctium spp. - Borre-arter
 Carduus spp.
 Cirsium vulgare - Vegtistel
 Onopordum acanthium - Eselstistel
 Centaurea spp. - Knopp-arter
 Cicorium intybus - Sikori

Sonchus oleraceus - Haredylle
 Sonchus asper - Stivdylle
 Crepis biennis - Veghaukeskjegg *
 Crepis setosa - Busthaukeskjegg *
 Lactuca serriola - Taggsalat
 Juncus tenuis - Ballastsiv *, Skogen (1986)
 Setaria viridis - Grønn busthirse
 Avena fatua - Floghavre
 Poa supina - Veggrapp *
 Lolium spp. - Raigras-arter
 Bromus spp. - Faks-arter, Wendelboe (1956)
 Hordeum jubatum - Silkebygg

Åkerugras

Weeds in cultivated fields

Spergula arvensis - Linbendel, også på skrotemark
 Sinapis arvensis - Åkersennep, også på skrotemark
 Thlaspi arvense - Pengeurt
 Erysimum cheiranthoides - Åkergull
 Euphorbia helioscopia - Åkervortemelk
 Viola arvensis - Åkerstemorsblomst
 Galeopsis speciosa - Gulda
 Lamium amplexicaule - Myktvetann
 Lamium confertum - Vrangtvetann
 Veronica agrestis - Åkerveronika
 Matricaria perforata - Ugrasbalderbrå

Hageflyktinger, mest pryddplanter, enten naturalisert i mer sluttet vegetasjon, eller vokser på skrotemark.

Taxa escaped from gardens, mostly naturalised ornamental plants or growing as ruderals.

Salix alba - Hvitpil
 Salix x rubens (S. alba x fragilis) - *
 Salix fragilis - Skjørpil
 Salix viminalis - Kurvpil
 Populus spp. - Poppel-arter
 Carpinus betulus - Agnbøk
 Quercus rubra - Rødeik
 Cerastium tomentosum - Sølvarve
 Aconitum x stoerkianum - Prakthjelm
 Clematis spp. - Ranke-, klematis-arter
 Delphinium elatum - Hageridderspore
 Ranunculus aconitifolius - Duppesoleie
 Thalictrum aquilegifolium - Akeleiefrøstjerne

Berberis thunbergii - Japanberberiss *
 Mahonia aquifolium - Mahonie *
 Corydalis solida - Hagelerkespore
 Pseudofumaria lutea - Gul lerkespore *
 Papaver nudicaule - Sibirvalmue
 Iberis spp. - Sløyfe-arter
 Alyssum saxatile - Steindodre
 Lunaria annua - Judaspenger
 Hesperis matronalis - Dagfiol *
 Sedum spp. - Bergknapp-arter, noen arter *
 Saxifraga spp. - Sildre-arter
 Ribes spp. - Rips-, stikkelsbær-arter
 Spiraea spp. - Spirea-arter, Jørgensen (1973b)
 Sorbaria sorbifolia - Rognspirea
 Aruncus dioicus - Skogskjegg *
 Filipendula spp. - Mjødurt-arter
 Geum macrophyllum - Amerikahumleblom *
 Rubus armeniacus - Arménbjørnebær *
 Rosa spp. - Rose-arter
 Cotoneaster spp. - Mispel-arter *, Hylmö (1993)
 Amelanchier spp. - Blåhegg, søtmisspel
 Prunus spp.
 Laburnum spp. - Gullregn-arter
 Lupinus spp. - Lupin-arter *
 Euphorbia spp. - Vortemelk-arter
 Aesculus hippocastanum - Hestekastanje
 Impatiens spp. - Springfrø-arter *
 Euonymus europaeus - Spolebusk
 Tilia platyphyllos - Storlind
 Malva spp. - Kattost-arter
 Cornus alba - Hvitkornell *
 Astrantia major - Stjerneskjerm
 Myrrhis odorata - Spansk kjørvel *?
 Meum athamanticum - Bjønnrot
 Heracleum spp. - Bjønnkjeks-arter *, Alm & Jensen (1993),
 Often & Graff (1994)
 Primula elatior - Hagenøkleblom *, Elven (1985a)
 Lysimachia punctata - Fagerfredløs
 Syringa vulgaris - Syrin *
 Vinca spp. - Gravmyrt-arter
 Phlox spp. - Floks-arter
 Pulmonaria spp. - Lungeurt-arter, P. rubra *, Handeland (1989)
 Myosotis sylvatica - Skogminneblom
 Lamiastrum galeobdolon - Gulltvetann
 Mentha longifolia - Gråmynte *
 Mentha spicata - Grønnmynte
 Lycium barbarum - Bukketorn

Mimulus guttatus - Gjøglerblom *
 Antirrhinum majus - Løvemunn
 Cymbalaria muralis - Murtorskemunn
 Veronica austriaca - Østveronika
 Veronica filiformis - Gravveronika *
 Lonicera spp. - Leddved-arter *
 Symphoricarpos albus - Snøbær *?
 Sambucus nigra - Svarthyll *?
 Viburnum lantana - Filtkorsved *?
 Cephalaria gigantea - Gullknapp
 Campanula glomerata - Toppklokke
 Phyteuma spp. - Vadderot-arter
 Solidago spp. - Gullris-arter *, Sunding (1989)
 Aster spp. - Asters-arter
 Anaphalis margaritacea - Perleevigblom
 Inula helenium - Alantrot
 Telekia speciosa - Tusenstråle *
 Rudbeckia laciniata - Gjerdessolhatt
 Helianthus rigidus - Præriesolsikke
 Artemisia absinthium - Malurt
 Doronicum spp. - Gullkurv-arter
 Ligularia dentata - Nøkketunge
 Echinops spp. - Kuletistel-arter
 Centaurea montana - Honningknoppurt
 Cicerbita macrophylla - Kjempeturt *
 Prenanthes purpurea - Purpursalat, Losvik (1977)
 Acorus calamus - Kalmusrot
 Gagea minima - Smågullstjerne
 Tulipa sylvestris - Villtulipan
 Fritillaria meleagris - Rutelilje
 Lilium spp. - Lilje-arter
 Iris spp. - Iris-arter
 Crocus spp. - Krokus-arter
 Allium fistulosum - Pipeløk
 Scilla siberica - Russeblåstjerne *
 Hyacinthoides spp. - Klokkeblåstjerne-arter
 Chionodoxa forbesii - Snøstjerne
 Puschkinia scilloides - Vårpryd
 Ornithogalum angustifolium - Fuglestjerne
 Muscari botryoides - Perleblom
 Narcissus pseudonarcissus - Påskelilje
 Narcissus poëticus - Pinselilje
 Galanthus nivalis - Snøklokke
 Leucojum vernum - Klosterklokke
 Hemerocallis spp. - Daglilje-arter
 Asparagus officinalis - Asparges

4.5 Innførte taksa i tilbakegang

Noen taksa som fulgte med det tidligste åkerbruket, og som før var vanlige og problematiske ugras, er i dag på vei ut av Norges flora. Høiland (1993) har utredet status for åkerugras. Disse taksa anses som utgått som åkerugras: klinte (*Agrostemma githago*), busthavre (*Avena strigosa*) *, rugfaks (*Bromus secalinus*), lindodre (*Camelina sativa* ssp. *alyssum*) *, linsniketråd (*Cuscuta epilinum*) *, bokkhvete (*Fagopyrum esculentum*), vill bokkhvete (*Fagopyrum tataricum*), åkergrisor (Hypochoeris *glabra*) *, linsvimling (*Lolium remotum*), svimling (*Lolium temulentum*), åkerrødtopp (*Odontites vernus*) * og storbendel (*Spergula arvensis* ssp. *maxima*) *. Taksa merket * anses av Elven (1993a) som helt utgått av norsk flora. Flere av artene var bundet til lin-åkre, en kultur som har opphørt. Listen viser stor likhet med listen over utdødde arter i Finland (Uotila 1988).

Åkerfaks (*Bromus arvensis*), kornblomst (*Centaurea cyanus*), åkersteinfrø (*Buglossoides arvensis*) og mørkveronika (*Veronica opaca*) vurderer Høiland (1993) som akutt truet, åkerkvein (*Apera spica-venti*) og gullkrage (*Chrysanthemum segetum*) som sårbare.

Mange skrotemarksplanter har ikke vært funnet i Norge på en lang årrekke, og siden varettyper, handelsmønstre og transportmåter har endret seg mye de siste 100 år, er det god grunn til å anta at de fleste ikke vokser i landet.

4.6 Internasjonalt sideblikk

Innførte taksa utgjør 48,2 % av karplantefloraen (tabell 4.2) men, som antydte flere ganger, er tallet på "aktive", fremmede taksa i norsk flora vesentlig mindre, fordi mange taksa opptrer sporadisk eller ikke har vært funnet på mange år. I Canada og de nordøstre statene i USA, som har hatt den lengste påvirkningen utenfra, er andelen innførte taksa 30-36 %. I Midtvesten er andelen 20-30 %, og i stater som har grissen bosetting og ekstensivt jordbruk under 20 % (Stuckey & Barkley 1993). Tilsvarende tall for Mellom-Europa er 10-20 % (Kornas 1990). Sukopp (1972) angir 16 % for (Vest-)Tyskland og Storbritannia, 18 % for Finland. Vurdert etter (Uotila 1988) er det 55 % fremmede planter i Finland, men de høye tallene for Finland og Norge må bero på en noe annen gruppering av taksa enn anvendt for f.eks. Mellom-Europa. Det er vanskelig å tro at Mellom-Europas vegetasjon er mindre påvirket av fremmede taksa enn de klimatiske barskere og tross alt mindre forstyrrede områdene i Norden. En annen årsak til tallforskjellene er at

antallet indigene taksa er mye høyere for Mellom-Europa enn for de nordiske landene.

Tilførsel av fremmede planter til Norge følger mønstre som er mer og mindre internasjonale; det er klare likheter mellom Norge og Europa forøvrig (di Castri 1989, Sykora 1990) når det gjelder:

- tidspunktet for når fremmede planter dukker opp, tidligere ofte noe forsinket (forsinket) i Norge i forhold til Mellom-Europa og sørligere deler av Norden
- hvilke transportveier og handelsvarer som er viktige spredningsagenser
- hvilke land/regioner de fremmede plantene skriver seg fra
- hvilke taksa som kommer inn

4.7 Egenskaper til "invasive plants" og deres habitater

Vårpengeurt (**kap. 4.4**) er eksempel på en "invasive plant" eller "invader": en fremmed plante som invaderer et områdes vegetasjon og fortrenger hjemlige arter (fritt oversatt etter di Castri 1989, som siterer Stirton 1979).

Hvilke egenskaper gjør at enkelte taksa har særlig evne til å etablere og spre seg i for dem nye miljøer? Finnes den ideelle "invader"? Kan man forutsi hvilke fremmede planter som har særlig invasjonspotensiale og dermed kan komme til å bli bry-somme?

Mennesket er både i historisk perspektiv og i dag den viktigste faktor når det gjelder innføring av nye taksa til et område (di Castri 1989, Heywood 1989). Når et takson først er ankommet, avgjøres skjebnen til nykommeren av **klimafaktorer** og **habitatforhold** på mottakerstedet og **biotiske faktorer**.

Klimafaktorer

Den klimatiske seleksjonen er i Norge særlig virksom overfor subtropiske og tropiske taksa. Klimafaktorer påvirker alle faser i en plantes livssyklus: spiring, frøplanters overlevelse, vekst, blomstring, pollinering, modning av frø og frukter, herding før vinteren, overvintring. Taksa som kommer fra områder med tilsvarende klima som det norske har størst sjanse til å lykkes hos oss, f.eks. fra Mellom-Europas fjellområder, store deler av Russland og fjerne Østen, fjellområder i andre deler av Asia, boreale deler av Nord-

Amerika, og kanskje fra de sørligste regionene i Sør-Amerika og New Zealand. Et stigende antall vellykkede taksa i Norge kommer fra de førstnevnte områdene, jf springfrø (*Impatiens*), slirekne (*Fallopia*) og bjønnkjeks (*Heracleum*), mens sambandet med det sørligste Sør-Amerika og New Zealand kanskje ikke er av tilstrekkelig omfang til at det har gitt seg vesentlig utslag i nykommere.

Habitatforhold

Suksessen til en fremmed plante kan avhenge like mye av egenskapene til det økosystem eller samfunn den kommer til, som av dens biologiske egenskaper. Antallet nykommere i et område er klart korrelert med graden av forstyrrelse (Rejmánek 1989, Sykora 1990). Pimm (1989) skjeller mellom tre typer "forstyrrelse" i biologiske samfunn: 1) samfunnet har (for) få individer, slik at det, f.eks., finnes naken mark som kan inntas; 2) samfunnet har (for) få taksa, 3) samfunnet er "ferskt", og interaksjoner mellom arter er ikke fullt utviklet.

Di Castri (1990) påpeker forhold som er viktige ved "mottakerstedet":

- forekomst av åpne habitater
- habitater som hyppig er gjenstand for forstyrrelser
- menneskeskapt forstyrrelse og arealbruk av samme typer som i hjemlandet
- fravær av patogener, parasitter, predatorer, konkurrenter
- like klimatiske forhold som i hjemlandet

En kan skjelne mellom fire faser i utviklingen til et takson som lykkes på det nye stedet. Ulike forfattere (jf di Castri 1989, Kornas 1990) har ulike betegnelser på fasene; her er brukt en hybrid som synes å passe norsk språkbruk. Hver fase innebærer økende problemer med å lykkes.

Faser i biologiske invasjonprosesser:

- 1 **Ankomst:** de første diasporene og individene dukker opp.
- 2 **Etablering:** taksonet finnes regelmessig på sterkt forstyrrede steder, som på skrotemark og i dyrket mark.
- 3 **Naturalisering:** taksonet går inn i mindre forstyrrede steder, f.eks. enger, beitemark, elvebredder, sjøstrender eller uforstyrrede steder, som sluttet krattvegetasjon og skog.
- 4 **Spredning:** utvidelse av utbredelsesområdet/voksesteder på ankomststedet, og/eller ankomst og etablering i nye områder. Spredning kan skje også uten en fase med naturalisering.

Selv om et stort antall fremmede taksa innføres til et område, vil bare 2-3 % etter en periode med etablering og naturalisering spre seg til nye områder/regioner (di Castri 1989, 1990), jf Ourens (1959) beregning av ballastplanters etablering i Norge (kap. 4.2). Lohmeyer & Sukopp (1992) anslår at mindre enn 1 % av de innførte artene i Mellom-Europa er blitt **agriofytter**, dvs planter som har maktet å trenge inn i lite menneskepåvirkede habitater. De fleste nykommere kommer bare til fase 1, færre til fase 2. Få taksa vil ha sjanse til å naturalisere seg i skogsamfunn, men eksempler på slike i Norge er nevnt i kap. 4.4. Ennå er vi i beskjeden grad blitt utsatt for taksa som trenger ut indigene taksa i uforstyrrede habitater og nærmest skaper nye vegetasjonstyper. Slike eksempler finnes i Storbritannia (*Rhododendron ponticum*, Cross 1975) og Sør- og Mellom-Europa (*Robinia pseudacacia*, *Solidago gigantea* ssp. *serotina*, Kornas 1990). I Norge viser noen taksa slike tendenser. Canadagullris (*Solidago canadensis*) trenger ut indigene arter i halvstabile engsamfunn på Østlandet, og vinterkarse (*Barbarea vulgaris*) dominerer på mange berg og skrenter, på bekostning av indigene tørrmarksarter. Det går også ofte ut over tørrmarksarter der hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) danner store, tette bestander på vegskråninger. Kjempesøtgras (*Glyceria maxima*) naturaliseres i takrørsumper i Sørøst-Norge; den er en av de få taksa som hos oss ekspanderer i fuktig vegetasjon.

Europeiske habitater er generelt sett mer resistente overfor fremmede planter enn deler av andre kontinenter og mange øyer, der nykommere (gjørne fra Europa eller europeisk-påvirkede områder) har hatt alvorlige følger for naturlig vegetasjon (Noble 1989, Kornas 1990, Sykora 1990). Boreale skoger synes å ha større resistens enn mellom-europeiske (Hämet-Ahti 1983). Delin (1992) beskriver skogtypene i Hälsingland (på høyde med midtre deler av Østerdalen) og påpeker hvor få arter som har maktet å trenge inn i sluttet, moden skog. Den mellom- og sørøst-europeiske grisnesvineblom (*Senecio nemorensis* ssp. *fuchsii*) har maktet det, likeledes den nord-amerikanske blygmjølke (*Epilobium ciliatum*). I Norge er grisnesvineblom såvidt registrert i skog i Aust-Agder, mens blygmjølke bare er funnet på skrote-mark. Deres opptreden i boreal skog i Hälsingland indikerer imidlertid potensielle innvandrere i barskog i Norge.

Rejmánek (1989) har en mer generell tilnærming til problemet med plantesamfunns utsatthet for "invaders". Etter å ha analysert en rekke arbeider påpeker han:

- Pionersamfunn inneholder et større antall "invaders" enn senere suksesjonsstadier. Romlig separasjon fra kilder med "invaders" kan imidlertid påvirke dette forholdet.

- Middels fuktige (mesic) samfunn er mer tilbøyelig til å bli invadert enn samfunn i den svært tørre enden av en fuktighetsgradient.

- Få taksa er i stand til å trenge inn i ikke-forstyrrede samfunn. Noen av de som gjør det, danner i det invaderte samfunnet et sjikt (f.eks. busksjikt) som ikke var der før, men som det er ressurser til i samfunnet. Norske eksempler er rødhyll (*Sambucus racemosa*) i busksjiktet i ulike skogsamfunn og kjempesøtgras (*Glyceria maxima*) i et underfeltsjikt i sumper med takrør (*Phragmites australis*).

- Noen taksa finnes i forstyrrede samfunn i lengere tid, men begynner så å invadere ikke-forstyrrede samfunn. Genetisk tilpasning kan gjøre noen taksa bedre egnet til slik invasjon, men det kan også være snakk om å få diasporer nok å transportere fra forstyrrede til ikke-forstyrrede områder. Vårpengeurt (*Thlaspi caerulescens*) og vinterkarse (*Barbarea stricta*) synes å ha fulgt dette mønsteret i Norge.

- En vellykket invasjon avhenger av typen og graden av forstyrrelse, av antall diasporer som årlig tilføres samfunnet og hvor lenge det er eksponert for forstyrrelse.

- Et samfunns biomasse eller dekning er i noen tilfeller de beste indikasjonene på dets utsatthet for invasjon av fremmede taksa. Åpne rom skapt ved biomasseødeleggelse kan være den eneste generelle faktor som regulerer invasjoner.

Imidlertid kan også andre forhold ved habitatet påvirke skjebnen til invaderende taksa, bl.a. næringsstatus: forstyrrelse svekker samfunnets motstandevne mot invasjon bare hvis forstyrrelsen medfører økt tilgjengelighet til en begrensende ressurs (Hobbs 1989).

Biotiske faktorer

Mange har prøvd å karakterisere "invaders": organismer som med hensikt eller utilsiktet er brakt til områder utenfor deres hjemland, ofte fra én biogeografisk region til en annen (di Castri 1990) og som har "slått til" i mottakerlandet. Slike planter finnes innen mange taksonomiske grupper (Heywood 1989). Det er utført en rekke analyser av hvilke egenskaper "invaders" besitter mht. morfologi, økologi, fysiologi og genetikk. Ugras har egenskaper som gjør dem til "invaders". Det "ideelle ugras" beskrives av Baker (1965) som "en plastisk, flerårig art som spirer under et vidt spekter av fysiske betingelser, som vokser raskt,

blomstrer tidlig, er selvkompatibel, produserer mange frø som spres vidt, formerer seg vegetativt og er konkurransedyktig" (Noble 1989). Noen biotiske faktorer er summert i **tabell 4.7**.

Tabell 4.7. Biologiske kjennetegn til plantearter med stort invasjonspotensiale. Fra di Castri (1990) og Roy (1990) som bygger på en rekke kilder. - Biological attributes of possible plant invaders. From di Castri (1990) and Roy (1990), based on many other references.

Økologiske og fysiologiske egenskaper

- Vid potensiell nisje
- Tilpasser seg nye klimaforhold
- Diskontinuerlig spiring gjennom sekundær (indusert) hvile
- Lite spesialisert regenereringsmønster
- Ikke spesialisert pollineringsmønster
- Rask vekst pga. rask ressursutnyttelse (høye fotosyntese-, respirasjon- og transpirasjonsrater)
- Stor fleksibilitet mht. ressursallokering
- Stor konkurransevne pga rask vekst el. utskillelse av kjemiske forbindelser som hemmer andre arter (allelopati)

Morfologiske egenskaper

- Liten størrelse
- Frø tilpasset langdistansespredning

Genetiske egenskaper og populasjonsdynamikk

- Stor evne til å produsere avkom
- Langlivete frø som bygger opp en frøbank
- Rask populasjonsvekst
- Kort og enkel livssyklus
- Fenologi, f.eks. tidlig vekst
- Stor genetisk variasjon
- Selvkompatibilitet, apomixis eller klonvekst
- Polyploidi

De fleste innførte, efemære taksa er r-strateger, "ruderals" i Grime's (1979) terminologi. Mange "ruderals" har tilnærmet samme egenskaper som Bakers "ideelle ugras".

Taksa som trenger inn i sluttede, naturlige plantesamfunn er helst K-strateger ("competitors", Grime 1979) kjennetegnet av flerårigheit, robust vekstform og effektiv vegetativ formering.

Selv om mange "invaders" beskrives godt både av Bakers check-liste og Grime's strategier, fastslår Noble (1989) og Roy

(1990) at slike generelle karakteristika for "invaders" ikke eksisterer, og at Bakers og andres lister over "invader"-egenskaper ikke har prediksjonsverdi. Ingen taksa besitter alle egenskapene i tabellen; mange har en kombinasjon av flere av dem, men det kan ikke pekes på kombinasjoner som er "bedre" enn andre. Omvendt finnes taksa som har flere av egenskapene i **tabell 4.7**, men som ikke har vist tilbøyelighet til å opptre som "invader". Trass i dette har f.eks. Prach & Wade (1992) undersøkt egenskaper og spredningsevne til ti arter (som alle finnes i Norge) og kommet til at egenskaper som stor produksjon av frø som spres lett, effektiv vegetativ formering og ikke alt for spesifikke habitatkrav er egenskaper som indikerer stort spredningspotensiale og muligheter for å bli "problemart". På dette punktet vil de fleste botanikere kunne enes.

Noble (1989) etterlyser nye tilnæringsmåter når det gjelder å beskrive "invaders" og det å identifisere mulige "invaders" når fremmede arter introduseres eller på annen måte ankommer et nytt område. En mulig vei å gå er å definere "funksjonelle grupper" ved å beskrive et begrenset sett av fysiologiske og reproduksjonsmessige karakteristika og livshistorie-karakteristika, hvor variasjonen i hver egenskap har spesifikk, økologisk forutsigbar verdi. Vi må definere hvilke ledd i en populasjons utvikling som er avgjørende for hvorvidt et takson lykkes eller ikke på et nytt sted. Det gjenstår å utvikle slike populasjonsbiologiske modeller, men de vil kunne gi resultater som bidrar bl.a. til å 1) unngå introduksjoner som gir uønskede virkninger, og 2) bekjempe problemarter.

I det praktiske arbeidet med fremmede planter trengs noen retningslinjer for vurdering av taksaenes muligheter for å bli problemtaksa (pestarter). Noble (1989) mener f.eks. at høyt antall individer i én livsfase på hjemstedet, fulgt av høy mortalitet, bør være et varseltegn. Under noe endrede miljøforhold (i et nytt område) kan mortalitetsraten tenkes å bli endret, noe som kan føre til en annen populasjonsdynamikk enn i hjemlandet.

Sluttord

Takson - miljø-studier. En rekke forskere som har studert spredning av taksa i globalt perspektiv fastslår at mennesket er den viktigste faktor i spredning av planter og har vært det siden neolitisk tid. Noble (1989) hevder at ethvert forsøk på å klassifisere taksa etter spredningspotensiale over lengere strekninger kan legges til side til fordel for studiet av menneskets adferd.

For å forstå hvordan fremmede planter får fotfeste i et nytt område, uavhengig av hvordan de kom dit, er det ifølge Roy

(1990) nødvendig med en tilnærming som kombinerer studier av habitater og taksa, dvs. å karakterisere "invaders" også etter de habitattyper de opptrer i, først i hjemlandet, dernest i mottakerlandet. Slike undersøkelser har knapt vært utført for hele bredden av habitater i noen region. Verktøy for analyse av fremmede taksa og habitater må utvikles for formålet, bl.a. klassifikasjonssystem for habitater. Betydningen av å studere habitater/miljø parallelt med egenskaper ved plantene (helst populasjonsbiologiske parametre) påpekes også av Noble (1989).

Betydningen av arealbruk for forekomst av planter er behandlet i mange arbeider. Særlig er ugras-/skrotemarkflora grundig studert. Noen arbeider tar opp forholdet mellom planter og arealbruk i et noe bredere perspektiv; relevante for norske sammenligninger er: Lohmeyer & Sukopp (1992), Pysek (1993) og Tonteri & Haila (1990). Elven & Fremstad (under utarb.) ser på sammenhengen mellom fremmede arters forekomst langs en arealbruk-gradient. Forøvrig er det nødvendig med en større litteraturgjennomgang dersom forholdet mellom fremmede planter og habitater skal belyses mer inngående.

Hva med fremtiden? En ting er å kunne vurdere forholdet mellom takson og miljø i dag, men kan forholdet komme til å endres? Di Castri (1989, 1990) stiller en rekke viktige spørsmål om "invaders" sin rolle i fremtiden:

- Hvordan vil "invaders" te seg i en verden med minskende biologisk diversitet?
- Hvordan vil "invaders" reagere på nye typer forstyrrelser og stress, som sur nedbør og kraftig eutrofiering av ferskvann og kystøkosystemer?
- Hva blir konsekvensene for invasjonspotensialet av omfattende fragmentering og homogenisering av landskap, og av fremvekst av veldige, urbane områder?
- Hvordan vil klimaendringer påvirke "invaders"?

Angående siste punkt: For 30 år siden ga Høeg (1963) et tilbakeblikk på norsk flora, med vekt på menneskets innflytelse. Han påpeker imidlertid også den rolle som klimaendringer kan bety for enkelte taksa og for plantedekket generelt. I lys av problemene omkring forurensninger og globale klimaendringer er dette temaet svært aktuelt.

Beerling (1993) har analysert spredningspotensialet i Europa til parkslirekne (*Fallopia japonica*) og kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*), to av de mest ekspanderende og mest undersøkte fremmede taksa i Europa.

Utbredelsen til den flerårige parkslirekne (*Fallopia japonica*) ser ut til å bli kontrollert av vegetasjonsperiodens lengde målt i daggrader og av minimumstemperaturene. Dersom den globale, gjennomsnittlige overflatetemperaturen skulle øke 1,5 °C, slik noen klimascenarier antyder, vil parkslirekne kunne utvide utbredelsesområdet i Norge langs kysten fra 63 °N (Trondheims breddegrad, der Beerling har satt nordgrensen ut fra eksisterende opplysninger) til 69 ° (Sør-Troms). Med en temperaturøkning på 4,5 ° vil parkslirekne også kunne innta indre deler av Sør-Norge og ekspandere ytterligere mot nord.

Dette var forutsatt globale klimaendringer. Imidlertid er parkslirekne pr. i dag veletablert nord til Vesterålen (Sortland, R. Elven, egne observasjoner). Det vil si at den opplagt har et potensiale allerede i Sør-Troms, på samme breddegrad som i Sortland.

Den ettårige kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*) kan ifølge Beerling (1993) komme til å spre seg i hele fastland-Norge og resten av Fennoskandia med. Dens utbredelse ser ut til å bli innskrenket bare av vegetasjonsperiodens lengde. Både for parkslirekne og kjempespringfrø forutsetter Beerling (1993) at de ikke har problemer med å finne passende voksesteder (ingen "soil incompatibility"), noe de heller ikke ser ut til å ha. Uansett om vi får en global klimaendring eller ikke, kan vi vente en fortsatt spredning av disse taksa i Norge.

Tilsvarende klimakorrelasjoner kan gjøres for mange andre taksa bare en har vekstmodeller for populasjoner, data om taksaenes klimakrav (særlig evnen til å overleve ved lave temperaturer) og en del standard klimadata fra et sett av stasjoner.

GMO. Weber & Schmid (1993, og trolig mange med dem) hevder at "invaders" kan anvendes som modeller i risikovurderinger i forbindelse med genmodifiserte organismer (GMO), noe di Castri (1990) advarer mot. For risikovurderinger kreves nøye kjennskap til organismenes egenskaper og til de miljøer de aktuelle GMO kan komme i kontakt med. Samspillet mellom organisme og miljø er om mulig enda mer komplekst og uforutsigbart for disse organismene, og vi kan ikke være trygge på at de reagerer på miljøet på tilsvarende måte som ikke-manipulerte organismer med mange av de samme egenskaper. Nye spredningsmønstre kan oppstå med genetisk modifiserte organismer.

4.8 Økologiske konsekvenser og tiltak

Hvilke virkninger kan fremmede organismer tenkes å ha på steder/habitater der de tidligere ikke har vært? Pimm (1989)

hevder at innførte taksa ikke nødvendigvis behøver å ha noen påviselig virkning på de samfunn/habitater de inntar, men det er ofte vanskelig å forutsi om en nykommer kan få det. Dette støttes av Crawley (1989) som sier at selv om vi vet en del om hvilke egenskaper som sannsynliggjør at et fremmed takson får suksess, er vi ikke i stand til å forutsi de økologiske virkningene av de enkelte introduksjonene. Virkninger av introduksjoner kan undersøkes eksperimentelt ved å fjerne arter (mulige konkurranter eller predatorer) fra potensielle habitater, men slike eksperimenter er bare aktuelle i særskilte tilfeller.

Biodiversitet

Den økning i tilførselen av fremmede taksa som Norge utsettes for - i likhet med andre land - fører til en økning i biodiversitet, hvis en stirrer seg blind på antall taksa i et områdes flora (jf **tabell 4.1**). Men er økning i taksa en økning i biodiversitet som er ønsket? Ikke ubetinget. Enkelte taksa kan, ut fra mer og mindre emosjonelle og estetiske vinklinger, vurderes som "verdifulle" tilskudd til karplantefloraen, som "floristiske godbiter", "fargerike innslag i naturen" osv. Det som skjer, er i realiteten en synantropisering og internasjonalisering av Norges flora, en tilnærming til floraen i andre land ved at vi får flere og flere taksa felles med nabolandene og andre land i Europa. Vi kan oppleve at indigene taksa, som i årtusener har tilpasset seg norske habitater, presses ut av vidt utbredte, trivielle nykommere. Med et økende innslag av fremmede planter kan vi tvert om få en minskende naturlig biodiversitet og tap av regional, naturlig egenart.

Tiltak

Enkelte ikke-europeiske taksa har hatt så stor suksess i Europa at økologer, naturforvaltere og allmennheten oppfatter dem som problemer, som **pestarter**. Kontrolltiltak vurderes og iverksettes, dels basert på autøkologisk kunnskap, dels i håp om at noen tiltak lykkes (prøving og feiling). Kontrollen tar sikte på å redusere antall spredningsenheter til et akseptabelt nivå - fra menneskers synsvinkel. Fullstendig utrydding har sjelden vært målet (Groves 1989).

Tiltak mot uønskede taksa omfatter forbud mot innførsel og "svartelisting" som gir grunn for tiltak så snart utilsiktet innførsel er konstatert, men slike tiltak forutsetter kunnskap om at et takson kan forårsake problemer.

Bruk av **herbicider** (kjemisk bekjempelse) kan være effektivt, men er ofte uakseptabelt, særlig i naturreservater, tettbygde strøk, offentlige grøntanlegg, langs vassdrag m.fl. steder. Hensynet til offentlig sikkerhet og helse og faren for forurensning i jord og vann tilsier at bekjempelse bør skje med andre midler (jf. Groves 1989, Child et al. 1992, Waal et al. u.å.).

Mekaniske inngrep i form av **slått** og **hugst** har vært effektivt mot en del taksa. For flerårige urter (stauder) bør slått utføres med regelmessige mellomrom gjennom vegetasjonsperioden, flere år på rad. **Fjerning av røtter** kan være virksomt, men en vil aldri være sikker på at alle er fjernet, og for enkelte taksa er ett lite rot- eller stengelfragment nok for ny etablering (se f.eks. Brock & Wade 1993). **Beite** kan også være effektivt, spesielt dersom dyrene får anledning til å ta unge skudd tidlig i sesongen og senere beiter stedet regelmessig. **Brenning** brukes i en del tilfeller for å gi indigene taksa fordeler fremfor fremmede taksa, forutsatt at de aktuelle taksa har ulike reaksjoner på brann. For hyppig brann kan derimot fremme invasjon av fremmede planter (Groves 1989).

Biologisk bekjempelse kan bestå i å introdusere herbivorer og/eller plantepatogener fra taksaenes hjemland, etter omhyggelige forsøk for å fastslå at disse ikke innebærer fare for indigene taksa eller økonomisk viktige planter. Dette medfører tidkrevende prosedyrer (3-5 år) (Child et al. 1992), og vil bare være aktuelt overfor arter som virkelig byr på vesentlige problemer for samfunnet; økonomisk vinning må vurderes nøye mot biologisk risiko. Biologisk bekjempelse er i andre land (bl.a. i Mellom-Europa) særlig aktuelt i nasjonalparker og naturreservater der det er viktig å kombinere lave kostnader med minimal forstyrrelse (Grove 1989). Selv om vi har problemer med enkelte taksa lokalt, er det neppe behov for å vurdere biologisk bekjempelse av noe fremmed takson i Norge.

Mange problemarter vokser på steder der skjøtselkostnadene blir høye, f.eks. elvebredder, veg- og jernbaneskråninger, skrotemark og andre steder der ingen instanser føler ansvar for eller ser behovet for bekjempelse. Tiltakene blir tilfeldige og begrenset i areal og effektivitet, noe som fører til stadige nyetableringer og spredning til nærliggende områder.

Problem eller ressurs

Når bekjempelse er vanskelig, undersøker man om problemet kan vendes til ressurs. I Tromsø har man vurdert tromsøpalmens forverdi, men kommet til at den er uegnet (Alm & Jensen 1993).

Noen annen lønnsom anvendelse har man heller ikke for arten. For vasspest falt forsøk heldigere ut; den har potensiale både som krøtterfôr og jordforbedringsmiddel (Rørslett & Berge 1986). Andre planter har foreløpig ikke bydd på større forvaltningsproblemer i Norge.

Forvaltning og forskning

Inngrep i naturmiljøet blir stadig mer omfattende, med økende grad av urbanisering, storskala avskoging, vekt på monokulturer i både skog- og jordbruk, tap av habitatdiversitet og landskapsmessig "forflatning", forurensninger, klimaendringer og bruk av GMO. På denne bakgrunn påpeker di Castri (1989) behovet for overvåking og forskning på:

- endringer i opptreden til fremmede taksa som har stort spredningspotensiale
- ulike habitattypers tilbøyelighet til å bli invadert av fremmede planter, fra verneområder uten inngrep og forstyrrelser til sterkt forstyrrede habitater
- utsetting og spredningsmønstre til GMO i naturmiljøer

For bekjempelse av uønskede fremmede taksa er det ikke nok at en kjenner til virksomme tiltak for det enkelte takson. Det kreves også koordinert innsats fra ulike instanser, på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå for å utvikle en effektiv **forvaltningsstrategi**. En slik strategi omfatter bl.a. (Child et al. 1992):

- 1 Overvåking av populasjonsutviklingen for de enkelte arter (feltobservasjoner), koblet til et database- og GIS-system
- 2 Identifisering av "inviserte" områder og habitater
- 3 Vurdering av behovet for skjøtselstiltak
- 4 Koordinering av det praktiske arbeidet
- 5 Oppfølging av tiltakene

Waal et al. (u.å.) har studert tre pestplanter i Europa (parks-lysekne, kjempespringfrø og kjempebjønnkjeks *Heracleum mantegazzianum*) og konkluderer at hvert enkelt takson krever tiltak som er spesifikt tilpasset dets livsstrategi. Dette fordrer botanisk ekspertise som grunnlag for skjøtelsarbeidet, for å ivareta punkt 1-3 og 5 ovenfor.

4.9 Litteratur

- Ahti, T. & Hämet-Ahti, L. 1971. Hemerophilous flora of the Kuusamo district, northeast Finland, and the adjacent part of Karelia, and its origin. - Ann. Bot. Fennici 8: 1-91.
- Alm, T. & Jensen, C. 1993. Tromsøpalmen (*Heracleum laciniatum* auct. scand.) - noen kommentarer til artens innkomst og ekspansjon i Nord-Norge. - Blyttia 51: 61-69.
- Alm, T., Elven, R. & Fredriksen, K. 1987. Bidrag til karplantefloraen på Nordlandskysten. 2. - Polarflokken 11,2: 3-74.
- Alm, T., Edvardsen, H. & Elven, R. 1989. Vaid (*Isatis tinctoria*) på Nordlandskysten - utbredelse og økologi. - Blyttia 47: 3-12.
- Baker, H.G. 1965. Characteristics and models of origin of weeds. - I Baker, H.G. & Stebbins, C.L., red. The genetics of colonizing species. Academic Press, New York. s. 147-169.
- Berling, D.J. 1993. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. - J. Biogeogr. 20: 45-53.
- Benum, P. 1958. The flora of Troms fylke. - Tromsø Mus. Skr. 6: 1-402 + pl.
- Bjørndalen, J.E. 1971. Møllefloraen ved Skien. - Blyttia 29: 99-108.
- Bjørndalen, J.E. 1972. Jernbanefloristiske notater fra Finse og Haugastøl. - Blyttia 30: 125-133.
- Blomdal, E. & Egerhei, T. 1983. Vasspest (*Elodea canadensis*) i Evje og Hornnes kommune, Aust-Agder fylke. - Blyttia 41: 58-60.
- Blytt, A. 1876. Forsøg til en teori om indvandringen af Norges flora under vekslede regnfulde og tørre tider. - Nyt Mag. Naturv. 21: 279-362.
- Blytt, A. 1906. Haandbog i Norges flora. - Cammermeyer, Kristiania. 780 s.
- Brandes, J. 1993. Eisenbahnanlagen als Untersuchungsgegenstand der Geobotanik. - Tuexenia 13: 415-444.
- Brock, J. & Wade, M. 1993. Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizome and stems: observations from greenhouse trials. - I IXème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes. s. 85-94.
- Baade, P.D. 1768. Trondhiemske haveplanter. - Kgl. norske Vidensk. Selsk. Skr. 4.
- di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s. 1-30.
- di Castri, F. 1990. On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity. - I di Castri, F., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological

- invasions in Europe and the Mediterranean basin. *Monographiae Biologicae* 65. s. 3-16.
- Child, L.E., de Waal, L.C. & Wade, P.M., 1992. Control and management of *Reynoutria* species (Knotweed). - I Vegetation management in forestry, amenity and conservation areas; *Aspects of Applied Biology* 29: 295-307.
- Crawley, M.J. 1987. What makes community invisable? - I Crawley, M.J., Edwards, P.J. & Gray, A.J., red. Colonization, succession and stability. Blackwell, Oxford. s. 429-453.
- Crawley, M.J. 1989. Chance and timing in biological invasions. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s. 407-423.
- Cross, J.R. 1975. Biological flora of the British Isles: *Rhododendron ponticum* L. - *J. Ecol.* 63: 345-364.
- Delin, A. 1992. Kärlväxter i taigan i Hälsingland - deras anpassningar till kontinuitet eller störning. - *Svensk bot. Tidskr.* 86: 147-176.
- Dietrichson, J. 1991. Genspredning fra plantet mellomeuropeisk gran (*Picea Abies* (L.) Karst.) på Sør-Østlandet. - *Rapp. Skogforsk* 1991,11: 1-11.
- Direktoratet for naturforvaltning 1992. Biologisk mangfold i Norge. En landstudie. - *DN-Rapp.* 1992,5a: 1-101.
- Eckblad, F.E. 1983. Var ett av verdens eldste herbarier norsk? - *Blyttia* 41: 125-127.
- Elven, R. 1985a. Nøkleblomstene i Tromsø. - *Blyttia* 43: 63-70.
- Elven, R. 1985b. *Stellaria hebecalyx* - en stjerneblom ny for Norge. - *Blyttia* 43: 173-184.
- Elven, R. 1993a. Checklist of Norwegian vascular plants. - *Upubl.*
- Elven, R. 1993b. Norsk flora. 6. utg. ved Reidar Elven. Absolutt siste arbeidskladd [til Lid & Lid 1994]. - Universitetet i Oslo. 550 s. *Upubl.*
- Elven, R. 1994. Oversikt over antall karplanter i Norge. - *Brev til Direktoratet for naturforvaltning* 5.1.1994.
- Elven, R. under utarb. *Luzula forsteri* (Sm.) DC., ny for Norge. - *Blyttia* 52.
- Elven, R. & Fremstad, E. 1994. Parkmaure, *Galium pumilum* ssp. *pumilum*, ny for Norge. - *Blyttia* 52,3. I trykk.
- Elven, R. & Fremstad, E. under utarb. Occurrence and expansion of alien plants in Norway. - *Prosjekt støttet av Norges forskningsråd* 1993-95.
- Elven, R., Fremstad, E. & Sandved, M. 1991. Genetiske risikoer for norske villplanter. - *NINA Oppdragsmelding* 73: 1-39.
- Fremstad, E. 1994. Radgress, *Beckmannia*, i Norge. - *Blyttia* 52: 33-38.
- Fremstad, E. & Bevanger, K. 1988. Flommarksvegetasjon i Trøndelag. Vurdering av verneverdier. - *Økoforsk Rapp.* 1988,6: 1-140.
- Fægri, K. 1970. Norges planter. - Cappelen forlag, Oslo. 3b.
- Fægri, K. 1987. Klostervesenets bidrag til Norges flora og vegetasjon. - Foreningen til norske fortidsminnesmerkers bevaring, *Årbok* 1987: 225-238.
- Fægri, K. 1992. Pestrot (*Petasites hybridus*) - en klosterplante p.p. - *Blyttia* 50: 115-119.
- Fægri, K. 1993. Hvorledes kom vasspest til Norge? - *Blyttia* 51: 23-24.
- Gjærevoll, O. 1990. Vegetasjon langs veger. - *Upubl. rapp.* 21 s.
- Gjærevoll, O. 1991. Vegetasjon langs veger i Nord-Norge. - *Upubl. rapp.* 28 s.
- Gjærevoll, O. 1992. Vegetasjon langs veger i Sør-Norge. - *Upubl. rapp.* 25 s.
- Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. - J. Wiley & Sons, Chichester. XI, 222 s.
- Groves, R.H. 1989. Ecological control of invasive terrestrial plants. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. 437-461.
- Grue, U.D., red. 1993. Ta vare på gamle hager. - Statens fagteneste for landbruket, Det norske hageselskap. 52 s.
- Grundmann, A. 1993. Vegetation der Wiesen auf Bahnböschungen in der Stadt Zürich. - *Ber. Geobot. Institut ETH, Stiftung Rübél, Zürich* 59: 79-105.
- Haglund, E. 1901. Ett nytt höjdmåximum för några ruderat- och kulturväxters förekomst i nordliga Norge. - *Nyt Mag. Naturvid.* 39: 117-128.
- Halvorsen, R. 1983. To nye adventivplantefunn ved møllene. - *Blyttia* 41: 112-114.
- Hammer, C. 1773. Norsk huusholdningskalender. 1-2. - Christiania.
- Handeland, S. 1989. Lungeurt - ei vrien slekt på frammarsj i Norge. - *Blyttia* 47: 37-44.
- Handeland, S. 1991. Nokre store artar av slirekne, *Polygonum* L. s.l., i Norge. - *Blyttia* 91: 183-190.
- Handeland, S. 1992. Forvilla arter av pestrot - *Petasites* L. Mill. - *Blyttia* 50: 163-166.
- Hanssen, O. & Nordhagen, R. 1930. Die Adventivflora einiger westnorwegischen Kornmühlen in den Jahren 1927-1928. - *Bergens Mus. Årb. Naturv. R.* 1930,4: 1-10.
- Heltzen, I.A. 1841. Træer, planter og urters brug og nytte i oekonomisk og medicinsk henseelse som vildt voxende paa Helgeland. - *Almue-Magazin for Nordlænding* 1. Tromsø. IV, 487 s.
- Heywood, V.N. 1989. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s. 31-60.
- Hobbs, R.J. 1989. The nature and effects of disturbance relative

- to invasions. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s. 389-405.
- Holmboe, J. 1900. Nogle ugræsplanter indvandring i Norge. - Nyt Mag. Naturvid. 38: 129-262.
- Holmboe, J. 1906. Studier over norske planters historie. III. En samling kulturplanter og ugræs fra vikingetiden. - Nytt Mag. Naturvid. 44: 61-74.
- Holmboe, J. 1921. Nogen kulturrelikter i uernes plantevekst. - Naturen 1921: 65-76.
- Holmboe, J. 1927. Nytteplanter og ugræs i Osebergfundet. - Osebergfundet 5. Universitetets Oldsaksamling, Oslo. 78 s.
- Holmboe, J. 1930. Osebergdronningens have. - Selskapet Havedyrkningens venners medlemsskrift 1930, 1.
- Hovda, J. 1973. De amerikanske artene av slekta *Epilobium* L. s.str. som er funnet i Norge. - Blyttia 31: 19-28.
- Hovda, J. 1978. Fuglefrø som spredningskilde for adventivplanter. - Blyttia 36: 17-18.
- Hylmö, B. 1993. Oxbär, *Cotoneaster*, i Sverige. - Svensk bot. Tidskr. 87: 305-330.
- Hämet-Ahti, L. 1983. Human impact on closed boreal forest (taiga). - I Holzner, W., Werger, M.J.A. & Ikusima, I. red. Man's impact on vegetation. Junk, The Hague. s. 69-82.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P. & Vuokko, S., red. 1986. Retkeilykasvio. - Suomen Luonnonsuojelun Tuki, Helsinki. 598 s.
- Høeg, O.A. 1963. Endringer i planteveksten i de siste 150 år. - I: Ruud, J.T., red. Dette er Norge 1814-1964, 1. s. 93-104.
- Høeg, O.A. 1975. Antall ville og innførte arter av karplanter i Norge. - Blyttia 33: 9-10.
- Høiland, K. 1983. Slekta søtvier, *Solanum* L., i Norge, med vekt på de innførte artene. - Blyttia 41: 132-142.
- Høiland, K. 1993. Truede kulturbetingete planter i Norge. 1. Åkerugras. - NINA Utredning 47: 1-44.
- Iversen, J.I. 1990. Forsvunne karplanter fra Østfold fylke de siste 200 år inkludert antatte feilangivelser. - Blyttia 48: 137-144.
- Johnsen, J.I. & Steinnes, A. 1987. Ekornsvingel (*Vulpia bromoides*) frå tørrenger i kulturlandskap på Rennesøy i Rogaland. - Blyttia 45: 171-174.
- Jørgensen, P.M. 1969. Møllefloraen i Rogaland 1966-68. - Blyttia 27: 216-225.
- Jørgensen, P.M. 1970. Noen amerikanske adventivplantefunn i Norge. - Blyttia 28: 25-32.
- Jørgensen, P.M. 1973a. The genus *Chenopodium* in Norway. - Norw. J. Bot. 20: 303-319.
- Jørgensen, P.M. 1973b. Forvillede arter og hybrider av slekten *Spiraea* i Norge. - Blyttia 31: 29-33.
- Jørgensen, P.M. 1990. "Dylleturt" (*Cicerbita plumieri*) i Norge. - Blyttia 48: 67-68.
- Jørgensen, P.M. 1992. Forvillede krypende mjølker i Norge. - Blyttia 50: 21-22.
- Jørgensen, P.M. & Ouren, T. 1969. Contributions to the grain mill flora. - Nytt Mag. Bot. 16: 123-137.
- Kaland, P.E. 1979. Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordlands lyngheiområde. - I Fladby, R. & Sandnes, J., red. På leting etter den eldste garden. Universitetsforlaget, Oslo. s. 41-70.
- Kornas, J. 1990. Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. - I di Castri, F., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Monographiae Biologicae 65. s. 19-36.
- Korsmo, E. 1925. Ugress i nutidens jordbruk. Biologiske og praktiske undersøkelser. - Cappelen, Oslo. 694 s.
- Kristensen, T. 1989. *Cicerbita plumieri* funnet i Lyngdal, Vest-Agder. - Blyttia 47: 173-174.
- Krovoll, A. & Nettelblatt, M. 1985. Catalogue of the J.E. Gunnerus herbarium. - Gunneria 52: 1-171.
- Lid, J. 1952. Norsk flora. 2 utg. - Det norske samlaget, Oslo. 771 s.
- Lid, J. 1963. Norsk og svensk flora. - Det norske samlaget, Oslo. 800 s.
- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora. Ny utg. ved Olav Gjærevoll. - Det norske samlaget, Oslo. 837 s.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utg. ved Reidar Elven. - Det norske samlaget, Oslo. 1014 s.
- Lohmeyer, W. & Sukopp, H. 1992. Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Schriftenreihe für Vegetationskunde 25: 1-185.
- Losvik, M. 1977. *Prenanthes purpurea* ny for Norge. - Blyttia 35: 113-115.
- Lye, K.A. 1989. *Geranium sibiricum* L. i Norge. - Blyttia 47: 17-21.
- Madsen, H.E.S. & Lyck, G. 1991. Introducerede planter. Forvildede og adventive arter. - Københavns universitet, Inst. økol. bot., Skov- og naturstyrelsen, Hørsholm. 183 s.
- Malmgren, U. 1978. Synantropernas indelning och floristiska karakteristik. - Svensk bot. Tidskr. 72: 137-142.
- Moe, D. 1973. Et gammelt Bergens-herbarium. - Godbiter fra samlingene 41: 18. Bergen.
- Naustdal, J. *Carex vulpina* L., ny for Noreg. - Blyttia 5: 7-12.
- Nettelblatt, M. 1986. Planteliv i Salten. - Bodøboka. 11 s.
- Noble, I.R. 1989. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s. 301-350.

- Nordhagen, R. 1941. De gamle klosterhager. - Årsberetn. Foreningen til norske fortidsminnesmerkers bevaring 1939. s. 55-94.
- Nordhagen, R. 1954a. Om gjennombruddet av den engelske landskapsstil i nordisk havekunst og dens betydning for Nordens flora. - Blyttia 12: 37-101.
- Nordhagen, R. 1954b. Om *Poa chaixii* i det gamle parkanlegg på Rotvoll ved Trondheim og et funn av *Luzula luzuloides* i Lunden på Kjørbo i Bærum. - Blyttia 12: 158-166.
- Nordhagen, R. 1959. Hører *Centaurea nigra* L. til Norges ville flora eller ikke? - Blyttia 17: 7-22.
- Nurminiemi, M. & Rognli, O.A. 1993. Kulturplanter og risiko for genspredning. - NLH, Institutt for bioteknologifag. 79 s.
- Ofen, A. & Graff, G. 1994. Skillekarakterer for kjempebjørnekjeks (*Heracleum mantegazzianum*) og tromsøpalme (*H. laciniatum*). - Blyttia 52. I trykk.
- Olsson, H. 1993. Dry coastal ecosystems of southern Sweden. - I van der Maarel, E., red. Dry coastal ecosystems, polar regions and Europe. Ecosystems of the world 2A. s. 131-143.
- Ouren, T. 1959. Om skipsfartens betydning for Norges flora. - Blyttia 1959: 97-118.
- Ouren, T. 1968. The ballast-plants, a moribund element in the Norwegian flora? - Norsk geogr. Tidsskr. 22: 245-251.
- Ouren, T. 1972. Ballastplasser og ballastplanter i Aust-Agder. - Blyttia 30: 81-100.
- Ouren, T. 1977. Bergensområdets kornimport og mølleflora gjennom 100 år. - Blyttia 35: 117-131.
- Ouren, T. 1979. Ballastplasser og ballastplanter i Østfold. - Blyttia 37: 167-179.
- Ouren, T. 1987. Soyabønne-adventiver i Norge. - Blyttia 45: 175-185.
- Ouren, T. 1991. Krypmyre, *Potentilla reptans*, en standhaftig ballastplante i Norge. - Blyttia 1991,4: 191-195.
- Paus, Aa. 1992. Late Weichselian vegetation, climate, and floral migration in Rogaland, southwestern Norway; pollen analytical evidence from four late-glacial basins. - Dr. philos.-avhandl. Univ. Bergen.
- Pimm, S.L. 1989. Theories of predicting success and impact of introduced species. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. s. 351-367.
- Prach, K. & Wade, P.M. 1992. Population characteristics of expansive perennial herbs. - Preslia 64: 45-51.
- Pysek, P. 1993. Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. - Vegetatio 106: 89-100.
- Rejmánek, M. 1989. Invasibility of plant communities. - I Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, Chichester. s. 351-388.
- Roy, J. 1990. In search of the characteristics of plant invaders. - I di Castri, F., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Monographiae Biologicae 65. s. 335-352.
- Rui, H. 1963. Litt om *Rosa rugosa* Thunb. i Norge. - Blyttia 21: 91-93.
- Ryvarden, L. 1967. Bidrag til Finnmarks flora III. - Blyttia 25: 55-60.
- Rørslett, B. 1969. Spredningen av vasspest, *Elodea canadensis* Michx., på Østlandet 1961-1968. - Blyttia 27: 185-193.
- Rørslett, B. 1977. Vasspest (*Elodea canadensis*) på Østlandet fram til 1976. - Blyttia 35: 61-66.
- Rørslett, B. & Berge, D. 1986. Vasspest (*Elodea canadensis*) i 1980-åra. - Blyttia 44: 119-125.
- Sargent, C. 1984. Britain's railway vegetation. - Huntingdon. 34 s. (Ikke sett.)
- Scharffenberg, J. 1902. Bidrag til botanikens historie i Norge i det 17de aarhundrede. - Nytt Mag. Naturvid. 40: 193-202.
- Schröder, F.-G. 1969. Zur Klassifizierung der Anthropochoren. - Vegetatio 16: 225-238.
- Schübeler, F.C. 1862. Die Culturpflanzen Norwegens. - Brøgger, Christiania. 197 s., pl.
- Schübeler, F.C. 1873-75. Die Pflanzenwelt Norwegens. Ein Beitrag zur Natur- und Culturgeschichte Nord-Europas. - Brøgger, Christiania. 468 s., pl.
- Schübeler, F.C. 1886-89. Viridarium norvegicum. Norges væxtrige. Et bidrag til Nord-Europas natur- og kulturhistorie. 1-3. - Fabritius, Christiania.
- Skogen, A. 1986. Ballastniv (*Juncus tenuis*): en nykommer biter seg fast i Norge. - Blyttia 44: 97-102.
- Stirton, C.H. 1977. Taxonomic problems associated with invasive alien trees and shrubs in South Africa. - Proc. 9th Plenary Meeting AETFAT. s. 218-219. (Siteret etter Heywood 1989.)
- Stuckey, R.L. & Barkley, T.M. 1993. Weeds. - Flora of North America north of Mexico. 1: 193-198.
- Sukopp, H. 1972. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. - Berichte über Landwirtschaft 50: 112-139. (Siteret etter Kornas 1990.)
- Sunding, P. 1989. Naturaliserte *Solidago*-(gullris)arter i Norge. - Blyttia 47: 23-27.
- Suominen, J. 1969. The vegetation of railway yards and adjacent storage areas in Finland. - Ann. Bot. Fennici 6: 353-367.
- Suominen, J. 1990. Vild humle i Finland - hur är det i Sverige? - Svensk bot. Tidskr. 84: 259-265.
- Suominen, J. 1994. Cannabaceae. - Flora Nordica. I trykk.
- Sykora, K.V. 1990. History of the impact of man on the distribution of plant species. - I di Castri, F., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the

- Mediterranean basin. Monographiae Biologicae 65. s. 37-50.
- Tambs Lyche, R. 1931. Adventivfloraen i Buvik. - K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1931,2: 1-14.
- Tambs Lyche, R. 1934. Bidrag til Norges adventivflora. - K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1934,5: 1-16.
- Tambs Lyche, R. 1938. Bidrag til Norges adventivflora 1934-1937. - K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1938,2: 1-18.
- Tambs Lyche, R. 1939. Adventivfloraen i Buvik 1938. - K. norske Vidensk. Selsk. Forh. 1939,12 (11): 37-40.
- Tambs Lyche, R. 1942. Adventivfloraen i Buvik 1939 og 1941. - K. norske Vidensk. Selsk. Forh. 1941,14 (48): 181-184.
- Tønning, H. 1773. Norsk medicinsk og oeconomic flora. - Kjøbenhavn.
- Tonteri, T. & Haila, Y. 1990. Plants in a boreal city: ecological characteristics of vegetation in Helsinki and its surroundings, southern Finland. - Ann. Bot. Fennici 27: 337-352.
- Uotila, P. 1988. Förluster och tillskott i Finlands kärlväxtflora. - Svensk bot. Tidskr. 82: 379-384.
- Vogt, T. 1941. *Arabis suecica* Fr. ved Røros, ny for Norge. - Norsk bot. For. Medd. 1941: 75-76.
- Vorren, K.D. 1968. Polemochorer i Neiden. - Blyttia 26: 11-14.
- Wendelbo, P. 1956. Antropochore *Bromus*-arter i Norge. - Blyttia 14: 1-14.
- Waal, L.C., Child, L.E. & Wade, P.M. u.å. The management of invasive riparian plants: a comparison of three alien species (*Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam), *Heracleum mantegazzianum* (Giant hogweed) and *Fallopia japonica* (Japanese knotweed)). - Loughborough University, Department of Geography, International Centre of Landscape Ecology. Loughborough, U.K. 14 s. Upubl.
- Weber, E. & Schmid, B. 1993. Das Neophytenproblem. - Dissertationes Botanicae 196: 209-227.
- Wendelbo, P. 1957. Arter og hybrider av *Centaurea* underslekt *jacea* i Norge. - Univ. Bergen Årb. Naturv. Rekke 1957,5.
- Wesenberg, J. 1988. Primærlokalteter for skjeggklokke, *Campanula barbata* L., i Norge? - Blyttia 46: 154-159.

5 Kryptogamer

Bjørn Åge Tømmerås, NINA

Når det gjelder introduserte kryptogamer finnes det svært få opplysninger som kan si noe om omfanget.

Mange eksempler finnes på småsopper som er definert som patogener og er introdusert til Norge. Dette er også grunnen til at kunnskapen er mye mer omfattende om akkurat disse artene. Disse behandles under kapittel 10 om patogener.

Innenfor gruppen kryptogamer finnes det likevel noe kunnskap om endringer i forekomst og utbredelse. Flere av endringene kan med større eller mindre sannsynlighet settes i sammenheng med at organismen er introdusert. I denne utredningen har vi derfor valgt å utarbeide en sammenstilling over storsopper som er introduserte og/eller blitt påvirket i forekomst og spredning av menneskeskapt habitat. Dataene er fra Klaus Høiland, NINA.

- A - Utvilsomt innførte arter som bare opptrer i sterkt menneskeskapt habitat, slik som hager, parker, gartnerier, blomsterpotter og avfallsplasser.
- B - Arter hovedsakelig eller alltid knyttet til kulturbetingete habitater, men hvor det er vanskelig å avgjøre hvorvidt arten aldri har vært viltvoksende i Norge.

- b - Arter knyttet til grasmark, utbreder seg på grasplener, kulturbeløyer og kunsteng.
- h - Arter knyttet til hager, sannsynligvis fulgt med hageplanter.
- i - Arter på innendørs trevirke.
- o - Arter på jord i blomsterpotter og gartnerier, stort sett tropisk eller subtropisk opprinnelse. Fulgt med planter eller jord.
- p - Arter knyttet til parker og større hager. Her finnes mange som vokser på parktrær. En del arter som er bundet til gamle trær.
- t - Arter bundet til bestemte introduserte treslag, f.eks. lerk, eller følger treslaget utenfor dets naturlige utbredelsesområde, f.eks. bøk.
- v - Arter som er knyttet til urbant miljø, f.eks. gater og vegkanter.

- 1 A h *Agaricus brunnescens* (dyrka sjampinjong)
- 2 A h *Mutinus ravenelii* (hagestanksopp)
- 3 A o *Leucocoprinus birnbaumii* (gulfnokket paraplyhatt)
- 4 A o *Leucocoprinus brebissonii* (svartskjellet paraplyhatt)
- 5 A o *Leucocoprinus cepestipes* (brunskjellet paraplyhatt)
- 6 A o *Leucocoprinus denudatus* (blekgul paraplyhatt)
- 7 A o *Leucocoprinus lilaceogranulosus* (lilla paraplyhatt)
- 8 A o *Lysurus gardneri* (fingerstanksopp)
- 9 A o *Mycena aliphophora*
- 10 A t *Boletinus cavipes* (hulrørsopp)
- 11 A t *Gomphidius maculatus* (lerkesleipsopp)
- 12 A t *Suillus grevillei* (lerkesopp)
- 13 B b *Mycenastrum corium* (lærball)
- 14 B h *Cyathus olla* (åkerbrødkorg)
- 15 B h *Cyathus stercoreus* (hagebrødkorg)
- 16 B h *Cyathus striatus* (stripebrødkorg)
- 17 B h *Geastrum fornicatum*
- 18 B h *Leucocoprinus cretatus* (kritt-paraplyhatt)
- 19 B i *Peziza cerea* (kjellerbegersopp)
- 20 B i *Serpula lacrymans* (ekte hussopp)
- 21 B o *Leucocoprinus bresadolae* (rødnende paraplyhatt)
- 22 B p *Agaricus xanthoderma* (giftsjampinjong)
- 23 B p *Aurantioporus fissilis* (eplekjuke)
- 24 B t *Inonotus hispidus* (pelskjuke)
- 25 B v *Agaricus bernardii* (vegsjampinjong)
- 26 B v *Agaricus bitorquis* (bysjampinjong)

6 Fugler og pattedyr

Kjetil Bevanger, NINA & Viggo Ree, 3530 Røyse

6.1 Innledning.....	74
6.1.1 Artsgjennomgang.....	75
6.2 Fugler.....	76
6.2.1 Bevisste utsetninger.....	76
6.2.2 Arter rømt fra fangenskap eller oppdrett.....	84
6.2.3 Arter spredd fra ville bestander i naboland.....	93
6.2.4 Arter med uspesifisert antropochor opprinnelse.....	94
6.3 Pattedyr.....	99
6.3.1 Bevisste utsetninger.....	99
6.3.2 Arter rømt fra fangenskap eller oppdrett.....	105
6.3.3 Arter spredd fra ville bestander i naboland.....	107
6.3.4 Arter med uspesifisert antropochor opprinnelse.....	108
6.4 Resultater, diskusjon, konklusjon.....	112
6.5 Litteratur.....	113

6.1 Innledning

Endringer i fugle- og pattedyrfaunaens sammensetning har vært et område som tidligere ble viet stor oppmerksomhet (e.g. Wildhagen 1949a, Broch 1955, Elton 1958, Haftorn 1959, Semb-Johansson 1963, 1988a og b, Isenmann 1990, Marcuzzi 1990), og fagfeltet har til dels vært dominert av bredt orienterte zoologer. De senere tiår har imidlertid norske zoologer i beskjedent utstrekning beskjeftiget seg med dyregeografiske problemstillinger. Etter hvert som hypotesetesting er blitt et sentralt stikkord, har denne mer deskriptive delen av zoologien kommet noe i bakgrunnen. Mye tyder imidlertid på at økende interesse for biodiversitet generelt vil føre til fornyet innsats på dette viktige området i årene som kommer (jf Drake 1989, Lodge 1993).

Endringer av fugle- og pattedyrfaunaen innen et landområde kan ha høyst forskjellig bakgrunn. Selv om foreliggende rapport kun omhandler arter som konkret antas eller vites å være introduserte ved menneskets medvirkning, er det grunn til å understreke at dagens faunabilde i stor utstrekning skyldes indirekte virkninger av menneskelig virksomhet. Jordbruk og skogbruk har gjennom tusenvis av år lagt forholdene til rette for enkelte arter samtidig som andre har mistet leveområder. Faunaendringer i Norge som følge av kulturell innflytelse (Willgohe 1964) er ikke vurdert i denne rapporten.

Motiver for å introdusere nye arter har vært mange (jf Lever 1985, 1987). De første introduksjoner av fugler og pattedyr var utvilsomt gjort ut fra rene nyttebetraktninger, og mange arter er flyttet mellom ulike land og kontinenter og introdusert til nye økosystemer parallelt med større og mindre folkevandringer. De arter som har fulgt mennesket i størst utstrekning, og følgelig oppnådd en global utbredelse, er en rekke dyrearter mennesket har domestisert fordi de har hatt direkte nytte av dem, f.eks. tamkveg *Bos taurus*, hest *Equus caballus*, sau *Ovis aries*, geit *Capra hircus*, gris *Sus scrofa*, katt *Felis catus*, hund *Canis familiaris* og høns *Gallus* spp. I økologisk forstand er dette mutualisme, dvs at to arter har gjensidig nytte av hverandre (Begon et al. 1990).

Ingen har i dag full oversikt over hvor mange tusen år visse arter har eksistert som domestiserte former, hvordan spredningen har foregått eller hvilke økologiske konsekvenser det har hatt (Lever 1985, 1987), men det er ingen tvil om at direkte og indirekte effekter av husdyrhold har medført betydelige modifiseringer av klodens miljø, f.eks. i mediterrane klimaregioner (Mooney 1988) og forørkning både i Amerika og Afrika. Et eksempel på hvilke problemer miljø som ikke er tilpasset kveg kan få, er Australia. Inntil koloniseringen for noen hundre år siden var kenguruer de største grasetende dyr. I løpet av de siste 200 år har tamkvegpopulasjonen vokst fra 7 dyr (bragt over av de første engelske kolonistene i 1788) til over 30 millioner. Ekskrementene til disse dyrene representerer over 300 millioner kuruker pr. dag, og det australske miljø har ikke utviklet mikroorganismer og insekter som er i stand til å bryte ned denne type ekskrementer. Nedbrytingskjeden er tilpasset de tørre, fibrøse kenguruekskrementene. Resultatet er blitt et gigantisk møkkproblem med stadig nye forsøk på introduksjoner av arter som kan bryte ned kurukene (Begon et al. 1990). Ingen av de pattedyr- eller fuglearter som er kjent introdusert til Norge har hatt tilsvarende åpenbare, dramatiske effekter.

Økonomiske motiver har også fått mennesker til å introdusere nye arter. Spesielt gjelder dette pelsdyr. I Norge er amerikansk mink *Mustela vison* et eksempel på dette. Til tross for at det allerede ved minkfarmingens spede begynnelse på slutten av 1920-tallet ble hevet advarende røster fra zoologisk hold om at slik farming og innførsel av nye rovdyrarter kunne få uheldige følger for den eksisterende fauna (Broch 1929a og b), var det argumenter om muligheter til store fortjenester og flere arbeidsplasser som vant.

Et annet viktig motiv for å introdusere arter har vært ønsket om å øke antall jaktbare arter (Fog 1962, Lønø 1963, Haga & Schei

1986, Myrberget 1990b). I USA ble det på 1950-tallet satt i gang et eget "game introduction program" (Bump 1963, 1969, CKRP 1968) ene og alene med det for øyet å finne frem til arter som skulle introduseres for å supplere eksisterende viltarter. Hovedargumentene for dette var at stadig flere drev jakt som rekreasjonsbeskjeftigelse, men på grunn av økt forurensing, habitatfragmentering og andre menneskelige inngrep, ble tilgjengelige habitater og viltarter stadig mindre tilgjengelige. I Norge ble kanadagås *Branta canadensis* primært innført for at den skulle bli et nytt jaktobjekt (Lund 1963a, Ree & Hayman 1992).

Bevisste introduksjoner som knapt kan sies å være rasjonelt begrunnet har også forekommet. Emigranter har tatt arter med som "minner" fra sitt opprinnelige miljø når de dro ut, eller det har også vært ønske om å eksperimentere litt på egen hånd. Et eksempel på dette er gråekorn *Sciurus carolinensis*, opprinnelig en nordamerikansk art som er innført til bl.a. Storbritannia og der er blitt en "pestart" (Lever 1985, Gurnell 1989). Et annet eksempel er europeisk stær *Sturnus vulgaris*. I 1890 og 1891 ble 120 individer av denne europeiske arten sluppet i New York og i løpet av de neste 50 år hadde arten bredt seg i et belte over hele det amerikanske kontinent til Stillehavskysten (Willgohs 1964).

Økologiske konsekvenser av å introdusere nye arter til et område er et komplekst tema (Eberhardt 1988). I Norge har det tidligere vært ubetydelig fokusering innen forskning og forvaltning på interaksjoner mellom introduserte fugle- og pattedyrarter og det opprinnelige miljøet. En funksjonell kategorisering av fugle- og pattedyrintroduksjoner har ikke vært mulig. Det er derfor valgt en inndeling ut fra den kunnskap vi besitter i forhold til den enkelte arts historie i Norge, med fire hovedkategorier; (i) bevisst utsatte arter, (ii) arter rømt fra fangenskap eller oppdrett, (iii) arter spredd fra ville bestander i naboland der opprinnelse skyldes (i) eller (ii), og (iv) arter med uspesifisert antropochor opprinnelse, der kunnskapen av ulike årsaker er mangelfull. Samme inndeling er benyttet både for fugler og pattedyr. I **tabell 6.1 og 6.2** kan imidlertid en art være krysset av under flere kategorier etter som en og samme art kan ha flere typer opprinnelse.

På grunn av oppgavens omfang er den enkelte art behandlet relativt knapt ved at det er gitt en "faktaoversikt" hvor det bl.a. er lagt vekt på å henvise til basislitteratur.

6.1.1 Artsgjennomgang

Behandlingen av de enkelte arter er standardisert gjennom 7 avsnitt; (i) "art", (ii) "utbredelse", (iii) "historikk", (iv) "status", (v) "økologi", (vi) "interaksjoner" og (vii) "tiltak".

Under "art" er offisielt norsk og vitenskapelig navn oppgitt i tillegg til orden og familie. Underorden og underfamilie er ikke angitt. "Utbredelse" beskriver hvor arten forekommer i sitt opprinnelige levested, men større populasjoner som følge av introduksjoner til andre land er i en del tilfeller oppgitt. Under "historikk" gis en summarisk oversikt over når arten først kom til Norge, hvor utsettinger er foretatt og hvordan eventuell spredning har artet seg. "Status" angir hvordan nåværende situasjon for arten i Norge er, f.eks. om det er levedyktige populasjoner eller om arten ikke lenger finnes. "Økologi" beskriver kort artens sentrale krav til leveområde og næring.

Under "interaksjoner" er det i de fleste tilfeller angitt "ukjent", dvs. at det ikke foreligger opplysninger om eventuelle interaksjoner i forhold til miljø eller andre arter. I noen tilfeller er imidlertid kjente konflikter, både av økonomisk og biologisk art, referert. Når det gjelder "tiltak" er dette primært definert i forhold til eventuelle tiltak som er iverksatt i forhold til populasjonsregulering; f. eks. bestemte jaktreguleringer eller fredninger. I enkelte tilfeller foreslås imidlertid tiltak for å begrense skade/utbredelse.

Hovedprinsippet for artsutvalget har vært at arten eller underarten må antas å representere genetisk materiale som ikke er av spontan opprinnelse, dvs. spredd gjennom arten eller underartens egen, naturlige spredningsevne. Noen arter der betydelige interne, norske utsettinger har forekommet, er også tatt med, f. eks. piggsvin (*Erinaceus europaeus*), bever (*Castor fiber*) og rein (*Rangifer tarandus*). Arter introdusert til Svalbard er også inkludert.

6.2 Fugler

De fleste fuglearter som er behandlet har status AB og B på Norsk ornitologisk forenings (NOF) systematiske navneliste (Ree & Gjershaug 1994). Med hensyn til navngiving, status og kategorisering av norske fuglearter skjer dette gjennom flere komitéer organisert av NOF; Norsk navnekomité for fugl (NNKF), Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF) og Norsk faunakomité for fugl (NFKF). NNNKF anbefaler navneendringer, mindre språklige justeringer og nye artsnavn på den norske listen. NSKF godkjenner og publiserer observasjoner og funn av nye fuglearter (og underarter) i Norge og har hovedansvar for taksonomiske vurderinger som berører komitéens egen sjeldenhetsliste. NFKF bearbeider materiale over øvrige norske fuglearter og publiserer fortløpende rapporter om den avifaunistiske utvikling i landet. Alle tre komitéer er ansvarlige for vurderingene av forskjellige arters og underarters spontane forekomst i forhold til utsatte arter og arter som har rømt fra fangenskap (A- og B-listeartene) (Ree & Gjershaug 1994).

A-listen inkluderer fem arter som opprinnelig er innført til Europa/ Norge av mennesker, men som i dag hekker i vill tilstand uten at menneskelige inngrep er nødvendige for å opprettholde reproduserende bestander; det er stripegås, kanadagås, mandarinand, stivhaleand og fasan (AB-arter) (Ree & Gjershaug 1994).

Til sammen er 24 arter og én underart oppført på den såkalte B-listen. B-listen omfatter arter og underarter som overveiende sannsynlig eller med sikkerhet ikke har nådd Norge spontant (Ree & Gjershaug 1994). I teksten for den enkelte art henvises i en del tilfeller til "A- og B-listen" uten nærmere referanseangivelse.

6.2.1 Bevisste utsetninger

I alt 17 arter er kategorisert som bevisst introduserte (**tabell 6.1**). Enkelte av disse er imidlertid også kryssset av under andre kategorier.

6.2.1.1 Vellykket populasjonsetablering

Sædgås *Anser fabalis* (Latham, 1787). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Sædgås har en palearktisk utbredelse og hekker i skogsområder i det nordlige Fennoskandia og i taiga- og tundraområder gjennom Nord-Russland til Stillehavet (Follestad 1994).

Historikk. Sædgås er opprinnelig en spontan art i Norge med hovedutbredelse fra Trøndelag og nordover til Finnmark. På Svanøy i Sogn og Fjordane pågikk et "villgåsprosjekt" i årene 1984-87. Fra Jens Berg i Sverige ble det importert 9 sædgjess i 1984. I begynnelsen ble fuglene vingeklippet, men senere ble vingeklipping sløyfet og fuglene begynte å streife omkring i området. I 1987 var det i alt 12 sædgjess på Svanøy, hvorav to par hekket. Etter hvert ble flere individer skutt under gåsejakta på grunn av forveksling med jaktbare arter, og noen forsvant uten å vende tilbake. Våren 1994 var det kun 4 fugler igjen i Svanøyområdet. I løpet av sommeren 1994 forsvant 3 av disse (til hekking på ukjent lokalitet?), mens det siste individet gjorde et mislykket hekkforsøk med en hybrid av kanadagås og grågås (Arne Inge Holen pers. medd., Johan Trygve Solheim pers. medd.).

Status. Sædgåsa finnes i dag i en isolert, liten bestand i grensestraktene mellom indre deler av Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland, og i de indre og østlige deler av Finnmark hvor den fremdeles regnes for å være en relativt vanlig art (Follestad 1994).

Økologi. Sædgås er en typisk innlandsart og hekker gjerne i tett barskog og bjørkeskog. Reiret plasseres helst nær vann, og fuglene er svært sky i hekkeperioden (Follestad 1994). Sædgåsa spiser overveiende gras (Haftorn 1971).

Interaksjoner. På Svanøy hybridiserte sædgås med kanadagås, og muligens også med grågås (Johan Trygve Solheim pers. medd.).

Tiltak. Ingen.

Dverggås *Anser erythropus* (L., 1758). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Dverggåsa hekker fra Skandinavia og østover gjennom Nord-Russland og Nord-Sibir til Stillehavet (Lorentsen 1994).

Historikk. Dverggås er en spontan art i Norge og var tidligere en vanlig hekkfugl i fjellområdene mellom Børgefjell og Finnmark. Arten har imidlertid gått kraftig tilbake siden århundreskiftet og er i dag en av de mest truede fugleartene i Fennoskandia (Øien & Aarvak 1993). I Norge ble det i 1986 organisert et eget dverggåsprosjekt for bl.a. å overvåke bestandsutviklingen. Også i Sverige (von Essen 1993) og Finland (Andersson

Tabell 6.1. Fuglearter med antatt antropochor opprinnelse. A = Bevisst utsatte arter, B = arter som er rømt fra fangenskap eller oppdrett, C = arter spredd fra ville bestander i naboland (der disse er resultat av A eller B), D = arter med uspesifisert antropochor opprinnelse. - Bird species with anthropochorous origin. A = Species purposely introduced, B = species escaped from farms or other type of captivity, C = species spread from wild populations in neighbouring countries (where the populations are results from A or B), D = species with unspecified (unknown or uncertain) anthropochorous origin.

Art - Species	Opprinnelsesgruppe - Group of origin			
	A	B	C	D
Kongepingvin <i>Aptenodytes patagonicus</i>	x			
Bøylepingvin <i>Pygoscelis papua</i>	x			
Gulltoppingvin <i>Eudyptes chrysolophus</i>	x			
Gråhodealbatross <i>Diomedea chrysostoma</i>				x
Krøllpelikan <i>Pelecanus crispus</i>				x
Stork <i>Ciconia ciconia</i>		x		
Flamingo <i>Phoenicopterus ruber</i>		x		x
Chileflamingo <i>Phoenicopterus chilensis</i>		x		
Dvergflamingo <i>Phoenicopterus minor</i>		x		
Knoppsvane <i>Cygnus olor</i>		x		x
Svartsvane <i>Cygnus atratus</i>		x		
Sædgås <i>Anser fabalis</i>	x			
Dverggås <i>Anser erythropus</i>	x			
Grågås <i>Anser anser</i>	x			
Stripegås <i>Anser indicus</i>		x		
Snøgås <i>Anser caerulescens</i>		x		
Kanadagås <i>Branta canadensis</i>	x			
Hvitkingås <i>Branta leucopsis</i>	x			
Rustand <i>Tadorna ferruginea</i>	x	x	x	
Brudeand <i>Aix sponsa</i>				x
Mandarinand <i>Aix galericulata</i>		x	x	
Sørblesand <i>Anas sibilatrix</i>				x
Gulkinand <i>Anas formosa</i>				x
Stokkand <i>Anas platyrhynchos</i>	x	x		
Stivhaleand <i>Oxyura jamaicensis</i>		x	x	
Gåsegribb <i>Gyps fulvus</i>				x
Storskrikørn <i>Aquila clanga</i>				x
Steppeørn <i>Aquila nipalensis</i>				x
Tartarfalk <i>Falco cherrug</i>				x
Vandrefalk <i>Falco peregrinus</i>	x			
Skotsk lirype <i>Lagopus lagopus scoticus</i>	x			
Balkanhøne <i>Alectoris chukar</i>		x		
Rødhøne <i>Alectoris rufa</i>	x	x		
Nordkrattvaktel <i>Colinus virginianus</i>	x	x		
Rapphøne <i>Perdix perdix</i>	x	x	x	x
Fasan <i>Phasianus colchicus</i>	x			
Jomfrutrane <i>Anthropoides virgo</i>		x		x
Bydue <i>Columba livia</i> var. <i>domestica</i>		x		
Latterdue <i>Streptopelia roseogrisea</i> var. <i>risoria</i>		x		
Palmedue <i>Streptopelia senegalensis</i>		x		
Halsbåndparakitt <i>Psittacula krameri</i>		x		
Tårnugle <i>Tyto alba</i>				x
Hubro <i>Bubo bubo</i>	x			
Kirkeugle <i>Athene noctua</i>				x
Tigerfink <i>Amandava amandava</i>		x		
Gråkjernebiter <i>Eophona personata</i>		x		
Brunhodespurv <i>Emberiza bruniceps</i>		x		
Kardinal <i>Cardinalis cardinalis</i>		x		
Lazulifink <i>Passerina amoena</i>		x		
Pavefink <i>Passerina ciris</i>		x		
Gulhodetrupial <i>Xanthocephalus xanthocephalus</i>		x		
Waglertrupial <i>Icterus wagleri</i>		x		

1993) har spesielle dverggåsprosjekter vært organisert. Både i Sverige og Finland har det vært drevet oppdrett og utsettinger av dverggås i områder tett inn mot norskegrensen (Finnmark og Nordland). Avlsdyrene har bl.a. kommet fra Nederland, England og Tyskland (von Essen 1993). Genetiske og etiske aspekter ved disse utsettingene har vært diskutert og er under stadig vurdering (Andersson 1993), men det vil ikke være usannsynlig at individer fra den gjenværende norske populasjonen kan slå seg sammen med utsatte individer på svensk og finsk side. Ti individer ble importert fra Jens Berg i Sverige til "villgåsprosjektet" på Svanøy i Sogn og Fjordane i 1984. Av disse var 8 fugler eldre, vingestekkete hanner i tillegg til et fjærklippet, yngre par. Sistnevnte gikk aldri til hekking, og rømte fra stedet i 1986 (til Sverige?). Fuglene dukket aldri senere opp på Svanøy (Arne Inge Holen pers. medd.). De eldre, vingestekkete hannene ble etter hvert tatt av bl.a. hauk og mink.

Status. Den norske hekkebestanden av dverggås anslås i dag til å ligge på 30-50 par (Lorentsen 1994), og disse fuglene hekker på enkelte lokaliteter i Finnmark. I områdene mellom Børgefjell og Saltfjellet i Nordland synes arten nå nærmest å være borte (Tomas Aarvak pers. medd.). Dverggås regnes som Norges mest truede fugleart.

Økologi. Dverggåsa synes å foretrekke næringsrike habitater, men kan være tolerant mht habitatvalg såfremt områdene er uforstyrret. Den må imidlertid ha tilgang på vann i rimelig nærhet av hekkeplassen (Lorentsen 1994). Dverggåsa spiser overveiende plantekost (Haftorn 1971).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Grågås *Anser anser* (L., 1758). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Grågåsa har en diskontinuerlig trans-palearktisk utbredelse. Nominatunderarten ruger i Island, Skottland, Norge og Østersjølandene, Danmark og sørøstover mot Svartehavslandene. Den er avløst av andre underarter lenger øst (Haftorn 1971).

Historikk. Grågås er en spontan art i Norge som fra gammelt av har hekket langs store deler av norskekysten, fra Sørvestlandet og nordover. På 1960-tallet ble det satt ut grågjess i Indre Oslofjord-området. De første fuglene stammet fra et park-

anlegg på Ekeberg, og de har hekket i Østensjøvannet siden 1960-årene. Det er uvisst når disse fuglene spredte seg til Oslofjorden, men i 1979 ble de første hekkefunnene påvist i Ytre Bunnefjord (Bergan & Andersen 1988). I 1987 var det omlag 20 rugende par i Indre Oslofjord. Den samlede bestand i Oslo og Akershus ble i 1993 anslått til ca 35 par, hvorav 2-3 par i Østensjøvannet og resten med tilknytning til saltvann (Morten Bergan pers. medd.).

Status. Livskraftige bestander finnes langs det meste av kysten, men bestanden er størst fra Sunnmøre og nordover til Finnmark.

Økologi. Grågåsa hekker på lyng- og graskledte holmer og lever hovedsakelig av gras, men tar også annen plantekost. Noen av parene i Indre Oslofjordområdet som har sin opprinnelse i utsettinger, hekker ved ferskvann. Den overvintrer i Sørvest-Europa (e.g. Las Marismas i Spania), men enkelte overvintrer nordover til kyststrøkene av Sør-Norge.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Kanadagås *Branta canadensis* (L., 1758). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Kanadagåsa er en nordamerikansk art som hekker i store deler av det nordlige USA og Kanada; i alt 11 underarter. Utbredelsen er usammenhengende i Norge, men arten finnes nå over store deler av Sør- og Midt-Norge (Heggberget & Reitan 1994).

Historikk. Kanadagås er satt ut i flere europeiske land siden det 17. århundre (Lund 1963a) og har i dag villlevende hekkebestander i Storbritannia, Skandinavia, Finland og Belgia (Heggberget & Reitan 1994). I Skandinavia ble kanadagås først satt ut i Sverige i 1930 av Bengt Berg, og herfra stammer hele den skandinaviske populasjonen (Fog 1978). De første utsettinger av kanadagås i Norge fant sted like før siste verdenskrig (1936) og bestanden var svært liten frem til midten av 1960-tallet (Lund 1963a, Tangen 1974). Fra midt på 1960-tallet og de neste 20 årene ble det satt ut minst 750 kanadagjess fordelt på alle sørnorske fylker unntatt Oppland (Heggberget 1987).

Status. Kanadagåsa har fått godt fotfeste i Norge og er i rask økning med de mest tallrike bestander i Trøndelag og Nord-

Møre, Agder-fylkene, sørøstlige deler av Østlandet, Sogn & Fjordane og den sørlige delen av Hordaland (Udø 1975, Godø 1978, Myrberget 1979, Heggberget & Reitan 1994). Den finnes også i Vefsn i Nordland. Bestanden synes minst å være fordoblet siden midt på 1980-tallet frem til i dag, og for tiden hekker 1500-2000 par i Norge (Heggberget & Reitan 1994).

Økologi. Kanadagåsa hekker ved vann i barskog og ved kysten, men trenger tilgang på kulturmark. Den er territoriell og aggressiv ved reiret. Arten ser ut til å trekke hvis dette er nødvendig for å finne tilfredsstillende overvintringsområder. Trekkmønsteret hos norske kanadagjess avhenger mye av vinterens karakter i hekkeområdene (Heggberget & Reitan 1994).

Interaksjoner. Hybrider mellom grågås og kanadagås er observert ved Fredrikstad (Gustad 1992, 1993). På Svanøy hybridiserer kanadagås med sædgås. Det har lenge vært diskutert hvorvidt kanadagås konkurrerer med grågås (e.g. Godø 1978, Farsund 1979, Håland 1979, Myrberget 1979). Det er vist at kanadagås kan forhindre grågås fra å hekke innen enkelte territorier (Fabricius et al. 1974). Stokkand, som hekker relativt nært opp til kanadagås, kan nyte godt av den beskyttelse dette gir mot eggpredatorer (Udø 1985). I Østensjøvannet i Oslo forsvant knoppsvanen som hekkefugl samtidig som kanadagåsa etablerte en levedyktig bestand.

Tiltak. Det ble åpnet for jakt på kanadagås i 1986. I den siste 5-års jaktperioden fra 1992 er arten jaktbar i hele landet. I Østensjøvannet i Oslo har de lokale viltmyndigheter de siste årene gjennomført punktering av egg i flere reir. Årsaken er et ønske om å begrense bestandsveksten i hovedstaden på grunn av tilgrising (ekskremitter) i offentlige friluftsarealer og drikkevannsområder (jf Ree 1989a).

Hvitkinngås *Branta leucopsis* (Bechstein, 1803). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Hvitkinngåsa er utbredt langs østkysten av Grønland, Svalbard samt Novaja Semlja og Vaigach. I Sverige begynte arten å hekke i 1971 (Gotland) (SOF 1990), og det finnes nå ca 1440 hekkende par i landet. Disse hvitkinngjessene er spontant opptredende fugler tilhørende den sibirske bestanden som overvintrer i Vest-Europa. Noen par hekker også i Estland og Storbritannia (Bengtson et al. 1994).

Historikk. Edvin K. Thorson innførte tidlig på 1970-tallet 40 hvitkinngås-kyllinger fra Sør-Sverige til Ekeberg i Oslo hvor de

fikk fly fritt omkring. Det har årlig hekket 1-3 par på Ekeberg. Fast bestand av hvitkinngås i Norge er av ny dato og hekkingen er primært knyttet til Østlandet. Disse har sin opprinnelse i Ekebergfuglene. Siden 1979 har arten årlig hekket i ytre Bunnefjorden i Nesodden og Oslo kommuner. På Ekeberg i Oslo er reirene plassert på små øyer i dammer i parklandskapet (Bengtson et al. 1994). Fra siste halvdel av 1980-tallet er arten rapportert som hekkefugl fra flere lokaliteter bl.a. i Kragerø og Porsgrunn i Telemark, Rygge i Østfold og Tønsberg-kysten i Vestfold.

Status. Den norske hekkebestanden av hvitkinngås på fastlandet var på minst 36 par i 1993 (Bengtson et al. 1994).

Økologi. Hvitkinngåsa hekker på fastlandet ved saltvann på trebare; kuperte holmer i den indre skjærgården på Østlandet. Fuglene er lite sky ved reiret, men hekkende fugler er aggressive (Bengtson et al. 1994). Hvitkinngåsa lever av gras og annen vegetabilsk næring.

Interaksjoner. På Tønsberg-kysten ble det i 1990 og 1991 observert 1-3 individer i hekketiden, og mye tyder på at et par av hvitkinngås og grågås fikk fram 3 hybridkyllinger i denne perioden (Bengtson et al. 1994).

Tiltak. Ingen.

Stokkand *Anas platyrhynchos* L., 1758. Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Nominatunderarten *A. p. platyrhynchos* er utbredt over store deler av både den Palearktiske og Nearktiske region, i tillegg til at den er introdusert til Australia og New Zealand. Seks andre underarter med mer begrenset utbredelse finnes også (del Hoyo et al. 1992).

Historikk. Stokkanda er en spontan art i Norge, og gammel hekkefugl, men introduksjoner kan ha bidratt til det nåværende utbredelsesmønster. På grunn av at arten har vært holdt som parkfugl, husdyr og i tilknytning til oppdrett ut fra forskjellige formål, oppstår et svært uoversiktlig bilde både i forhold til forekomst og underartsmessig tilhørighet. Edvin Thorson hadde på 1960- og 1970-tallet flere stokkandpar i Ekebergparken i Oslo. Mange av disse hekket i fangenskap, men både voksne individer og ungfugler forlot jevnlig parken og kom aldri tilbake. De senere år har det vært en økning i oppdrett av stokkand i fangenskap. Fuglene blir senere satt ut i terrenget, men føringen fortsetter utover sommeren og den første del av høsten. En stund

etter at de halvtamme endene er blitt flyvedyktige, blir de fleste skutt av jegere som betaler grunneieren for denne jakten. Denne formen for jakt har vært omdiskutert, og det er uklart hvilke lovbestemmelser disse fuglene faller inn under. Noen av endene som overlever etablerer seg i det fri.

Status. Stokkanda er trolig den mest tallrike andeart i Norge (Haftorn 1971).

Økologi. Arten kan opptre i tilknytning til alle typer våtmarker, både ved fersk- og saltvann. Stokkanda er omnivor og opportunistisk i forhold til næringsvalg (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Det er kjent en rekke hybridiseringer mellom stokkand og andre arter, bl.a. stjertand, brunnakke, snadderand, knekkand, toppand, taffeland, gravand og kanadagås (Haftorn 1971).

Tiltak. Ingen.

Vandrefalk *Falco peregrinus* Tunstall, 1771. Orden: Falconiformes. Familie: Falconidae.

Utbredelse. Vandrefalken er en kosmopolitt som hekker i alle verdensdeler unntatt Antarktis, fordelt på en rekke underarter.

Historikk. Arten opptre spontant i Norge og har sine viktigste hekkeområder i kysttraktene på Vestlandet og i Nord-Norge. Bestanden i vårt land nådde et bunnivå i 1976 med bare 7 reproduserende par (Schei 1976). Hovedårsaken til tilbakegangen skyldtes miljøgifter. Etter at bl.a. DDT ble forbudt i deler av Vest-Europa på begynnelsen av 1970-tallet, har også den norske populasjonen gradvis tatt seg opp. I 1992 ble bestanden beregnet til 135-195 par (Steen 1993a). Da den norske bestanden var på det laveste var vandrefalken helt borte som hekkefugl i årene 1968-80 på Østlandet og Sørlandet (Steen 1992). Dette førte til at "Prosjekt falk" ble etablert i 1975, et arbeid som ble avsluttet i 1986. På midten av 1980-tallet startet et samarbeid med det svenske "Prosjekt pilgrimsfalk", og i 1988 ble den norske virksomheten fortsatt i "Prosjekt vandrefalk Sørøst-Norge". Dette prosjektet har konsentrert seg om ulike reproduksjonsfremmende tiltak i form av innsamling av egg, utlegging av kunstige egg, double-clutching (dobbel kull) og supplering av unger i kull av ulike par (Steen 1989). Av utsettingene har over 90 % av ungene vært fra det sørnorske genmaterialet, mens resten stammer fra fangenskapsfugler i Sverige og Danmark. I Sverige har man i tillegg benyttet seg av hackingmetoden (Steen 1989). Bestanden

på Østlandet har økt fra to hekkende par i 1981 til 16 par i 1993 (Steen 1990, 1993b).

Status. Vandrefalken hekker fåtallig og har status som direkte truet på den norske rødlisten (Størkersen 1992). Den norske populasjonen er nå i svak vekst, og på Østlandet er bestandsutviklingen bedret på grunn av et eget forvaltningsprosjekt ("Prosjekt Vandrefalk Sørøst-Norge").

Økologi. Vandrefalken er lite spesialisert, men er avhengig av god næringstilgang (dvs rikt fugleliv) og sikker reirplass (Gensbøl 1986).

Interaksjoner. På en lokalitet på Sunnmøre holdt en vandrefalk hunn og en jaktfalk hunn sammen gjennom to hekkesesonger. I 1989 la vandrefalken 3 og jaktfalken 2 egg på samme reirhylle, og i 1990 ble det lagt 3 egg fra hver fugl (A. O. Folkestad pers. medd., Engvik 1993).

Tiltak. Ingen.

Fasan *Phasianus colchicus* L., 1758. Orden: Galliformes. Familie: Phasianidae.

Utbredelse. Fasanen har sin opprinnelige utbredelse i Kaukasus og vest for Kaspiahavet og videre østover i store deler av Asia (Cramp & Simmons 1977), men er innført en rekke steder, bl.a. til Norge. Arten opptre med 30 geografiske underarter (Haftorn 1971). De fasaner som er introdusert til øvrige europeiske land er hovedsakelig kryssninger mellom underartene *P. c. colchicus* (edelfasan) og *P. c. torquatus* (ringfasan); den første fra Kaukasus, den andre fra Øst-Kina (Wildhagen 1954), men underartene *mongolicus* og *karpowi* er også innblandet (Hagen et al. 1964, Myrberget 1987b).

Historikk. De første introduksjoner ble foretatt i Bærum, Akershus i 1875-76. I løpet av dette århundre er det gjort en rekke utsettingsforsøk både i Sør-Norge og Trøndelag med vekslende resultat (Wildhagen 1954, Hagen et al. 1964), spesielt er dødeligheten høy det første året etter utsetting (Myrberget 1976a). Ulike såkalte viltstellgrupper og jegerforeninger setter fortsatt jevnlig ut fugler både i områder med reproduserende bestander og på lokaliteter der arten har vært introdusert tidligere eller aldri har eksistert.

Status. Arten finnes fast i et relativt stort område rundt Oslofjorden (Haftorn 1971) og har periodevis hatt relativt stor

tetthet lokalt (Swenson 1976). De siste årene har de viktigste bestandene vært i Oslofjordområdet, rundt Mjøsa og på Jæren (Pedersen 1994).

Økologi. Fasan er knyttet til kulturmark oppbrutt av skogkanter og kratt med rik undervegetasjon. Den lever av allsidig kost, men overveiende vegetabilsk (Haftorn 1971).

Interaksjoner. Fasan kan gjøre skade på hagevekster, forøvrig ingen kjente interaksjoner.

Tiltak. Ingen.

Hubro *Bubo bubo* (L., 1758). Orden: Strigiformes. Familie: Strigidae.

Utbredelse. Hubro er utbredt i den palearktiske, orientalske og diskontinuerlig i den etiopiske region (Haftorn 1971). Nominat- underarten finnes i hele Europa østover til Russland og Ukraina. Arten er relativt tallrik langs kysten fra Rogaland til Nordland, men mer sjelden i innlandet og Østlandet (Sonerud 1991).

Historikk. Hubro er en spontan art i Norge og var tidligere relativt tallrik. Tilbakegangen har vært markert i flere områder i dette århundre (Sonerud 1991). Særlig i innlandet og på Østlandet har arten gått sterkt tilbake i antall. Som følge av dette ble det i perioden 1975-89 drevet et prosjekt, "Prosjekt hubro", hvor oppdrett og kunstig utsetting av fugler har vært hovedoppgaven. Avlsstasjoner og utsettinger har vært i Østlandsfylkene (Larsen & Stensrud 1988, Stensrud & Haga 1990). Avlsdyrene kom fra norske bestander, men noen stammet også fra svenske og finske populasjoner (O. H. Stensrud pers. medd.).

Status. Hubroens viktigste hekkeområder i dag er kysttraktene fra Rogaland til Nordland. Det er usikkert hvordan bestandsutviklingen har vært på landsbasis de senere år (Sonerud 1991), men en svak økning har vært registrert på Østlandet de siste 20 år. Viktige faktorer i denne sammenheng har trolig vært fredningen av arten og økningen i harebestanden. Den samlede norske hubrobekstanden er estimert til 1400-2000 par (Fremming 1986, Solheim 1994).

Økologi. Hubro er knyttet til trefattige kystområder eller åpne, høyereliggende skogsområder med tilgjengelige bergvegger for reiretablering. Hubro har et allsidig næringsvalg, men lever vesentlig av pattedyr (fra spissmus til hare) og fugl (Sonerud 1991).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.2.1.2 Mislykket populasjonsetablering

Kongepingvin *Aptenodytes patagonicus* Miller, 1778. Orden: Sphenisciformes. Familie: Spheniscidae.

Utbredelse. Arten finnes på Falklandsøyene, Sør-Georgia, Prins Edward, Marion, Crozet, Kerguelen, Heard og Macquarie øyene m.fl. (Watson 1975).

Historikk. Kongepingviner ble forsøkt utsatt i Norge i 1936 (Lund 1955, Lønø 1961). I 1936 tok konsul L. Christensen i Sandefjord hjem 10 individer fra Antarktis. Fire av fuglene ble samme år sendt til Røst, de seks andre til Gjesvær ved Nordkapp. De fleste fuglene mistet livet på forskjellige måter i løpet av noen måneder, men det er ikke kjent når de siste individene forsvant. Så sent som høsten 1943 og i mai 1944 ble det observert pingviner i Vesterålen, men det er ikke kjent hvilke(n) art(er) dette var (Lønø 1961).

Status. Kongepingvin ble forsøkt utsatt i Nord-Norge i mellomkrigsårene, men fuglene overlevde i en relativt kort periode.

Økologi. Kongepingvin spiser fisk og blekksprut og er kolonihekkende.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Bøylepingvin *Pygoscelis papua* (J. R. Forster, 1781). Orden: Sphenisciformes. Familie: Spheniscidae. Arten het tidligere esel- pingvin på norsk, og navnet brillepingvin har også vært brukt, både på denne arten og kappingvin *Spheniscus demersus*.

Utbredelse. Arten er utbredt på Falklandsøyene, Sør-Georgia, Sør-Sandwich, Sør-Orken- og Shetlandsøyene, Prins Edward, Marion, Crozet, Kerguelen, Heard og Macquarie øyene m.fl. På den antarktiske halvøy finnes bøylepingvin sør til ca 65° (Watson 1975).

Historikk. I slutten av april 1938 ankom 10 bøylepingviner fra Sør-Georgia til Tjøme. Disse ble sendt videre til Røst, hvor de

ankom 17 juni. De fleste døde i fangenskap i en innhegning på Svinøy, trolig pga. fordervet fisk. Fire gjenlevende fugler ble sluppet fri ultimo juli. En vet med sikkerhet at pingviner utsatt i 1938 ble observert i live i september 1939 (kan også være gulltoppingvin), men de fleste døde trolig relativt raskt etter utsettingen (Lønø 1961).

Status. Bøylepingvin ble forsøkt utsatt i Nord-Norge i mellomkrigsårene, men fuglene overlevde i en relativt kort periode.

Økologi. Bøylepingvin er fiskespisende og hekker i kolonier.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Gulltoppingvin *Eudyptes chrysolophus* (Brandt, 1837). Orden: Sphenisciformes. Familie: Spheniscidae.

Utbredelse. Arten er utbredt på Falklandsøyene, Sør-Georgia, Sør-Sandwich, Sør-Orken- og Shetlandsøyene, Prins Edward, Marion, Crozet, Kerguelen, Heard og Macquarie øyene m.fl. Den finnes også på den antarktiske halvøy og Bouvetøya (Watson 1975).

Historikk. Sammen med 10 bøylepingviner ankom 13 gulltoppingviner fra Sør-Georgia til Tjøme i slutten av april 1938. Disse ble sendt videre til Røst hvor de ankom 17 juni. I slutten av juli samme år ble 11 igjenlevende individer, sammen med 4 bøylepingviner, sluppet fri (Lønø 1961). Se også bøylepingvin.

Status. Gulltoppingvin ble forsøkt utsatt i Nord-Norge i mellomkrigsårene, men fuglene overlevde i en relativt kort periode.

Økologi. Arten spiser reker og andre krepsdyr og hekker i kolonier (Watson 1975).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Rustand *Tadorna ferruginea* (Pallas, 1764). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Rustand har en sørlig palearktisk utbredelse og hekker i Sør-Spania og Nord-Afrika, Balkan og Sør-Russland,

østover gjennom Sentral-Asia til Tibet og Mongolia (Haftorn 1971).

Historikk. I Norge ble rustand første gang påtruffet i 1887 ved Selbusjøen i Sør-Trøndelag (Løvenskiold 1947). I 1892 synes arten å ha ekspandert nordover i Europa, og flere individer nådde bl.a. Skandinavia, Island og Grønland. I alt ble tre fugler skutt i Norge dette året (Haftorn 1971), og det er overveiende sannsynlig at majoriteten av rustandobservasjonene i nord i denne perioden dreide seg om spontan opptreden. Fram til og med 1991 var til sammen 52 funn av arten godkjent i Norge (Bosy & Clarke 1993). Opprinnelsen til de nordeuropeiske funn av rustand har lenge vært omdiskutert (Ree 1980, Rogers 1982, Vinicombe et al. 1993). Arten finnes i fangenskap, og er satt ut i flere land hvor den også har hekket enkelte steder. Den nærmeste ville hekkebestand i Sørøst-Europa har avtatt kraftig de senere år, men øst for Kaspiahavet er arten tallrik. Rustanda ble observert påfallende ofte i Nordvest-Europa i juli og august 1990; bl.a. 16 funn i Sverige (Tyrberg 1991) og 3 funn i Norge (Clarke 1992, Bosy & Clarke 1993). Dette indikerer spontan opptreden for mange av fuglene. I Norge ble en rustand satt ut i Stavanger tidlig i 1890-årene (Haftorn 1971). Rundt 1970 innførte Edvin Thorson et par til Ekebergparken i Oslo. Disse gikk aldri til hekking. Hunnen rømte senere, og trolig var det dette individet som ble sett 14.-16.5 og 30.5-20.8.1972 i Kurefjorden i Østfold (Ree 1972). Et individ observert 5.-6.5.1990 på Herdla i Hordaland manglet en del håndsvingfjær på ene vingen, noe som indikerer fugl rømt fra fangenskap (Clarke 1992).

Status. Rustand er påtruffet tilfeldig over det meste av landet.

Økologi. Arten lever stort sett av vannplanter, men kan også spise snegler, muslinger og annen animalsk føde (Løvenskiold 1947, Haftorn 1971).

Interaksjoner. En hybrid mellom rustand og gravand ble observert i Hemskenen, Vestfold i mai 1991 (Bosy & Clarke 1993). Det er ikke kjent naturlig hybridisering mellom disse artene (Panov & Nauka 1989), men det forekommer i fangenskap (Gray 1958).

Tiltak. Ingen.

Skotsk lirype *Lagopus lagopus scoticus* (Latham, 1789). Orden: Galliformes. Familie: Tetraonidae.

Utbredelse. Lirypa har en nesten sammenhengende sirkumpolar utbredelse, men mangler på Grønland og Island. Underarten

skotsk lirype hekker på De britiske øyer (Cramp & Simmons 1980).

Historikk. Første gang skotsk lirype ble forsøkt satt ut i Norge synes å være først på 1930-tallet (nærmere tidspunkt ikke angitt). Johannes Sundfør (1934) oppga at han gjorde to forsøk med innføsel av voksne ryper fra Skottland og ett forsøk med klekking av egg. Alle utsetninger skjedde i Vest-Norge "idet jeg regnet med at grousen innført til Norge skulde oprettholde sin levemåte fra Skottland og ta fast opphold på Haugesundshalvøyas lyngvidder" (Sundfør 1934). Av 36 egg som ble klekket under tre vanlige tamhøns fikk han frem 11 levende rypekyllinger, men samtlige døde før de var 14 dager gamle. Forsøkene med voksne fugler skjedde på grunnlag av to importere, på henholdsvis 11 og 7 par. På grunn av høy dødelighet under transporten ble imidlertid bare 3 og 5 fugler sluppet ut. "Dagen efter at fuglene var sluppet hadde jeg dem oppe for hunden og de var tilsynelatende i beste velgående. Senere har jeg intet sett hverken til grousen eller deres avkom, men der finnes ved Stavanger Museum et avkom fra min grouse og en norsk rype, visstnok hentet fra Øvre Sirdal, hvor man også fikk en rype i snarene som efter beskrivelsen må ha vært en blanding av rype og grouse" (Sundfør 1934). Det er også kjent at andre utsetninger av skotsk lirype er foretatt uten at det har vært mulig å finne frem til skriftlige kilder. Litteratur om utsetting av hønsfugler i Norge finnes i liten grad, samtidig som det som er offentliggjort er vanskelig tilgjengelig.

Status. Tidligere introduksjoner av skotsk lirype har ikke ført til etablering av bestander i Norge (Haftorn 1971).

Økologi. Arten lever stort sett i tilknytning til lyngheier uten trevegetasjon hvor den i overveiende grad spiser røsslyng (Cramp & Simmons 1977).

Interaksjoner. Wollebæk (1933) meldte at det i løpet av vinteren 1930 ble innbragt to eksemplarer av "rype-grouse (*Lagopus scoticus* x *Lagopus lagopus*)" skutt i Valdres, henholdsvis 22.1. i Vang og 19.2. i Grindaheim.

Tiltak. Ingen.

6.2.1.3 Ukjent populasjonsstatus

Rødhøne *Alectoris rufa* (L., 1758). Orden: Galliformes. Familie: Phasianidae.

Utbredelse. Arten finnes fra Spania og nordover til Sveits og Tyskland. Den er innført til bl.a. Storbritannia, første gang i 1673, og har nå faste bestander over store deler av øygruppen. Rødhøne har vært introdusert med større og mindre hell til en rekke land rundt om i verden.

Historikk. Rødhøne ble satt ut i Stavanger og ved Halden på slutten av 1800-tallet, men klarte ikke å etablere faste bestander (Løvenskiold 1947). På 1980-tallet ble det igjen innført rødhøner til Oslofjordområdet (Ree & Haymann 1992). Til Malmøya ved Larvik, Vestfold, ble det bl.a. brakt et ukjent antall individer i 1989-90 (Larvik byrett 1991). En del av disse ble satt ut eller unnsnapp, og flere fugler oppholdt seg på øya gjennom en lengre periode. Sommeren 1990 ble det bl.a. observert frittlevende hunnfugler med ungekull på Malmøya (Terje Axelsen pers. medd., Jørn Thollefsen pers. medd.). Fuglene spredte seg til lokaliteter i nærheten, og en rødhøne ble bl.a. observert i Kaupang, Larvik i overgangen august/september 1993 (Roger Sør Dahl pers. medd.). Det er uklart om dette individet stammer fra Malmøya i 1989-90, eller om det har sin opprinnelse i annet fangenskap i området.

Status. Så vidt vites finnes ingen faste bestander av rødhøne, men illegale, lokale utsetninger har forekommet i nyere tid.

Økologi. Rødhøne er mindre spesialisert enn de andre steinhønsartene og opptre i forskjellige klimasoner i de sørvestre deler av det palearktiske område - fra mediterrant til fuktig temperert klima, men unngår boreale, oseaniske og regnfattige områder. Rødhøne er en tilpasningsdyktig art som lever av frø, blad, røtter og noe insekter (Cramp & Simmons 1980).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Nordkrattvaktel *Colinus virginianus* (L., 1758). Orden: Galliformes. Familie: Phasianidae.

Utbredelse. Nordkrattvaktel er en nordamerikansk art med vid utbredelse i USA øst for Rocky Mountains og sørover i Mexico og på Cuba, dessuten i Ontario, Kanada. Arten er introdusert til enkelte områder i det vestlige USA og til øyer i Karibien (Cramp & Simmons 1980).

Historikk. Nordkrattvaktelen het tidligere virginia vaktel og trevaktel på norsk. I jegermiljøer kalles den her hjemme for "quail"

eller nordamerikansk vaktel. Arten er innført til en rekke land i Europa. Introduksjonene har dels vært forsøk på å etablere frittlevende bestander, dels utsettinger i tilknytning til bl.a. trening av fuglehunder. På De britiske øyer ble de første fuglene satt ut i 1813. Senere er det gjort en rekke introduksjoner gjennom forrige og dette århundre. Nye utsettinger på 1960- og 1970-tallet førte til flere hekkinger. I Frankrike er det satt ut 65 000 nordkrattvaktler, og arten ble registrert som hekkefugl i 11 områder i de sentrale og sørvestlige deler av landet (Cramp & Simmons 1980). Et ukjent antall nordkrattvaktler er også innført til Norge de siste årene. Forvaltningsmyndighetene har imidlertid ingen oversikt over innførsel, avl og utsettinger. Dette skyldes trolig at mye av importen, handelen og utsettingene er ulovlige. Innen enkelte viltstellgrupperinger, jegerforeninger og fuglehundmiljøer er det kjent at det jevnlig settes ut nordkrattvaktler i vårt land. På Malmøya, Larvik, Vestfold, skal arten ha blitt satt ut på slutten av 1980-tallet eller i begynnelsen av 1990-årene (Larvik byrett 1991). De fleste fuglene blir sluppet i tilknytning til fuglehundtrening, og enkelte individer overlever i perioder etter slike utsettinger. Til tross for at mange av fuglene blir skadet under denne øvelsesaktiviteten, er det ikke innkommet mer enn ett eksemplar til de zoologiske museene i Norge. Dette dreier seg om et individ funnet på Hamre, Bergen, Hordaland, 1.11.1980 (ZMB reg. nr. 14756 - Ingvar Byrkjedal pers. medd.). Det er trolig også andre vaktelarter som blir importert til Norge, men foreløpig kjenner myndighetene bare til at nordkrattvaktel er satt ut hos oss.

Status. En rekke utsettinger av nordkrattvaktel i Norge har forekommet de siste årene, men det er ikke kjent at arten har hekket.

Økologi. Arten er tilknyttet åkerlandskap, grasmark med spredt tre- og krattvegetasjon og åpent skogsland med glisne buskmarker (Cramp & Simmons 1980, National Geographic Society 1985) hvor den spiser et bredt spekter av frø, både fra ville grasarter og kulturvekster, men den tar også forskjellige typer bær og en del insekter (Terres 1980).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Rapphøne *Perdix perdix* (L., 1758). Orden: Galliformes. Familie: Phasianidae.

Utbredelse. Rapphøne har en vestlig og sentral palearktisk utbredelse; fra Pyreneene, Storbritannia, det sørlige Fenno-

skandia, Mellom-Europa og Italia gjennom Russland til Sibir, Altai og Turkestan (Haftorn 1971).

Historikk. Rapphøne er trolig en spontan art i Norge, men har en uoversiktlig innvandringshistorie i Fennoskandia på grunn av en rekke introduksjoner. Det antas at den koloniserte Norge i første halvdel av 1700-tallet (Haftorn 1971, Cramp & Simmons 1980). Rapphøna anses for tiden som utdødd hos oss. Det siste spontane hekkefunnet var ved Halden, Østfold i 1985 (Ree 1989b, Ree & Haymann 1992). Den er oppført i listen over truearter i Norge (Størkersen 1992), og er her plassert med status "utilstrekkelig kjent". Dette er overraskende siden grunnlaget for rødlisten er artenes spontane reproduksjonsstatus i vårt land. Rapphøne burde således ha vært inkludert i kategorien "utryddet". Ulike viltstellgrupper og jegerforeninger har i mange tiår importert og satt ut rapphøns i Norge, særlig i lavereliggende strøk på Østlandet. Også de siste årene har disse introduksjonene funnet sted. Forvaltningsmyndighetene har ingen oversikt over disse aktivitetene. Som eksempel kan nevnes at én enkelt person i Vestfold i 1990 fikk tillatelse til å innføre 100 rapphøns fra Danmark og/eller Sverige. Den første forsendelsen i mars 1990 inneholdt 210 fugler, hvorav samtlige unnsnapp fra burene 14 dager etter at de var kommet til bestemmelsesstedet (Larvik byrett 1991).

Status. Rapphøne har en ustabil og uregelmessig opptreden i Norge, men er oftest registrert i det indre Østlandsområdet, i Trøndelag og på Jæren. Den spontane forekomsten hos oss er nå opphørt, men arten settes jevnlig ut flere steder i Sør-Norge.

Økologi. Arten er knyttet til dyrket mark hvor det også er tilgang på krattvegetasjon og skogholt; den er overveiende vegetarianer (Haftorn 1971).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.2.2 Arter rømt fra fangenskap eller oppdrett

I alt 21 arter er kategorisert som arter rømt fra fangenskap eller oppdrett (**tabell 6.1**). I tillegg er 8 andre arter krysset av under denne kategorien. Dette er imidlertid arter som er hovedkategorisert til 2.1.1, 2.1.3 eller 2.1.4.

6.2.2.1 Vellykket populasjonsetablering

Knoppsvane *Cygnus olor* (J. F. Gmelin, 1789). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse: Knoppsvane har en diskontinuerlig palearktisk utbredelse og er hekkefugl i Storbritannia, Tyskland, Danmark, Sør-Sverige, Polen, Litauen, Latvia, Romania, Tyrkia, Iran, ved Svartehavet og Kaspihavet østover til Semipalatinsk; dessuten i Mongolia og Ussuri-området (Haftorn 1971).

Historikk. Etter som knoppsvane langt tilbake er holdt som tam parkfugl, er det ikke mulig å skille mellom forvillete og "ekte" fugler (Lund 1963b). "Vill" knoppsvane ble første gang registrert i Norge i 1869 (2 ungfugler henholdsvis i Oslofjorden og ved Tvedestrand i desember 1869 og 1870, ett fullt utfarget individ ved Stavanger i desember 1878) (Schaanning 1916). Som følge av betydelig oppgang i de svenske og danske bestandene, spesielt etter 1920, ble knoppsvane stadig oftere registrert etter 2. verdenskrig i Sør-Norge (Haftorn 1971). De første hekkende par ble trolig registrert så tidlig som i 1937, og på slutten av 1950-tallet ble flere hekkeobservasjoner innrapportert (Barth 1961, Lund 1963b).

Status. Knoppsvane ruger flere steder i Sør-Norge (Haftorn 1971), og bestanden økte kraftig fra 1960-tallet frem til omkring 1980 (Haga & Hanssen 1983, Herredsvela 1984), en vekst som også ser ut til å ha fortsatt frem til i dag etter som arten påtreffes stadig lengre mot nord; i Midt-Norge og Nordland (Gustad 1992, 1993). Dagens hekkeområde strekker seg fra de lavereliggende deler av Østlandet og sørover på Sørlandet til Karmøy i Rogaland (Hauge 1994).

Økologi. Arten hekker i grunne, eutrofe innsjøer og brakkvannsbukter hvor den finner næring i form av vannplanter, spesielt havgras (*Ruppia*), tjønnaks (*Potamogeton*), ålegras (*Zostera*) og kransalger (*Chara*) (Haftorn 1971). Deler av bestanden trekker sørover om vinteren, men vender tilbake til hekkeplassen så snart isen forsvinner (mars-april). Enkelte individer overvintrer (Hetland 1979), og de siste årene med milde vintre har et stigende antall knoppsvaner overvintret i våtmarksområder på Østlandet og Sørlandet.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Stripegås *Anser indicus* (Latham, 1790). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Stripegås hekker i Sentral-Asia; Sørøst-Russland til Mandsjuria, Tibet og det indre av Mongolia. Arten er innført til Europa som parkfugl, og enkeltindivider og små grupper rømmer jevnlig fra disse kolleksjonene. Noen av disse har også gjennomført hekking, men arten har ennå ikke fått skikkelig fotfeste i frittlevende, reproduserende bestander i vår verdensdel.

Historikk. Stripegås finnes i parker, zoologiske hager og private kolleksjoner i mange europeiske land. Fugler fra disse samlingene rømmer jevnlig og dukker opp i ulike våtmarksområder - også i Norge. En liten flokk hadde tilhold i Breiavatnet i Stavanger fra 1950-årene, og de fikk fram unger hvert år. Hekkefunn ble også gjort i Mosvatnet i Stavanger. På 1970-tallet hekket et par 6-8 år i Nordvatnet ved Tau. Fuglene forsvant fra Breiavatnet i 1972 (Carlsson et al. 1988). Tidlig på 1970-tallet forsvant en stripegåshunn fra Ekeberg i Oslo og denne kom senere på sommeren tilbake med 3 unger som var klekket på ukjent sted (Edvin Thorson, pers. medd.). Forvillede individer forsøkte å etablere en populasjon ved Kalmarsund i Sverige ca 1930 (Bauer & Glutz 1968), men forsøket mislyktes. De fleste stripegjessene i Europa stammer fra Konrad Lorentz' fugler i Seewiesen i Tyskland. Lorentz studerte arten i fangenskap på 1950- og 1960-tallet. Fuglene har også senere hekket i området (Andersson & Bylin 1991). Ungfuglene fra denne bestanden har imidlertid trukket vekk fra hekkeplassen, og mange av individene er innrapportert fra andre land. Bare få individer har vendt tilbake til Seewiesen. Enkeltindivider og småflokker har bl.a. dukket opp i Norden. I årene 1969-83 ble mange av de merkede ungfuglene fra Seewiesen påtruffet i nordlige deler av Fennoskandia, bl.a. ble en flokk på 13 fugler sett i Sverige og Finland i juni 1981. I alt 12 av disse dukket opp i Finnmark senere på sommeren samme år (Vader 1983). I 1983 ble en flokk på 5 av Seewiesenfuglene registrert i mai-september i Troms og Finnmark. Mange av stripegjessene i Europa har etablert faste trekkruter og dukker opp på de samme myte- og overvintringsplassene hvert år. En årlig myteplass ligger i Huddiksvall i Nord-Sverige (Andersson & Bylin 1991). Det har lenge vært antatt at Seewiesen er den eneste permanente hekkeplass for stripegås i Europa, men de årlige funnene på bestemte lokaliteter av fugler som ikke vender tilbake til Tyskland indikerer at det kan være andre steder der arten mer eller mindre jevnlig forsøker å hekke. I 1992 hekket et par i Frøya i Sør-Trøndelag (Gustad 1993). Det har også vært mistanke om hekking i Møre & Romsdal, og i 1994 ble et par med unger observert i dette fylket (Alv Ottar Folkestad pers. medd.). I Storbritannia har stripegjess også

hekket noen få ganger de senere årene (Delany 1993, Vinicombe et al. 1993).

Status. En økning i observasjonsfrekvens tyder på at arten er i ferd med å etablere faste bestander i Midt-Norge. Første hekkinger med "rent" par er rapportert fra Sør-Trøndelag i 1992 og Møre og Romsdal i 1994. Alle norske funn av stripegås var inkludert på B-listen frem til 1987. Dette året fikk arten også AB-status (Bentz 1987). I 1992 ble arten overført fra listen til Norsk sjeldenhetskomité for fugl til listen over arter som skal innrapporteres til Norsk faunakomité for fugl. I den siste norske fuglenavnlisten (Ree & Gjershaug 1994) har stripegås fortsatt AB-status, og har her fått spesiell omtale i innledningen.

Økologi. Stripegås hekker i tilknytning til en rekke typer våtmarksområder, i de opprinnelige hekkeområdene normalt 4000-5000 m o.h. hvor den lever av gras, røtter og andre plantedeler (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Hybridisering med grågås er kjent fra Inderøy, Nord-Trøndelag (Gustad 1992) og fra Gaulosen, Sør-Trøndelag (Gustad 1993). Hybrider mellom kanadagås og stripegås ble sett i Oslo-området fra 1988 (Clarke 1992, Gjershaug et al. 1994).

Tiltak. Ingen.

Snøgås *Anser caerulescens* (L., 1758). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Snøgås hekker i de nordøstlige deler av Sibir og østover i arktisk Nord-Amerika til Nordøst-Grønland. Den opptrer sporadisk i en rekke europeiske land (Cramp & Simmons 1977).

Historikk. Observasjonene av snøgås i Norge er en blanding av spontant opptredende individer og fugler som har sin bakgrunn i fangenskap og utsettinger. Det er ukjent hvilken underart som spontant opptrer i Norge, men det er kjent at nordamerikanske fugler har trukket til Vest-Europa (Lewington et al. 1991). Det første norske funn av snøgås var en flokk på 5 individer som ble sett på Andøya, Nordland, i 1889. Inntil 1969 var det 7 funn av arten i Norge (Haftorn 1971). Dette inkluderer bl.a. en flokk på 8 individer ved Brønnøysund, Nordland, i august 1965. En av disse ble skutt, og det viste seg at fuglen stammet fra en zoologisk hage ved den ukrainske svartehavskysten (Lund 1966). Senere er det gjort en rekke observasjoner av arten over store deler av landet. Omkring 1970 ble 40 snøgjess importert til

parkanlegget på Ekeberg i Oslo. Fuglene gikk fritt sammen med totalt 23 andre andefuglarter, deriblant kanadagås, hvitkinngås og grågås (E. Thorson pers. medd.). Kun 10-12 individer kom tilbake til Ekeberg våren etter, og selv om flere par hekket årvisst, ble snøgjessene borte utover 1970-årene. Et par hekket også i det nærliggende Østensjøvannet i 1969, og senere også i 1981 og 1983 (Bergan & Andersen 1994). Fra og med 1981 har snøgås hekket på holmer i Bunnefjorden i Indre Oslofjord. I 1988, 1991 og 1992 var det 2 par, og i 1990 hekket 3 par (Bergan & Andersen 1994). Selv om arten foreløpig ikke har en livskraftig, reproduserende bestand i Norge, synes utviklingen å gå i retning av at snøgås kan være i ferd med å få fotfeste i vårt land. En god del av snøgjessene som lever i park i Norge er blitt ringmerket.

Status. Arten er påtruffet enkeltvis og i mindre flokker over det meste av landet. Noen få par med bakgrunn i fangenskap har hekket i Indre Oslofjord-området de siste tiårene.

Økologi. De norske snøgjessene holder seg i parker utenom hekketiden og trekker sørover om vinteren (Gustad 1992). Arten foretrekker graskledte tundraområder med tilgang til åpent vann hvor den lever av vegetabilisk kost; røtter, blad, knopper av vannplanter, gras m.m. (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Tidlig på 1970-tallet ble det ved Østensjøvannet i Oslo registrert hekkforsøk mellom en snøgås og en hybrid mellom grågås og kanadagås (Myrberget 1979). I 1988 ble det funnet et reir i Bunnefjorden hvor en hvitkinngås ruget og en snøgåshann vokter (Bergan & Anderssen 1994).

Tiltak. Ingen.

Bydue *Columba livia* var. *domestica* Brisson, 1760. Orden: Columbiformes. Familie: Columbidae.

Utbredelse. Bydua finnes i alle verdensdeler unntatt Antarktis og er etterkommer etter klippedue *Columba livia*, som hekker gjennom et bredt belte fra India til Sentral-Asia vestover til Vest-Europa og Vest-Afrika. Klippedua hekket tidligere flere steder i Norge. Den siste bestanden fantes på Rennesøy i Rogaland, der fuglene forsvant på slutten av 1940-årene (Ree & Hayman 1992, Ree 1994a).

Historikk. Klippeduer ble temmet for flere tusen år siden og tamduer er blant menneskets eldste husdyr. I løpet av århundrene er det krysset frem en rekke former og varianter av tamduer

som holdes i fangenskap til ulike formål - alt fra kjøttproduksjon til brevduer. Det store antall byduer stammer fra rømte tamduer. Dagens forvillete bestander blir fortsatt jevnlig supplert med fugler som kommer på aveier fra dueslag. Bydua hekker i byer, helt nord til små fiskevær på Finnmarkskysten. Bydua er blitt neglisjert av zoologer i den ornitologiske litteratur (Ree 1994a). Dette har sammenheng med at disse fuglene har sin bakgrunn i tamduene, og således ikke vært ansett som fullgode representanter for hekkefuglfaunaen.

Status. Bydua hekker i bebyggelse over det meste av Norge, noen få steder også i bergvegger. Den norske bestanden teller høyst sannsynlig over 10 000 par (Ree 1994a).

Økologi. Arten er bredspektret i sine miljøkrav og trives best i tettbebyggelse hvor den finner hekkemuligheter i tilknytning til forskjellige byggverk og mat fra menneskelig virksomhet; vesentlig plantekost.

Interaksjoner. I utlandet blir mange klippeduebestander oppblandet med byduer og rømte tamduer. Ulike varianter av byduer blir hybridisert med bl.a. latterduer.

Tiltak. I flere norske byer blir det hvert år skutt mange byduer i regi av helsemyndighetene. I Oslo ble det eksempelvis skutt gjennomsnittlig over 5000 byduer pr. år i perioden 1971-74. Denne avskytingen opphørte fordi bekjempelsen ikke ble vurdert til å redusere bestandens størrelse. Fugler som dør blir ofte liggende og råtne i bygninger, og levende duer skaper av og til problemer gjennom angrep på mennesker av hønselover og rød hønsemidd (Ree 1991, 1994a).

6.2.2.2 Mislykket populasjonsetablering

Stork *Ciconia ciconia* (L., 1758). Orden: Ciconiiformes. Familie: Ciconiidae.

Utbredelse. Stork har en diskontinuerlig, palearktisk utbredelse. Nominatunderarten hekker fra Nordvest-Afrika, den Pyreneiske halvøy og Mellom-Europa østover til Sør-Russland (Haftorn 1971). De nærmeste hekkeplassene ligger i Danmark, hvor arten er i ferd med å forsvinne som hekkefugl. Det pågår for tiden et prosjekt i Sør-Sverige med oppdrett av stork i fangenskap med tanke på reetablering av bestanden i Skåne.

Historikk. Arten er aldri påvist som norsk hekkefugl. Gjennom 1800-tallet foreligger en rekke observasjoner, først og fremst av

enkeltindivider, men ved enkelte anledninger ble det registrert store flokker ved kysten av Sør-Norge rundt midten av forrige århundre (Løvenskiold 1947). I dette århundre foreligger relativt få funn frem til 1970-årene. Haftorn (1971) omtaler 9 funn etter 1920. I tillegg kommer et funn fra 1950-årene (Ree 1980). Fra 1975 har arten vist seg årlig i vårt land, og frem til og med 1991 var det sett i alt 65 individer i Norge etter 1920. De fleste av disse observasjonene dreier seg om spontant opptredende fugler, men noen av individene har vist fjærdrakt og atferd som indikerer at de høyst sannsynlig er sluppet ut fra fangenskap. Dette gjelder eksempelvis en fugl sett på Jæren i februar 1961 (Holgersen 1961) og et i Sogn & Fjordane i juni-juli 1978 (Ree 1980).

Status. Enkeltindivider av stork som trolig er rømt fra fangenskap er påtruffet de senere år i tillegg til diverse funn som anses som spontane.

Økologi. Stork har et bredt næringsvalg, men lever særlig av amfibier, mus og insekter. Arten foretrekker åpne områder i tilknytning til kulturmark, myr og ulike våtmarksområder.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Chileflamingo *Phoenicopterus chilensis* Molina, 1782. Orden: Phoenicopteriformes. Familie: Phoenicopteridae.

Utbredelse. Chileflamingo er utbredt fra de sentrale deler av Peru sørover gjennom Andesfjellene til Tierra del Fuego, østover til det sørlige Brasil og Uruguay (del Hoyo et al. 1992).

Historikk. Denne arten holdes i fangenskap over store deler av Europa, og rømte parkfugler dukker jevnlig opp i våtmarksområder. I 1967 ble det gjort flere observasjoner av flamingo i Vestfold og nordover til Troms i perioden 17.3.-2.9. Flere av observasjonene dreide seg om ett og samme individ, men rimelegvis var det grunn til å anta at det var tale om 2-3 forskjellige fugler. Disse observasjonene er publisert som flamingo (Haftorn 1971), men i ett av tilfellene ble det gjort fotografisk dokumentasjon, nemlig den 5.5.1967 i Ytteren i Mo i Rana, Nordland (Wegge 1967). Bildet viser at det dreier seg om chileflamingo. I 1970 ble et individ sett i juni-juli i Kjosbukta, Vågsbygd, Vest-Agder (Valeur 1970). Senere ble en fugl observert 4.-11.10. i Kurefjorden, Rygge, Østfold (Mohr 1970, Ree 1972). I 1979 oppholdt et individ seg fra 10.6.-10.7. på Atløy, Sunnfjord og Byrknes, Gulen i Sogn & Fjordane (Ree 1980).

Status. Arten er påtruffet tilfeldig i Norge de siste tiårene.

Økologi. Arten er generalist i sitt næringsøk og lever hovedsakelig av akvatiske evertebrater. Leveområder som flamingo (se denne).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Dvergflamingo *Phoenicopterus minor* Geoffroy, 1798. Orden: Phoenicopteriformes. Familie: Phoenicopteridae.

Utbredelse. Hovedpopulasjonen av dvergflamingo er knyttet til Rift Valley i Øst-Afrika, men populasjoner finnes også i Namibia/Botswana, Mauretania/Senegal og Nordvest-India/Pakistan (del Hoyo et al. 1992).

Historikk. Et individ oppholdt seg på Utsira, Rogaland, 22.-26.4. 1986. Fuglen hadde fargering og døde den 26.4. (Bentz 1988).

Status. Dvergflamingo er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Arten er næringsspesialist som lever av mikroskopiske blågrønnalger. Den har tilhold i salt- og sodasjøområder; også kystlaguner (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Svartsvane *Cygnus atratus* Latham, 1790. Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Svartsvanen er utbredt i hele Australia bortsett fra innlandsområdene og de nordligste kyststrøkene, og finnes dessuten på Tasmania ved siden av at den er introdusert til New Zealand (Pizzey 1989).

Historikk. Svartsvaner har vært holdt i fangenskap i Norge de siste årene. I alt 5-6 fugler finnes i dyreparken i Kristiansand, og fuglene lever der i innhegning. I Mølledammen på Bryne, Rogaland har det vært svartsvaner i ca 15 år. Et vingestekket par fra Danmark ble først satt ut, og disse har fått fram unger flere ganger. Det har vært opp til 10 individer på lokaliteten samtidig. Alle fuglene er blitt vingestekket, så ingen har klart å fly vekk fra

området. I 1994 gikk to par til hekking i Mølledammen. Begge parene ble utsatt for eggplyndring, trolig av mennesker, og tidligere år har egg og unger ved flere anledninger gått til grunne på grunn av fiskesnører, løshunder, rottegift og mink (Arvid Øglænd pers. medd., Sveen 1994, Fagerheim 1994). Fra Sverige er det kjent flere tilfeller av at svartsvaner har rømt fra fangenskap (Hanström 1964).

Status. Fra omkring 1980 har 1-2 par hekket ved Mølledammen på Bryne, Jæren, Rogaland. Samtlige individer er blitt vingestekket, men fuglene lever i forplantningssesongen i et våtmarksområde sammen med flere andre frittlevende vannfugler.

Økologi. Svartsvanen foretrekker store innsjøer eller laguner med relativt grunt vann, ferskt eller brakt. Den spiser overveiende vannplanter av forskjellig slag (*Potamogeton*, *Ruppia*, *Typha* m.fl.) (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Flere tilfeller av hybridisering mellom svartsvane og knoppsvane er kjent fra fugler holdt i fangenskap (Hanström 1964).

Tiltak. Ingen.

Jomfrutrane *Anthropoides virgo* (L., 1758). Orden: Gruiformes. Familie: Gruidae.

Utbredelse. Jomfrutrane har en palearktisk utbredelse; fra Svartehavet og steppeområdene i Sør-Russland østover gjennom Sentral- og Øst-Asia til Mandsjuria, og finnes dessuten i østlige deler av Tyrkia. En isolert populasjon i Marokko er i ferd med å forsvinne (Cramp & Simmons 1980).

Historikk. Det foreligger i alt 5 registreringer av jomfrutrane i Norge. Av disse er det kun den første som anses som spontan opptreden, og funnet er inkludert på A-listen. Dette var et individ som ble sett ved Varangerfjorden, Finnmark 20.-27.5. 1966 (Lid 1967). Senere er det innrapportert 4 funn, og alle er av NSKF vurdert som rømte fangenskapsfugler. Et individ som holdt seg ved Harstad, Troms, i juni-juli 1968 hadde avklippede armsvingfjær (Haftorn 1971). I juni 1975 ble en fugl observert på flere lokaliteter i Troms, og denne ble påkjørt og drept av bil i Håkøybotn den 20.6. (Ree 1980). I juli 1977 hadde et individ tilhold på Jæren, Rogaland, hvor fuglen ble sett på flere lokaliteter (Ree 1980), og den samme sommeren ble en jomfrutrane registrert på Fugle, Vestvågøy, Nordland (Gjershaug 1985). Arten holdes i fangenskap i en rekke dyreparker i Europa, også i Norden.

Status. Jomfrutrane er tilfeldig påtruffet i Norge.

Økologi. Jomfrutrane er hovedsakelig knyttet til stepper, men går i Sentral-Asia opp gjennom dalførene til 3000 m o.h. (Glutz et al. 1973). Arten krever lett adgang til drikkevann, men kan forøvrig finnes i en rekke habitattyper. Næringsvalget er ikke kjent i detalj, men den lever både av plantekost og evertebrater (Cramp & Simmons 1980).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Balkanhøne *Alectoris chukar* (J. E. Gray, 1830). Orden: Galliformes. Familie: Phasianidae.

Utbredelse. Balkanhøne finnes fra Hellas og Bulgaria og videre østover i Middelhavslandene og den tidligere Sovjetunionen til Kina.

Historikk. Balkanhøne er i senere tid innført til Norge som burfugl. Omfanget er ukjent fordi en del av importen trolig har vært ulovlig. De som oppbevarer fuglene i fangenskap er enten eiere av private hønsefuglkolleksjoner eller foreninger med personer som presumptivt har planer om å sette dem ut i tilknytning til f.eks. fuglehundtrening. Det er kjent at balkanhøner er holdt i fangenskap både i Østfold og Vestfold, og i sistnevnte fylke rømte to individer og dukket opp på Mølen, Brunlanes, Vestfold sommeren 1988 (Bentz & Clarke 1990). I Sverige foreligger det 6 tilsvarende funn i perioden 1976-88 (SOF 1990). På Malmøya, Larvik, Vestfold skal det angivelig også være satt ut steinhøner *Alectoris graeca* på slutten av 1980-årene eller i begynnelsen av 1990-årene (Larvik byrett 1991). I løpet av sommeren og høsten 1993 hadde et individ tilhold på Solstad, Stavern, Vestfold. Fuglen ble bl.a. fotografert og avbildet i Østlands-Posten den 5.10.1993 (Sandmoe 1993). Fotografierne i avisen viser imidlertid et eksemplar av balkanhøne, og det er derfor ikke usannsynlig at fuglene det refereres til hos Larvik byrett (1991) også dreier seg om denne arten. Balkanhøne og steinhøne er svært like, og det er lett å forveksle de to artene.

Status. Det foreligger to funn av rømte fangenskapsfugler.

Økologi. Balkanhøne er knyttet til kontinentale og mediterrane klimaregioner, ofte halvørken eller ørken; fra lavlandssletter opp til 3000 m o.h. Den spiser frø, hovedsakelig av gras, men tar også noe insekter (Cramp & Simmons 1980).

Interaksjoner. Arten hybridiserer med steinhøne i en 5-10 km overlappingsone i Thraki i Hellas, og de sentrale delene av Rodopifjellene i Bulgaria (Cramp & Simmons 1980).

Tiltak. Ingen.

Latterdue *Streptopelia roseogrisea* var. *risoria* (L., 1758). Orden: Columbiformes. Familie: Columbidae.

Utbredelse. Latterdua er en domestisert form av saheldue *Streptopelia roseogrisea*, som hekker i et mer eller mindre sammenhengende belte tvers over det afrikanske kontinent mellom ca 10 og 20°N - bl.a. i det sørlige Sahara (Cramp 1985). Latterdua hadde tidligere artsstatus - *Streptopelia risoria* - men omtales i nyere litteratur som en variant eller domestisert form av saheldue. Den er en alminnelig burfugl over store deler av verden, og i enkelte områder i Nord-Amerika og Europa er det etablert små, frittlevende latterduebestander.

Historikk. Latterdua har lenge vært en alminnelig byfugl i Europa. En helhvitt variant er også vanlig forekommende, og denne er best kjent under navnet trylledue. I Norge finnes det også latterduer i fangenskap, og rømte individer dukker av og til opp i f.eks. parker og bystrøk (Ree 1984a, 1991). På Jeløy, Moss, Østfold, ble det sluppet fri en del latterduer på en gård i 1950-årene, og disse hekket i busker og trær på stedet. Vinterstid ble fuglene fóret av personer på gården (Ree 1984a). NSKF har mottatt én melding om frittflyvende latterdue til godkjenning. Dette var et individ som ble sett i Kurefjorden, Råde, Østfold 18.9.1984 (Bentz 1986b). I tillegg er frittflyvende individer i Fredrikstad, Østfold, og Ørsta, Møre & Romsdal, omtalt av Ree (1984a).

Status. Rømte latterduer viser seg av og til i bebygde strøk. Arten har ikke etablert frittlevende bestander i Norge, men noen få par hekket på en gård i Moss, Østfold på 1950-tallet (Ree 1984a).

Økologi. Arten unngår skog og foretrekker tørre krattområder, hagelandskap og halvørkener. Den klarer seg godt i lengre perioder uten tilgang på vann (Cramp 1985). Den er vegetarianer som lever av frø og korn.

Interaksjoner. Latterduer blir jevnlig hybridisert med andre *Streptopelia*-arter, bl.a. tyrkerdue *S. decaocto* og turteldue *S. turtur* (Goodwin 1983). Disse hybridene ligner mest på de sistnevnte arter. Hybridisering av latterdue og hvit tommelt (pryd-

due/tamdue) i Østfold resulterte i mørkegrå, sterile fugler (Ree 1984a).

Tiltak. Ingen.

Palmedue *Streptopelia senegalensis* (L., 1766). Orden: Columbiformes. Familie: Columbidae.

Utbredelse. Palmedue hekker over store deler av Afrika, vesentlig sør for Sahara, og videre gjennom Midt-Østen og østover til India. Deler av populasjonene i Midt-Østen og Tyrkia og i vestlige deler av Australia, er resultat av introduksjoner (Cramp 1985).

Historikk. Arten er overveiende standfugl, og de nærmeste hekkeområdene ligger i Tunisia og Tyrkia (Cramp 1985). Funn av palmeduer i Nord-Europa dreier seg derfor overveiende sannsynlig om rømte eller utslupne fangenskapsfugler. I Norge ble et individ observert på Herøya, Porsgrunn, Telemark 14.9.1987 (Bentz 1989), og funnet er inkludert på B-listen. I Sverige er det to tilsvarende funn i henholdsvis 1979 og 1988 (SOF 1990).

Status. Palmedue er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Arten opptrer i tilknytning til kulturmark og menneskelig bosetting, men unngår skogsområder. Den lever hovedsakelig av frø supplert med litt evertbrater (Cramp 1985).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Halsbåndparakitt *Psittacula krameri* (Scopoli, 1769). Psittaciformes. Familie: Psittacidae.

Utbredelse. Halsbåndparakitten finnes i Sahelområdet fra Senegal til Somalia; også India til de sørvestlige deler av Kina. Den er innført til en rekke områder hvor den lokalt har klart å etablere seg, bl.a. Vest-Europa og Sør-Afrika (Maclean 1985).

Historikk. Halsbåndparakitten er en alminnelig burfugl mange steder i verden. Arten har etablert frittlevende hekkepopulasjoner i en rekke land der den er introdusert eller hvor fugler har rømt fra fangenskap. I Europa finnes det nå reproduserende bestander i Storbritannia, Belgia, Nederland og Tyskland (Cramp 1985). I Norge ble et individ observert på Lista, Farsund, Vest-

Agder, 10.5.-8.11.1990 (Vestøl 1993). Funnet er godkjent av NSKF, men ikke inkludert i komitéens siste publikasjon. Arten er derfor plassert på den norske B-listen (Ree & Gjershaug 1994). Dersom fugler fra den frittlevende hekkepopulasjonen på Kontinentet flyr til Norge, vil arten bli inkludert på den norske AB-listen. Funnet på Lista i 1990 er overveiende sannsynlig en rømt burfugl, men det kan ikke utelukkes at dette dreier seg om et individ som kommer fra den vesteuropeiske bestanden. En rekke papegøyearter holdes i fangenskap i Norge. Ved flere tilfeller har fugler rømt og overlevd i kortere eller lengre perioder i det fri. Observasjoner av slike frittflyvende individer blir som regel aldri innrapportert eller registrert. En rømt aleksanderparakitt *Psittacula eupatsia* hadde tilhold på Strand, Bærum, Akershus, fra mai til desember 1986. Den ble innfanget den 17.12. samme år (Syvertsen 1987).

Status. Arten er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Halsbåndparakitten er knyttet til skogområder kombinert med kulturmark og er vegetarianer (Maclean 1985). I Europa hekker den i hule trær i hager og parker (Cramp 1985).

Interaksjoner. Halsbåndparakitten er innført til bl.a. Mauritius i Det indiske hav, der den har økt i antall. Her har den delvis utkonkurrert mauritiusparakitten *P. echo*, som er endemisk for øya, og som nå befinner seg på randen av utryddelse (Schreiber et al. 1987).

Tiltak. Ukjent.

Tigerfink *Amandava amandava* (L., 1758). Orden: Passeriformes. Familie: Estrildidae.

Utbredelse. Tigerfink finnes i Øst-Pakistan og østover til Sør-Kina, dessuten i Indokina, på De små sundøyene, Java og Bali (Clement & Gantlett 1993). Arten er introdusert til Japan, Hawaii, Fijiøyene, Filippinene, Malaysia, Sumatra, Saudi Arabia, Nord-Egypt, Israel, Puerto Rico, Sørvest-Spania og Portugal (Clement et al. 1993, Jonsson 1992). Unnslypne individer har hekket i Storbritannia (Clement et al. 1993).

Historikk. Tigerfinken er en alminnelig burfugl over store deler av verden. Den er også en relativt vanlig burfugl i Norge. Et rømt individ (hunn) ble fanget på Fornebu, Bærum, Akershus, i august måned på begynnelsen av 1970-tallet (Frode Müller pers. medd.).

Status. En enkelt rømt fangenskapsfugl er tilfeldig påtruffet i Norge.

Økologi. Arten lever i tilknytning til takrøbestander, gras- og krattområder, som regel i nærheten av vann, men også i skogglenner, parker og hager. Hovedføden er ulike frøsorter, men i fangenskap spiser den også insekter (Clement & Gantlett 1993).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Gråkjernebiter *Eophona personata* (Temminck & Schlegel, 1848). Orden: Passeriformes. Familie: Fringillidae.

Utbredelse. Gråkjernebiter finnes fra Øst-Sibir, Amurland til nordlige og sentrale deler av Kina og Japan (Clement & Gantlett 1993).

Historikk. Arten er påtruffet to ganger i Norge, et individ primo juni 1989, IIseng, Løten, Hedmark (Clarke 1991), og en fugl 8.4.1990 ved Borrevannet, Borre, Vestfold (Clarke 1992). Arten er importert til bl.a. Tyskland og Russland som burfugl, og sannsynligheten for at funn i Vest-Europa er rømte fangenskapsindivider er derfor langt større enn at det dreier seg om spontan opptreden. Funnene er derfor inkludert på den norske B-listen (Ree & Gjershaug 1994).

Status. Arten er påtruffet tilfeldig to ganger i Norge.

Økologi. Gråkjernebiter lever i tilknytning til løvtredominert skog, dessuten i hager og parker (Flint et al. 1984, Clement & Gantlett 1993).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Brunhodespurv *Emberiza bruniceps* Brandt, 1841. Orden: Passeriformes. Familie: Emberizidae.

Utbredelse. Brunhodespurven er utbredt i Sentral-Asia og Kasakhstan, vestover til de sørøstligste deler av Europa nordvest for Kaspiahavet (Flint et al. 1984, Jonsson 1992).

Historikk. Arten ble første gang registrert i Norge i 1937, da en hann ble skutt på Utsira, Rogaland den 7.9. (Schaanning 1939). Dette individet hadde brukkete håndsvingfjær og en meget slitt fjærdrakt, og var høyst sannsynlig en rømt fangenskapsfugl (Holgersen 1970). Senere er brunhodespurven påtruffet 10 ganger i Sør-Norge i perioden 1969-89 (Holgersen 1970, Ree 1976, Michaelsen 1979, Numme 1981, Ree 1980, Clarke 1991). Alle funn dreier seg om hanner, og ingen av de publiserte observasjonene beskriver unormale fjærdrakter. En av fuglene, en hann på Utsira 30.8.-5.9. 1973 (Ree 1976), hadde ring, men ble aldri fanget (Ree 1977). Clarke (1991) skriver riktignok at 3 av disse 10 fuglene har hatt slitte vingefjær, men det opplyses ikke hvilke funn dette dreier seg om eller hvor dette skal være publisert. De 10 funnene fra perioden 1969-89 er inkludert på den norske A-listen. Arten er alminnelig burfugl i Europa, og de fleste observasjoner i vår verdensdel er høyst sannsynlig rømte fangenskapsfugler. De nærmeste hekkeområdene ligger imidlertid ikke lengre unna enn ved Kaspiahavet (såvidt inn i de sørøstlige delene av Europa), og muligheten for at enkelte individer kan nå Norge som følge av spontan opptreden er derfor til stede. Brunhodespurvens status er omdiskutert i flere vesteuropeiske land. I Sverige og Storbritannia er eksempelvis ingen funn av arten vurdert som spontane, men fra Storbritannia har det den siste tiden kommet signaler om at noen av funnene på øygruppen kan dreie seg om spontan opptreden.

Status. Brunhodespurv er påtruffet tilfeldig 11 ganger i Norge. Det er uklart hvor mange av disse som dreier seg om spontan opptreden.

Økologi. Arten er knyttet til tørr, åpen steppe, vidder og åssider hvor den foretrekker krattområder (Flint et al. 1984).

Interaksjoner. Arten hybridiserer med svarthodespurv *Emberiza melanocephala* i et mindre overlappingsområde ved Kaspiahavet (Lewington et al. 1991).

Tiltak. Ingen.

Kardinal *Cardinalis cardinalis* (L., 1758). Orden: Passeriformes. Familie: Emberizidae.

Utbredelse. Kardinal er utbredt i sentrale og østlige deler av Nord-Amerika og sørover til Mexico (National Geographic Society 1985).

Historikk. Arten er alminnelig burfugl i Europa og har også vært å finne i fangenskap i Norge. På 1950-tallet ble det sluppet fri noen par på en gård på Jeløy, Moss, Østfold. Disse hekket fritt i busker og trær i nærheten av gården (Ree 1984a).

Status. Frittlevende individer av kardinal har hekket etter at de ble sluppet ut på en lokalitet i Østfold på 1950-tallet.

Økologi. Kardinal hekker i skogkanter, krattbevakste våtmarker og i hager (National Geographic Society 1985), og lever av en lang rekke insekter - biller, sikader, gresshopper, termitter osv, samt snegler, bær, frø mm. (Terres 1980).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Lazulifink *Passerina amoena* (Say, 1823). Orden: Passeriformes. Familie: Emberizidae.

Utbredelse. Lazulifink finnes fra Britisk Columbia til Saskatchewan, Nord- og Sør-Dakota sørover i flere stater til California (Terres 1980).

Historikk. Lazulifinken har en vestlig utbredelse i Nord-Amerika, og siden arten er en alminnelig burfugl i Europa, regnes ingen funn i vår verdensdel som spontane (Ree 1984b). I Norge er det i alt 6 funn og samtlige er inkludert på B-listen. De to første registreringene var hanner observert henholdsvis 29.5.1980 på Utsira, Rogaland og 27.6.1981 i Vidalen, Ringerike, Buskerud (Michaelsen 1985). Deretter er det følgende funn: en hann i juli 1981 i Hamningberg, Båtsfjord, Finnmark (Sundve 1983, Gjershaug 1985), en hann 15.5.1988 i Bossekop, Alta, Finnmark (Bentz & Clarke 1990), en hann ca 15.8.1990 på Kamøyvær, Nordkapp, Finnmark (Clarke 1992), og et individ i juni 1991 på Vågåmo, Vågå, Oppland (Bosy & Clarke 1993).

Status. Lazulifink er påtruffet tilfeldig 6 ganger i Norge.

Økologi. Arten er knyttet til krattbevakste søkk og drag på prærien, tørre åssider med buskvegetasjon m.m. opp til 3000 m o.h. i Sierra Nevada. Den spiser frø av urter og gras samt evertbrater (Terre 1980).

Interaksjoner. Lazulifinken hybridiserer med den nær beslektede arten indigofink *Passerina cyanea* i overlappingsområdene i de sentrale delene av Nord-Amerika (Bull & Farrand 1977, Peter-

son 1980, Robbins et al. 1983, National Geographic Society 1985). Sistnevnte art er også vanlig burfugl i Europa, og funn i Storbritannia er ikke ansett som spontane. Robbins (1980) har imidlertid vurdert at det kan være en viss mulighet for spontan opptreden i vår verdensdel av indigofink.

Tiltak. Ingen.

Pavefink *Passerina ciris* (L., 1758). Orden: Passeriformes. Familie: Emberizidae.

Utbredelse. Pavefink er utbredt i USA fra Nord-Carolina, Tennessee, Kansas og Oklahoma sørover til Texas og Florida (Terres 1980).

Historikk. Pavefinken hekker i sørlige og sørøstlige deler av Nord-Amerika, men er ikke tatt med i oversikten over arter som skulle kunne dukke opp i Europa som følge av spontan opptreden (Robbins 1980). Den er derimot en alminnelig burfugl i vår verdensdel, og europeiske funn betraktes som rømte fangenskapsindivider (Ree 1984b). I Norge er arten påtruffet 3 ganger: en hann med slitte vingefjær ble funnet død på Halten, Sør-Trøndelag høsten 1974 (Suul 1976), en hann ble sett på Lista, Vest-Agder 6.-7.11.1976 (Pedersen 1977, Michaelsen 1979) og en hann ble observert på Balvann, Sulitjelma, Nordland, 9. eller 10.8.1986 (Bentz & Clarke 1990).

Status. Pavefink er påtruffet tilfeldig tre ganger i Norge.

Økologi. Pavefinken er sky og holder seg stort sett skjult i undervegetasjonen, f.eks. i tornekrattområder. Arten spiser vesentlig grasfrø og forskjellige evertbrater.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Gulhodetrupial *Xanthocephalus xanthocephalus* (Bonaparte, 1826). Orden: Passeriformes. Familie: Icteridae.

Utbredelse. Gulhodetrupial finnes fra sørvestlige deler av Canada til sentrale deler av Texas og Missouri, hovedsakelig vest for de store sletteområdene (Bent 1965, Hanström 1965).

Historikk. Arten er påtruffet én gang i Norge; en hann ble funnet 30.5.1979 på Halten, Sør-Trøndelag (Ree 1980). Fuglen

oppbevares (spritkonservert) på Zoologisk Museum i Oslo. Siden hekkeområdene ligger i vestre deler av Nord-Amerika, og arten finnes i fangenskap i Europa, er ingen funn i vår verdensdel ansett som spontane. Gulhodetrupialen er også påtruffet i Sverige, Danmark og Storbritannia.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Gulhodetrupial er kolonihækker og er knyttet til høyvokst vannvegetasjon ved innsjøer og stilleflytende elver (Terres 1980). Den lever av frø og korn, men også evertebrater - omtrent i forholdet 2:1 (Bent 1965).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Waglertrupial *Icterus waglerii* P. L. Sclater, 1857. Orden: Passeriformes. Familie: Icteridae.

Utbredelse. Waglertrupial er utbredt i Mexico sør til Nicaragua og Guatemala (Terres 1980).

Historikk. Arten er påtruffet én gang i Norge; et individ hadde tilhold ved Birkeland, Sokndal, Rogaland, 10.7.-7.11.1975 (Ree 1976, Sømme & Straumstøyl 1977). På bakgrunn av artens utbredelse i Mellom-Amerika er det lite sannsynlig at det norske funnet dreier seg om spontan opptreden, og registreringen er inkludert på den norske B-listen. En mulig forklaring på det norske funnet er at fuglen har fulgt med skip over Atlanteren. Waglertrupialen holdes forøvrig som burfugl i Mellom-Amerika.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Waglertrupial foretrekker kratt- og ungskog og skogkanter. Den opptrer i høyere liggende områder 1000-2000 m o.h. (Terres 1980).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.2.3 Arter spredd fra ville bestander i naboland

En prinsipiell forutsetning for denne gruppen er at arten skal være etablert i et naboland der etableringen har skjedd som

resultat av kategori 2.1.2 eller 2.1.3. Bare 2 arter er gruppert hit, men i tillegg er 2 andre arter krysset av under denne kategorien (**tabell 6.1**). Dette er imidlertid arter som er hovedkategorisert til 2.1.1, 2.1.3 eller 2.1.4.

6.2.3.1 Vellykket populasjonsetablering

Mandarinand *Aix galericulata* (L., 1758). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Mandarinand forekommer spredt i de sørøstlige deler av det tidligere Sovjetunionen, de nordøstlige deler av Kina og Japan (del Hoyo et al. 1992). Arten ble innført til de sørlige deler av England i første halvdel av 1700-tallet (Savage 1952, Bauer & Glutz 1968). Arten hekker for tiden mange steder i Storbritannia, og denne forvillete bestanden talte på 1960-tallet mer enn 500 individer (Cramp & Simmons 1977). I 1988 var antallet steget til 7000 fugler (del Hoyo et al. 1992). Forøvrig henvises til Goodwin (1992) for nærmere detaljer om den britiske bestanden.

Historikk. Mandarinender er observert i Norge fra århundreskiftet frem til i dag (e.g. Holgersen 1963a, 1964). De fleste funn dreier seg trolig om fugler rømt fra parker og zoologiske hager, men innvandring fra den britiske populasjonen er en sannsynlig forklaring på en del av observasjonene de siste tiårene. Arten synes å kunne tilbakelegge relativt store avstander på kort tid. Den 8.11.1962 ble 4 ungfugler skremt av en sprengning på Ekeberg i Oslo, og to av disse fuglene ble skutt 29 timer senere ved Newcastle i England etter å ha tilbakelagt en distanse på 900 km (Holgersen 1963a). I Norge er mandarinender blitt holdt som parkfugl enkelte steder, f.eks. i Breiavatnet i Stavanger, Rogaland i 1930-årene, på Ekeberg i Oslo på 1960-tallet og på Tjøme i Vestfold på slutten av 1960-tallet (Sollien 1979). Det har vært en markert økning av mandarinandobservasjoner siden 1960, og i 1970 var det to hekkforsøk på Røros, Sør-Trøndelag (Kojedal 1971, Schjølberg 1971, Sollien 1979, 1981). I 1992 fikk et par fram 5 unger i Breiavatnet i Stavanger (Gustad 1993). I Sverige ble mandarinand først påvist i 1894 og i perioden 1976-88 ble det gjort 55 funn - hvorav noen få hekkinger (SOF 1990).

Status. Mandarinand er observert en rekke ganger i Norge, og særlig de siste 30 årene. Arten har gått til hekking i noen få tilfeller.

Økologi. Arten er knyttet til ulike former for våtmark omgitt av tett løvskog. Den lever av planter og mindre ferskvannsdyr (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.2.3.2 Mislykket populasjonsetablering

Stivhaleand *Oxyura jamaicensis* (J. F. Gmelin, 1789). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Nominatunderarten er utbredt i Kanada fra British Columbia til Manitoba, sør til California og Texas og forekommer også spredt i de nordøstlige deler av USA samt på de Vestindiske øyer. Stivhaleand er innført til Vest-England hvor den er godt etablert og sprer seg (del Hoyo et al. 1992).

Historikk. Rømte park- og fangenskapsfugler begynte å hekke i England i 1960. Senere har arten økt i antall og spredt seg til nye våtmarksområder, og den britiske bestanden talte i 1975 50-60 par med i alt 300-350 individer (Cramp & Simmons 1977). På slutten av 1980-tallet var denne populasjonen vokst til 2400 fugler (del Hoyo et al. 1992), og i 1993 til ca 3500 (Laquist 1993). Parallellt med økningen i Storbritannia har arten spredt seg til andre vesteuropeiske land. De første norske funnene var i mai 1984, da i alt 3 fugler ble sett i Nordland og Nord-Trøndelag. Disse funnene ble satt i forbindelse med økningen i den britiske populasjonen, og arten ble ført opp på den norske AB-listen. Senere er det innrapportert flere observasjoner i Norge, og funn av tilsammen 27 individer er godkjent (Bosy & Clarke 1993). Det vil ikke være usannsynlig at stivhaleand blir påvist hekkende i Sør-Norge i løpet av de nærmeste årene.

Status. Stivhaleand er påtruffet tilfeldig i Norge fra 1984.

Økologi. Arten foretrekker sumpmark ved ferskvann, innsjøer, dammer og myrer med både vegetasjon og åpent vann. Den spiser akvatiske evertrebrater og frø av vannplanter (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Stivhaleand hybridiserer med hvithodeand *Oxyura leucocephala*, og dette har skapt store problemer for forvaltningen av sistnevnte art i Spania. Hvithodeand har lenge vært en truet art i Spania, men takket være et omfattende naturvernarbeid har den spanske bestanden økt fra 22 par i 1977 til 786 par i 1992 (Dale 1993). Samtidig har stivhaleender fra Storbritannia spredt seg til Spania, hvor artene nå hybridiserer. Spanske myndigheter er redde for at hvithodeanda skal forsvinne inn i en blandingspopulasjon, og presser på for å få brite-

ne til å redusere sin hekkebestand av stivhaleand. I Spania blir alle stivhaleender og hybrider skutt, mens arten fortsatt er totalfredet i Storbritannia. En tilsvarende situasjon er ikke aktuell for Norge idet hvithodeand ikke finnes hos oss.

Tiltak. Ingen.

6.2.4 Arter med uspesifisert antropochor opprinnelse

Til sammen er 12 arter kategorisert til "uspesifisert" antropochor opprinnelse. I tillegg er 3 andre arter krysset av under denne kategorien (**tabell 6.1**). Dette er imidlertid arter som er hovedkategorisert til 2.1.1, 2.1.3 eller 2.1.4. Begrepet "uspesifisert" antropochor opprinnelse er primært valgt som egen kategori fordi opprinnelse og forhistorie for arten er usikker og ukjent.

6.2.4.1 Mislykket populasjonsetablering

Gråhodealbatross *Diomedea chrysostoma* Forster, 1785. Orden: Procellariiformes. Familie: Diomedidae.

Utbredelse. Gråhodealbatross har en sirkumpolar utbredelse på den sørlige halvkule og hekker fra Kapp Horn til Campelløyene (del Hoyo et al. 1992).

Historikk. To individer ble skutt på det islagte Fiskumvannet i Eiker i april 1838. Sannsynligvis ble disse fuglene overført til Europa med skip. Det var ikke uvanlig at albatrosser ble fanget av sjøfolk i sørlige farvann og holdt ombord og først sluppet fri i Europa (Barth 1883). Funnet av fuglene fra Buskerud i 1838 ble inkludert på de norske A-listene i 1961, 1976 og 1981 (NZF 1961, 1976, Ree 1981), men ble flyttet over på B-listen i 1985 (Michaelsen 1985).

Status. Arten er tilfeldig påtruffet én gang i Norge.

Økologi. Gråhodealbatross lever av blekksprut og fisk og er kolonihekkende.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Krøllpelikan *Pelecanus crispus* Bruch, 1832. Orden: Pelecaniformes. Familie: Pelecanidae.

Utbredelse. Krøllpelikanens hovedutbredelse er knyttet til Øst-Europa; Ungarn, det tidligere Jugoslavia, Bulgaria og Romania. Den er også registrert hekkende i Etiopia. Forøvrig foreligger sporadiske observasjoner fra en rekke land i Mellom- og Sørøst-Europa (Cramp & Simmons 1977).

Historikk. Det foreligger flere funn av arten i Norge. De fleste registreringer er vurdert som spontant opptredende fugler, og er plassert på A-listen. I alt foreligger det 6 funn i perioden 1976-78 (Numme 1981). To norske funn av krøllpelikan er inkludert på B-listen. Et individ ble skutt i Nord-Rana i Nordland 1967, og denne viste seg å stamme fra en dyrepark i Sverige (Haftorn 1971). En vingeklippet subadult ble fanget 19.6.1973 på Eggesbønes i Møre & Romsdal, og senere i Florø i Sogn & Fjordane 15.7.-15.8. samme år (Ree 1980). En hvitpelikan ble sett i Mellom-Vikna i Nord-Trøndelag ca 15.7.1974 (Michaelsen 1979). Denne observasjonen ble først inkludert på B-listen (NZF 1976), men ble senere plassert på A-listen (Michaelsen 1979). I tillegg foreligger flere observasjoner av ubestemte pelikaner i Norge, bl.a. et funn ved Florø i Sogn & Fjordane i juni 1975 (Ree 1980).

Status. Det foreligger to tilfeldige observasjoner av rømte fangenskapsfugler i Norge.

Økologi. Arten lever i tilknytning til ulike former for våtmarksområder hvor det er tilgang på mellomstor fisk (Cramp & Simmons 1977).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Flamingo *Phoenicopterus ruber* L., 1758. Orden: Phoenicopteriformes. Familie: Phoenicopteridae.

Utbredelse. Flamingo har en vid, diskontinuerlig utbredelse både i den nye og gamle verden. Underarten *P. r. roseus* hekker i Spania, Sør-Frankrike, ved Kaspiahavet, i Iran, Nordvest-India og flere steder i Afrika (Haftorn 1971). Nominatunderarten *P. r. ruber* finnes på De vestindiske øyer og Galapagos.

Historikk. Det første norske funnet av flamingo var i 1933, da et individ oppholdt seg i 7 uker i mai-juni ved Orrevann på Jæren (Haftorn 1971). Dette året synes arten å ha gjort et fremstøt nordover i Vest-Europa, og det er nærliggende å anta at de fleste av funnene fra denne perioden, inkludert det fra

Rogaland, dreier seg om spontant opptredende individer (Ree 1980). Senere er arten påtruffet flere ganger i vårt land (jf Holgersen 1963b), og i alt er 12 funn inkludert på den norske A-listen. De fleste norske flamingofunn dreier seg imidlertid trolig om fugler rømt fra fangenskap. I 1967 rømte eksempelvis et individ fra Kristiansand dyrepark, og denne fuglen ble senere sett flere steder langs sørlandskysten samme høst (Haftorn 1971). Den 2.-6.6. og 7.-24.6.1988 oppholdt det seg en fugl tilhørende underarten *P. r. roseus* i Hummerbakken og Mølen, Larvik, Vestfold, og Kurefjorden, Rygge, Østfold (Bentz & Clarke 1990). Rester av et individ tilhørende ukjent underart ble funnet i Trysil, Hedmark høsten 1989 (Bosy & Clarke 1993). De to sistnevnte funnene dreier seg om fugler med fjærdrakt som viser at de stammer fra fangenskap, og begge er oppført på B-listen.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig i Norge i dette århundre.

Økologi. Flamingo er knyttet til kyst- og deltaområder, laguner og innsjøer. Den lever av små dyre- og planktonorganismer.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Sørblesand *Anas sibilatrix* Poepig, 1829. Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Sørblesand finnes i Sør-Amerika sør for de sentrale deler av Chile og på Falklandsøyene.

Historikk. En hann ble 20.7.1989 observert i Sevika, Steinodden, Farsund, Vest-Agder (Bosy & Clarke 1993). Arten er vanlig parkfugl i Europa, og funnet er oppført på den norske B-listen.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Sørblesanda er knyttet til innsjøer, laguner og stilleflytende elver ikke langt fra åpne kulturmarker med spredte trær. Arten er overveiende vegetarianer (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Gulkinnand *Anas formosa* Georgi, 1775. Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Gulkinna er utbredt fra Øst-Sibir til Kamtsjatka. Det har skjedd en dramatisk bestandsnedgang i hekkeområdene i Asia i løpet av de siste 20 årene.

Historikk. Det foreligger to funn av gulkinna i Norge. En hann ble observert i Orrevannet, Klepp, Rogaland, 31.3.-4.4.1979 (Ree 1980). Senere ble en hann funnet død i Ny London, Kongsfjord, Svalbard, 9.6.1983 (Soglo & Mehlum 1984, Bentz 1986a). Rogalandsfunnet ble inkludert på den norske B-listen. Årsaken til denne plassering var at sjeldenhetskomiteén regnet det for langt mer sannsynlig at dette funnet dreide seg om en rømt fangenskapsfugl enn at individet skulle representere en spontan opptreden (Ree 1980). Gulkinna er relativt vanlig i fangenskap i Europa. Senere er det imidlertid framkommet en del nye opplysninger om artens presumptive spontanopptreden i vår verdensdel, og britene har godkjent flere funn på sin A-liste (Wallace 1981). Dette førte til at Svalbardfunnet fra 1983 ble plassert på den norske A-listen. Sjeldenhetskomiteén har foreløpig ikke tatt stilling til en eventuell omklassifisering av Rogalandsfunnet fra 1979. Det er imidlertid ingen ting som spesielt indikerer at denne fuglen skulle ha hatt sin bakgrunn i fangenskap.

Status. Gulkinna er påtruffet tilfeldig to ganger i Norge.

Økologi. Arten er knyttet til elver, mindre innsjøer, dammer og myrområder i skogsterreng eller på arktisk tundra. Spiser et bredt spekter av plantenæringsemner, men også evertebrater (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Brudeand *Aix sponsa* (L., 1758). Orden: Anseriformes. Familie: Anatidae.

Utbredelse. Brudeand er utbredt i de vestlige, sørøstlige og sentrale deler av Nord-Amerika, samt på Cuba.

Historikk. Arten har lenge vært holdt i fangenskap i Europa. Små, frittlevende bestander har tilhold i Tyskland og Storbritannia (Cramp & Simmons 1977). Rømte parkfugler og individer fra de forvillet hekkepopulasjonene i vår verdensdel dukker jevnlig opp i mange land. Edvin Thorson innførte et par til Ekebergparken i Oslo rundt 1970. Disse gikk aldri til hekking, og døde da de ble gamle. Det foreligger tre godkjente funn av brudeand i Norge, og

begge er inkludert på B-listen. En hann ble observert i Tovdalselva, Kjevik, Vest-Agder, 15.1.1981 (Michaelsen 1985), og en hunn ble sett ved Tau, Strand, Rogaland, 13.-14.7.1983 (Bentz 1986a). Den 10.4.1989 ble dessuten en hann observert i Skiensvassdraget, Telemark (Cleve 1989, Clarke 1991).

Status. Fugler med bakgrunn i fangenskap er tilfeldig påtruffet i Norge.

Økologi. Brudeand har tilhold ved ulike ferskvannsvåtmarker; arten er vegetarianer (del Hoyo et al. 1992).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Gåsegribb *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783). Orden: Accipitriformes. Familie: Accipitridae.

Utbredelse. Gåsegribb har sin hovedutbredelse i Spania og Nordvest-Afrika og finnes videre østover fra Balkan til Himalaya (Cramp & Simmons 1980).

Historikk. Arten ble inkludert på den norske B-listen i 1976 (NZF 1976). Bakgrunnen for dette var at et individ med lærreim ble observert eller skutt i Norge en gang i løpet av første halvdel av 1970-årene, uten at det har vært mulig å finne frem til originaldata om funnet. NSKF har heller ingen opplysninger i sitt arkiv. Gåsegribb finnes i zoologiske hager og kolleksjoner i flere europeiske land, og funn av arten i Nord-Europa dreier seg snarere om rømte fangenskapsindivider enn fugler som opptrer spontant. Enkelte observasjoner, spesielt av ungfugler, er gjort bl.a. i Danmark, Sverige og Finland (Cramp & Simmons 1980, SOF 1990).

Status. Arten er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Gåsegribben er knyttet til fjellskrenter med muligheter for termisk oppdrift og god næringstilgang, dvs åtsler (Gensbøl 1986).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Storskrikørn *Aquila clanga* Pallas, 1811. Orden: Accipitriformes. Familie: Accipitridae.

Utbredelse. Storskrikørn er utbredt i et bredt belte østover fra Polen, De baltiske stater og Russland til Stillehavet (Cramp & Simmons 1980). Den hekker uregelmessig i Finland, og et par hekket i Sverige i 1973 og gjorde hekkforsøk samme sted i 1974 (SOF 1990).

Historikk. Arten er påtruffet én gang i Norge. En hunn med lærreimer rundt begge beina og en liten bjelle rundt det ene beinet, ble funnet på en søppelplass på Nordmannset, Honningsvåg, Finnmark den 25.6.1974 (brev fra Vest-Finnmark politikammer til Honningsvåg politistasjon av 27.6.1974). Reimene hadde festet seg i hverandre slik at beina ikke kunne beveges separat, og fuglen ble skutt etter at det var gjort mislykkede fangstforsøk. Den står nå utstoppet på Zoologisk Museum i Oslo (Jan Lifjeld pers. medd.). Arten ble på grunnlag av dette individet inkludert på den norske B-listen i 1976 (NZF 1976), men nærmere funnopplysninger har ikke kommet frem før inntil nylig.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig én gang i Norge.

Økologi. Arten foretrekker større skogsområder med tilgang på våtmarker, kulturmark og heiområder.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Steppeørn *Aquila nipalensis* Hodgson, 1833. Orden: Accipitiformes. Familie: Accipitridae.

Utbredelse. Steppeørnene i Europa og Afrika har vært betraktet som én art, men med to distinkte underartsgrupper. Disse har nylig fått artsstatus. De eurasiatiske fuglene har beholdt artsnavnet steppeørn *Aquila nipalensis*. I Øst-Europa og Sentral-Asia hekker underarten *A. n. orientalis*, mens nominatunderarten finnes lengre øst i Asia. Artsnavnet på de afrikanske og indiske fuglene er savanneørn *Aquila rapax*. Underarten *A. r. belisarius* finnes i Nord-Afrika og Sørvest-Arabia, nominatunderarten *A. r. rapax* i sentrale og sørlige deler av Afrika (sør for Sahel), mens fuglene i India tilhører underarten *A. r. vindhiana*.

Historikk. Den første steppeørnen i Norge ble skutt i Skoger ved Drammen, Buskerud, 8.8.1973 (Ree 1980). Dette funnet ble inkludert på A-listen siden ingenting tyder på at fuglen stammet fra fangenskap. Den andre observasjonen er fra 2.7.1983 i Valen, Sør-Varanger, Finnmark (Bentz 1986a). Også dette funnet

ble vurdert som spontan opptreden. Det tredje funnet var et individ som ble observert 9.-11.6.1984 i Børdalen, Selbu, Sør-Trøndelag (Bentz 1988). Denne fuglen hadde lærreimer rundt beina, og funnet er plassert på B-listen. Senere er arten påtruffet to ganger i Norge. Et skadeskutt individ registrert 17.5. til ca 19.5.1989 i Bølstrand, Ballangen, Nordland, ble avlivet, og en utmattet fugl som ble funnet 22.7.1991 i Brekken, Røros, Sør-Trøndelag, døde noe senere (Bosy & Clarke 1993). Begge disse fuglene viste karakterer til underarten *A. n. orientalis*, og funnene er inkludert på A-listen. Selv om steppeørnen opptrer spontant i Norden, er det trolig at en del av observasjonene dreier seg om rømte fangenskapsfugler. Arten er alminnelig i dyreparker og kolleksjoner i Mellom- og Sør-Europa, spesielt i Tyskland.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig i Norge.

Økologi. Steppeørn foretrekker kontinentale områder på midlere og lave breddegrader mellom skogsbeltet og subtropene; hovedsakelig i tørre, åpne lavlandsområder med steppekarakter og halvørken. Arten er en predator, åtseleter og byttedyrpirat (røver bytte fra andre fuglearter) som lever av en rekke arter - fra termitter til ekorn (Cramp & Simmons 1980).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Tartarfalk *Falco cherrug* J. E. Gray, 1834. Orden: Falconiformes. Familie: Falconidae.

Utbredelse. Tartarfalk har en vid vestlig palearktisk utbredelse; fra Østerrike og Slovakia og videre østover i Europa til Kina (Cramp & Simmons 1980, Gensbøl 1986).

Historikk. Arten er påtruffet én gang i Norge. Et individ ble observert 19.6.1980 i Rugland, Mandal, Vest-Agder (Michaelsen 1985). Fuglen hadde lærreimer rundt føttene, og stammet følgelig fra fangenskap. I Sverige er det ett spontanfunn fra 1900 (SOF 1990).

Status. Arten er påtruffet tilfeldig i Norge.

Økologi. Tartarfalken foretrekker steppeområder med skog oppbrutt av kulturmarkområder, sivskoger og udyrkede arealer hvor den kan jakte på dagaktive småpattedyr (Gensbøl 1986).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Tårnugle *Tyto alba* (Scopoli, 1769). Orden: Strigiformes. Familie: Tytonidae.

Utbredelse. Tårnugle finnes i alle verdensdeler unntatt Antarktis, men mangler i nordlige deler av Eurasia. I Europa hekker tre underarter; nominatformen *T. a. alba* i Vest-Europa, *T. a. guttata* i Mellom-Europa østover til de sørvestlige deler av Russland og *T. a. ernesti* på Sardinia og Korsika (Cramp 1985). De nærmeste hekkeområdene ligger i Danmark.

Historikk. I Norge er det i alt 12 spontane funn av tårnugle, hvorav tre individer tilhørte den lysbukete nominatunderarten og 9 den mørkbukete *T. a. guttata*. Siste funn var en fugl tilhørende underarten *T. a. alba* i Balsfjord, Troms, i desember 1989 (Bosy & Clarke 1993). I tillegg er det et funn av en tårnugle som ikke dreier seg om spontan opptreden. Et levende individ av den lysbukete underarten med en metallring rundt det ene beinet ble levert til Zoologisk Museum i Oslo sommeren 1976. Nærmere opplysninger om funnsted, dato og videre skjebne for fuglen eksisterer ikke på museet, men det er oppbevart diverse fargedias av individet.

Status. Arten er påtruffet tilfeldig i Norge.

Økologi. Tårnugla er knyttet til bebyggelse og lever i vesentlig grad av smånagere, spissmus og småfugl (Haftorn 1971).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Kirkeugle *Athene noctua* (Scopoli, 1769). Orden: Strigiformes. Familie: Strigidae.

Utbredelse. Kirkeugle finnes over store deler av Europa og Asia, men nominatunderarten er vesentlig knyttet til Mellom-, Øst- og Sør-Europa. De nærmeste hekkeplassene ligger i Danmark. Arten er innført til Storbritannia ved flere utsetninger og har faste bestander der (Cramp 1985).

Historikk. Et individ ble registrert den 1.11. og 11.11.1974 på Minde, Bergen, Hordaland (Soulere 1977, Michaelsen 1979). Registreringen er vurdert som en fugl unnsloppet fra fangenskap eller brakt til landet ved menneskelig innvirkning (jf B-liste-

funnet av tårnugle), og funnet er inkludert på den norske B-listen. Et utstoppet eksemplar av kirkeugle på Koppang, Hedmark, er tidligere omtalt i litteraturen (Petersen 1921), men opprinnelsen til fuglen er ukjent.

Status. Arten er tilfeldig påtruffet i Norge.

Økologi. Kirkeugle er en tilpasningsdyktig art som finnes i en rekke biotoper, men den unngår tette og sammenhengende skogsområder og er sårbar for frost og snø. Den lever vesentlig av småpattedyr, fugler, amfibier og evertebrater (Cramp 1985).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.3 Pattedyr

Tabell 6.2 gir en oversikt over pattedyrarter med antatt antropochor opprinnelse i Norge.

6.3.1 Bevisste utsettinger

6.3.1.1 Vellykket populasjonsetablering

Piggsvin *Erinaceus europaeus* L., 1758. Orden: Insectivora. Familie: Erinaceidae.

Utbredelse. Piggsvin er utbredt over det meste av Europa; fra det sørlige Skandinavia østover til Ural og sør til Middelhavsområdet (Morris 1983). Arten er introdusert bl.a. til New Zealand.

Historikk. Piggsvinets utbredelse i Fennoskandia er i stor utstrekning betinget av antropochor spredning. Gjentatte introduksjoner er foretatt fra forrige århundre, trolig ennå tidligere (Collett 1911-12, Ekmann 1922, Huus 1947, Kristiansson 1981), sannsynligvis som følge av at piggsvin har vært ansett som nytedyr fordi det kan ta huggorm og gnagere. Collett (1911-12) nevner kilder fra 1715 som angir bestand av piggsvin i Sørøst-Norge i første halvdel av 1700-tallet. Ved begynnelsen av 1800-tallet fantes imidlertid piggsvin bare i Østfold ved grensetraktene mot Sverige. Hvorvidt arten er å betrakte som spontan, bortsett fra i den sørlige, boreonemorale sonen av Skandinavia, er usikkert, men det er grunn til å merke seg at all eldre litteratur understreker at bestanden har variert mye på grunn av omfattende introduksjoner og at de fleste piggsvinstammer i Norge er et resultat av innplantede dyr (e.g. Wildhagen 1949a).

Status. Arten er i dag utbredt i lavlandsområder på Østlandet og i kystområder nord til Bodø (luell 1990).

Økologi. Piggsvinet er knyttet til mikroklimatisk gunstige områder med løvskog, kulturmark og i suburbane habitater. Arten har en variert matseddel, men insekter, meitemark, fugl og fugleegg er registrert som en betydelig del av piggsvinets diett i Storbritannia (Morris 1983). Det er imidlertid generell mangel på kunnskap om piggsvinets næringsvalg.

Interaksjoner. Piggsvinet predaterer bl.a. fugl og fugleegg og kan lokalt forårsake betydelig skade, spesielt i forhold til bakkehekkende fuglearter i øysamfunn. Et eksempel på dette er Sørrarnøy i Nordland hvor seks piggsvin som ble satt ut for få år siden nå er blitt til flere tusen individer som skaper store proble-

mer for den opprinnelige faunaen (Myklevoll 1994). Ingen undersøkelser omkring piggsvinets diett er foretatt i Fennoskandia, men enkeltobservasjoner viser at piggsvinet bl.a. er i stand til å drepe rugende ærfugl.

Tiltak. Det bør innføres forbud mot introduksjoner til øyområder; ved siden av at det bør satses på forskning omkring interspesifikke relasjoner, predasjonsomfang i forhold til bl.a. fugl, næringsstudier og bekjempelsesmetoder.

Hare *Lepus timidus* L., 1758. Orden: Lagomorpha. Familie: Leporidae.

Utbredelse. Haren er utbredt i det nordlige Europa og i Asia.

Historikk. Haren er en spontan art i Norge, og de fleste utsettinger på øyer er trolig av norske harestammer. Det er snakk om et stort antall utsettinger (e.g. Huseby & Bø 1985, Myrberget 1987b). Mange utsettinger har vært vellykkete, mens dyrene andre steder har forsvunnet etter en tid. Det er imidlertid også kjent at harer har forsvunnet fra øyområder der det ikke har vært drevet utsettinger (jf Myrberget 1976b). Harer er også innført fra Gotland. Dette er samme art som den norske, men en variant med blågrå istedet for hvit vinterdrakt; en variant som ifølge Wildhagen (1949a) finnes på Jæren. Slik "gotlandshare" ble overført til Hankø i 1899. I 1907-08 ble det innført harer fra Færøyene og sluppet ved Bergen (Collett 1911-12, Wildhagen 1949a). Harene på Hankø formerte seg slik at det enkelte år ble skutt 200-300 dyr, mens harene ved Bergen forsvant fort (Wildhagen 1949a). I 1930 og 1931 ble det tilsammen satt ut 23 harer på Svalbard (Lønø 1960, Myrberget 1987b). Disse stammet fra Finnmark, og den siste observasjonen ble gjort i 1940.

Status. Hare finnes i hele Norge unntatt enkelte øyer, men er utsatt på en rekke øyer der den tidligere manglet (Myrberget 1990a). Harene introdusert til Svalbard døde ut etter relativt kort tid.

Økologi. Haren lever både i skog, hei, kyst, lavland og fjell hvor den spiser gras, urter, blad, lyng bark og skudd av ulike løvtrær.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Tabell 6.2. Pattedyrarter med antatt antropochor opprinnelse. A = Bevisst utsatte arter, B = arter som er rømt fra fangenskap eller oppdrett, C = arter spredd fra ville bestander i naboland (der disse er resultat av A eller B), D = arter med uspesifisert antropochor opprinnelse. - Bird species with anthropochorous origin. A = Species purposely introduced, B = species escaped from farms or other type of captivity, C = species spread from wild populations in neighbouring countries (where the populations are results from A or B), D = species with unspecified (unknown or uncertain) anthropochorous origin.

Art - Species	Opprinnelsesgruppe - Group of origin			
	A	B	C	D
Piggsvin <i>Erinaceus europaeus</i>	X			X
Polarhare <i>Lepus arcticus</i>	X			
Hare <i>Lepus timidus</i>	X			
Sørhare <i>Lepus capensis</i>	X		X	
Kanin <i>Oryctolagus cuniculus</i>	X	X		
Bever <i>Castor fiber</i>	X		X	
Bisamrotte <i>Ondatra zibethicus</i>			X	
Østmarkmus <i>Microtus epiroticus</i>				X
Husmus <i>Mus musculus</i>				X
Brunrotte <i>Rattus norvegicus</i>				X
Svartrotte <i>Rattus rattus</i>				X
Sumpbever <i>Myocastor coypus</i>	X	X		
Hund <i>Canis familiaris</i>				X
Fjellrev <i>Alopex lagopus</i>		X		
Mårhund <i>Nyctereutes procyonoides</i>			X	
Vaskebjørn <i>Procyon lotor</i>				X
Ilder <i>Mustela putorius</i>		X		X
Mink <i>Mustela vison</i>		X		
Katt <i>Felis catus</i>				X
Villsvin <i>Sus scrofa</i>	X	X	X	
Hjort <i>Cervus elaphus</i>	X			
Dåhjort <i>Cervus dama</i>	X	X	X	
Rådyr <i>Capreolus capreolus</i>	X			
Rein <i>Rangifer tarandus</i>	X		X	X
Gemse <i>Rupicapra rupicapra</i>	X			
Moskusfe <i>Ovibos moschatus</i>	X			
Mufflon <i>Ovis musimon</i>		X		
Sau <i>Ovis aries</i>				X
Geit <i>Capra hircus</i>				X

Kanin *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758). Orden: Lagomorpha. Familie: Leporidae.

Utbredelse. Kanin fantes opprinnelig bare i Portugal, Spania, Sør-Frankrike og nordvestre deler av Afrika. Arten er imidlertid introdusert til de fleste land i Europa og mange steder ellers i verden, og har spesielt store bestander i Australia og på New Zealand (Myrberget 1990a).

Historikk. I 1875 ble 10 par satt ut ved innløpet til Sognefjorden på øya Fedje i Hordaland. Dyrene stammet fra Shetland (Collett 1911-12, Olsnes 1982). I 1899 og 1900 ble henholdsvis 8 og "noen par" engelske villkaniner sluppet på øya Mølen utenfor Holmestrand i Oslofjorden 1899 (Collett 1911-12) samt på Edøy på Smøla på Nord-Møre i 1902 (Wollebæk 1947).

Status. Kaninene på Mølen er borte. På Fedje finnes fremdeles en tilsynelatende livskraftig populasjon med kaniner og ifølge Olsnes (1982) skal kaniner tidligere også ha levd på omkringliggende øyer til Fedje, men disse er nå utdødd (Myrberget 1984, 1990a). Gjennom årenes løp er en rekke tamkaniner dessuten rømt eller sluppet fri, bl.a. langs Vestlandskysten og i Trøndelag. Kaniner er bl.a. gjennom flere år observert å ha tilhold ved golfbanen i Kristiansand (ved hull 9!) (Richard Binns pers. medd.). Spesielt er det rapportert at det finnes forvillede kaniner på Gressholmen i indre Oslofjord, på Søster i Onsøy i Østfold (trolig satt ut for 10-15 år siden; Myrberget (1987a) og på et par øyer ved Bolærne i Vestfold. Rømte og utsatte kaniner finnes også på mindre holmer og øyer i Rogaland, bl.a. Kjørholmene, Ferkingstad og Urter (Myrberget 1987a og b). Utsetting av dyr fant også sted på Utsira, men på denne lokaliteten var det ingen forekomst på begynnelsen av 1970-tallet. Det kan heller ikke utelukkes at rømte tamkaniner kan ha overlevd i lengre perioder og eventuelt blandet seg med villkaninstammene fra England og Shetland (Wildhagen 1949a).

Økologi. Kaniner foretrekker relativt åpent kulturlandskap og lever av gras, urter og bark.

Interaksjoner. Kaninene på Mølen gjorde betydelig skade på vegetasjonen og jorda "blev gjennomhullet af deres gange i alle retninger" (Collett 1911-12). På Fedje ble det gjort skade på potetåkre (Collett 1911-12), men forøvrig synes negative interaksjoner ikke å være rapportert.

Tiltak. Kaninene er fredet mot jakt.

Bever *Castor fiber* L., 1758. Orden: Rodentia. Familie: Castoridae.

Utbredelse. Den eurasiatiske bever, *Castor fiber*, har tidligere hatt en vid og langt mer sammenhengende utbredelse enn i dag; dvs at den fantes fra Middelhavet i sør til Finnmark i nord, fra England i vest til det østlige Sibir (Hanström 1963, Bjärvall & Ullström 1985, Valeur 1990). I dag er det faste bestander i Fennoskandia, Polen, Baltikum, Sveits, det tidligere Sovjetunionen og Kina.

Historikk. Bever er en spontan art i Norge og har levd her i uminnelige tider. Beverens leveområder er imidlertid blitt kraftig innskrenket de siste hundreårene, og arten ble utryddet allerede på 1100-tallet i England. Også i Norge var beverbestanden så godt som utryddet omkring 1850, men noen få individer overlevde i Telemark og Aust-Agder (Collett 1911-12). Også lengst nord i landet har bever tidligere hatt fast fotfeste (Hagemann 1892, 1897, Collett 1898, Holmboe 1916, Quigstad 1922, Aune 1967). I Troms og Finnmark var arten imidlertid utryddet omkring 1860, men Collett (1911-12) nevner at et individ ble funnet ved Barduvann så sent som 1863. Årsaken til at beveren har vært etterstrebet har, ved siden av at kjøttet har vært attraktivt, særlig sammenheng med ekstraktet fra bevergjel, et slags urinkonsentrat (stammer fra beverens spesielle markeringsorganer, gjelponger og oljekjertler - gjelpongene ligger ved urinrørets munning og oljekjertlene ligger utenfor gjelpongene med åpning ved analåpningen). Bevergjel "var middelalderens mote-medikament" (Valeur 1990). Beverens naturlige habitater er imidlertid også forsvunnet etter hvert som skogbruk, jordbruk og annen antropogen virksomhet har lagt beslag på og omformet stadig større arealer. Norge regnes derfor som en av de siste skansene for arten i Europa. Også i Sverige ble beveren utryddet, og dagens svenske beverstamme er resultat av omlag 80 dyr som i perioden 1922-39 ble innført fra Norge (Valeur 1990). Siden har den svenske stammen vokst kraftig og det er flere eksempler på at svenske dyr har gjeninnvandret til Norge. Olstad (1937) nevner utsettingsforsøk av bever allerede på 1920-tallet. I 1925 ble tre par (ett par litt eldre dyr, et par ungdyr og to beverunger) satt ut i Vefsn, Nordland. Ved Åmottjern, Orkdal, Sør-Trøndelag ble et par satt ut i 1926 og to par i 1929; på Voss ble det i 1927 satt ut en hunn og to hanner og i 1932 ble ett par satt ut i Tydal, Sør-Trøndelag. I følge Aune (1967) var disse utsettingene mindre vellykket selv om flere av dyrene levde i mange år (jf Olstad 1937, Mørkved 1961, Pedersen 1967). I perioden 1962-65 ble 7 beverpar satt ut i Troms og Finnmark (Aune 1967). Aune (1967) har redegjort for dyrenes videre skjebne og fastslo at de spredte seg over et stort område, men at det var for tidlig å si hvorvidt de ville klare å etablere en fast

bestand. Beverstammene fra Nordland og nordover er primært et resultat av utsettinger (e.g. Myrberget 1967, 1977, Hardeng & Haga 1979, Østgård 1987, Valeur 1990).

Status. Bever finnes i dag over relativt store områder i landet med størst bestand på Sør- og Østlandet, samt i Midt-Norge. Den er dessuten satt ut i Troms og Finnmark (Valeur 1990), hvor den lokalt synes å klare seg.

Økologi. Vann som ikke bunnfryser om vinteren og som har nærområder med rikelige mengder løvtrær er beverens viktigste biotopkrav (Bjærvall & Ullström 1985). Den spiser en variert plantekost som veksler med årstiden; vannplanter, urter, løv og løvtrebark (Valeur 1990).

Interaksjoner. Beverdemninger kan føre til at relativt store områder blir oversvømmet og omgjort til sumpmark, hvilket har ført til en del konflikter med skog- og jordbruksnæringen.

Tiltak. Det er åpnet for jakt på bever i en del kommuner i Akershus, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust- og Vest-Agder, Rogaland, Hedmark, Sør- og Nord-Trøndelag.

Hjort *Cervus elaphus* L., 1758. Orden: Artiodactyla. Familie: Cervidae.

Utbredelse. Hjort finnes i spredte bestander over store deler av Europa, Asia og Nord-Afrika. Introdusert til Sør-Amerika, Australia og New Zealand (Langvatn 1990).

Historikk. Subfossile funn viser at arten har levd i Norge tilbake i steinalderen (ca 3000 f.Kr.) (Finsberg 1934, Langvatn 1990). Hjort av mellomeuropeisk avstamning (*C. e. germanicus*) har imidlertid vært innført til Norge. Ola Finsberg (1934) har redegjort for dette og skrev at "den rhinske sportsmann Lewerkhus Lewerkhusen fra Bonn" fikk sikret jaktretten på Otterøya i Namdalen ved hjelp av den tyske konsul i Namsos, havnefogd Hjalmar Juell på betingelse av at han på egen bekostning skulle innføre "minst 12 stykker hjorter fra utlandet. --- Den første transport av seks dyr (2 kronhjorter og 4 bedekkede koller) avgikk allerede våren 1900 fra den fyrstelige dyrehave i Greiz over Hamburg og for kort tid siden er den annen transport lykkelig landet i en bukt på østsiden av Otterøya. Også disse sistnevnte dyr blev tatt fra den fyrstelige dyrehave i Thüringen hvis bestand består av dyr av direkte blodkrysning mellom Tysklands beste kronhjorter og den kapitale ungarske urhjort. --- I 1903 innførtes atter 6 dyr via Hamburg og disse blev ilandsatt i

Kroken mellom Hamnes og Skorstad. Det blev således innført ialt 16 dyr av den fineste avstamning fra Tyskland og disse danner sammen med levningene av den gamle norske hjort grunnstammen for den nuværende bestand" (Finsberg 1934). Noen dyr påstås også innført til Songli, i Sør-Trøndelag, omkring århundreskiftet (Wildhagen 1949a), men denne introduksjonen er omdiskutert (Myrberget 1987b).

Status. Hjort har sin hovedutbredelse på Vestlandet, men har spredt seg til Sørlandet, Østlandet og nordover til Nordland (Langvatn 1990).

Økologi. Hjorten lever i løv- og barskog, gjerne i ulendt terreng hvor den spiser lyng, gras og urter (Langvatn 1990).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Dåhjort *Cervus dama* L., 1758. Orden: Artiodactyla. Familie: Cervidae. Arten ble tidligere omtalt som dådyr på norsk.

Utbredelse. Dåhjorten er utbredt i Lilleasia og det nære østen. Dåhjort har visstnok opprinnelig også vært å finne i Mellom-Europa, men var forsvunnet derfra tidlig i historisk tid. Den ble senere innført til Middelhavslanene fra Asia av romerne. Derfra har de spredt seg, visstnok vesentlig ved menneskets hjelp, nordover til Europa (Wildhagen 1949a). Dåhjort er også innført til bl.a. Australia og New Zealand samt en rekke andre land.

Historikk. Vi vet ikke sikkert når dåhjort ble innført til Norge første gang, men blant eksportartikler fra Norge til England i middelalderen (1305-07) nevnes huder av dåhjort sammen med huder av elg og hjort (Reimers 1990), men disse kan ha vært i transit fra Danmark (Lever 1985, Myrberget 1987b). I et skrift fra 1745 fortelles at dåhjort ble holdt i en dyrehage på Kalvøya ved Stavanger, men at de ble overført til Laurvigen (Larvik) i 1674 (Lund 1947, Wildhagen 1949a). Trolig er det disse dyrene som ble satt ut på Malmøya ved Larvik, og som ble drept av ulv i den strenge vinteren 1705/06 (Lund 1947). Ved århundreskiftet ble dyr innført til Hankø (7 dyr fra Danmark i 1901 og 1902) og Rauøy (3 dyr fra Danmark i 1902) i Oslofjorden, Skorpøy sør for Bergen (fra Hankø i 1904) og til Hurdal (fra Hankø i 1903 og 1907) (Wildhagen 1949a). I 1924 ble dyr overført fra Hankø til Fritzøehus ved Larvik og har sammen med en dåhjort importert fra Sverige (i 1926) dannet grunnlag for en stamme. Om dyrene ved Hurdals Verk er det fortalt at de rømte ut av innhegningen,

og dyrene på Vestlandet forsvant i tiden etter første verdenskrig, trolig på grunn av kryptskyting (Lund 1947). Flere av utsettingene var imidlertid vellykkede på den måten at antall dyr økte (Wildhagen 1949a). Dåhjort fra Fritzøehus-parken har også vært eksportert til Svanøy stiftelse (Gerhard Aage Treschow pers. medd.).

Status. Viltlevende dåhjort forekommer i dag i Hankø/Onsøy-distriktet og i Skjeberg/Isesjø-traktene i Østfold (Ree 1989b). Dyr øst for Glomma er trolig streifindivider fra svenske stammer. Streifdyr er observert så langt nord som Trysil (Foyen 1978). Vinteren 1988 var det ca 250 dåhjorter i fangenskap i Norge, og av faste bestander er Hankø/Elingaardstammen størst med ca 100 dyr. I Fritzøehus-parken er det 60-70 dyr og bestanden reguleres gjennom jakt. Dessuten er ca 70 dyr som stammer fra en avviklet dyrepark i Vinterbro i Ås kommune spredt på en rekke private eiendommer (Reimers 1990). På Svanøy i Sogn og Fjordane har det vært dåhjort i fangenskap siden mars 1991 (Solheim 1994), og våren 1994 talte denne bestanden 24 dyr (Johan Trygve Solheim pers. medd.).

Økologi. Dåhjort lever i løv- og blandingsskog i nærhet av kulturmark hvor den om vinteren spiser bark og lyng og om sommeren gras, løv, bær m.m. Arten er i Norge avhengig av kunstig føring (Reimers 1990).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Rådyr *Capreolus capreolus* (L., 1758). Orden: Artiodactyla. Familie: Cervidae.

Utbredelse. Rådyret finnes i det meste av Europa og Asia.

Historikk. Subfossile rester av rådyr tyder på at arten har opptrådt som del av norsk fauna for 4000-5000 år siden, men arten har aldri opptrådt så tallrikt og med så vid utbredelse som den har i dag (Østbye & Bjørnsen 1990). Rådyrets innvandringshistorie er beskrevet av flere (e.g. Collett 1911-12, Olstad 1944, Gabrielsen 1951, Raiby 1968). På 1700-tallet gikk rådyrbestanden sterkt tilbake i hele Europa, og i hele Skandinavia fantes rundt 1830 trolig bare et 10-talls dyr - på et gods i Skåne. Fra rundt 1870 frem til omkring 1950 spredte rådyret seg nordover fra Skåne til de nordlige deler av Skandinavia på bred front med en fremrykking på mellom 10 og 20 km i året (Raiby 1968, Østbye & Bjørnsen 1990). I tillegg til den naturlige ekspansjon har

også rådyr vært innført. Høsten 1906 ble 2 par fra Danmark sluppet ved Mo i Namdalen (Collett 1911-12). I 1910 ble 3 rådyr fra Sjælland i Danmark satt ut på Veøy i Romsdalsfjorden (Collett 1911-12, Olstad 1943, Wildhagen 1949a). Dyr er også flyttet fra Vestlandet til Trøndelag (Østbye & Bjørnsen 1990).

Status. Arten er utbredt over det meste av Norge nord til Bodø, men streifdyr er observert nord til Øst-Finnmark (Østbye & Bjørnsen 1990).

Økologi. Rådyret foretrekker løv- og barskoger i nærheten av kulturmarkområder hvor det spiser et stort utvalg av gras, urter, knopper og treskudd (Østbye & Bjørnsen 1990).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Rein *Rangifer tarandus* (L., 1758). Orden: Artiodactyla. Familie: Cervidae.

Utbredelse. Rein finnes i de nordlige deler av Eurasia, i Nord-Amerika og på Grønland. I Finland finnes vill skogsrein *R. t. fennicus*. Tamrein er satt ut på Sør-Georgia og Island. I Sør-Norge finnes villrein fra Ryfylke til Gauldalen, på begge sider av Langfjella. Vill fjellrein *R. t. tarandus* uten oppblanding av tamrein finnes bare på Dovrefjell. På Svalbard finnes underarten svalbardrein *R. t. platyrhynchus* (Skogland 1990).

Historikk. Vanligvis opereres med tre underartsgrupper; skogsrein, fjellrein og arktisk dvergrein, samt en blandingstype i Fennoskandia. I Norge er de fleste villreinstammer noe oppblandet med tamrein av forskjellig opprinnelse. Svalbardreinen har utviklet seg i et miljø uten større predatorer og har korte bein og lever et langt roligere liv enn rein i områder med f.eks. ulv (Skogland 1990). I Nord-Norge ble den siste villrein trolig skutt i Øst-Finnmark før siste verdenskrig. Dagens tamrein er en blandingstype av opprinnelig vill fjellrein og svensk og finsk skogsrein. I Sverige er vill skogsrein utryddet, mens det fremdeles finnes en mindre bestand i grenseområdene mellom Finland og Russland (Skogland 1990).

Status. Villrein finnes bare i de sørnorske fjellområdene og på Svalbard. Tamrein finnes også i enkelte sørnorske områder, men reindriftsnæringen er primært knyttet til de østlige deler av Midt-Norge og nordover.

Økologi. Reinen er et hardført dyr som er tilpasset et arktisk miljø, og behersker både snaufjell og lavereliggende fjellområder med boreal bjørkeskog. Om vinteren lever reinen for en stor del av lav (40-80 %), resten er tørt gras og buskvekster. Om sommeren er næringen vesentlig urter, gras og mindre buskvekster (Skogland 1990).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Moskusfe *Ovibos moschatus* (Zimmermann, 1780). Orden: Artiodactyla. Familie: Bovidae.

Utbredelse. Moskusfeet finnes på Nord- og Øst-Grønland, og i det nordlige Amerika.

Historikk. Moskusfeet levde sammen med mammut *Elephas primigenius*, i Norge i siste mellomistid - for over 100 000 år siden (Barth 1969). Wildhagen (1949a) har beskrevet de mange forsøk på gjeninnføring av moskus til Norge. De første forsøk på å innføre moskusfe til Norge ble foretatt i 1924 da 11 dyr kom til Møre. Dyrene døde relativt raskt ut, og et nytt forsøk ble gjort i 1931 da 10 dyr ble fraktet til Ålesund og året etter til Hjerkin. Også i 1938 ble to dyr overført til Dovre. En del av disse dyrene overlevde til slutten av krigen (1944/45). I august 1947 ble 8 nye kalver (4 hanner og 4 hunner) overført fra Nordøst-Grønland og satt ut mellom Hjerkin og Snøhetta (Wollebæk 1947), og i 1953 ble 15 kalver overført fra Grønland til Dovre. Det er også overført moskusfe til andre deler av landet, bl.a. i 1948 til Bardu. Det siste av disse dyrene forsvant i 1959 (Lønø 1960, Barth 1969, Myrberget 1987b). I 1929 ble 17 unge moskuser (10 okser og 7 kyr) fra Grønland sluppet i Adventfjorden på Svalbard og den første kalving fant sted i 1932. Populasjonen nådde sitt maksimum med 50 individer i 1959 (Lønø 1960) og 50-100 dyr mot slutten av 1960-årene (Mehlum 1989). Imidlertid gikk populasjonen raskt tilbake på 1970-tallet (Alendal 1977b, 1980, Klein & Staaland 1984), og i 1984 var bare to dyr i live (Ian Giertz pers. medd.). Den siste observasjonen av moskusfe på Svalbard ble gjort i 1985 (Mehlum 1989).

Status. Stammen på Dovre økte meget langsomt fra 1950-tallet frem til midten av 1960-årene, da den var på ca 20 dyr (Bretten 1990). Etter flere alvorlige ulykker på grunn av ras, togpåkørsler og lynnedslag, der mange dyr har omkommet samtidig, har stammen likevel utviklet seg de senere år og teller nå rundt 100 dyr. Utvandrede dyr fra Dovre har også overlevd i større og

mindre antall i grensetraktene mellom Sverige og Norge (Bretten 1990).

Økologi. Moskusfeet er en høyarktisk art som i Norge lever i bjørkebeltet og på snaufjellet hvor det spiser gras, starr, urter, vier og dvergbjørk (Bretten 1990).

Interaksjoner. Det er flere tilfeller av at skuelystne personer som har gått for nær moskus er blitt angrepet, og i ett tilfelle ble en mann stanget ihjel.

Tiltak. Avliving av enkelt dyr som har vandret ut fra stammens kjerneområde har forekommet flere ganger (jf Bretten 1990).

6.3.1.2 Mislykket populasjonsetablering

Polarhare *Lepus arcticus* Ross, 1819. Orden: Lagomorpha. Familie: Leporidae.

Utbredelse. Polarhare finnes på Grønland og i de nordlige deler av Kanada.

Historikk. I 1931 og 1936 ble henholdsvis 3 og 19 polarharer sluppet ut på Svalbard (Lønø 1960, Myrberget 1987b). De tre polarharene fra 1931 (alle juvenile hanner) (Myrberget 1972) ble ikke observert med sikkerhet senere. Dyrene som ble sluppet ut i 1936 reproduserte, men det antas at stammen døde ut omkring 1959 (Lønø 1960, Mehlum 1989). Imidlertid ble det observert en hare (indet.) i 1963 (Heintz 1963).

Status. Introduserte polarharer til Svalbard er nå borte.

Økologi. Polarharen er en nøysom art som er tilpasset arktiske forhold hvor den lever av den vegetasjon som måtte være tilgjengelig.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Gemse *Rupicapra rupicapra* (L., 1758). Orden: Artiodactyla. Familie: Bovidae.

Utbredelse. Gemse er utbredt i Sørøst-Asia, ved Svartehavet og i Kaukasus vestover mot Balkan og Karpatene til Alpene, Apenninene og Pyreneene i Spania (Hanström 1963).

Historikk. Gemser er forsøkt innført til Norge to ganger. I 1862 ble 7 individer overført fra Bayern (2 døde på reisen) til Håkenes i Vestfjorddalen. Tre dyr overlevde vinteren og ble sluppet i fjellet våren 1963. Om høsten døde alle tre. I 1891 ble to gemser fra Østerrike innkjøpt til gården Berger ved Eidsvoll, men døde før de kunne settes ut (Collett 1911-12, Wildhagen 1949a).

Status. Gemser ble forsøkt utsatt to ganger i forrige århundre, men dyrene døde.

Økologi. Arten lever primært i fjellterreng mellom 1500 og 3000 m o.h., men finnes både i høyere og lavere områder. Som næring foretrekker gemser kløverarter, gras, samt forskjellige slags urter og nyskudd av kvister på flere treslag (Hanström 1963).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.3.2 Arter rømt fra fangenskap eller oppdrett

6.3.2.1 Vellykket populasjonsetablering

Fjellrev *Alopex lagopus* (L., 1758). Orden: Carnivora. Familie: Canidae.

Utbredelse. Fjellrev er utbredt i arktiske strøk i Europa, Asia og Amerika.

Historikk. Fjellrev er et av våre eldste landpattedyr; 30 000 år gamle subfossiler er funnet fra Vestlandskysten (Østbye & Pedersen 1990). Relativt omfattende farming av fjellrev har vært drevet i Norge, med livdyr hentet fra ulike deler av verden. Så vidt vites har rømte farmrev i bare ett tilfelle resultert i en livskraftig populasjon, nemlig på Frøya i Sør-Trøndelag (Myrberget 1987b).

Status. Fjellrev finnes fra Finnmarks kyststrøk i nord til Hardangervidda i sør til grensetraktene mot Setesdalsheiene (Østbye & Pedersen 1990); dessuten på Svalbard. Forvillet farmrev lever i en isolert populasjon på Frøya (Myrberget 1987b).

Økologi. Arten lever stort sett over tregrensen i områder med frodig vegetasjon og spiser småpattedyr, hare, fugl, egg, fisk, åtsler m.m. (Østbye & Pedersen 1990).

Interaksjoner. Genetisk forurensing fra farmrev er av enkelte antatt å kunne føre til nedsatt overlevelse hos ville populasjoner av fjellrev. Rømte farmrev kan også tenkes å spre sykdommer eller parasitter (Østbye & Pedersen 1990).

Tiltak. Det har vært åpnet for jakt på rømt farmrev på Frøya.

Mink *Mustela vison* Schreber, 1777. Orden: Carnivora. Familie: Mustelidae.

Utbredelse. Innen minkens naturlige utbredelsesområde, som dekker det meste av Nord-Amerika, skiller Hall (1981) ut 15 underarter av *M. vison*, samt en egen monotypisk art ("sjø-mink") *M. macrodon* Prentiss, 1903, som døde ut rundt 1860. Arten blir imidlertid av andre (e.g. Manville 1966) redusert til en underart av *M. vison*. Amerikansk mink finnes i dag utbredt i en rekke europeiske land, primært som resultat av rømt farmmink.

Historikk. De minkpopulasjoner som i dag finnes i mange europeiske land, foruten i Norge (Bevanger & Henriksen 1994), bl.a. i Sverige (Gerell 1967), Danmark (Andersen 1981), Finland (Westman 1966), Island (Skirnisson & Petersen 1980), Storbritannia (Thompson 1971) og Tyskland (Stubbe 1975), er alle et resultat av rømminger fra minkfarmer og representerer en blanding av flere ulike underarter. I det tidligere Sovjetunionen er enkelte minkpopulasjoner i tillegg oppstått ved at livdyr er satt ut (Aliev & Sanderson 1970, Danilov et al. 1973). Den første minkfarmen i Norge ble etablert i 1927 (Øvrebø 1951) og en av de aller første ville minkstammene ble etablert i Sunnhordland omkring 1930 som følge av rømminger av farmmink (Hantho 1946). For øvrig vises til detaljerte beskrivelser av minkens utbredelseshistorie i Norge hos Wildhagen (1949b, 1956a), Hagen (1960), Pedersen (1964b) og Bevanger & Ålbu (1986a).

Status. Mink finnes over hele det norske fastland, men enkelte øysamfunn er fremdeles minkfrie (Bevanger 1990b, Bevanger & Henriksen 1994). Bestandsutviklingen synes å ha stabilisert seg i de sørlige og sentrale deler av landet, og bestanden har trolig gått tilbake enkelte steder i Sør-Norge (Bevanger & Ålbu 1986b).

Økologi. Mink viser over alt sterk tilknytning til vann. Den finnes ved våtmarksområder av alle slag, inkludert elver, bekker, innsjøer, grøfter og andre vannløp, samt langs kysten (Bevanger 1990b).

Interaksjoner. Interaksjoner med andre arter er i store trekk ukjent og stort sett bygd på subjektive spekulasjoner etter som

mink ikke har vært gjenstand for forskning i Norge. Det er imidlertid hevdet, på grunnlag av enkeltobservasjoner, at nylig rømt mink kan gjøre skade i hønehus, at arten gjør skade på koloniheddende sjøfugler og reduserer ørretbestanden i elver og bekker (Bevanger & Ålbu 1986a). Det er også diskutert hvorvidt mink konkurrerer med oter, og i Sverige er det mye som tyder på at mink og oter konkurrerer om matressursene om vinteren (Erlinge 1969, 1972), men artene synes generelt å ha så forskjellig økologi at konkurranse ikke er særlig sannsynlig (Bevanger & Ålbu 1987).

Tiltak. Det har innen enkelte områder vært utbetalt skuddpremier på mink. Mink er unntatt fra yngletidsfredning.

6.3.2.2 Mislykket populasjonsetablering

Sumpbever (beverrotte, coypu, nutria) *Myocastor coypus* Molina, 1782. Orden: Rodentia. Familie: Capromyidae.

Utbredelse. Sumpbever er utbredt i tempererte deler av Sør-Amerika; det sørlige Brasil, Paraguay og Bolivia, til Stillehavs-kysten i det sørlige Peru, ned til Ildlandet (Osgood 1943). Det finnes flere underarter.

Historikk. Sumpbever ble introdusert til Europa som farmdyr like etter første verdenskrig. Rømte dyr har vært utgangspunkt for populasjoner i en rekke europeiske land, bl.a. Finland, Frankrike og Nederland (Vik 1963). I Sverige har den vært etablert i Småland, Västergötland og vestre Värmland. I Dalarna og Härjedalen har også rømte dyr overvintret (Curry-Lindahl 1963). Til Norge kom sumpbeveren som farmdyr i 1931 da Aalgaard Nutriaoppdrett A/L tok hjem 12 dyr fra Argentina. Senere ble farmen supplert med ytterligere 36 par (Vik 1963). Fra denne farmen ble en rekke livdyr spredt rundt omkring til andre farmer i Sør-Norge. Sumpbeverfarmingens historie i Norge er forøvrig detaljert beskrevet av Vik (1963). Vik (1963) summerte opplysninger om "vill" sumpbever i Norge og fant at bare et 10-talls dyr var registrert, noe han tilskriver relativt gode sikringstiltak ved norske sumpbeverfarmer. Wildhagen (1956b) opplyste at det "i de siste 10 år har forekommet beverrotte på frifot hos oss, særlig i et område i Ullensaker og Nannestad herreder. Vi har der en liten stamme som synes å greie seg hos oss".

Status. Selv om det periodevis kan ha eksistert mindre lokale stammer av sumpbever i Norge synes arten ikke å ha greid å etablere seg. Det er imidlertid på nytt startet sumpbeverfarming i Norge (Stavanger Aftenblad 8.8.1986), og i en notis i Aftenposten (1991) opplyses at et ukjent antall sumpbever ble slup-

pet to steder i Strand kommune i Rogaland. Med normale, norske vintre vil sumpbever ikke ha mulighet til å overleve. Vik (1963) nevner at flere av de "ville" sumpbeverene som ble fanget hadde omfattende forfrysningsskader.

Økologi. Sumpbever finnes i tilknytning til elver og bekker hvor den lever parvis eller i mindre familiegrupper. Den graver relativt korte ganger i elveskråningene. Gangene munner ut i vannkanten, men yngle- og bokammer ligger lengre oppe i godt drenert jord. Sumpbever spiser en variert meny av vannvegetasjon (Hanström 1963).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Rømte og utsatte dyr skal innfanges eller avlives ifølge viltloven.

6.3.2.3 Ukjent populasjonsstatus

Ilder *Mustela putorius* L., 1758. Orden: Carnivora. Familie: Mustelidae.

Utbredelse. Ilder finnes i Sør- og Mellom-Europa, østover til Ural, i Norge, Sverige og Finland (Bevanger 1990a).

Historikk. Historiske kilder indikerer at ilder fantes i norsk fauna i Norge til omkring 1700. I nyere tid er det første dokumenterte funn fra 1916; et dyr som kan ha kommet fra Sverige hvor arten aldri har vært helt borte (Wildhagen 1949c). Ilderfarming er trolig eneste årsak til at vi i dag kan snakke om en ilderpopulasjon i Norge. I 1934 var 2276 ildre holdt som farmdyr, men tallet sank til 780 dyr i 1936, og ved slutten av andre verdenskrig fantes ingen ilderfarm i Norge (Wildhagen 1949c). I de senere år er imidlertid flere ilderfarmer igjen blitt opprettet, og i 1985 ble det f.eks. omsatt omkring 8000 ilderskinn (Oslo skinnauksjoner 1985).

Status. En mindre bestand av ilder finnes i dag i Sørøst-Norge. Dagens ilderpopulasjon antas å stamme fra rømte farmdyr (Bevanger 1990a).

Økologi. Ilder lever i tilknytning til krattskog nær vassdrag, ofte nær bebyggelse. Spiser småpattedyr, fugl, fugleegg, frosk, fisk m.m. (Bevanger 1990a).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.3.3 Arter spredd fra ville bestander i naboland

6.3.3.1 Vellykket populasjonsetablering

Bisamrotte *Ondatra zibethicus* (L., 1766). Orden: Rodentia. Familie: Cricetidae.

Utbredelse. Bisamrotte finnes i hele Nord-Amerika, unntatt i høyarktiske områder og ørkenstrøk. Fra dette området er det beskrevet to arter og 15 underarter (Artimo 1960). Arten er innført til Bøhmen i Tsjekia, og rømte dyr dannet grunnlag for en populasjon som har spredd seg til hele Sør- og Mellom-Europa. Den er også satt ut i Storbritannia, Polen, det tidligere Sovjetunionen og i Finland (Vik 1962, 1963, Hanström 1963).

Historikk. I løpet av 1920- og 1930-årene ble ca 2300 bisamrotter satt ut på 293 lokaliteter i Finland, nord til Inari (Lever 1985), og i Sverige ble bisamrotte ulovlig satt ut i 1944 på to steder i Torneelvens svenske tilløp. Innvandring fra Finland i 1950-årene førte til rask populasjonsvekst i Nord-Sverige med sentrum i Norrbotten (Marcström 1964, Vik 1963, Danell 1977, 1978). I 1959-60 ble det i Norge ved gjentatte anledninger rapportert at bisamrotte var fanget eller observert, i første rekke i Troms, uten at sikker verifisering forelå (Vik 1963). Bisamrotte var imidlertid vanlig i Vestre-Jakobselv i Finnmark og i 1963 ble flere individer avlivet i Sør-Varanger ved en gård i grensetraktene mot Finland (Myrberget 1987c). Den første bisamrotte undersøkt ved vitenskapelig institusjon ble skutt i Jarfjord, Sør-Varanger i 1970 (Pedersen 1970). For bibliografi vises til Hoffmann (1967).

Status. Siden 1970 og frem til i dag foreligger en rekke observasjoner av bisamrotte i Finnmark og Troms (Myrberget 1987b og c, 1990c). Det er imidlertid klart at det finnes flere faste bestander, spesielt i Finnmark, som synes å være i rask vekst (Gunnar Henriksen pers. medd.).

Økologi. Bisamrotte ligner i sin økologi mye på bever, og påtreffes sjelden langt fra næringsrike vannkilder hvor den også finner sin næring; forskjellige typer stilker, blad og røtter, men også animalsk næring tas, så som krepsdyr og fisk (Hanström 1963).

Interaksjoner. Bisamrotte kan bl.a. ødelegge elvebredder gjennom å grave i løsmasser.

Tiltak. Arten er forbudt innført som farmdyr.

6.3.3.2 Ukjent populasjonsstatus

Mårhund *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834). Orden: Carnivora. Familie: Canidae.

Utbredelse. Mårhund er opprinnelig en østasiatisk art hvor den er utbredt i deler av Øst-Sibir, Korea, Japan og Kina. Arten er innført til det tidligere Sovjetunionen og har spredd seg til Polen, Tyskland, Finland og Sverige.

Historikk. I 1928 ble arten innført til det tidligere Sovjetunionen og tilgrensende østeuropeiske land, hvor ca 9100 dyr enten rømte fra oppdrett eller ble satt fri over en 25-årsperiode (Pedersen 1964a, Wikan & Henriksen 1991). Den er i dag særlig tallrik i Finland hvor det nå fanges 60 000-70 000 dyr årlig (Kauhala 1992). Også i Sverige er det gjort en rekke enkeltobservasjoner, og spredte populasjoner av arten finnes trolig, men den kan foreløpig ikke sies å være vidt utbredt (Myrberget 1990c).

Status. To sikre funn av mårhund er rapportert fra Norge; i 1983 og 1988, begge fra Sør-Varanger (Wikan 1983, Wikan & Henriksen 1991). Flere innrapporterte observasjoner fra Midt-Norge, av dyr det har vært vanskelig å identifisere, kan være mårhund (egne unpubl. data). En observasjon fra Lesja høsten 1993 var høyst sannsynlig mårhund (Ola Utgaard pers. medd.). På grunn av artens anonyme opptreden er det grunn til å anta at det kan finnes mårhund enkelte steder uten at den blir oppdaget.

Økologi. Mårhund foretrekker engområder, kratt- og fuktskog, samt næringsrike våtmarker og innsjøer med sivvegetasjon hvor den lever av det den måtte finne; frosk, småpattedyr, insekter og krypdyr (Novikov 1956, Pedersen 1964a, Myrberget 1990c, Kauhala 1992).

Interaksjoner. Mårhund kan spre rabies, og den tar fugleegg og fugleunger. Forøvrig er det lite som er kjent om interaksjoner mellom mårhund og andre arter.

Tiltak. Mårhund kan felles hele året i hele landet.

Sørhare (kapphare) *Lepus capensis* L., 1758. Orden: Lagomorpha. Familie: Leporidae. Ifølge bl.a. Ellerman & Scott (1951) er sørhare identisk med felthare (tysk hare) *L. europaeus* Pallas, 1778 (Hanström 1963).

Utbredelse. Sørhare finnes over det meste av Europa og deler av Asia sør for taigaen. Arten er introdusert bl.a. til Australia,

Nord- og Sør-Amerika; også til Sverige (Hanstöm 1963).

Historikk. Sørhare er introdusert til Norge ved flere anledninger; i 1878 på Kalvøya ved Stavanger og Fredøy ved Kristiansund; Osterøya i Asker 1901 og Hankø 1904 (Collett 1911-12, Wildhagen 1949a). De utsatte dyrene på Kalvøya og Fredøya døde raskt ut, mens dyrene på Osterøy og Hankø resulterte i rask populasjonsvekst og spredning. Imidlertid døde også disse populasjonene ut etter en del år (Wildhagen 1949a).

Status. I dag finnes sørhare i Haldenområdet, hvor arten er vanlig i kommunens kulturlandskap (Ree 1989b, O. H. Stensrud pers. medd.). Dette er dyr som har innvandret fra Sverige, hvor sørhare ble satt ut på 1900-tallet (Myrberget 1990a).

Økologi. Sørharen er knyttet til kulturlandskap hvor den spiser en variert plantekost.

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Villsvin *Sus scrofa* L., 1758. Orden: Artiodactyla. Familie: Suidae.

Utbredelse. Fantest tidligere i hele Mellom- og Sør-Europa fra den Pyreneiske halvøy i vest til Stillehavet i øst. Arten er imidlertid mange steder blitt sterkt redusert eller utryddet (Hanström 1963). Villsvin fantest tidligere (i steinalderen) også i Norge (Collett 1911-12).

Historikk. Villsvin er flere ganger forsøkt gjeninnført til Norge. I 1886 ble et par fra den zoologiske hagen i Berlin innført til godseier Hanneborgs eiendom i Høland. Innen et inngjerdet areal på 15 mål formerte dyrene seg kraftig og i 1890-årene, da bestanden var på sitt største, var det ca 30 dyr til tross for at det enkelte år ble skutt 10-12 individer (Collett 1911-12). Det hendte at dyr brøt seg ut av innhegningen og ble funnet opptil 5 km unna. Disse kunne gjøre skade i potetåkrene og ble skutt som skadedyr. Dyrene døde ikke ut av seg selv, men de siste to individene ble skutt i 1904 (Collett 1911-12). Utsettinger i Sverige de siste årene har ført til etablering av bestander i sørlige deler av landet, og det er trolig kun et spørsmål om tid før de første individene kommer inn i vårt land (Haga 1982). Dyr er nylig skutt ved Strömstad i Nordre Båhuslän nær norskegrensen (Hardeng 1994), og i 1993 ble en hunn med unger observert i dette området (O. H. Stensrud pers. medd.). Våren 1994 skal villsvin være registrert i Søndre Idd ved Halden (O. H. Stensrud pers. medd.), men fore-

løpig mangler dokumentasjon om forekomst på norsk side. De siste årene har det dukket opp villsvin i fangenskap flere steder i Norge. Disse ser ut som villformen, men er delvis oppblandet med gris. Et slikt individ rømte fra en innhegning ved Momarken i Indre Østfold i juni 1994 (Ihlebak 1994).

Status. Ingen bestand.

Økologi. I Europa betraktes villsvin primært som et skogsdyr. Næringen er både animalsk og vegetabilsk, med bl.a. en rekke vekster og urter på menyen; ikke minst eike- og bøkenøtter der slike finnes (Hanström 1963).

Interaksjoner. Villsvin kan gjøre betydelig skade i forhold til jordbruksinteresser. I Spania er det iverksatt omfattende avskyting av villsvin i områder hvor flamingo hekker pga. sterk predasjon på egg og unger i koloniene.

Tiltak. Ingen.

6.3.4 Arter med uspesifisert antropochor opprinnelse

6.3.4.1 Vellykket populasjonsetablering

Østmarkmus *Microtus epiroticus* Ondrias, 1966. Orden: Rodentia. Familie: Muridae.

Utbredelse. Østmarkmus finnes i Øst-Europa, med nordgrense i Sør-Finland, og sørgrenser i Nord-Hellas og Kaukasus, dessuten på Svalbard.

Historikk. Enkelte individer av en markmusart ble fanget på Svalbard først på 1960-tallet (Nyholm 1966). Disse ble på grunnlag av morfologiske karakterer bestemt til sørmarkmus *Microtus arvalis*. Dyrene var spesielt tallrike i nærheten av Isfjorden hvor de fantes i tilknytning til sjøfuglkolonier eller menneskelig aktivitet (Alendal 1977a). Det er ikke kjent når disse smågnagerne kom til Svalbard, men trolig kom de til øygruppen ved hjelp av russiske skip, muligens fra St. Petersburg-distriktet (Fredga et al. 1990). I 1989 ble det samlet inn 46 individer i Isfjordområdet for å etablere en laboratoriekoloni ved Universitetet i Oslo. Ved nærmere undersøkelser av kromosomer viste det seg at smågnagerne på Svalbard ikke var sørmarkmus, men østmarkmus (Yoccoz et al. 1990).

Status. En forekomst av østmarkmus finnes i Isfjordområdet på Svalbard, nær Longyearbyen.

Økologi. Østmarkmus er knyttet til kulturlandskapselementer som åker, eng og hager, på Svalbard i frodige og fuktige gressområder nær kysten (Yoccoz et al. 1990).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Husmus *Mus musculus* L., 1758 (*M. m. domesticus* og *M. m. musculus*). Orden: Rodentia. Familie: Muridae.

Utbredelse. Opprinnelig leveområde for husmus er trolig stepper og halvørkener i Nordvest-Afrika, og fra Spania østover til Ural. I dag finnes den over mesteparten av verden hvor det bor mennesker (Semb-Johansson & Ims 1990). I Norge finnes den i bebygde strøk, men mangler i fjellet og på enkelte øyer (Semb-Johansson & Ims 1990).

Historikk. Det er ikke kjent når husmusa først kom til landet, men det er trolig at den er kommet østfra (Semb-Johansson & Ims 1990) gjennom handelssamkvem med resten av verden. Gjentatte introduksjoner er sannsynlig. Husmus skal ved begynnelsen av dette århundre ha vært vanlig i alle landsdeler, men synes nå å ha blitt sjeldnere (Semb-Johansson & Ims 1990).

Status. Husmus finnes stort sett over hele landet (Semb-Johansson & Ims 1990).

Økologi. Arten finnes i tilknytning til hus, også blokker, hvor den lever av et allsidig kosthold, men den foretrekker helst oljeholdige frø (Semb-Johansson & Ims 1990).

Interaksjoner. Husmus kan gjøre stor skade ved å ødelegge næringsmidler, gnage i stykker elektriske ledninger og lage brann, spre sykdommer m.m. (Michaux et al. 1990).

Tiltak. Arten bekjempes kontinuerlig av såvel spesialfirmaer mot skadedyr som enkeltpersoner.

Brunrotte *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769). Orden: Rodentia. Familie: Muridae.

Utbredelse. Brunrotte hører opprinnelig hjemme i de tempererte strøk av Kina og Sibir hvor den fortsatt finnes i frittlevende bestander (Semb-Johansson & Ims 1990). Arten finnes i dag over hele verden og lever i hele Norge ved bebygde og dyrkede områder,

særlig i byer og tettbebyggelse (Semb-Johansson & Ims 1990).

Historikk. Brunrotte kom til Norge omkring 1750 og er omtalt fra Sunnmøre i 1762 og 1763 hvor den etter sigende skal ha tatt seg i land ved å gå langs ankertauene på skip. Gjentatte introduksjoner er sannsynlig. Den videre spredning har imidlertid gått relativt langsomt (Semb-Johansson & Ims 1990).

Status. Brunrotte finnes over hele landet, men kan mangle enkelte steder i innlandet og høyere liggende strøk (Semb-Johansson & Ims 1990).

Økologi. Brunrotte er knyttet til bebyggelse og kulturmarksområder. Den er alteter, men tar mest vegetabilsk næring.

Interaksjoner. Brunrotte kan gjøre stor skade ved å ødelegge næringsmidler, gnage i stykker elektriske ledninger og lage brann, spre sykdommer m.m. (Michaux et al. 1990).

Tiltak. Arten bekjempes kontinuerlig av såvel spesialfirmaer mot skadedyr som enkeltpersoner.

Katt *Felis catus* L., 1758. Orden: Carnivora. Familie: Felidae.

Utbredelse. Katt er utbredt over hele verden. Antall katter i USA er anslått til over 50 mill. (Conway 1988), og i England anslås antall villkatter til ca 1,2 millioner (Rees 1982) (av en total kattepopulasjon på 6,8 millioner (PFMA 1985)). Det totale antall katter i verden er estimert til ca 400 millioner (Legay 1986).

Historikk. Katten ble trolig gjort til husdyr av de gamle egyptere. Den vanligste huskatten er europeisk korthårskatt *F. catus*, som trolig stammer fra libyakatten *F. lybica*, kanskje noe oppblandet med europeisk villkatt *F. sylvestris* Schreber, 1777 (Semb-Johansson 1980). En mengde raser er utviklet. Huskatter forviller seg langt lettere enn hunder, og antall forvillete katter rundt om i verden er meget stort.

Status. Situasjonen i Norge er ikke kjent, men viltlevende katter finnes trolig i tilknytning til de fleste tettsteder. Spor av villkatter kan ofte registreres forbausende langt fra bebyggelse, og dette kan tyde på at det hos oss er en større villkattepopulasjon enn man er klar over (egne upubl. data).

Økologi. Kattene er overveiende nattaktive og bedriver smygjakt etter fugler og mindre pattedyr i all slags terreng.

Interaksjoner. En undersøkelse i England (Gilbert 1989) viste at katter dreper et stort antall dyr de ikke spiser, men som de bringer hjem til sine eiere. Blant flere tusen innbrakte byttedyr utgjorde fugl 56 %. Analyse av mageinnhold hos katter (se f.eks. Tabor 1983) gir følgelig et mangelfullt bilde av deres økologiske rolle. Generelt er katters innflytelse på andre arter dårlig kjent, men de har utvilsomt vesentlig økologisk betydning, bl.a. ved å være flinke fuglejegere. Undersøkelser fra Norge finnes ikke. Katter kan i tettbebygde strøk representere hygieniske problemer og fare for spredning av patogener (f.eks. ringorm) og entoparasitter, også til mennesker, ved at de bl.a. legger igjen ekskrementer i sandkasser hvor barn leker.

Tiltak. Lokalt har helsemyndighetene avlivet villkatter. Villkatter er stedvis blitt så stort problem at tetthetsbegrensende tiltak er nødvendig (Neville 1989). Bråk om natta og fare for smittespredning er vanlige argumenter for slik kontroll. Mot dette arbeider mer eller mindre ekstreme dyrevernegrupper og enkeltpersoner. Konflikten er ikke av ny dato (jf Matheson 1944), men har de senere år fått betydelig oppmerksomhet, også på faglig hold (jf Churcher & Lawton 1987, May 1988, Proulx 1988, Fitzgerald 1990, Jarvis 1990). Det bør initieres undersøkelser omkring katters økologiske betydning i Norge. I Verdens Gang ble det den 2.7.1994 meldt at Fylkesmannens miljøvernavdeling i Rogaland ville aksjonere mot hjemløse katter i Stavanger gjennom avlving på grunn av hygieniske ulemper. Saken synes å havne i retten etter som Dyrebesyttelsen er i mot vedtaket, mens Miljøvernavdelingen på sin side fremholder at Dyrebeskyttelsens aksjoner for å føre hjemløse katter forverrer problemet sterkt. Tilsvarende konflikter er i dag under oppseiling flere steder i Norge. Fra et faglig økologisk og medisinsk synspunkt er det ingen uenighet om at regulering av bestanden av ville og hjemløse katter er påkrevet.

Mufflon *Ovis musimon* Pallas, 1811. Orden: Artiodactyla. Familie: Bovidae.

Utbredelse. Mufflon fantes opprinnelig på Korsika og Sardinia, men er herfra blitt innført til en rekke land i Mellom-Europa, særlig Tyskland, først og fremst som jaktobjekt.

Historikk. I 1963 ble det innført 2 søyer og én vær til Fritzøehus-parken ved Larvik (Gerhard Aage Treschow pers. medd.). Disse dyrene trivdes godt og formerte seg slik at det har vært mulig å drive en årlig avskytning. Stammen har vært holdt på 25-30 individer. Dyrene lever innen en innhegning på 1800 mål. De 25 dyrene som normalt utgjør vinterbestanden blir føret

(Gerhard Aage Treschow pers. medd.). Kurt Jerstad (pers. medd.) så to mufflon, begge med horn, da han var på rådyrjakt nær Dyreparken (nåværende Tusenfrydparken), Vinterbro, i Ås kommune på slutten av 1970-tallet.

Status. En del individer finnes innen et ca 1800 mål inngjerdet område, Fritzøehus-parken, Tønsberg, Vestfold, hos godseier G. Aa. Treschow.

Økologi. Mufflon lever i bratt, skog- og krattbevokst fjellterreng opp mot skoggrensen. Dyrene beiter hovedsakelig fra bakken, dvs gras og urter, men de tar også løv, kvister og bark (Hanström 1963, Bjärvall & Ullström 1985).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

Sau *Ovis aries* L., 1758. Orden: Artiodactyla. Familie: Bovidae.

Utbredelse. Sau finnes over hele verden.

Historikk. Sau kom trolig til Norge i yngre steinalder. Tamsauen består av en rekke raser og stammer fra temmede villsauer, i første rekke mufflon *O. musimon* og *O. orientalis* (Brandt), ural (steppesau) *O. vignei* (Blyth) og *O. argali* (el. *O. ammon* (L.)). Sau er de mest tallrike av alle husdyr og teller på verdensbasis langt over 1 milliard individer.

Status. I Norge har det i mange hundre år vært områder langs kysten der sau har gått ute året rundt; fra Vestlandet til Lofoten (Skappel 1908, Myrberget 1987a). Ved siden av "vanlig" sau har såkalte steinaldersauer vært holdt i Austevoll i Hordaland på et par lokaliteter (Vibe 1896). Denne sauerasen er i løpet av årene "eksportert" til flere øyer langs kysten, bl.a. til Tarva i Sør-Trøndelag (Myrberget 1987a). Fordi bestandene til en viss grad er kontrollert gjennom bl.a. at de tas inn for klipping om sommeren, er det imidlertid ikke korrekt å bruke betegnelsen forvillede sauer (Myrberget 1987a).

Økologi. Sauer kan leve ute året rundt på kystøyer med klimatisk gunstige vilkår.

Interaksjoner. Sauer kan stedvis utøve et kraftig beitepress som har betydelig modifierende innvirkning på flora og fauna. Sau i utmark blir jevnlig predatert av bl.a. rovdyr, og dagens driftsform i Norge representerer store konflikter med naturvern-

interesser og forvaltning av truede og sårbare arter som bjørn, ulv, jerv og gaupe.

Tiltak. Flytting av sau fra kjente rovdyrdistrikter til områder med ingen eller liten forekomst av roviltarter er blitt foretatt de siste årene for å redusere tapsprosenten på utmarksbeite. Hvert år omkommer ca 100 000 sauer i norsk utmark under beitesesongen, hvorav 5-10 % dreier seg om roviltskader (fredete arter).

Geit *Capra hircus* L., 1758. Orden: Artiodactyla. Familie: Bovidae.

Utbredelse. Hele verden.

Historikk. Geita ble tatt i bruk som husdyr kort tid etter sauen, dvs i yngre steinalder. En rekke raser finnes, og det er ikke klart hvor de enkelte kommer fra, men rasene i Mellom- og Nord-Europa antas i vesentlig grad å stamme fra den utdødde *C. prisca* med betydelig innslag av besoaergeita *C. aegragrus* (Gmel.) (Hanström 1963).

Status. Både i Sogn & Fjordane (bl.a. Balestrand) og Møre & Romsdal (bl.a. Skorpa i Herøy og Sandsøya og Riste i Sande) er det registrert forvillete bestander av geit (Myrberget 1987a).

Økologi. Geiter lever i ulendt og bratt terreng hvor de beiter på alt fra gras til kvister og bark.

Interaksjoner. Geiter kan lokalt modifisere vegetasjonen i stor utstrekning gjennom beiting.

Tiltak. Ingen.

6.3.4.2 Mislykket populasjonsetablering

Svartrotte *Rattus rattus* (L., 1758). Orden: Rodentia. Familie: Muridae.

Utbredelse. Svartrotte stammer opprinnelig trolig fra Bak-India, men den er funnet i historiske lag f.Kr. i Mellom-Europa (Hanström 1963). Den finnes over det meste av verden, men trolig ikke lengre i Norge.

Historikk. Arten kom muligens til Norge allerede tidlig på 1200-tallet, men forsvant gradvis inntil slutten av forrige århundre. Den er senere innført leilighetsvis og har etablert midlertidige, mindre bestander (Semb-Johansson & Ims 1990).

Status. Det finnes så langt en vet ikke svartrotte i Norge i dag.

Økologi. Svartrotte foretrekker varmere og tørrere steder enn brunrotte. I bygninger lever den derfor oftest i de øvre delene (Semb-Johansson & Ims 1990).

Interaksjoner. Svartrotte gjør tildels enorm skade ved å ødelegge næringsmidler, gnage i stykker elektriske ledninger og lage brann, spre sykdommer m.m. (e.g. Michaux et al. 1990).

Tiltak. Arten bekjempes kontinuerlig av såvel spesialfirmaer mot skadedyr som enkeltpersoner.

Vaskebjørn *Procyon lotor* L., 1758. Orden: Carnivora. Familie: Procyonidae.

Utbredelse. Vaskebjørn finnes i hele Mellom-Amerika, Mexico, USA og de sørlige deler av Kanada (Hanström 1963).

Historikk. Olstad (1945) nevner i sin bok "Jaktzoologi" (s. 129) at "det har også hendt at enkelte dyr av de arter som holdes i fangenskap og som ikke hører vår fauna til, har forvillet seg, således både mink (*Lutreola vison*) og vaskebjørn (*Procyon lotor*) - ". Det har ut over dette ikke vært mulig å finne opplysninger om arten. I deler av Tyskland har vaskebjørn spredt seg og etablert en betydelig bestand etter at arten ble introdusert til de nordlige deler av Hessen i 1934 (Lutz 1994).

Status. Det finnes ikke vaskebjørn i Norge i dag.

Økologi. Vaskebjørn påtreffes sjelden langt fra elv, sjø eller innsjø, og foretrekker skogområder hvor den kan klatre. Vaskebjørn har sterkt varierende matseddel og spiser både animalsk og vegetabilsk næring (Hanström 1963).

Interaksjoner. Ukjent.

Tiltak. Ingen.

6.3.4.3 Ukjent populasjonsstatus

Hund *Canis familiaris* L., 1758. Orden: Carnivora. Familie: Canidae.

Utbredelse. Hunder finnes over hele verden.

Historikk. Tamhundens stamfar er ulv *C. lupus*. Enkelte forskere har imidlertid tidligere også hevdet at gullsjakal *C. aureus*, og en villhundart som nå er utdødd, har vært inne i bildet. Tamhunden har levd sammen med mennesket i mange tusen år, og det er etter hvert utviklet et meget høyt antall tamhunderaser (Semb-Johansson 1980, Ree 1994b). I enkelte områder og under bestemte forhold kan tamhunder danne ville hundeflokker. Dette er ikke uvanlig enkelte steder i f.eks. Sør-Europa (Ree 1994c).

Status. Forvillede tamhunder har (Steinar Wikan pers. medd.), etter siste krig opptrådt relativt regelmessig i Sør-Varanger, bl.a. i Pasvikdalen. Dette er hunder av flere raser, men særlig schäferhunder av russisk type ("russeschäfer"), som er noe mindre enn vanlig schäfer. Hundene streifer omkring, delvis i flokk og jager og dreper rein og elg. De overlever sjelden lenge, men det har de senere årene vært påvist yngling. Mellom 20 og 30 slike villhunder er skutt i Varangerområdet etter krigen. Hundene kommer primært fra russiske grensestasjoner (Wikan 1994).

Økologi. Ukjent.

Interaksjoner. Løse hunder har ved en rekke tilfeller drept rådyr og sau (men også større og mindre arter). Det er de senere år blitt stadig mer populært å benytte hundespenn som fremkomstmiddel, bl.a. i norske fjellområder. Det er imidlertid flere eksempler på at hunder (i første rekke huskyer) har rømt fra slike spenn og bl.a. jaget villrein. I forhold til den øvrige faunaen er bruk av hundespenn trolig langt mer forstyrrende og skadelig enn bruk av snøscooter. Ulovlig trening av fuglehunder (bl.a. i fuglenes hekkeperiode) er et annet betydelig problem som både er til skade for faunaen og jaktens generelle renommé. Økt hundehold i byer og tettsteder samt stadige forsømler i forhold til båndtvangbestemmelsene, har ført til at hundeeskrementer er blitt et hygienisk problem flere steder. Slike eskrementer kan overføre såvel patogener som entoparasitter til mennesker.

Tiltak. Løse hunder utenom båndtangsperioden kan avlives. Det bør snarest innføres betydelige restriksjoner på bruk av hundespenn, i første rekke i villreinområdene.

6.4 Resultater, diskusjon, konklusjon

Selv om **tabell 6.1** og **6.2** omfatter henholdsvis 52 og 29 fugle- og pattedyrarter, må det slås fast at et relativt lite antall fremmede arter er fast etablert i norsk fugle- og pattedyrfauna. Av de 52 fugleartene er det bare 7 arter - som opprinnelig ikke har vært en del av faunaen - som kan sies å ha fått så godt fotfeste at det er sannsynlig at de vil bli et permanent, fremtidig innslag i norsk fauna. Det gjelder knoppsvane, kanadagås, hvitkinngås, stripegås, snøgås, mandarinand og fasan. Blant pattedyrene er det ved siden av sau, geit, rein, rotter og mus, bare moskusfe, mink og bisamrotte som så langt synes å ha hatt vellykket populasjonsetablering. I tillegg er det sannsynlig at villsvin og sørhare vil kunne befestes stillingen i de sørøstlige deler av landet. Mårhund må imidlertid forventes å etablere seg i enkelte deler av landet i løpet av få år. Piggsvin er i en spesiell situasjon etter som arten antas å tilhøre den opprinnelige sørnorske faunaen. Arten er imidlertid introdusert til områder den ikke ville hatt mulighet til å kolonisere ut fra egen spredningsevne. I første rekke gjelder dette kystområder på Vestlandet, i Midt-Norge og i Nord-Norge, og i særlig grad øyområder.

Det er grunn til å understreke at i forhold til de fremmede fugle- og pattedyrartene som har klart å etablere seg - eller som er i ferd med å gjøre det - i Norge, er det en fundamental mangel på basal kunnskap om artenes økologi og eventuelle interaksjoner i forhold til eksisterende fauna. De alvorligste eksemplene på dette er trolig illustrert gjennom mink og piggsvin. Piggsvin viser forøvrig godt at begrepet "fremmede arter" må gis et langt mer nyansert innhold i et land med så store biogeografiske variasjoner som i Norge. Mangel på restriksjoner i forhold til interne, norske utsettinger og bevisste holdninger og kunnskaper hos forvaltningsmyndighetene, kan vise seg å få betydelige negative konsekvenser, særlig i forhold til øyområder og bakkehekkende fuglearter.

Det er tidligere gjort en rekke generaliseringer i forhold til hvilke karakteristika som preger arter med stor suksess i fremmede miljø, og hvilke miljø som er mest utsatt og sårbare for nye arter; generaliseringer som tildels har vist seg å være feilaktige (se Lodge 1993 for review). I Norge har debatten og kunnskapen omkring antropogene introduksjoner av fugl og pattedyr så langt vært av deskriptiv karakter. For å heve problematikken til et faglig og forvaltningsmessig sett mer tilfredsstillende nivå, må det gis nødvendige ressurser til konkrete undersøkelser i tilknytning til de arter som allerede er etablert og til dem som er i ferd med å etablere faste bestander.

6.5 Litteratur

- Aftenposten. 1991. Uønsket pelsdyr i Norge. - Lørdag 5 januar.
- Alendal, E. 1977a. Sørlig markmus har fått fotfeste på Svalbard. - Fauna 30: 8-11.
- Alendal, E. 1977b. Moskus i norske fjell. - I Woxholth, red. Vår ville verden 1977. Hjemmenes Forlag A/S, Oslo. s. 52-59
- Alendal, E. 1980. Overføringer og årsaker til utsetninger av moskus i Norge og på Svalbard. - Polarboken 1979-80: 1-38.
- Aliev, F. & Sanderson, G.C. 1970. The American mink, *Mustela vison* (Schreber, 1777), in the USSR. - Säugetierk. Mitt. 18: 122-127.
- Andersen, J. 1981. Minken (*Mustela vison*) og minkjagten i Danmark 1970/71 og 1972/73. - Danske Vildtunders. 34: 1-25.
- Andersson, Å. 1993. Nordisk fjällgåsmöte 4-5 maj 1993, Öster-Malma. Minnesanteckningar. - Internt møtereferat. 6 s.
- Andersson, Å. & Bylin, A. 1991. Origin and migration of bar-headed geese in northern Europe. - IWRB Goose Research Group Bulletin 2: 5-7.
- Artimo, A. 1960. The dispersal and acclimatization of the muskrat, *Ondatra zibethica* (L.), in Finland - Papers on Game Research 21: 1-102.
- Aune, O.A. 1967. Bever i Troms og Finnmark. Økologi og bestand. - Fauna 20: 150-167.
- Barth, J.B. 1883. Oversigt over den ornitologiske faunas tilvekt i Norge siden 1838. - Naturen 7: 89-91.
- Barth, E.K. 1961. Er knoppsvanen gammel hekkefugl i Norge? - Sterna 4: 342.
- Barth, E.K. 1969. Moskusfeet. - I Frislid, R. & Semb-Johansson, A., red. Norges dyr I. Pattedyr. Cappelen, Oslo. s. 334-343.
- Bauer, K.M. & Glutz von Blotzheim, U. N. 1968. - Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Anseriformes. 2. Akademische Verlagsgesellschaft. Frankfurt am Main.
- Begon, M., J.L. Harper, & C.R. Townsend. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. - Blackwell Scient. Publ.
- Bengtson, R., Bergan, M. & Andersen, G.S. 1994. Hvitkinngås *Branta leucopsis*. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. 1994. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 68-69.
- Bent, A.C. 1965. Life histories of North American blackbirds, orioles, tanagers, and allies. - Dover Publications, Inc., New York.
- Bentz, P.-G. 1986a. Sjeldne fugler i Norge i 1983. - Vår fuglefauna 9: 29-33.
- Bentz, P.-G. 1986b. Sjeldne fugler i Norge i 1984. - Vår fuglefauna 9: 243-249.
- Bentz, P.-G. 1987. Sjeldne fugler i Norge i 1985. - Vår fuglefauna 10: 91-95.
- Bentz, P.-G. 1988. Sjeldne fugler i Norge i 1986. - Vår fuglefauna 11: 87-95.
- Bentz, P.-G. 1989. Sjeldne fugler i Norge i 1987. - Vår fuglefauna 12: 101-110.
- Bentz, P.-G. & Clarke, A.W. 1990. Sjeldne fugler i Norge 1988. - Vår fuglefauna 13: 131-143.
- Bergan, M. & Andersen, G.S. 1988. Sjøfuglene i Indre Oslofjord. - Vår fuglefauna 11: 199-211.
- Bergan, M. & Andersen, G.S. 1994. Snøgås *Anser caerulescens*. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. 1994. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 64.
- Bevanger, K. 1990a. Ilderen. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 1. Cappelen, Oslo. s. 108-113.
- Bevanger, K. 1990b. Minken. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 1. Cappelen, Oslo. s. 114-124.
- Bevanger, K. & Henriksen, G. 1994. The distributional history and present status of American mink (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Norway. - I II North European Symp. on the ecology of small and medium-sized carnivores. Abstract. s. 12.
- Bevanger, K. & Ålbu, Ø. 1986a. Mink *Mustela vison* i Norge. - Økoforsk utredning 6: 1-76.
- Bevanger, K. & Ålbu, Ø. 1986b. Decrease in a Norwegian feral mink *Mustela vison* population - a response to acid precipitation? - Biol. Conserv. 38: 75-78.
- Bevanger, K. & Ålbu, Ø. 1987. Konkurransen mellom mink og oter? - Fauna 40: 20-22.
- Björvall, A. & Ullström, S. 1985. Daggdjur. Alla Europas arter. - Wahlström & Widstrand.
- Bosy, R.G. & Clarke, A.W. 1993. Sjeldne fugler i Norge i 1991. - Vår fuglefauna 16: 205-225.
- Bretten, S. 1990. Moskusfeet. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 2. Cappelen, Oslo. s. 173-190.
- Broch, H. 1929a. Norge og pelsdyravlsspørsmålet. - Naturen 1929: 161-166.
- Broch, H. 1929b. Norge og pelsdyravlsspørsmålet (en supplerende beriktigelse). - Naturen 1929: 287-288.
- Broch, H. 1955. Innvandring, import og faunaforskyvninger. - Fauna 8: 63-68.
- Brun, E. 1969. Jomfrutrane ved Harstad. - Ottar 59: 12-15.
- Bull, J & Farrand, J. 1977. The Audubon Society field guide to North American birds, eastern region. - A.A. Knopf, New York.
- Bump, G. 1963. Status of the foreign game introduction program - Transactions 28th North Am. Wildl. Natural Resources Conf. Wildlife Management Institute, Washington D.C.
- Bump, G. 1969. Foreign game investigation. A federal-state

- cooperative program. - Resource Publication 49. U.S. Dept. of Interior. Washington, D.C.
- Carlsson, O., Efteland, S., Hauge, K.O., Paulsen B.E., Roaldkvam, R. & Storstein, B. 1988. Fugleatlas for Rogaland. - Falco Suppl. 2: 405 s.
- Churcher, P.B. & Lawton, J.H. 1987. Predation by domestic cats in an English village. - J. Zool. Lond. 212: 439-455.
- CKRP 1968. Introduction of exotic animals: Ecological and socio-economic considerations. - Symposium 27.8.-1.9. 1967 ved Texas A&M University, College station. Caesar Kleberg Research Program in Wildlife Ecology, College of Agriculture.
- Clarke, A.W. 1991. Sjeldne fugler i Norge i 1989. - Vår fuglefauna 14: 135-150.
- Clarke, A.W. 1992. Sjeldne fugler i Norge i 1990. - Vår fuglefauna 15: 139-155.
- Clement, P. & Gantlett, S. 1993. The origin of species. - Birding World 6: 206-213.
- Clement, P., Harris, A. & Davies, J. 1993. Finches & Sparrows. An identification guide. - Christopher Helm, A & C Black, London.
- Cleve, A. 1989. Brudeand i Skiens-elva. - Oriolus 18: 28-29.
- Collett, R. 1898. Bæverens (*Castor fiber*) i Norge. - Bergen Mus. Årb. 1897: 1-127.
- Collett, R. 1911-12. Norges pattedyr. - Aschehoug & Co., Kristiania.
- Conway, W. 1988. Can technology aid species preservation? - I Wilson, E.O., red. Biodiversity. National Academy Press, Washington DC. s. 263-268.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L., red. 1977. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. 1. - Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L., red. 1980. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. 2. - Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., red. 1985. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. IV. - Oxford University Press, Oxford.
- Curry-Lindahl, K. 1963. Djuren i färg. - Almqvist & Wiksell, Stockholm. 196 s.
- Dale, S. 1993. Hvithodeand på vei til å bli stihodeand? - Toppsykker'n 16: 65.
- Danell, K. 1977. Dispersal and distribution of the muskrat (*Ondatra zibethicus* (L.)) in Sweden. - Viltrevy 10: 1-26.
- Danell, K. 1978. Ecology of the muskrat in Northern Sweden. - Report National Swedish Environ. Protect. Board, SNV PM 1943.
- Danilov, P.I., Ivanov, P.D., Novikov, G.A. & Timofeeva, E.K. 1973. Sovremennoe rasprostranenie nekotorkh vidov zveri na severo-zapade evropeiskoi chasti SSSR. - Bull. Moscow Soc. Natur., Biol. Ser. 78,5: 5-20. (Russisk med engelsk sammendrag: Recent distribution of some species of mammals in the northwest of the European USSR.)
- Delany, S. 1993. Introduced and escaped geese in Britain in summer 1991. - British Birds 86: 591-599.
- Drake, J.A., red. 1989. Biological invasions: A global perspective. - SCOPE, Wiley & Sons, Chichester John.
- Eberhard, T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. - Swedish Wildl. Res. 13: 1-107.
- Ekman, S. 1922. Djurvärldens Utbredningshistoria på Skandinaviska Halvön. - Bonniers Förlag, Stockholm. 614 s.
- Ellerman, J.R. & Scott, T.M. 1951. Checklist of Palearctic and Indian mammals. - British Mus. Nat. Hist., London.
- Elton, C. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. - Methuen & Co. Ltd.
- Engvik, R. 1993. Fuglene ved havet. 4. utg. - Sunnmørsposten forlag.
- Erlinge, S. 1969. Food habits of the otter *Lutra lutra* L. and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. - Oikos 20: 1-7.
- Erlinge, S. 1972. Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. - Oikos 23: 327-335.
- von Essen, L. 1993. Projekt fjällgås. Projektbeskrivning och resultat intill 1992.10.31. - Jägareförbundet, Öster Malma. Intern Rapport.
- Fabricius, E., Bylin, A., Fernö, A. & Radesäter, T. 1974. Intra- and interspecific territorialism in mixed colonies of the Canada goose *Branta canadensis* and the greylag goose *Anser anser*. - Ornis Scand. 5: 25-35.
- Fagerheim, A. 1994. Ny plyndring av svartsvaner. - Stavanger Aftenblad 25.5.1994: 6.
- Farsund, R. 1979. Utsetjing av gjess. - Vår fuglefauna 2: 46-48.
- Finsberg, O. 1934. Verdens nordligste hjortebestand. Otterøyhjorten. - Norges jæger- og fisker-forenings tidsskrift 63: 105-117, 158-165.
- Fitzgerald, B.M. 1990. Is cat control needed to protect urban wildlife? - Environ. Conserv. 17: 168-169.
- Flint, V.E., Boehme, R.L., Kostin, Y.V. & Kuznetsov, A.A. 1984. A field guide to the birds of the USSR. - Princeton University Press, New Jersey.
- Fog, J. 1962. Får man noget ud af vildtudsætninger? - Tolvmandsbladet 4: 161-167.
- Fog, M. 1978. Status for canadagås i Norden 1977. - Repr. Strandjægeren 20 jan. 2 s.
- Follestad, A. 1994. Sædgås. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornith.

- tologisk forening., Klæbu. s. 58-59
- Foyn, B.E. 1978. Historien om et dådyr. - Villmarksliv 6,5: 60-62.
- Fredga, K., Jaarola, M., Ims, R.A., Steen, H. & Yoccoz, N.G. 1990. The "common vole" in Svalbard identified as *Microtus epirocticus* by chromosome analyses. - Polar research.
- Fremming, O.R. 1986. Bestandsnedgang av hubro (*Bubo bubo*) i Øst-Norge 1920-1980. - Vilt Rapport 40:1-45.
- Gabrielsen, A. 1951. Litt av hvert om rådyret. - Viltet: 21-42.
- Gensbøl, B. 1986. Rovfuglene i Europa, Nord-Afrika og Midt-Østen. - NKS-Forlaget, Oslo.
- Gerrell, R. 1967. Dispersal and acclimatization of the mink (*Mustela vison* Schreb.) in Sweden. - Viltrevy 5: 1-38.
- Gilbert, O.L. 1989. The ecology of urban habitats. - Chapman and Hall. London, New York. 369 s.
- Gjershaug, J.O. 1985. Sjeldne fugler i Norge i 1982. - Vår fuglefauna 8: 53-56.
- Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. 1994. Norsk fugleatlas. - Norsk ornitologisk forening., Klæbu.
- Glutz von Blotzheim, U.N, Bauer, K.M. & Bezzel, E. 1973. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 5. Galliformes und Gruiformes. - Aula Verlag, Wiesbaden.
- Godø, G. 1978. Er utsetjing av canadagås ein fare for grågås-stammen på Vestlandet? - Vår fuglefauna 1: 167-169.
- Goodwin, D. 1983. Pigeons and doves of the world, 3 utg. - London.
- Goodwin, D. 1992. Should exotics be condemned or cherished? - British Birds 85: 334-335.
- Gray, A.P. 1958. Bird hybrids. - London.
- Gurnell, J. 1989. Demographic implications for the control of grey squirrel. - I Putman, R.J., red. Mammals as pests. Chapman and Hall, London, New York. s. 131-154
- Gustad, J.R. 1992. Fugler i Norge 1991. Rapport fra norsk faunakomite for fugl (NFKF). - Vår fuglefauna 16: 209-226.
- Gustad, J.R. 1993. Fugler i Norge 1992. Rapport fra norsk faunakomite for fugl (NFKF). - Vår fuglefauna 16: 227-248.
- Haftorn, S. 1959. Hva skjer når fremmede dyr innføres til et område? - Naturen 83: 3-27.
- Haftorn, S. 1971. Norges fugler. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Haga, A. 1982. Vil villsvinet innvandre Østfold? - Natur i Østfold 1: 60-61.
- Haga, A. & Hanssen, O.J. 1983. Bestandsstørrelse og habitatvalg hos knoppsvane i Østfold. - Fauna 36: 92-96.
- Haga, A. & Schei, P.J. 1986. Betrakninger om utsetting av viltarter. - Vår fuglefauna 9: 233-236.
- Hagemann, A. 1892. Gamle bæverforekomster i Vestfinmarken. - Norsk Jaeger- og Fiskeforenings Tidsskr. 21: 4-6.
- Hagemann, A. 1897. Bemærkninger om de i Alten forekommende vertebrater. - Tromsø Mus. Årsh. 20: 113-140.
- Hagen, Y. (red.). 1960. Villmink og ilder. - Vilt og Viltstell 1: 1-52.
- Hagen, Y., Westerskov, K., Lund, H.M.-K., Krafft, A. & Christensen, H. 1964. Fasanen. - Vilt og viltstell 4: 1-64.
- Hall, E.R. 1981. The mammals of North America. II. - John Wiley & Sons, New York.
- Hanström, B., red. 1963. Djurens värld. Däggdjur 2. - Förlags-huset Norden, Malmö.
- Hanström, B., red. 1964. Djurens värld. Fåglar 1. - Förlagshuset Norden, Malmö.
- Hanström, B., red. 1965. Djurens värld. Fåglar 3. - Förlagshuset Norden, Malmö.
- Hantho, O. 1946. Villminkens herjinger. - Norges Jeger- Fiskerforb. Tidsskr. 75: 35-36.
- Hardeng, G. 1994. Atlasprosjekt for pattedyr. - Natur i Østfold 9. (I trykk).
- Hardeng, G. & Haga, A. 1979. Bever i Østfold 1970-1978. - Fauna 39: 35.
- Hauge, K-O. 1994. Knoppsvane. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 54-55.
- Heggberget, T.M. 1987. Utviklingen i den norske bestanden av canadagjess inntil 1984. - Fauna 40: 1-4.
- Heggberget, T.M. & Reitan, O. 1994. Kanadagås *Branta canadensis*. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 66-67.
- Heintz, N. 1963. Iakttagelser over dyrelivet på Svalbard i 1963. - Norsk Polarinst. Årbok 1963: 157-164.
- Herredsvela, H. 1984. Knoppsvaneundersøkelser på Jæren 1978-1983. - Vår fuglefauna 7: 94-96.
- Hetland, O. 1979. Overvintrende knoppsvaner. - Vår fuglefauna 2: 190.
- Hoffmann, M. 1967. Bibliographie der Bisamratten (*Ondatra*) - Literatur. - Akademischer Verlag, Halle.
- Holgensen, H. 1961. Stork på Jæren. - Sterna 4: 284-285.
- Holgensen, H. 1963a. Ringmerkingsoversikt 1962. - Sterna 5: 229-266.
- Holgensen, H. 1963b. Flamingo på Jæren. - Sterna 5: 202-204.
- Holgensen, H. 1964. Mandarinand i Skien og på Jæren. - Sterna 6: 91-92.
- Holgensen, H. 1970. Brunhodespurven i Norge. - Sterna 9: 73-76.
- Holmboe, K.L. 1916. Spor efter bæver i Maalselvdalen. - Naturen 40: 95-96.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J., red. 1992. Handbook of the birds of the world. 1. - Lynx Edicions, Barcelona.
- Huseby, K. & Bø, T. 1985. Vellykka utsetting av hare. - I Arnesen, A., red. Praktisk viltstell - en statusrapport. LUK-NJFF-

- DN-MVA, Oslo. s. 132-137.
- Huus, J. 1947. Piggsvinet. - I Føyn, B. & Huus, J., red. Norges dyreliv. I. Pattedyr. J.W. Cappelens Forlag, Oslo. s. 151-158.
- Håland, A. 1979. Grågåsa og canadagåsa i Hordaland. - Vår fuglefauna 2: 158-162.
- Ihlebak, J.H. 1994. Farlig villsvin på villspor. - Verdens gang 8.6.: 20.
- Isemann, P. 1990. Some recent bird invasions in Europe and the Mediterranean basin. - I Castri, F.di., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Kluwer Academic Publ., Dordrecht. s. 245-261.
- Iuell, B. 1990. Piggsvinet. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo. s. 9-20
- Jarvis, P.J. 1990. Urban cats as pests and pets. - Environ. Conserv. 17: 169-171.
- Jonsson, L. 1992. Birds of Europe with North Africa and the Middle East. - Christopher Helm A & C Black, London.
- Kauhala, K. 1992. Ecological characteristics of the raccoon dog in Finland. - Thesis. Finn. Game Res. Inst. Game Division.
- Klein, D.R. & Staaland, H. 1984. Extinction of Svalbard muskoxen through competitive exclusion: an hypothesis. - Biol. Pap. Univ. Alask, Spes. Rep. 4: 26-31.
- Kojedal, H.I. 1971. Mandarinender på Røros. - Sterna 10: 148.
- Kolstad, S. 1994. Klart for den store kattejakten. - Verdens Gang 2.7. s. 11.
- Kristiansson, H. 1981. Distribution of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus* L.) in Sweden and Finland. - Ann. Zool. Fennici 18: 115-119.
- Kristiansson, H. 1984. Ecology of a hedgehog *Erinaceus europaeus* population in southern Sweden. - Dissertation, Dept. Anim. Ecol, Univ. Lund.
- Langvatn, R. 1990. Hjorten. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 2. Cappelen, Oslo. s. 81-100
- Larsen, R.S. & Stensrud, O.H. 1988. Elekrisitetsdøden - den største trusselen mot hubrobestanden i Sørøst-Norge? - Vår fuglefauna 11: 29-33.
- Larvik byrett 1991. Rettsbok for Larvik byrett, 16 august 1991. Sak nr. 139/915.
- Laquist, A. 1993. Kopparand dilemma för naturvården. - Sveriges Natur 84: 25.
- Legay, J.-M. 1986. Sur une tentative d'estimation du nombre de chats domestiques dans le monde. - Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Ser. III: Sciences de la Vie 303: 709-712.
- Lever, C. 1985. Naturalized mammals of the world. - Longman, London & New York.
- Lever, C. 1987. Naturalized birds of the world. - Longman Scientific & Technical, England.
- Lewington, I, Alström, P. & Colston, P. 1991. A field guide til the rare birds of Britain and Europe. - Harper Collins, Storbritannia.
- Lid, G. 1967. Jomfrutrane, en ny art for Norge. - Fauna 20: 24-28.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. - TREE 8: 133-137.
- Lorentsen, S.-H. 1994. Dverggås. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 60-61.
- Lund, H.M.-K. 1947. Dådret. - I Føyn, B. & Huus, J., red. Norges Dyreliv. I. Pattedyr. J.W. Cappelens Forlag, Oslo. s. 76-79
- Lund, H.M.-K. 1955. Pingviner nord for Polarsirkelen. - Ottar 7: 15-17.
- Lund, H.M.-K. 1963a. Canadagåsen i Norge. - Jakt - Fiske - Friluftsliv 92: 534-536.
- Lund, H.M.-K. 1963b. Ville svaner i Norge i nyere tid. - Fauna 16: 10-16.
- Lund, H. M.-K. 1966. Snøgås fra Svartehavet. - Norsk Natur 2: 108.
- Lutz, W. 1994. Presence, status and morphometric data of raccoon (*Procyon lotor*) in Germany. - II North European symposium on the ecology of small and medium-sized carnivores. Lammi, Finland. Abstracts. s. 40.
- Lønø, O. 1960. I: Transplantation of the muskox in Europe and North-America. II: Transplantation of hares to Svalbard. - Norsk Polarinst. Medd. 84: 1-29.
- Lønø, O. 1961. Pingviner i Norge. - Fauna 14: 37-41.
- Lønø, O. 1963. Bør vi overføre den hvite bergsau fra Alaska til Norge. - Fauna 16: 56-67.
- Løvenskiold, H.L. 1947. Håndbok over Norges fugler. - Gyldendal, Oslo.
- Maclean, G.L. 1985. Roberts' birds of Southern Africa. - J. Voelker Bird Book Fund, Cape Town.
- Manville, R.H. 1966. The extinct sea mink, with taxonomic notes. - Proc. U.S. National Mus. 122,3584: 1-121.
- Marcström, V. 1964. The muskrat *Ondatra zibethicus* L. in northern Sweden. - Viltrevy 2: 329-407.
- Marcuzzi, G. 1990. Migratory phenomena in European animal species. - I Castri, F.di., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. - Kluwer Academic Publ., Dordrecht. s. 217-227.
- Matheson, C. 1944. The domestic cat as a factor in urban ecology. - J. Anim. Ecol. 13: 130-133.
- May, R.M. 1988. Control of feline delinquency. - Nature (London) 332: 392-393.

- Mehlum, F. 1989. red. Svalbards fugler og pattedyr. - Polarhåndbok 3. Norsk Polarinstitut, Oslo Lufthavn.
- Michaelsen, J. 1979. Rapport fra NNSK's virksomhet mai 1976-1977. - Vår fuglefauna 2: 54-61.
- Michaelsen, J. 1985. Sjeldne fugler i Norge 1981. - Vår fuglefauna 8: 49-52.
- Michaux, J. Cheylan, G. & Croset, H. 1990. Of mice and men. - I Castri, F.di., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Kluwer Academic Publ., Dordrecht. s. 263-284.
- Mohr, G.T. 1970. Flamingo i Kurefjorden i Østfold. - Fauna 23: 301-303.
- Mooney, H.A. 1988. Lessons from Mediterranean-climate regions. - I Wilson, E.O., red. Biodiversity. National Academy Press, Washington D.C. s. 157-165.
- Morris, P. 1983. Hedgehogs. - Whittet Books, Surrey.
- Myklevoll, T. 1994. Klappjakt på pinnsvin. - Dagbladet tirsdag 14.6, s. 12.
- Myrberget, S. 1967. Den norske bestand av bever, *Castor fiber*. - Medd. St. viltunders. 2,26: 1-40.
- Myrberget, S. 1972. Utsetting av hare på Svalbard i 1930 og 1931. - Fauna 25: 126.
- Myrberget, S. 1976a. Merking av fasan. - Sterna 15: 174-176.
- Myrberget, S. 1976b. Haren er dødd ut på Alstenøya i Nord-Norge. - Fauna 29: 94-95.
- Myrberget, S. 1977. Beverens utbredelse i Norge omkring 1975. - Proc. Nordic Beaver Symp. 1975. Skogshögskolan, Inst. Skogzool. Rapp. 27: 13-18.
- Myrberget, S. 1979. Bør vi sette ut gjess? - Vår fuglefauna 2: 41-46.
- Myrberget, S. 1984. Villkaniner i Fedje kommune, Hordaland. - Fauna 37: 84.
- Myrberget, S. 1987a. Forvillete husdyr i Norge. - Fauna 40: 160-162.
- Myrberget, S. 1987b. Introduction of mammals and birds in Norway including Svalbard. - Medd. norsk. Viltforsk. 3,17: 1-28.
- Myrberget, S. 1987c. Bisamrotta i Norge. - Fauna 40: 164-165.
- Myrberget, S. 1990a. Harefamilien. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo. s. 64-77.
- Myrberget, S. 1990b. Wildlife management in Europe outside the Soviet Union. - NINA utredning 18: 1-47.
- Myrberget, S. 1990c. Mårhunden. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 1. Cappelen, Oslo. s. 60-61.
- Myrberget, S. 1990d. Bisamrotta. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyr 3. Cappelen, Oslo. s. 154-156.
- Mørkved, K.L. 1961. Beveren i Nord-Trøndelag. - Fauna 14: 94-106.
- National Geographic Society 1985. Field guide to the birds of North America. 2. utg. - Washington DC.
- Neville, P.F. 1989. Feral cats: management of urban populations and pest problems by neutering. - I Putman, R.J., red. Mammals as pests. Chapman & Hall. s. 261-267.
- Novikov, G.A. 1956. Carnivorous mammals of the USSR. - Israel Prog. Sci. Transl., Jerusalem 284 s. (Oversatt fra russisk).
- Numme, G. 1981. Sjeldne fugler i Norge i 1980 - en rapport fra Norsk sjeldenhetskomité for fugl (NSKF), NZF og NOF. - Vår fuglefauna 4: 266-269.
- Nyholm, E.S. 1966. Observations on some birds and mammals of Spitsbergen. - Ann. Zool. Fenn. 3: 173-175.
- NZF (Norsk zoologisk forening) 1961. Norske dyrenavn med tilhørende latinske navn. A. Virveldyr åjourført pr. 1/6-1959. - Fauna 14 (Suppl.): 1-57.
- NZF (Norsk zoologisk forening) 1976. Norske dyrenavn med tilhørende latinske navn. A. Virveldyr åjourført pr. 1/10-1976. - Fauna 29: 1-64
- Olsnes, Ø. 1982. Villkaninene på Fedje. - Villmarksliv 10,10: 48-50
- Olstad, O. 1937. Beverens (*Castor fiber*) utbredelse i Norge. - Nyt Mag. Naturvid. 77: 217-273.
- Olstad, O. 1943. Rådyrets utbredelse i Norge. - Naturen 67: 65-74.
- Olstad, O. 1944. Rådyrets utbredelse i Norge. - Stat. Viltund. Medd. 14: 1-63.
- Olstad, O. 1945. Jaktzoologi: Landpattedyrene. - Cappelen, Oslo.
- Osgood, W.H. 1943. The mammals of Chile. - Zool. Ser. (Field. Mus. Nat. Hist.) 30 (5,42): 131-134.
- Oslo skinnauksjoner 1985. Årsmelding og regnskap 1985. - Oslo.
- Panov, E.N. & Nauka, M. 1989. Natural hybridization and ethological isolation in birds. - Moskva.
- Pedersen, H.C. 1994. Fasan. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening., Klæbu. s. 152-153.
- Pedersen, J.A. 1964a. Vil mårhunden invadere Norge? - Fauna 17: 179-189.
- Pedersen, J.A. 1964b. Villminken i Norge. - Naturen 88: 515-526.
- Pedersen, J.A. 1967. Bever i Orkdal, Sør-Trøndelag. - Fauna 20: 109-110.
- Pedersen, J.A. 1970. Bisamrotte, nytt pattedyr i Norge. - Fauna 23: 297.
- Pedersen, O. 1977. Pavefink, *Passerina ciris*, en ny art for Lista. - Piplerka 7: 77-78.
- Petersen, C.E. 1921. Mindre meddelelser. - Norsk Ornithologisk Tidsskrift Serie I (nr. 2) 1921-22: 103.

- Peterson, R.T. 1980. A field guide to the birds east of the Rockies, 4. utg. Houghton Mifflin Comp., Boston.
- PFMA 1985. Profile 2. - Pet Food Manufacturers Association, 6 Cathrine Street, London WC2B 5JJ.
- Pizzey, G. 1989. A field guide to the birds of Australia. - Collins publishers Australia.
- Proulx, G. 1988. Control of urban wildlife predation by cats through public education. - Environ. Conserv. 15: 358-359.
- Quigstad, J. 1922. Navne paa dyr og planter i nordnorske stedsnavne. I. - Tromsø Mus. Årsh. 45: 1-114.
- Raiby, M. 1968. Rådyrets økologi og populasjonsdynamikk. - Fauna 21: 21-31.
- Ree, V. 1972. Resultater fra 2 års ornitologiske undersøkelser i Kurefjorden i Østfold. - Rapport til Østlandske Naturvernforening. 17 s.
- Ree, V. 1976. Rapport fra NNSK's virksomhet april 1975-1976. - Sterna 15: 179-197.
- Ree, V. 1977. Trekkfuglundersøkelser på Utsira 1972-77. - Sterna 16: 113-202.
- Ree, V. 1980. Rapport fra NSKF's virksomhet 1979. - Vår fuglefauna 3: 245-279.
- Ree, V. 1981. Rapport fra NNKS's virksomhet 1979. - Toppdykker'n 4 Suppl.: 5-42.
- Ree, V. 1984a. Norges første tyrkerduer *Streptopelia decaocto*. - Vår fuglefauna 7: 119-129.
- Ree, V. 1984b. Om *Passerina*-artene i Norge og Europa. - Vår fuglefauna 7: 98.
- Ree, V. 1989a. Gjess, golf og drikkevann. Maridalens Venners Årsskrift 1988/89: 26-27.
- Ree, V. 1989b. Feltbok. Bestemmelse av fugl og pattedyr under jaktseongen. 2. utg. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Ree, V. 1991. Duer. - I Hogstad, O., red. Norges dyr. Fuglene 3. s. 7-23.
- Ree, V. 1994a. Bydue *Columba livia* var. *domestica*. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 260.
- Ree, V. 1994b. Internasjonalt ulvesymposium under sammenkomsten til IUCN-Wolf Specialist Group i Leon, Nordvest-Spania 19-23.10.1993. Inntrykk fra ulvemøter og besøk i viktige spanske rovdyrdistrikter. - Våre Rovdyr 8: 3-20.
- Ree, V. 1994c. En oppsummering av ulvens situasjon i deler av artens utbredelsesområder. Resultater framlagt på det internasjonale ulvesymposiet under sammenkomsten til IUCN-Wolf Specialist Group i Leon, Nordvest-Spania 19-23.10.1993 og de siste statusrapporter fra andre land hvor arten eksisterer. - Våre Rovdyr 8. (I trykk).
- Ree, V. & Gjershaug, J.O. 1994. Systematisk navneliste for norske fugler ajourført pr. 1.1.1994. - I Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. s. 511-527.
- Ree, V. & Haymann, P. 1992. Fugleguiden. - Chr. Schibsted Forlag A/S, Oslo.
- Rees, P. 1982. The ecological distribution of feral cats and the effects of neutering a hospital colony. - Ph.D. Thesis. University of Bradford, Bradford, Yorkshire.
- Reimers, E. 1990. Dåhjorten. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 2. Cappelen, Oslo. s. 101-103.
- Robbins, C.S. 1980. Predictions of future Nearctic landbird vagrants to Europe. - British Birds 73: 448-457.
- Robbins, C.S., Bruun, B, Zim, H.S. & Singer, A. 1983. A guide to field identification birds of North America. 2. utg. - Golden Press, New York.
- Rogers, M.J. 1982. Ruddy shelducks in Britain in 1965-79. - British Birds 79: 446-455.
- Sandmoe, T. 1993. Steinhøne på Solstad. Steinhøne "bor" på Solstad. - Østlands-Posten 5.10.1993, s. 7, siste side.
- Savage, C. 1952. The mandarin duck. - London. 78 s.
- Schei, P.J. 1976. Prosjekt falk. - Vår fuglefauna 3: 205-208.
- Schaanning, H.T.L. 1916. Norges fuglefauna. Cappelen, Kristiania.
- Schaanning, H.T.L. 1928. Blandede meddelelser. - Norsk orn. tidsskr. 9: 105.
- Schaanning, H.T.L. 1939. Fortsatte trekk-resultater fra Utsira 1937 med beskrivelse av 6 fra Norges fauna nye fuglearter. - Stav. Mus. Årsh. 48. 1937-38: 113-124.
- Schjølberg, B. 1971. Mandarinender på Røros. - Sterna 10: 148.
- Schreiber, R.L., Diamond, A.W., Solheim, R. & Schei, P.J. 1987. Redd fuglene. - Aventura forlag A/S, Oslo.
- Semb-Johansson, A. 1963. Dyrelivet gjennom de 150 år. - I Ruud, J.T., Eskeland, A., Randers, G & Skodvin, M., red. Dette er Norge 1914-1964. I. Gyldendal, Oslo. s. 105-128.
- Semb-Johansson, A., red. 1980. Cappelens dyreleksikon. 2. Oslo.
- Semb-Johansson, A. 1988a. Endringer i dyrelivet i vår tid. 1. - Fauna 41: 73-90.
- Semb-Johansson, A. 1988b. Endringer i dyrelivet i vår tid. 2. - Fauna 41: 109-132.
- Semb-Johansson, A. & Ims, R.A. 1990. Smågnagerne. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo. s. 121-170.
- Skappel, S. 1908. Træk af det norske husdyrbrugs historie i tidsrummet 1660-1814. I. Faaravl. - Tids. norsk landbrug 15: 505-517.
- Skirnisson, K. & Petersen, Æ. 1980. Minkur. - I Einarsson, Á.,

- red. Villt Spendr. Rit Landverndar 7, Reykjavik. (Islandsk med engelsk sammendrag: The mink in Iceland.) s. 80-94.
- Skogland, T. 1990. Reinen. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 2. Cappelen, Oslo. s. 148-170.
- SOF 1990. Sveriges fåglar. 2. oppl. - Stockholm.
- Soglo, E. & Mehlum, F. 1984. Gulkinnand for første gang på Svalbard. - Vår fuglefauna 7: 34.
- Solheim, J.T. 1994. Oppdrett av hjort og dådyr på Svanøy. - Intern årsrapport, Svanøy stiftelse.
- Solheim, R. 1994. Hubro *Bubo bubo*. - I Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S., red. Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening., Klæbu. s. 270-271.
- Sollien, A. 1979. Mandarinanda *Aix galericulata*, i Norge. - Vår fuglefauna 2: 29-33.
- Sollien, A. 1981. Nye observasjoner av mandarinand. - Vår fuglefauna 4: 170.
- Sonerud, G. 1991. Ugler. - I Hogstad, O., red. Norges dyr. Fuglene 3. s. 36-83.
- Souleré, J.B. 1977. Kirkeugle, en ny art for Norge. - Krompen 6: 11-12.
- Steen, O.F. 1989. Prosjekt vandrefalk, Sørøst-Norge. Årsrapport for hekkesesongen 1989.
- Steen, O.F. 1990. Vandrefalken i Sørøst-Norge i perioden 1981-89.
- Steen, O.F. 1992. Forvaltning av truede og sårbare rovfugler med vandrefalk som eksempel. - I Forvaltning av flora og fauna. NJFF's fagseminar 1992. Rapport 3. s. 47-53.
- Steen, O.F. 1993a. Vandrefalk i Sørøst-Norge i 1992. Bestandsutvikling og hekkeresultater. - Vår fuglefauna 16: 261-264.
- Steen, O.F. 1993b. Vandrefalk i Sørøst-Norge i 1993. - Vår fuglefauna 16: 22-27.
- Stensrud, O.H. & Haga, A. 1990. Prosjekt hubro. - Årsrapport 15 - 1989.
- Stubbe, M. 1975. Der Amerikanische Nerz *Mustela vison* (Schreber, 1777) in der DDR. - Beitr. Jagd- Wildforsch. 9: 364-386.
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truede arter i Norge. Norwegian Red List. - DN-rapport 6.
- Sundfør, J. 1934. Ryper i Skottland og grouse i Norge. - NJFF tidsskift 63: 430-431.
- Sundve, E. 1983. Lazulifink i Hamningberg, Finnmark. - Vår fuglefauna 6: 122-123.
- Suul, J. 1976. Faunistisk rapport fra Trøndelag 1970-1974. - Sterna 15: 114-126.
- Syvertsen, P.O. 1987. Papegøye-fangst i desember. - Toppdykker'n 10: 22-25.
- Sveen, G. 1994. Vil de endelig lykkes? Svarte svaner ruger på Bryne. - Stavanger Aftenblad 21.5.1994: 25.
- Swenson, J.E. 1976. Fasanens status rundt ytre Oslofjord, våren 1976. - Fauna 29: 127-133.
- Sømme, E.K. & Straumstøyl, K. 1977. Waglertrupial i Sør-Rogaland. - Falco 6: 112-114.
- Tabor, R. 1983. Wild life of the domestic cat. - Arrow Books, London
- Tangen, H.I.L. 1974. Forsøk med canadagås i Norge. - Fauna 27: 166-176.
- Terres, J.K. 1980. The Audubon Society Encyclopedia of North American Birds. - Knopf, New York.
- Thompson, H.V. 1971. British wild mink - a challenge to naturalists. - Agriculture 78: 421-425.
- Tyrberg, T. 1991. Fågelrapport for 1990. - Vår Fågelverld 50: 27-61.
- Udø, O.G. 1975. Canadagås (*Branta canadensis canadensis*). - Kristiansand Mus. Årbok 1975: 5-15.
- Udø, O.G. 1985. Utvikling av kanadagåsbestanden på Agder. - Kristiansand Mus. Årbok 1984: 31-36.
- Vader, W. 1983. Stripegjess i Nord-Norge - hvor kommer de fra? - Krykkja 6: 26-29.
- Valeur, P. 1970. Blåråke. Rustand. Chileflamingo. - Kristiansand Mus. Årbok 1970: 65-69.
- Valeur, P. 1990. Beverfamilien. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo. s. 97-120.
- Vestøl, T.B. 1993. Nytt fra LRSK - Vest-Agder. - Piplerka 23: 13-28.
- Vibe, J. 1896. Norges land og folk. Topografisk-historisk-statistisk beskrivelse. - XII Søndre Bergenhus Amt. Nordli, Oslo.
- Vik, R. 1962. Nutria og bisamrotte. - Fauna 15: 45.
- Vik, R. 1963. Nutria og bisamrotte i Norge. - Fauna 16: 89-100.
- Vinicombe, K., Marchant, J. & Knox, A. 1993. Review of status and categorisation of feral birds on the British List. - British Birds 86: 605-614.
- Wallace, D.I.M. 1981. Baikal teal; new to Britain and Ireland. - British Birds 74: 321-326.
- Watson, G.E. 1975. Birds and the Antarctic and Sub-Antarctic. - Am. Geophysical Union, Washington.
- Wegge, B. 1967. lakttagelser av pattedyr og fugl i Rana. - Fauna 20: 108-109.
- Westman, K. 1966. Minkin levinneisydestä Suomessa. - Soumen Riista 18: 101-116. (Finsk med engelsk sammendrag: Occurrence of feral mink (*Mustela vison*) in Finland.)
- Wikan, S. 1983. Mårhund funnet død i Sør-Varanger - ny norsk pattedyrart. - Fauna 36: 103.
- Wikan, S. 1994. Russehunder i Sør-Varanger. - Rovdyrundersøkelser in Sør-Varanger. 11. Svanhovd miljøsenter. (I trykk).
- Wikan, S. & Henriksen, G. 1991. Mårhund - ny art for Norge. -

Fauna 44: 210-213.

Wildhagen, Aa. 1949a. Om forsøk på innplantning av fremmede pattedyrarter i Norge. - Fauna 2: 11-17.

Wildhagen, Aa. 1949b. Minken (*Mustela vison* Schreb.) i Norge. - Fauna 2: 107-128.

Wildhagen, Aa. 1949c. Ilderen (*Putorius putorius* L.) i Norge. - Naturen 73: 231-240.

Wildhagen, Aa. 1954. Fasaner i Norge. - Fauna 7: 74-83.

Wildhagen, Aa. 1956a. Present distribution of North American mink in Norway. - J. Mammal. 37: 116-118.

Wildhagen, Aa. 1956b. Dyr i farger. - Aschehoug, Oslo. 113 s.

Willgoos, J.F. 1964. Kulturens innflytelse på fuglefaunaen. - Naturen 88: 417-436.

Wollebæk, A. 1933. Rupe-grouse (*Lagopus scoticus* x *Lagopus lagopus*) skutt i Valdres. - Norsk Ornithologisk Tidsskrift Ser. IV (13-15) 1931-1934: 46.

Wollebæk, A. 1947. Systematisk tillegg. - I Føyn, B. & Huus, J., red. Norges Dyreliv. I. Pattedyr. J.W. Cappelens Forlag, Oslo. s. 449-489.

Yoccoz, N.G., Steen, H. & Ims, R.A. 1990. Østmarkmus: En ny pattedyrart for Svalbard. - Fauna 43: 36-42.

Øien, I.J. & Aarvak, T. 1993. Status for dverggås *Anser erythropus* i Fennoskandia. En oversikt over dverggåsprosjektets virksomhet 1987-1992. - Rapport 52 fra "Dverggåsprosjektet". Norsk Ornithologisk Forening, Klæbu.

Østbye, E & Bjørnsen, B. 1990. Rådyret. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 2. Cappelen, Oslo. s. 128-147.

Østbye, E. & Pedersen, Ø. 1990. Fjellreven. - I Semb-Johansson, A., red. Norges dyr. Pattedyrene 1. Cappelen, Oslo. s. 48-59.

Østgård, J. 1987. Beverens ekspansjon og utbredelse i Norge i 1986. - Nordisk beversymposium, Kristiansand 1986. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv. Rapp. 1/87: 1-6.

Øvrebø, C. 1951: Minkavlenn i Norge. - Norges pelsdyrslags jubileumsskrift 1926-1951: 1441-1458.

7 Fisk

Bjørn Ove Johnsen & Arne J. Jensen, NINA

7.1 Innledning

Ferskvannsfiskenes utbredelse i Norge er i utgangspunktet bestemt av de ulike artenes innvandring til landet etter siste istid. Avhengig av innvandringsveg og tidsepoke grupperes fiskene i vestlige og østlige innvandrere (jf Jensen 1984). Etter hvert som menneskene vandret inn bidro disse til ytterligere spredning av artene. Dette gjelder særlig arter som aure og røye som er de mest interessante matfisker. Men også mange av de øvrige artene har fått sin utbredelse påvirket av mennesker ved utsettinger, vassdragsreguleringer eller andre aktiviteter (jf Eggan & Johnsen 1983).

Enkelte arter har fått tilført utsetningsmateriale fra utlandet. Som eksempler på dette kan nevnes laks, *Salmo salar* (import av smolt av østersjølaks til oppdrettsnæringen på 70- og 80-tallet, utsetting av Vänerlaks og Gullspångslaks fra Sverige), aure, *Salmo trutta* (tidligere import av ørretmateriale blant annet fra Danmark og Sverige for utsetting i en rekke vassdrag), lagesild, *Coregonus albula* (innvandret til Pasvikvassdraget fra Finland i 1989 (Amundsen & Staldvik (1993)), Steinsmett, *Cottus poecilopus* (spredt fra Finland til Utsjokka, en sideelv til Tana, i 1979 (Eggan & Johnsen 1983)), vederbuk, *Leuciscus idus* (innførsel av gullvederbuk til et vann i Øystese i Hardanger (Soldal & Soldal 1976)). Ørekytens, *Phoxinus phoxinus* økte utbredelse kan også skyldes fisk som er bragt med fra utlandet.

I denne rapporten har vi imidlertid kun omtalt introduksjoner av arter som er nye for norsk fauna.

7.2 Salmonidae

Pukkellaks, *Oncorhynchus gorbuscha*

Pukkellaksen er en stillehavslaks som har navn etter den kraftige ryggpukkelen som hannen anlegger i gytetiden. Den er utbredt i det nordlige Stillehavet fra California til Beringhavet og sør til Hokkaido (Japan) og Amurelven. I det arktiske området finnes den fra MacKenzie-elven til Indigirka (Sibir), men går opp i elvene Jana og Lena lenger vest uten at reproduksjon er kjent derfra. Ved det nordøstlige USA (Maine) og Canada er arten blitt satt ut. Russerne har også foretatt utsettinger på Kola-halvøya (Pethon 1985).

Pukkellaksen gyter i brakkvann og elver. Arten lever det meste av sitt toårige liv i havet, hvor den tar fisker som sild, torsk og større krepsdyr. Oppgangen i elvene foregår hovedsakelig i juli, og gytingen foregår på steinbunn i sterk strøm i august-oktober. Hver hunn gyter ca. 1500 egg i en grop. Begge kjønn dør etter gytingen. Eggene klekkes etter ca. 4 mndr. Etter få måneder i elven vandrer yngelen til havet, og den er da 3-4 cm lang. Den holder seg i brakkvannsområdene nær kysten til den er 6-12 cm. Den korte og faste toårige livssyklusen skiller pukkellaksen fra de andre stillehavslaksene, og i en og samme elv er det påvist genetiske forskjeller i bestandene som gyter i like og odde år (Pethon 1985).

I 1960-årene gikk det en pukkellaks-bølge over Nord-Norge og Trøndelag som følge av storstilte russiske utsetninger i vassdrag ved Kvitsjøen og Murmansk. Berg (1977) gir en oversikt over russiske utsetninger i perioden 1959-1975. Enkelteksemplarer ble fanget lenger sør og i 1976 ble det også fanget Pukkellaks på den svenske østkysten (Berg 1977). I en del Finnmarkselver ble det konstatert gyting og yngel (Berg 1977, Bjerknes 1977), og fangsten av pukkellaks på Finnmarkskysten var betydelig (Bjerknes & Vaag 1980). Berg (1961) anslo fangsten i 1960 til 20-25 tonn hvorav de største mengder ble tatt i Varanger- og Tanaområdene, men det var betydelige kvanta også i Vest-Finnmark. I de senere år har bestanden gått tilbake, og det er usikkert om vi idag har noen fast bestand av pukkellaks i Norge.

Ketalaks, *Oncorhynchus keta*

Ketalaksen har den største naturlige utbredelse av alle stillehavslaksene. I Asia er den utbredt fra Korea i sør til den arktiske kysten av Russland og vestover til elva Lena. I Nord-Amerika fra Monterey, California til den arktiske kyst og østover til Mackenzie River (Salo 1991).

Arten gyter i ferskvann, men går ikke langt opp i elvene. Mindre sommerlaks går opp i juli-august, mens den nesten dobbelt så store høstlaksen har oppgang i august-september. Gyting foregår på strømsterke steder, og begge kjønn dør etter gyting. Gytevandringen foregår etter 3-4 år i havet, der ketalaksen for det meste lever av fisk, mest sild, småtorsk og sil (Pethon 1985).

I årene 1933-39 forsøkte russiske fiskeribiologer, uten suksess, å overføre ketalaks til elver på Atlanterhavskysten (Berg 1977). I 1956 ble disse utsettingene gjenopptatt og fra 1957 til 1964 ble det satt ut 50 millioner yngel av ketalaks på Kolahalvøya. Gjenfangstene av ketalaks var små. I Norge ble det fanget enkelte eksemplarer fra Lofoten og nordover (Bjerknes 1992).

Regnbueaure, *Oncorhynchus gairdneri*

Regnbueaure er en nordamerikansk fiskeart som opprinnelig var utbredt på vestsiden av kontinentet fra fjellområdene i det nordlige Mexico og nordover helt til Alaska og Aleutene. Den er en av verdens mest populære sportsfisker, og i damoppdrett er den uten sammenlikning den viktigste av alle laksefiskene. I løpet av de siste hundre år er den derfor blitt spredt over praktisk talt hele verden. Man kan i dag fiske regnbueaure i størstedelen av Europa, i Asia, Afrika, Australia, New Zealand og Sør-Amerika (Jensen 1984).

Regnbueauren finnes i sitt hjemland både i stasjonære ferskvannsbestander og i vandrende, anadrome bestander. Hovedføden er insekter og krepsdyr, dessuten småfisker som blant andre amerikanske ørekyter (Pethon 1985).

Omkring 1908 foregikk det norsk import av regnbueaureegg fra Danmark, og yngel ble satt ut i mange vann og elver (Pethon 1985).

Det er senere drevet utsetninger av regnbueaure i de fleste kommuner, men bare i Oppdal, Sør-Trøndelag kjenner vi til at det er etablert en fast bestand (Korsen & Gjøvik 1977). Forøvrig blir det fanget gytemoden regnbueaure ved elvemunninger langs store deler av kysten. Vellykket gyting eller ungfisk er ikke påvist foreløpig.

Canadarøye, *Salvelinus namaycush*

Nord-Amerika er hjemstavnsområdet, nærmere bestemt deler av Alaska, mesteparten av Canada og de nordlige deler av USA med De store sjøene (Pethon 1985). Canadarøye ble innført til Frankrike så tidlig som 1886 og til Sveits omkring 1900 (Langeland 1988). Til Finland kom canadarøya i 1955 og til Sverige i 1958 (Jensen 1984).

Canadarøye trives best i store, dype innsjøer, men forekommer i det nordvestre Canada også i grunne sjøer og elver. Den går bare lokalt ut i brakkvann med maksimalt 11-13 promille saltholdighet. Canadarøye foretrekker kaldt vann, vanligvis under 10 °C. Arten er en altetende rovfisk, men enkelte bestander lever bare av planktondyr og blir da sentvoksende. Større hurtigvoksende canadarøye er fiskespisere med lagesild (amerikanske arter) som hovedføde. Yngre individer spiser særlig ferskvannsulker (*Myxocephalus* spp.). Gytingen foregår i september-november både i stim og med en hunn og to hanner. Gyteplassen er

grovsteinet bunn ned til 12 m dyp. Gyting på elv er meget sjeldent. Eggene klekkes neste vår (Pethon 1985).

I de store sjøene i USA - Canada har bestanden av canadarøye gått voldsomt tilbake de siste 25 årene fordi niøyet fra Lake Ontario, via en kanal, greide å passere Niagarafallene, og niøyet er canadarøyas verste fiende. I 1940-44 lå utbyttet av yrkesfisket av canadarøye i Lake Michigan på ca. 2,5 millioner lbs., i 1946 falt det til 1,6 mill. lbs., i 1948 til 540 000 lbs., i 1954 var fisket på bare 100 lbs., og i 1955 ble det tatt bare 34 lbs. På lignende vis gikk det i Lake Huron, og også i Lake Superior har fisket vært i sterk tilbakegang. Millioner av dollar er satsset på å bekjempe niøyet i de store sjøene, og derved bringe fisket etter canadarøye på fote igjen, men man vet ennå ikke om det vil lykkes (Jensen 1984).

I Norge ble det i 1971 satt ut canadarøye i flere innsjøer i Nordli, Nord-Trøndelag der det nå er levedyktige bestander i tre innsjøer, deriblant Kvesjøen. Det er også satt ut canadarøye i Lutvann i Oslo (Langeland 1992).

Bekkerøye, *Salvelinus fontinalis*

Arten er opprinnelig hjemmehørende i det nord-østlige Nord-Amerika, der den lever i bekker og småelver, men i Canada også i dype, brede og store elver og innsjøer. Arten ble første gang innført til Argentina og Europa i 1884 og er nå etablert i flere europeiske land (Pethon 1985).

Bekkerøya foretrekker bekker med klart, kaldt vann. De kan trives i varmt vann, men da må surstoffinnholdet være høgt. Føden er evertrebrater og fisk. I Wisconsin, USA, blir de fleste bekkerøyerne kjønnsmodne når de er ca. 1 år gamle. Om høsten oppsøker bekkerøyerne grusbunn i grunne innsjøer eller strømmende elver. Bare lengst nord i det amerikanske utbredelsesområdet vandrer fiskene ut i havet. Gytevandringen kan foregå både opp- og nedstrøms, og leken varer i 2-3 uker. Hunnen gyter opptil 2000 egg pr. kg kroppsvekt, og disse legges etter at hunnen har gravd ut en gytegrøp. Eggene klekkes følgende vår (Pethon 1985).

I Norge ble den satt ut første gang i 1876 i Oslo-området. Det foregikk mange utsetninger frem mot 1920-årene og i den senere tid fra 1966 til i dag. I de senere år er det funnet levedyktige bestander i en rekke vann i Sør-Norge, blant annet i to vatn i Siravassdraget (Møkkelgjerd & Gunnerød 1985), Øyfjell i Telemark og Modum i Buskerud (Langeland 1992).

7.3 Cyprinidae

Karpe, *Cyprinus carpio*

Arten er opprinnelig hjemmehørende i områdene fra Svartehavet til Mandsjuria i Kina, men den er blitt spredt av mennesker til store deler av verden. Den ble innført til Europa av romerne, og den ble satt ut i Amerika i 1876 (Pethon 1985).

Karpen er en sky bunnfisk som hovedsakelig er aktiv om natten. Den foretrekker grunt, varmt vann med leir- og mudderbunn som har en rik vegetasjon. Fiskene tar bare til seg føde om sommeren, mens de om vinteren ligger nedgravd i bunnslammet i en dvalelignende tilstand. Når vanntemperaturen faller under 8 °C, slutter karpene å spise. Føden er bunndyr som insekter, mark og krepsdyr, dessuten frø, alger og vannplanter. Kjønnsmodningen innter når karpene er 3-4 år gamle. Leken foregår om dagen i mai-juni og varer ca. 4 timer. Vanntemperaturen må være 17-20 °C. Under selve gyteleken får karpen livlige, lyse farger. En stor hunn produserer opptil 700 000 egg. Eggene fester seg til vannplanter og klekkes avhengig av vanntemperaturen etter 3-8 døgn (Pethon 1985).

Opprinnelig ble karper holdt i fiskedammer, særlig i tilknytning til klostrene. I 1850 ble karpe satt ut i Mildevannet i Bergen, og 51 år senere i Nygårdsparkdammen samme sted. I 1897 ble karpe innført til Sjaaens vannbasseng ved Kragerø. Rundt århundreskiftet ble disse tre dammene ifølge Huitfeldt-Kaas (1918) ansett for å være de eneste hvor det levde karpe. Ifølge Jensen (1968) er det tvilsomt om det lenger eksisterer noen bestand her i landet. I 1980 brakte imidlertid tidsskriftet Villmarksliv et foto av en karpe på 6,4 kg fra et vann i Vestfold (Pethon 1985) og senere er det påvist flere tilfeller av vellykket reproduksjon av karpe i en gårdsdam i Råde i Østfold (Borgstrøm et al. 1990). I samme artikkel omtales også en vellykket bestandsetablering i en dam på Jeløya.

Karuss, *Carassius carassius*

Arten finnes i mesteparten av Europa bortsett fra store deler av Atlanterhavskysten og i Alpene, og den er mot øst utbredt til Kina (Pethon 1985).

Karuss finnes på stille vann med rik vegetasjon, og den klarer seg godt i forurenset vann da den tåler lavt oksygeninnhold. Karuss er unik blant virveldyrene når det gjelder å tåle oksygenmangel, og arten har utviklet helt spesielle fysiologiske meka-

nismer for å løse dette problemet (Boleo 1993). Føden er små evertebrater og planter. Gytetiden er lang siden karussen gyter i flere adskilte omganger, og den inntreffer i mai-juli når fisken er blitt kjønnsmoden to år gammel. Leken foregår over grusbunn. Karussene samles i stim, ofte slik at det ser ut som om vannet syder. For gyting krever arten en vanntemperatur på minst 14 °C, den gunstigste temperaturen er 19-20 °C. Eggene er klebrige og fester seg til vannplanter. Ved 15 °C klekkes eggene etter 9-10 døgn. Karussen kan bli minst 40 år gammel (Pethon 1985).

I Norge er all Karuss utsatt og Huitfeldt-Kaas (1918) mener at karuss (sammen med karpe) ble tatt inn i landet av munkene i den katolske tid. Ut fra dette kan man anta at karuss er en av de første fiskearter som ble innført til Norge. Ifølge en spørreundersøkelse blant innlandsfiskeremidlene foretatt i 1980/81 finnes karuss i samtlige landets fylker unntatt Rogaland, Nordland og Finnmark (Eggen & Johnsen 1983).

Gullfisk, *Carassius auratus*

Arten finnes fra Øst-Europa til Kina og det østlige Sibir. *Carassius auratus gibelio* er opprinnelig forekommende i Øst-Europa, mens *Carassius auratus auratus* er innført til Europa, tidligst til Portugal i 1611 (Pethon 1985).

Gullfisken lever i planterike dammer og små vann. Den er meget hardfør, og føden er planter, små krepsdyr og insektlarver. Gullfisken forekommer ofte sammen med karuss, som den ofte blir forvekslet med (Pethon 1985).

Gullfisk har flere ganger vært holdt som damfisk, og vært i stand til å overleve vinteren og formere seg, blant annet ved Arendal og Tjensvold (nær Stavanger 1870). Noen eksemplarer skal også ha overlevd vinteren i dammer rundt Oslo. Ved århundredskiftet fantes arten visstnok i en dam ved Arendal (Huitfeldt-Kaas 1918), og ifølge Pethon (1985) finnes arten trolig nå bare i et vann ved Arendal.

Suter, *Tinca tinca*

Arten finnes i Sør- og Mellom-Europa bortsett fra Hellas, og den er mot øst utbredt til Kaspiahavet og Jenisej (Pethon 1985).

Denne sky fisken forlanger tett bunnvegetasjon i et vann eller i en elv for å trives, og den forekommer ikke i innsjøer med steinbunn. I den østlige delen av Østersjøen finnes suter også i svakt

brakkvann. I elvene står gjerne suter i de nederste delene på steder med mye vegetasjon. Den kan klare seg under dårlige oksygenforhold, er usedvanlig seiglivet og kan overleve et lengre opphold utenfor vannet. Mens suter for det meste holder seg i skjul om dagen, er den aktiv om natten, da den leter etter føde med rolige bevegelser. Om vinteren går den imidlertid i dvale, gjerne godt nedgravd i slam. Føden er først og fremst små muslinger, snegler og insektlarver og plantedeler. Hos suter blir hannene kjønnsmodne når de er 3 år gamle, hunnene 4 år. Leken foregår i tett vegetasjon i flere perioder i juni-juli. En stor hunn produserer opptil 830 000 under 1 mm store egg som klebes til vannplanter og gjenstander på bunnen. Eggene klekkes etter 6-8 døgn (Pethon 1985).

Tidlig på 1800-tallet ble suter innført av nederlandske eller tyske gruvarbeidere til Solbergvannet i Øyestad ved Arendal. Ved århundredskiftet var arten registrert i flere småvann/tjern rundt Kragerø og Arendal. Den er også satt ut i vann i Asker, og i senere tid er den påvist i Helgesjøen i Eidskog og i Utgårdsjøen i Vinger (Pethon 1985). I 1983 ble suter funnet i Norsjø i Telemark (Eggen & Johnsen 1983).

7.4 Andre familier

Ictaluridae

Dvergmalle, *Ictalurus nebulosus*

Arten er hjemmehørende i Sør-Canada og i USA fra Dakota til Arkansas og Florida. Den er utsatt i California og over det meste av Mellom-Europa (Pethon 1985).

Dvergmallen er en nattaktiv bunnfisk. Den holder til på bløt bunn, tåler høy vanntemperatur og klarer seg godt i forurenset vann. På grunn av dens seiglivethet settes den på kontinentet ofte ut i oksygenfattige og forurenset vann. Føden består av mygglarver, vårflyelarver, muslinger, rogn og småfisk. I fellesskap bygger parene et reir som er en flat grop under en overhengende bredd, trerot, stein eller liknende. Leken foregår ved 18-20 °C i juni-juli på grunt vann, og de 500-3500 eggene gytes i klebrige klumper som klekkes etter ca. 8 døgn. Egg og yngel voktes av hannen. 12 døgn etter klekking svømmer yngelen i stim i overflatelagene (Pethon 1985).

Til Norge kom dvergmalle som akvariefisk. Den ble satt ut i Drengsrudvannet i Asker i 1890, og har senere spredt seg til andre vann i vassdraget (Jensen 1968). Den har dannet en tett

bestand i Drengsrudvannet, og den er også utsatt i Sølvdobla i Østmarka ved Oslo (L'Abée-Lund 1992). Det er ikke kjent andre forekomster av dvergmalles i Norge.

Centrarchidae

Lakseabbor

De amerikanske artene largemouth bass, *Micropterus salmoides*, Lacépède og smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, Lacépède ble på slutten av 1800-tallet innført til Norge fra Tyskland under navnet lakseabbor. Begge arter likner abborer av utseende, men blir betydelig større enn denne.

Largemouth bass forekom opprinnelig fra det sørlige Canada og Maine, gjennom Mississippidalen til det nordlige Mexico og nordover i lavlandet langs Atlanterhavskysten til Maryland. Den er senere blitt spredt til nesten hver eneste stat i USA, til Sør-Afrika, Frankrike, Tyskland og andre land.

Smallmouth bass fantes opprinnelig hovedsakelig i nedslagsfeltene til Ontario-sjøen og Ohio-elva, men er nå spredt over store deler av USA og Canada.

Largemouth bass foretrekker forholdsvis varmt, temmelig stillestående vann og er sterkt bundet til vegetasjonsbeltet i sjøer og småvann. I langsomtflytende elver og kanaler holder den seg i bakevjer, ved synketømmer, vindfall osv. Ungene lever mest av små krepsdyr, men går etterhvert over til å ete insekter, større krepsdyr, frosk og fisk. Den vokser raskt, men varierer atskillig fra sted til sted. Vanligste fangststørrelse er 0,5-1,5 kg, men det er blitt tatt eksemplarer på over 10 kg. Gytingen foregår om våren eller forsommeren ved en vanntemperatur på 17-18 °C og vanligvis på en dybde av bare 0,3-1 m. Hannen graver en gytegrav og holder vakt over de befruktete eggene.

Smallmouth bass foretrekker klare, forholdsvis dype, store sjøer med mye stein- og fjellbunn og med sommertemperaturer mellom 16 °C og 26 °C. Den trives også godt i de dype kulpene under fosser i elver med klart vann. Biologisk minner den forøvrig mye om largemouth bass, men veksten er langsommere og maksimalstørrelsen ca. 6 kg.

I Europa har largemouth bass dannet bestander blant annet i det sørøstlige Frankrike, hvor det oppgis at den trives best i klart vann med vår- og sommertemperaturer på mellom 15 °C og 22 °C. I Frankrike er lakseabborer meget populære som sportsfisk,

men det advares mot å la den slippe inn i vassdrag med laksefisker, og det advares mot å la den slippe inn i vann med gjedde og abbor.

I 1887 bevilget Stortinget kr. 400 til innførsel av black bass, og i oktober samme år ble 10 largemouth og 10 smallmouth bass importert fra Tyskland og sluppet i en dam ved Kjekstad i Røyken. I 1889 ble det innført 38 bass, og av 37 overlevende ble 10 fordelt i en dam ved Grønvold Fyrstikkfabrikk ved Etterstad, 20 i Vannsjø og 7 i et tjern ved Holmegil i Aremark. I 1890 ble 13 bass satt ut i Akersvannet ved Tønsberg, i 1894 ble det innført 40 bass som ble anbrakt i en isdam ved Evje i Rygge, og endelig ble en del eksemplarer satt i Øvre Skjørvtjern på Skåtøy i 1895. Samtlige fisker ble importert fra Tyskland, og de var alle i alderen 1,5-3 år. I Grønvolddammen foregikk det gyting i 1890 da fisken var 3 år gammel. Temperaturen i dammen var høyere enn normalt, da vannet her ble brukt som kjølevann for dampmaskinen på fyrstikkfabrikken. Noe særlig vellykket resultat ble det ikke av gytingen - bare en bassyngel ble funnet senere. Fra de andre lokalitetene forsvant lakseabborer igjen, antakelig uten å ha formert seg (Jensen 1984).

7.5 Litteratur

- Amundsen, P.A. & Staldivik, F. 1993. Lagesilda i Pasvikvassdraget - en trussel mot det etablerte næringsfisket? I Innlandsfiske: næringsfiske og utfisking. - DN-notat 1993-2: 41-48.
- Berg, M. 1961. Pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) in Northern Norway in the year 1960. - Acta Borealia. A. Scienta. 17, Tromsø Museum, Norway.
- Berg, M. 1977. Pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum) in Norway. - Inst. Freshw. Res. Dr.holm 56: 12-17.
- Bjerknes, W. 1977. Pukkellaks i Norge. Jakt-Fiske-Friluftsliv 106, 1/2, 12-15, 17.
- Bjerknes, W. 1992. Pukkellaks og ketalaks. I Jonsson, B. & Semb - Johansson, A.B., red. Norges dyr. Fiskene 1. s. 129 - 132.
- Bjerknes, W & Vaag, A.B. 1980. Migration and capture of pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, Walbaum in Finnmark, North Norway. - J. Fish Biol. 16: 291 - 297.
- Boléo, A.B.S. 1993. Karuss - en ekte "fyllefisk" i norsk fauna. - Fauna 46: 138-144.
- Borgstrøm, R., Hjelset, S. & Ravndal, J. 1990. Karpe reproduserer i Norge. - Fauna 43: 2-6.
- Eggan, G. & Johnsen, B.O. 1983. Kartlegging av utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge. - Kommunevis utbredelse. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 84 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandfiskenes utbredelse og inn-

vandring i Norge med et tillegg om krebsen. - Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.

Jensen, K.W. 1968. Sportfiskerens leksikon. - Gyldendal Norsk Forlag A/S, Oslo. 2634 s.

Jensen, K.W. 1984. Sportsfiskerens leksikon. - Kunnskapsforlaget, Oslo. 850 s.

Korsen, I. & Gjøvik, J.A. 1977. Undersøkelser i 10-års verna vassdrag. Årsrapport 1977. Drivavassdraget, Todalsvassdraget. - Rapport fra DVF, Fiskerikonsulenten i Midt-Norge. 114 s.

Langeland, A. 1988. Canadarøye (*Salvelinus namaycush*). Biologi og konsekvenser ved utsetting i Norge. - Rapport fra Fiskeforskningen 1988,2. 44 s.

Langeland, A. 1992. Canadarøye, bekkerøye. - I Jonsson, B. & Semb-Johansson, A.B., red. Norges dyr. Fiskene 1. s. 125-126.

L'Abee-Lund, J.H. 1992. Mallefisker. - I Jonsson, B. & Semb-Johansson, A.B., red. Norges dyr. Fiskene 1. s. 169 - 170.

Pethon, P. 1985. Aschehougs store fiskebok. Alle norske fisker i farger. - H. Aschehoug & Co A/S. 447 s.

Møkkelgjerd, P.I. & Gunnerød, T.B. 1985. Utsetting av bekkerøye i regulerte vassdrag på Sørlandet. Rapport fra kontrollfisket i 1984. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene. Rapport 10. 53 s.

Salo, E.O. 1991. Life history of Chum salmon (*Oncorhynchus keta*). - I Groot, C. & Margolis, L., red. Pacific salmon life histories. University of British Columbia, Vancouver, UBC Press, 564 s.

Soldal, J. & Soldal, O. 1976. Karuss (*Carassius carassius* L.), gullvederbuk (*Leuciscus idus* L.) og aure (*Salmo trutta* L.) i Skårsvatnet. - Hovedoppgave ved Norges Landbrukshøgskole, Institutt for naturforvaltning. 112 s.

8 Invertebrater

Bjørn Åge Tømmerås, NINA med bidrag fra Johan Andersen, Alf Bakke, Arne J. Jensen, Bjørn Ove Johnsen, Frode Ødegaard.

Tilstrekkelig kunnskap for å kunne lage en helhetlig oversikt over introduserte invertebrater mangler. Mangelen på systematiske undersøkelser i tillegg til store mangler i dokumentasjon av hvilke arter av invertebrater som finnes i Norge, gjør at trolig bare sporadiske eksempler på introduksjoner er kjent. Det er bare i særskilte tilfeller at det er mulig å fastslå at et nytt funn av en invertebrat-art faktisk er introdusert til Norge.

8.1 Insekter og edderkoppdyr

8.1.1 Insekter som har fulgt introduserte planter

Gjennom introduksjon av nye treslag har nye insekter også blitt introdusert. Etter som flere av disse artene kan være skadeinsekter for skogbruket, finnes en del data. Det er plantet lerk (*Larix*), arter av edelgran (*Abies*) og douglas (*Pseudotsuga menziesii*) flere steder i Norge. Deler av faunen som lever på disse trærne er introdusert til landet.

På douglasgran

Douglasfrøveps (*Megastigmus spermatrophus*) er en Nord-amerikansk art som etter alt å dømme har fulgt med frøimport. Den overvintrer som ferdig utviklet larve inne i frøene uten at en kan se tydelige merker av dette utenpå frøene. Imago legger egg i konglene tidlig i sesongen, og arten er ett-årig. Den har etablert seg på douglasgran bl.a. i Ås og ved Grimstad. Utbredelsen dekker i dag ellers store deler av Europa.

Også andre arter av frøveps-slekten *Megastigmus* har fulgt sitt vertstre (forskjellige arter av *Abies*) fra Amerika til Europa. Det er ikke undersøkt hvilke arter som har etablert seg her i landet.

Douglaslus (*Gilletteella cooleyi*) ble påvist i Norge i 1959. Den kom til Europa i begynnelsen av dette århundre og finnes nå i flere land. Arten har vertsvexslig med sitkagran, og gallen er også påvist på sitkagran her i landet. Lusa har liten betydning som skadedyr fordi den sjelden dreper trær.

På edelgran

Edelgranlus av slekten *Dreyfusia* (= *Adelges*) både fra Mellom-Europa og fra Asia har etablert seg på *Abies*-arter i Norge. I

noen tilfelle kan de påføre edelgran skade. Det gjelder *D. nordmanniana* (Eckstein) og *A.* (= *Aphrastasia*) *pectinata* (Cholodkovsky). Skadene opptrer mest i hager og parker og i produksjonen av pyntegrønt østafjelds. Noen steder på Vestlandet er edelgran av betydning i produksjon av trevirke.

På lerk

Lerk er plantet mange steder i landet fra Vest-Agder til Troms og Finnmark. Mange insekt arter har funnet veien til plantinger i Norge fra sine naturlige utbredelsessteder i Alpene og Sibir. Hvordan spredningen skjer er i regelen uavklart.

Barveps er utrustet for å finne frem til sitt vertstre over lange avstander. Stor lerkbarveps (*Pristiphors erichsonii* (Hartig)) er blitt et alvorlig skadedyr flere steder. Det finnes rapporter i Statsentomologens årsmelding til Skogdirektøren fra 1907 om store skader på lerkplantninger på Lista. Avnålig av lerk på utposter som Sortland i Vesterålen 1954-56, Kåfjord i Alta 1985 og Lenvik i Troms i 1986 er også kjent. Avnålingen kan føre til at bestand av plantet lerk dør. Dette kan være steder hvor sibirsk lerk er det eneste plantede treslag som vokser av klimatiske årsaker, men hvor insektet gjør sitt til at bestanden går ut.

Andre barvepsarter som er vanlig på lerk, i alle fall i Sør-Norge, er *Pristiphora wesmaeli* (Tischbach) og *Pristiphora laricis* (Hartig). De to artene eter nålene på endeskuddene, mens stor lerkbarveps også eter kortskuddenes nåler.

Lerkebarlus, *Adelges laricis* (Wall), er også vanlig på lerk. Den kan ha vertsveksling med vår vanlige gran.

Lerkesekkemøll, *Coleophora laricella* (Hübner), har også fulgt med lerka og finnes mange steder i Sør-Norge.

Planting av gran i områder av landet hvor gran naturlig mangler fører til forskyvninger av faunaen innen Norge. Insekter blir introdusert i "kjølvannet" av slik utplantinger. I granplantninger på Vestlandet og i Troms er det flere av de insektene som er knyttet til gran påvist. Det gjelder oftest små arter som lett føres med vinden, men også noen arter som er fraktet med forskjellige varer (Nilssen 1984). Granbarkbillen er f.eks. nå påvist i Troms, i Rogaland og i Møre og Romsdal.

Rødhyll er en busk som har blitt naturalisert etter å ha vært innført til hager o.l. Glansbillen (*Heterhelus scutellaris*) er knyttet til denne busken. Billen og spredningen av den nordover Europa har vært fulgt nøye, og den kom til Norge i 1979 (Ottesen & Kvamme 1985, Semb-Johansson 1988). I dette tilfelle anses spredningen å være naturlig.

8.1.2 Andre introduksjoner

Det er ingen tvil om at en god del insekter har utvidet sitt utbredelsesområde i senere tid. Det er imidlertid ofte vanskelig å fastslå om dette skyldes spredning med mennesket eller om det er et resultat av spontan spredning til nye habitater som f. eks. kan være introduserte planter.

Svært mange insekter har mange muligheter til å spre seg ved hjelp av ulike samferdselsaktiviteter. Mange arter har også et eget stort spredningspotensiale. Dette betyr at mangel på habitat og klimatiske faktorer ofte er begrensende for om en insektart vil etablere seg i naturen. Endringer i arealbruk og/eller andre måter å etablere menneskeskapte habitater gir generelt økte muligheter for etablering.

Vi har derfor valgt å sette opp en oversikt (tabell 8.1) over billearter som så godt som utelukkende er knyttet til søppel/komposthauger. Disse artene er trolig utilsiktet introdusert til Norge og etablering har kunnet foregå på grunn av tilgang på menneskeskapte habitater (Ødegaard & Tømmerås upubl.)

Tabell 8.1. Fremmede biller knyttet til søppel/komposthauger. - Alien beetles connected to garbage/compost.

Art Species	Opphav Origin	Til Norge To Norway
<i>Perigona nigriceps</i>	Sør-Asia	1961
<i>Cryptoleurum subtile</i>	Øst-Asia	1953
<i>Acrotichis insularis</i>	Amerika?	1965
<i>Baeocrara japonica</i>	Asia	1989
<i>Gabronthus thermarum</i>	Sør-Europa	før 1960
<i>Philonthus rectangulus</i>	Øst-Asia	1951
<i>Philonthus parvus</i>	Asia	1964
<i>Phyllodrepa puberula</i>	Sør-Europa	ca.1935
<i>Omalium rugatum</i>	Sør-Europa	1930
<i>Lithocharis nigriceps</i>	Asia	1950
<i>Acrotona parens</i>	Sør-Europa	1991
<i>Falagrioma concinna</i>	Sør-Europa	ca.1990
<i>Thecturota marchii</i>	Sør-Europa	1945
<i>Oligota parva</i>	Sør-Amerika	1932
<i>Carcinops pumilo</i>	Sør-Europa	før 1960
<i>Carpophilus marginellus</i>	Sørøst-Asia	1960
<i>Atomaria lewisi</i>	Asia	ca. 1940
<i>Sericoderes lateralis</i>	Sør-Europa	før 1960
<i>Alphitophagus bifasciatus</i>	Sør-Europa	ca.1990

Andre eksempler på utfordringene med å kartlegge introduserte arter har vi i en billefamilie (Coleoptera), carabidene. Flertallet av artene som en vet har utvidet sitt utbredelsesareal i dette århundre er arter knyttet til kulturlandskapet (åker, eng, sandtak, brakkmarker osv.). Dette betyr ikke nødvendigvis at de er spredd direkte av mennesket. Heller er det øket tilgjengelighet av habitater som er forklaringen på ekspansjonene (Andersen 1987). Artene er nesten uten unntak langvingete og gode flygere. Et unntak er *Pterostichus melanarius*. Denne utpreget syntrope (dvs. avhengig eller begunstiget av menneskeskapt habitat) løpebillearten var ikke kjent fra Trøndelag på B. Lysholms tid (1861-1939). Hans undersøkelser på kulturmarker rundt Trondheim har helt åpenbart vært grundige. Siden 1950 må arten betegnes som vanlig, og ut fra dette holdes forekomsten i Trøndelag for å være av ny dato. Selv om langvingete eksemplarer forekommer, er hovedmengden av individene i Skandinavia kortvingete og uten evne til å fly. Langtransport luftveien er derfor lite sannsynlig; det mest sannsynlige blir spredning med mennesket.

Carabus monilis. Denne løpebillen har en helt isolert, nordlig utpost i Østfold, der den er vanlig innen et begrenset område. Arten har vært antatt å være anthropochort spredd (dvs spredd av menneskelig aktivitet) (Lindroth 1945), men dette anslås som usikkert av Andersen & Hanssen (1992).

Carabus auratus er funnet i et enkelt eksemplar ved Oslo. Åpenbart introdusert, men arten har kanskje ikke etablert seg.

Harpalus rubripes er funnet helt isolert ved Bodø. Åpenbart introdusert, men usikker etablering (Andersen & Hanssen 1992).

Staphyliniden *Philonthus rectangulus* har spredd seg eksplosjonsartet i Europa. Den stammer fra Øst-Asia. Selv om arten er en god flyger, er det trolig at arten kan ha fått spredningshjelp av mennesket.

En rekke trelevende biller og andre insekter spres med tømmer ved hjelp av mennesket. Nilssen (1978) sannsynliggjør slik transport for noen granlevende arter som har etablert seg i Troms, særlig *Dryocoetes hectographus*. Forekomsten av trelevende arter utenom deres vertstrærs utbredelsesområde bør vurderes nøye; disse funn stammer sannsynligvis fra innført tømmer. I en svensk undersøkelse av import av masseved fra Frankrike og Spania, ble det funnet 37 arter som ikke var registrert i Sverige tidligere (Gillerfors 1988). Det finnes ingen undersøkelser (!) på om noen av artene etablerte seg i Sverige. Disse to artene kan i Norge være spredd via tømmer:

(i) *Serropalpus barbatus*. Arten er funnet i Tromsø, ellers bare på Østlandet. Den er bundet til bartrær og helst gran.

(ii) *Monochamus galloprovincialis* er funnet i Norge bl.a. i Tromsø og Vadsø. I Bilý & Mehl (1989) oppgis artens utbredelse i Norge til ytre Troms (TRy) og nordlige Finnmark (Fn). Det er interessant at arten finnes i områder der dens vertstre, furu, enten mangler totalt eller bare finnes i små, kummerlige bestander. Arten er i 1994 også funnet på Hvaler i Østfold.

Det ser ut til at forekomst av insekter som er potensielle skadeinsekter, følges mer nøye. Coloradobillen (*Cleptinotarsa decemlineata*) er et fryktet skadeinsekt innenfor landbruket. Billen har flere ganger vært med importert frukt og grønnsaker, men har ikke etablert seg i Norge. Imidlertid vil mer varmekjære arter som kommer til landet via samferdsel kunne etablere seg i f. eks. veksthus og boliger. Flere arter av slike insekter har etablert seg i Norge under oppvarmede forhold og er ofte fryktet som skadedyr (Semb-Johansson 1988). Til disse hører bl.a. flere arter av tyvbiller, brunsvart melbille (*Tribolium destructor*) fra Øst-Afrika, sagtannet nøttebille (*Oryzaephilus surinamensis*), brunbeltet kakerlakk (*Supella longipalpa*) og faraomaur (*Monomorium pharaonus*). Fra New Zealand ble snutebiller av slekten *Eoruphium* ført til England hvor de har spredd seg hurtig. Trolig har dette vært kilden for spredning til Norge. Disse snutebillene lever i treverk.

Museumbillen (*Anthrenus museosum*) har i lang tid levd i museumssamlinger i Norge. Den er også funnet utendørs og er vanlig på enkelte områder på Østlandet. Teppebillen *A. scrophulariae* er også funnet utendørs (F. Ødegaard pers. med.). Det er trolig at begge disse artene er introdusert og først etablert seg innendørs. Derfra har de spredd seg ut til naturlige forhold hvor de har utviklet mer eller mindre stabile populasjoner.

Andre insekter

Blant Lepidoptera-arter er ingen storsommerfugler funnet introdusert og varig etablert i Norge, mens 7 småsommerfuglarter (mikros) er antatt å være introdusert til Norge (Gustafsson 1987). Status og utbredelse pr. i dag er ikke kjent for disse artene: *Tinea translucens*, *Sitotroga cerealella*, *Paralipsa gularis*, *Ectomyelois ceratoniae*, *Cadra calidella*, *C. figuliella* og *Caloptilia azaleella*.

Gulrotsuger (*Trioza apicalis*) ble første registrert i Norge 1921, i Asker kommune. Arten er nå utbredt over hele Østlandet, deler av Vestlandet, samt i Trøndelagsfylkene. I Danmark ble arten

første gang registrert i 1896. Gulrotsuger fremkaller meget iøyenfallende symptomer på plantene (krusesyke) slik at fenomenet ville blitt omtalt tidligere hvis arten hadde eksistert lenge i landet. Om arten har kommet til landet ved egen migrasjon eller som resultat av menneskelig hjelp er uklart.

Dyrket gulrot er den helt dominerende vertplante, men gulrotsuger er også funnet som imago på ville skjermplanter, bl.a. hundekjeks. Hvorvidt arten reproducerer på disse plantene er mer tvilsomt ifølge resultater fra burforsøk. Gulrotsuger overvintrer som imago på bartrær (gran) og er således en del av vinterfaunaen her.

Amerikansk blomstertrips (*Frankliniella occidentalis*) ble introdusert med import av veksthusplanter på 1980-tallet. Den kom trolig til Europa rundt 1980-81. Selv om det har vært satt inn store ressurser på å bekjempe denne tripsarten, har det ennå ikke lyktes å utrydde den. Amerikansk blomstertrips er primært et veksthuskadedyr.

Midd

Rovmidden *Amblyseius aurescens* er funnet i et område i Sogn. Dens begrensede geografiske utbredelse tyder på at arten har kommet inn med importert frukttremateriale.

Varroamidd (*Varroa jacobsoni*) har blitt spredd i forbindelse med birøkt. Midden parasiterer larver, særlig droneengel, og fører ofte til at hele bisamfunn dør ut. Midden har hatt sitt tyngdepunkt i sørlige deler av Europa, men har vært på spredning. Midden ble første gang oppdaget i Norge i mars 1993 i Bærum. Nye undersøkelser viste at midden var godt etablert i Oslo og Bærum. Det ble antatt at midden ble introdusert til Norge 2-3 år tidligere etter spredning og etablering å dømme. Det er ikke klarlagt om innføring skjedde via importerte bier fra andre steder i Europa eller om en bisverm med midden hadde blitt med annet transportert materiale.

Ut fra biologien til denne middarten vil den nå trolig fortsette å spre seg i Norge, men naturlig spredning går sakte. Bier fra Bærumsområdet har trolig også vært kilde til introduksjon av varroamidden til Hamar, Larvik og til og med til Trøndelag der den også er påvist i 1994.

Under en lovlig import av bier fra England til Bergen på 1980-tallet, ble en annen fremmed middart (*Acrapis woodi*) brakt til Norge. Denne arten som også parasiterer bier, ble oppdaget

under karantenetiden, og arten fikk ikke etablert seg i Norge.

En annen midd, husflåtten *Rhipicephalus sanguineus*, som kommer fra Afrika, har flere ganger kommet til Norge med hunder. Denne arten har trolig heller ikke kommet seg lenger enn til karantenestasjoner og har dermed ikke etablert seg i Norge.

8.2 Snegler

Det ser ut til at terrestriske snegler særlig lett blir spredd med mennesket og etablerer seg i nye områder. Mange av de opprinnelig europeiske nakensnegleartene er f.eks spredd til Nord-Amerika og har generelt etablert seg lett der.

Den røde skogsneglen (*Arion rufus*) ble allerede i 1853 registrert i Bergen. Den hadde da trolig kommet med hagevekster fra Holland eller Tyskland. Fra Bergen og eventuelt andre importsteder har den spredd seg til omtrent hele landet (Semb-Johansson 1988).

Arion lusitanicus (Iberiasnegl) som har sitt opprinnelsessted i Sør-Frankrike, Spania og Portugal har i de siste 40 årene blitt spredd til nesten hele Europa. Den ble første gang oppdaget i Norge i 1988 i Telemark og Møre og Romsdal. Den ser ut til å etablere seg særlig lett i kystnære områder og spres fortsatt. Arten lever i hovedsak av friskt plantemateriale. Lokalt kan populasjonen bli så stor at skade påføres kulturvekster.

Helix pomatia. Denne kommersielt viktige arten er innført til Asker og Hvaler; den synes å ha etablert seg der (Semb-Johansson 1988).

Limax maximus. Bare tatt på Norges vestkyst, iallefall tidligere bare i tettbebyggelse. Åpenbart mye spredd anthropochort. Hvorvidt den opprinnelig er introdusert til vårt land er usikkert.

Arion fasciatus. Artens utbredelse er ufullstendig kjent, men den synes å være vestlig. Funnet nordligst i Tromsø. Har i den nordligste delen av sitt utbredelsesområde et klart synantrop preg (Kerney & Cameron 1979, Andersen 1982) og er sannsynligvis spredd anthropochort.

Arion distinctus. En vestlig art som nordligst er tatt i Tromsø (Andersen 1982, 1984). Arten er vanlig i hager og på brakkmarker, i tettbygde områder. Uten tvil anthropochort spredd.

Deroceras reticulatum er vidt utbredd, men i den nordligste del av sitt utbredelsesområde er den klart synantrop (Kerney &

Cameron 1979, Andersen 1982) og samtidig trolig delvis spredd med mennesket.

Trichia hispida. Situasjonen for denne arten er svært lik den for *Arion distinctus*.

Sneglearter sprer seg ofte fra veksthus og ut til nærmeste omgivelser. Det finnes ingen kjent sammenfatning om etablerings-suksess og reproduksjon i naturen. Det er videre kjent at flere sneglearter, særlig nakensnegl, nylig har etablert seg på friland i Sverige. Åpenbart er disse introdusert med mennesket. Det er sannsynlig at disse før eller senere også vil etablere seg i Norge.

8.3 Andre invertebrater

Ferskvannskreps, *Astacus astacus*

Om ferskvannskrepsen skriver Huitfeldt-Kaas (1918): "Hvis krebsen nogetsteds har naad ind i norske vassdrag uten menneskets hjelp, maa dette efter min mening sandsynligvis være skedd til Store Le, som har avløp til den svenske Valboaa, som falder i Väneren.....Imidlertid anser jeg det aldeles ikke for udelukket, at al forekomst av krebs i vort land helt og holdent kan skyldes overførelse ved menneskets hjelp, isaafald forutsætter jeg, at krebsen i de forannævnte paa eller i nærheten av den svenske grænse liggende vand med avløp til svenske vassdrag stammer fra svenske krebseindplantninger".

Lund (1969) regner det som sannsynlig at ferskvannskrepsen vandret inn fra Sverige, mens Elgmork & Jensen (1984) mener at krepsen antakelig er innført i Skandinavia ved menneskers hjelp allerede av pilegrimer i middelalderen. Steffenburg (1872) diskuterer krepsens opprinnelse i Sverige og holder det ikke for usannsynlig at den er innført utenfra. Westman et al. (1989) regner imidlertid ferskvannskrepsen som naturlig forekommende både i Sverige og Norge og i de fleste andre land i Europa. Ifølge Fürst (1989) er ferskvannskrepsen en av fire krepsearter som er endemiske for Europa.

Ferskvannskrepsen er uten sammenlikning det største krepseyr i ferskvann i Norge. Den kan bli opptil 15 cm lang. Krepsen finnes på grunne partier i elver, bekker og vann og langs strendene i større innsjøer. Den foretrekker fast botn, ofte med mye stein der den lett kan finne skjulesteder. Det må være god tilgang på oksygen i vannet. Krepsen er stort sett en alteter, men tar fortrinnsvis vegetabilisk føde. Forplantningstiden for krepsen er om høsten, og eggene klebes etter befruktningen til undersiden av hunnens bak-

kropp. Her blir eggene sittende gjennom hele den etterfølgende vinter og vår og klekkes ikke før neste forsommer i juni - juli. Ungene som kommer ut av eggene likner svært det voksne individ, og det er ikke noe frittlevende larvestadium i motsetning til hos slektingene i sjøen. De små krepseungene vokser langsomt, ca. en centimeter i året og blir forplantningsdyktige omtrent sju år gamle (Elgmork & Jensen 1984).

Krepsens utbredelse i Norge er omtalt av Huitfeldt-Kaas (1918) og Lund (1969). I 1979 gjennomførte "Krepseutvalget" en spørreundersøkelse blant landets kommuner og i utvalgets innstilling er presentert et utbredelseskart som gir status pr. 1979 (Anonymous 1981). Spørreundersøkelsen viste at det finnes kreps i 87 av landets kommuner. Fra å ha en liten utbredelse i de sentrale deler av Østlandet tidlig i dette århundre, er krepsen spredd over store deler av Østlandet og Sør-Trøndelag, og i årene etter 1968 er den spredd til 3 nye fylker: Telemark, Rogaland og Møre og Romsdal (Anonymous 1981).

Krepseutvalgets spørreundersøkelse antyder et årlig fangstkvantum på ca. 31 tonn kreps i Norge (Anonymous 1981). Buskerud fylke toppet statistikken med ca. 11 tonn pr. år, men Akershus, Østfold og Hedmark har også store fangster. En undersøkelse i Steinsfjorden i 1979 (Qvenild & Skurdal 1980) viste at det i den ca. 13 km² store sjøen ble fisket ca. 5900 kg kreps.

Krepsepest (se kap. 10) fører til nær total utryddelse av ferskvannskreps.

Mysis relicta

Mysis relicta er en krepseart som finnes naturlig i innsjøer i lavlandet i Sør-Norge. Selv om den ikke er introdusert som ny art til Norge, nevner vi arten på grunn av innførte populasjoner og mange introduksjoner i innsjøer hvor flere har medført store økologiske konsekvenser. Med motivasjon å øke næringstilgangen for fisk i regulerte innsjøer ble arten satt ut i flere innsjøer i Midt-Norge. Fra 1969-1974 ble arten innført fra Sverige (Stora Blåsjön) til en rekke sjøer i Midt-Norge (Limingen, Tunn-sjøen, Namsvatn, Vektern, Bangsjøene, Selbusjøen, Stugusjøen og Gjevilvatnet mens individer til Benna ble hentet fra Østlandet (Gunnerød 1977). *Mysis* etablerte seg i innsjøene og har påført økosystemene store endringer, og i ettertid er introduksjonene generelt betraktet som svært uheldige. Via kraftutbygging har vann blitt overført til nye vassdrag. Slik har *Mysis* blitt overført fra Bangsjøene til Snåsavatnet og videre til Fossemvatnet og Reinsvatnet. Fra Selbusjøen har *mysis* kommet til Jonsvatnet.

8.4 Litteratur

- Andersen, J. 1982. New data on the terrestrial gastropods of northern Nordland, and Troms counties, N. Norway. - Fauna norv. Ser. A 3: 37-40.
- Andersen, J. 1984. Species composition, abundance, habitat requirements and regional distribution of terrestrial gastropods in Arctic Norway. - Polar Biol. 3: 45-53.
- Andersen, J. 1987. Qualitative changes in the Norwegian carabid fauna during the present century - Acta Phytopath. Entom. Hung. 22: 35-44.
- Andersen, J. & Hanssen, O. 1992. Løpebiller med isolert forekomst i Norge. - Insektnytt 2: 5-16.
- Anonymous 1981. Krepser og krepsing i Norge. - Rapport fra utvalg oppnevnt av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, 41 s.
- Bily, S. Mehl, O. 1989. Longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Ent. Scand. 22: 1-203.
- Elgmork, K. & Jensen, K.W. 1984. Ferskvannskrepser. - I Jensen, K. W., red. Sportsfiskerens leksikon. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo. s. 129-130.
- Fürst, M. 1989. Methods of stocking and management of freshwater crayfish. - I Skurdal, J., Westman, K. & Bergan, P.I., red. Crayfish culture in Europe. Report from the workshop on crayfish culture, 16-19 Nov. 1987, Trondheim, Norway.
- Gillerfors, G. 1988. Skalbaggas införda till Sverige med importerad massaved. - Ent. Tidskr. 109: 42-45.
- Gunnerød, T.B. 1977. Utsetting *Mysis relicta* i Selbusjøen og Stugusjøen i Neavassdraget og i Gjevilvatnet (Driva) i Oppdal. - DVF Rapport 1-1977. 21 s.
- Gustafsson, B. 1987. Catalogus Lepidopterorum Sueciae. - Naturhistoriska riksmuseet. Entomologiska föreningen i Stockholm.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandfiskenes utbredelse og innvandring i Norge med et tillegg om krepsen. - Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.
- Kerney, M. P. & Cameron R. A. D. 1979. A field guide to the land snails of Britain and North-West Europe. - Collins, London.
- Lindroth, C.H. 1945. Die fennoskandischen Carabidae. I, II. Göteborgs K. Vetensk.-o. Vitterh Samh. Handl. Ser.B 4,1: 1-709, 4,2: 1-207,
- Lund, H.M. 1969. Krepser i Norge, dens miljøkrav og økonomiske verdi. - Fauna 22: 177-188.
- Nilssen, A.C. 1984. Long-range aerial dispersal of bark beetles and bark weevils (Coleoptera, Scolytidae and Curculionidae) in northern Finland. - Ann. Ent. Fenn. 50: 37-42
- Ottesen, P. & Kvamme, T. 1985. The geographical range extension of *Heterhelus scutellaris* (Heer,1841) (Coleoptera, Nitidulidae) and its host plant *Sambucus racemosa* (L.) (Caprifoliaceae) in Scandinavia. - Fauna norv. Ser. B 32: 83-88
- Qvenild, T. & Skurdal, J. 1980. Krepsefisket i Steinsfjorden og Tyrifjorden 1979. - Rapport fra Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Fiskerikonsulenten i Øst-Norge 1980. 28 s.
- Semb-Johansson, A. 1988. Endringer i dyrelivet i vår tid. - Fauna 41: 73-90, 109-132.
- Steffenburg, A. 1972. Bidrag til kännedom om flodkräftans naturalhistoria. - Information från Sötvattenslaboratoriet. Drottningholm 1972,14: 1-23.
- Westman, K., Pursiainen, T., Järvenpää, T. & Westman, P. 1989. The situation of crayfish stocks and crayfish culture in Europe. - I Skurdal, J., Westman, K. & Bergan, P.I., red. Crayfish culture in Europe. Report from the workshop on crayfish culture, 16-19 Nov. 1987, Trondheim, Norway. s. 175-192.

9 Marine organismer

Bjørn Åge Tømmerås, NINA

9.1 Kjente eksempler

Introduserte marine organismer stammer fra bevisste utsettinger i produksjonsøyemed og utilsiktet bl.a. via skipsfarten og spredning fra introduserte arter i naboland. Det kan se ut som omfanget av introduksjoner via skipsfarten er noe mindre så langt nord som Norge enn vanlig ellers i internasjonale havner. Imidlertid har undersøkelsene av opprinnelig flora og fauna vært ufullstendige slik at nye arter som blir funnet ikke nødvendigvis er introduserte. Arter som har hatt eller har åpenbare økologiske effekter er lettere å påvise.

I Oslofjorden er det påvist hvilesporer av en potensielt giftig flagellat, *Gonyalux* (= *Alexandrium*) *tamarensis* (taksonomien er usikker her). Den er antatt å være introdusert via skipsfart (Granéli 1987). Status pr. dato er ikke kjent.

Flere arter kiselalger er også påvist bl.a. i Oslofjordområdet. Algen *Coscinodiscus wailesii* ble rapportert første gang i Norge i 1979. Arten produserer mye slim som kan skape problemer for garnfiske og er nå vanlig i Oslofjorden. Dette gjør at sannsynligheten er stor for at arten er introdusert, trolig via import av østers. Import av østers er også antatt å være introduksjonsveg for andre kiselalger som *Thalassiosira tealata* og *T. punctigera*. Den sistnevnte er også vanlig i Skagerrak og Oslofjorden.

Asiatisk teppeskjell (*Ruditapes philippinarum*) ble i 1987 innført fra Skottland i forsøk på norsk teppeskjelloppdrett. I 1989 ble det gitt flere konsesjoner til prøveutsettinger i strandsonen. På flere lokaliteter har skjell gravet seg "ut i det fri". På bakgrunn av kunnskap om teppeskjellenes reproduksjonssuksess i British Columbia, Canada, kan vi ikke se bort fra at arten vil etablere seg fritt i norske farvann (Mortensen 1993).

Stillehavsøstersen (*Crassostrea* spp.) er også innført til landet for å utnyttes i oppdrettsøyemed. Det er antatt at faren for etablering og spredning til naturlige forhold er små. Japansk drivtang (*Sargassum muticum*) har fulgt med denne østersen til Europa og har spredd seg til store deler av Sør-Norge (Rueness & Steen 1991). Hvilke økologiske konsekvenser dette vil medføre er ikke kjent.

Chatka, den store trollkrabben (*Paralithodes kamchatika*) er av russerne overført fra Stillehavet til Barentshavet hvor det ser ut

som den har etablert en bestand. Spredningspotensialet er ukjent.

Det er antatt at skipstrafikk medførte at kinesisk ullhåndskrabbe (*Eriocheir sinensis*) ble fraktet fra Kina til Tyskland i begynnelsen av dette århundre. I Danmark ble den funnet i 1927. Arten har på 1930-tallet spredd seg både til Finland og Sverige og passerte grensen til Norge på Sveriges vestkyst på 1970-tallet (funnet første gang i Norge på Hvaler i 1976). Arten skader elvebanker ved å grave hulrom i tidevannsonen og kan medføre betydelig skade på fiskeproduksjon (Semb-Johansson 1988).

Australsk rur (*Elminius modestus*) er også ført til skandinaviske farvann ved skipstrafikk i tida omkring 1940. Arten er etablert og under spredning bl.a. nordover mot Norge. Foreløpig har den trolig ikke passert Skagerrak fra Danmark. Arten er vist å utkonkurrere en annen rurart (*Balanus balanoides*) som er en vanlig art langs norskekysten. Den introduserte arten er også en skadedyr for østersnæring.

Vandresneglen *Potamopyrgus jenkinsi* som opprinnelig trolig kom fra New Zealand, har kanskje via England etablert seg i brakk- og ferskvann (påvist første gang i 1954) langs kysten fra Østfold til Stavanger (Semb-Johansson 1988).

9.2 Litteratur

- Granéli, G. 1987. Dinoflagellatblomninger; forekomst, orsaker och konsekvenser i marin miljø. En kunnskapsöversikt. - Rapport 3293, Naturvårdsverket, Sverige.
- Mortensen, S. 1993. Om flyttinger og introduksjoner av dyr. 2. Skjell, - suksess- og fiaskotilfeller. - Naturen 4: 156-162.
- Rueness, J. & Steen, H. 1991. Undersøkelser i forbindelse med spredning av den japanske tangarten *Sargassum muticum* i Norge. - Rapport til DN. 18 s.
- Semb-Johansson, A. 1988. Endringer i dyrelivet i vår tid. - Fauna 41: 73-90.

10 Patogener

10.1 Introduserte skadegjørere på planter

Leif Sundheim, Halvor B. Gjærum og Trygve Rygg,
Statens plantevern

Noen av våre kulturplanter er kultursorter av viltvoksende arter. Våre engvekster er eksempel på slike, og de angripes av de samme sopper og skadedyr som ville arter. Noen importerte arter har nærstående slektinger i Norge. Vi dyrker mange arter og underarter av kålvekster. Slektinger av disse i korsblomstfamilien kan stort sett angripes av de samme skadeorganismene som kulturplantene. Enkelte av kulturplantene er mer eksotiske som for eksempel agurk, potet og tomat. De har få eller ingen beslektede arter i vår flora.

Skadegjørere på kulturplanter

Det finnes lite opplysninger om skadegjørere på planter fra tiden før århundreskiftet. De mest vanlige skadedyr og plantesykdommer er beskrevet i lærebøker og tidsskrift for jord- og hagebruket i Norge. Men først da statsentomologen og statsmykologen kom i gang med mer systematiske undersøkelser, kan vi si at vi fikk et brukbart bilde av situasjonen.

Planteparasittære organismer er ofte sterkt spesialiserte med hensyn til vertplanter. De fleste vil bare kunne gå over til nærbeslektede arter, som regel innen samme planteslekt, i noen tilfeller til vertplanter innen samme familie. Parasittære organismer som følger med importerte planter vil derfor ha liten mulighet for å spre og etablere seg ute i naturen på grunn av manglende vertplanter.

For mange sopper er vindspredning av sporer den viktigste spredningsveien.

Når de parasittære organismene kom til Norge er ofte uråd å si, men vi vet når de første gang ble påvist eller ble nevnt i litteraturen.

I listen over introduserte bakterier og sopper er det bare pærebrann og klumprot som har muligheter for å spre seg ute i naturen, klumprot dog bare i dyrket mark.

Virussykdommer på planter

Med få unntak er plantepatogene virus RNA-virus med en proteinkappe. Blomkålmosaikk-virus er et eksempel på et plantevirus med DNA og proteinkappe. Viroider er nakne nukleinsyrer. Krysantemumstunt viroid er kjent fra Norge.

"Tomato spotted wilt virus" er et eksempel på et nylig introdusert virus. I årene 1992-94 ble viruset funnet i mange partier av importerte Dahlia-knoller. Alle partier med viruset ble avvist, men en må regne med at noen infiserte knoller kan ha blitt satt i jorda. Viruset overføres med visse trips-arter, og det har vidt vertplanteregister. Viruset er kjent fra planter i Solanaceae, Asteraceae, Fabaceae og bl.a. en rekke pryddplanter. Det gjør mest skade i tomat, potet, erter, bønner og pryddplanter.

Bakteriesykdommer på planter

Bakterier er prokaryote, encella organismer. Ingen plantepatogene bakterier danner endosporer, og de har liten evne til å overleve som saprofytter. De overvintrer i infiserte planterester, frø, knopper og annet plantemateriale.

I Norge gjør bakterier mest skade i potet og grønnsaker på lager. Visse pryddplanter og frukt kan også være utsatt for angrep av plantepatogene bakterier.

Forskning på plantepatogene bakterier er av relativt ny dato i Norge. Vi vet derfor ikke med sikkerhet hva som kan være introdusert i nyere tid.

Pærebrann (*Erwinia amylovora*) er et eksempel på en bakteriesykdom som har blitt spredt dramatisk i Europa siden den kom til England i 1957. Bakterien som framkaller pærebrann ble funnet i Danmark i 1968 og ble i løpet av et par tiår utbredt til de fleste land i Europa. I Norge ble det første angrepet funnet på bulkemispel i Randaberg kommune, Rogaland i 1986.

Mange arter i rosefamilien er mottakelige for pærebrann. Pære er mest utsatt av frukttrærne, men det kan også bli sterke angrep på eple. Bakterien angriper i blomsten og unge sukkulente blad og skudd. Barken drepes og blir svartfarget. Mindre busker kan dø i løpet av noen uker, mens større trær kan overleve måneder eller år.

I 1986 ble det satt i gang tiltak for å utrydde pærebrannbakterien. Fra 1989 er det gjennomført en kampanje for å ut-

rydde all bulke- og pilemispel i smittesonen. Med det har en unngått videre spredning av denne bakterien. Sjukdommen har blitt begrenset til Stavanger og noen nabokommuner. I 1992 og 1993 var det bare et par enkelttilfeller hvert år. Dermed har Norge, som det eneste land i Europa, greidd å holde pærebrannepidemien i sjakk.

Med EØS-medlemskap gjelder EU's direktiver for plantehelse i Norge. Det er slutt på kontroll ved landegrensene og handelshindringer skal vekk. Planter kontrolleres på produksjonsstedet, og plantepartier for eksport utstyres med en attest. Det er imidlertid fortsatt mulig å reservere seg mot visse farlige skadegjørere ved å be om status som "Beskytta sone". Gjennom forhandlinger med EU-kommisjonen har Norge fått status som beskytta sone for pærebrann. Det betyr at mottakelige planter må garanteres smittefrie ved import til Norge.

Tiltaket mot pærebrann i åra framover er fortsatt overvåking av mottakelige planter i kommunene der angrep tidligere er påvist. Rask fjerning og destruering av angrepne planter har vist seg å være en effektiv metode i kampen mot pærebrann. I hele Rogaland fylke er bulke- og pilemispel fjerna i en 500 m sone omkring frukthager og planteskoler.

Gras-visnesjuka er framkalt av *Xanthomonas campestris*. Bakterien ble første gang beskrevet i 1975 i Sveits, og den ble funnet i Norge i 1978. Den mest sannsynlige smitteveien er infisert frø. Bakterien angriper timotei, raigras, hundegras og noen andre grasarter. Den er nå utbredt over hele landet, og en må regne med at den også finnes i naturlig grasvegetasjon. Moderne slaghøster for silo er en effektiv smittespreder for gras-visnesjuka. Det er klare sortsforskjeller i mottakelighet. Det viktigste tiltaket mot sjukdommen er kontroll av frøavlsfeltene. Ved å produsere smittefritt såfrø kan en hindre spredning av bakterien til nye områder.

Ringråte på potet framkalt av *Clavibacter michiganensis* subsp. *sepedonicus*, ble første gang påvist i Norge i 1964. Symptomene var imidlertid kjent av dyrkerne, og det er grunn til å anta at ringråte ikke er noen helt ny sjukdom. Ringråtebakterien følger settepotetene og lager en råte som starter i vekstsesongen og utvikler seg videre i potetene på lageret. Produksjon av smittefrie settepoteter, vekstskifte og hygiene på lageret er de viktigste tiltakene mot ringråte i potet.

Bakteriemargråte på tomat, *Pseudomonas corrugata*, ble beskrevet i England i 1973 og funnet i Rogaland i 1987. Skadene har ikke vært sælig store, selv om sjukdommen er ganske årviss.

Soppsjukdommer på planter

De fleste plantesjukdommer er framkalt av sopper. Dette er en stor og temmelig heterogen gruppe av eukaryote organismer. Planteparasittære arter utgjør bare noen få tusen av de over hundre tusen sopparter som er beskrevet. Biotrofe arter lever bare som parasitter, mens nekrotrofe sopper kan overleve som saprophytter på dødt plantemateriale.

Sopper har mange ulike spredningsveier. Mjøldegg, rust, sot og mange andre bladparasitter produserer store mengder sporer som er godt tilpasset vindspredning. Hvert år kommer det innover kornåkrene på Østlandet et nedfall av mjøldegg- og rustsporer som er vindtransportert fra kornåkre i Sør-Sverige, Danmark og andre land på kontinentet.

Mange parasittsopper på bladverk, stengel og andre overjordiske plantedeler danner sporer som frigjøres i en vannfilm på planteoverflatene. Sporene spres med vannsprut i regnver. Andre sopper produserer sporer med flageller som er tilpasset spredning gjennom vann i jord og andre dyrkingsmedier.

Vertplanteregisteret til sopper er temmelig varierende. Biotrofe parasitter er spesialisert til få vertplantearter. Enkelte nekrotrofe arter har mange vertplanter.

Klumprot, framkalt av den biotrofe soppen *Plasmodiophora brassicae*, ble nevnt i litteraturen første gang i 1887. Organismen angriper de fleste korsblomstra planter (Brassicaceae), både dyrka og ville. Klumprot er den alvorligste sjukdommen på dyrka kålvekster. Kvilesporene av soppen overlever opptil 8 år i jorda. Klumprot kan spres med sporer som følger med planter fra smittet jord og med redskaper, dessuten med vann. Organismen er ganske vanlig i dyrket mark i Sør-Norge, sjeldnere i Nord-Norge. Den kjente nordgrensa er Balsfjord i Troms. Soppen kan være introdusert med innførte planter.

De viktigste tiltakene mot klumprot er vekstskifte og kalking. For at vekstskiftet skal være effektivt, er det nødvendig å holde åkeren rein for korsblomstra ugrasarter. Pengeurt, gjetertaske og andre korsblomstra ugrasarter er mottakelige for klumprot, og soppen holder seg i live på disse artene. Det er viktig å unngå spredning av klumprot inn på smittefri jord.

Potettørråte (*Phytophthora infestans*) kom til Europa med potetimport fra Sør-Amerika i åra før 1840. Angrep av tørråte på 1840-tallet fikk store konsekvenser i land der potet var en viktig del av næringsgrunnlaget. Kraftige tørråteepidemier i Irland i

1845-46 ødela potetavlingen og førte til hungersnød. Tørråten spredte seg raskt i Europa, og midt i det nittende århundre var soppen også etablert i Norge.

Potettørråte er den viktigste sjukdommen på potet i de fleste land der potet dyrkes. I fjellbygdene i Sør-Norge og i Troms og Finnmark har soppen liten betydning. Eneste vertplante utenom potet er tomat. Soppen spres ved infiserte settepoteter og ved vindspredning av sporer. I vårt klima har soppen ingen mulighet for å overvintre ute i naturen. Ville *Solanum*-arter er ikke kjent angrepet her i landet. Soppen er svært avhengig av de klimatiske forhold. Den er vanlig i lavere strøk i Sør-Norge, sjeldnere i fjelltraktene og nordover.

De viktigste tiltakene mot tørråte er foredling for resistens, sprøyting i veksttida og risdreping for å stoppe angrep under utvikling.

Potetkreft (*Synchytrium endobioticum*) ble påvist her i landet første gang i 1914 (i Kristiansand). Soppen kom trolig med infiserte poteter som ble brukt som settepoteter. Det ble funnet flere tilfeller i mellomkrigsåra på spredte lokaliteter i kystdistriktene opp til Trøndelag. Det tyder på at flere ble fristet til å bruke importerte, potetkreftsmitta settepoteter. Matmangelen under siste verdenskrig førte til sterk økning i potetdyrkinga her i landet. Folk brukte det de fikk tak i som settepoteter. Det førte til en kraftig økning i antall tilfeller av potetkreft.

Kvilesporene som dannes i kreftsvulstene på knoller og ris kan holde seg opptil 20 år i jorda. Potetkreften er avhengig av potet, og vil derfor ikke kunne spre seg i naturen. Soppen har særlig vært utbredt i kystdistriktene og er påvist nordover til søndre del av Nordland. I innlandsfylkene Oppland og Hedemark har det aldri vært funnet potetkreft.

Dyrking av resistente sorter og strenge karantene-bestemmelser er tiltakene mot potetkreft. Funn av potetkreft medfører to års forbud mot potetdyrking. Senere er det bare lov til å dyrke resistente sorter i karanteneområdet. Karantenen oppheves etter 20 år. Utbredelsen av potetkreft i Norge er nå sterkt redusert. De siste karantenefeltene kan trolig oppheves ved århunderskiftet om ikke nye utbrudd kommer.

Agurkbladskimmel (*Pseudoperonospora cubensis*) er påvist en gang her i landet, i plastveksthus i Grimstad 1987. Smitten er trolig kommet med sporer ført hit med vind fra nabolandene. Soppen har ingen andre vertplanter enn agurk, men i Skåne er den blitt årviss i frilandsagurk fordi kvilesporene overvinter i planterester.

Stikkelsbærdreper (*Sphaerotheca mors-uvae*) ble første gang påvist her i landet i 1904 i Langesund. Det er ikke kjent om soppen har fulgt importerte planter eller om den er spredt med vind. Soppen angriper andre *Ribes*-arter som solbær og alperips og kan forekomme på disse planteslagene ute i naturen, ville eller forvillet. Det finnes resistente sorter av både stikkelsbær og solbær. Det legges vekt på resistens mot stikkelsbærdreper i foredlingsarbeidet med solbær. Mottakelige solbærarter sprøytes i salgsdyrkingen.

Sibiretebuskmjöldogg (*Microsphaera palczewskii*) ble funnet spredt flere steder på Østlandet i 1990. Soppen kan være kommet med plantemateriale eller luftvegen til Norge. Den gir skjemmende belegg på blada og kan føre til tidlig bladfall.

Hyllmjöldogg (*Microsphaera vanbruntiana*) ble for første gang i Norge funnet i Drammen i 1985. Senere er den funnet spredt over Østlandet. Soppen antas å være spredt med vindbårne sporer. Begge disse *Microsphaera*-artene er beskrevet i Øst-Asia. Den førstnevnte arten er bare funnet på sibiretebusk, en hekkplante som av og til finnes forvillet. Den andre arten er kun kjent på rødhyll som både finnes dyrket og forvillet. De to mjöldoggartene har ikke andre vertsplanter.

Krysantemumsvartråte (*Didymella ligulicola*) ble funnet i flere gartnerier på Østlandet i 1963 etter spredning med importerte, infiserte stiklinger. Soppen spres med sporer og har ingen andre vertplanter.

Kvit krysantemumrust (*Puccinia horiana*) ble funnet første gang i 1964 i gartnerier over hele Sør-Norge etter spredning med infiserte stiklinger, importert fra Sør-Afrika. Soppen spres med sporer og plantemateriale. Den har ingen andre vertplanter. Soppen er importert i flere omganger, men den er hver gang utryddet ved destruksjon av infisert plantemateriale og sprøyting i gartneriene.

Pelargoniumrust (*Puccinia pelargonii-zonalis*) ble første gang påvist i et gartneri i Bærum 1973 etter tilfeldig import av stiklinger. Senere er soppen påvist i gartnerier over store deler av landet. Den blir spredt med infiserte stiklinger og har ingen andre vertplanter enn pelargonium. Både den hvite krysantemumrusten og pelargoniumrusten dør med planten etter sesongslutt. Men det finnes eksempler på gartnerier hvor soppen har overlevd på overvintra morplanter. Begge soppene har flere ganger kommet inn på nytt ved import av stiklinger.

Purrerust (*Puccinia porri*) ble påvist på friland i Rogaland i 1993.

Soppen er flere ganger kommet med impotert purre og kan ha blitt spredt fra disse. Den synes ikke å kunne smitte over til kepaløk.

Hasselurtrust (*Puccinia asarina*) ble funnet første gang i Norge i 1991. Soppen er tidligere ikke rapportert fra Norden.

Løksot (*Urocystis cepulae*) er påvist tre steder her i landet, første gang i Larvikområdet i 1956. Det er kjent at den kan smitte over på purre og strandløk, men det er ikke påvist her i landet.

Løkkvittråte (*Sclerotium cepivorum*) ble funnet på grasløk i Rygge i 1955. Den er senere funnet på sjalottløk, kepaløk og purre, og har vært særlig utbredt i løkdistriktene på Østlandet. Soppen er flere ganger påvist i importert setteløk. Den kan overleve mange år som kvileknoller i jorda, men den er ikke kjent fra ville *Allium*-sorter. Streng kontroll med produksjonen av setteløk er viktigste tiltaket. Det er nødvendig å ha nok setteløkproduksjon i Norge slik at vi slipper import som kan føre med seg smitte av løkkvittråte.

Korsblomstgråflekk (*Pseudocercospora capsellae*) ble påvist på kinakål i Lier i 1985. Soppen er senere funnet i Rogland og andre distrikter med dyrking av frilandsgrønnsaker. Sprøyting er nødvendig for å forebygge korsblomstgråflekk på kinakål.

Korsblomstringflekk (*Mycosphaerella brassicicola*) ble i 1989 funnet i Rogaland for første gang i Norge. Soppen er årsak til skjemmende bladflekker på hodekål. Det er nødvendig å sprøyte for å forebygge angrep av soppen.

Løksjellflekk-sopp (*Colletotrichum dematum* f. *circinans*) ble funnet for første gang i 1972 på flere lokaliteter på Østre Toten og på en lokalitet på Jeløya. Import av setteløk er den mest sannsynlige smitteveien.

Nematoder

Med introduksjon forstås innføring til landet på grunn av menneskelig aktivitet og ikke ved egen migrasjon. Videre at det gjelder arter som har kommet i løpet av vårt århundre.

Det er en kjent sak at økt varehandel, turisme og annen trafikk i betydelig grad har økt risikoen for å få inn nye - og som regel uønskete organismer. Regelverk og beskyttelsestiltak har gjort at slike arter ikke har fått fotfeste i landet. Veksthuskulturer er mest utsatt, men det dreier seg da som regel om arter som ikke kan etablere seg på friland i Norge.

Arter av mikroskopisk størrelse som f.eks. mange nematoder og midder vil kunne leve en anonym tilværelse i mange år etter at de er kommet til landet. Når det gjelder skadeinsekter i frukt, bær og grønnsaker har vi arter som sannsynligvis er "importert" uten at vi vet når det har skjedd.

Som eksempel på arter som i større eller mindre grad tilfredsstillende de aktuelle kriterier nevner vi følgende:

Gul potetcystenematode (*Globodera rostochiensis*) er helt sikkert brakt inn til landet, etter all sannsynlighet med potet eller jord brakt med av sjøfolk. Den ble først påvist i Norge 1955 og finnes nå i alle fylker, unntatt de tre nordligste. Vertplanter blant viltvoksende er særlig svartstøvier og slyngstøvier. I hvilken utstrekning arten forekommer på disse planteslagene i Norge er ukjent.

Xiphinema vuittenezi er en frittlevende dolknematode som spres med planter og jord. Den kan overføre plantevirus og ble funnet i importerte eplegrunnstammer med jord fra Ungarn 1992. Grunnstammene ble tatt inn til en planteskole i Kongsvinger. Eventuell spredning derfra er ikke kjent. Arten kan sannsynligvis overleve på friland i Norge.

Konklusjon for nematoder:

De omtalte arter kan neppe sies å fylle betingelsene som etablerte i naturen uten basis i kulturplantene, men de omtales som eksempler på en situasjon som sikkert gjelder flere arter.

10.2 Patogener på skogstrær

Kåre Venn, NISK

Patogener på norske treslag

Alme-sykesoppen (*Ophiostoma ulmi*)

Soppen ble påvist i Europa i 1919 og funnet i Norge første gang i 1963 (i Oslo). Opprinnelsen er ukjent. De første funnene i Oslo kunne tyde på en spredning via innført almetømmer med bark. En annen mulighet er at den har blitt ført inn med biller som ble vindspredt sørfra.

Soppen angriper trær av slektene *Ulmus* og *Zelkova*, hvor den infiserer siste årring og forårsaker tyllendannelse i de vannledende cellene, slik at treets vannforsyning hindres og treet visner og tilslett dør. Soppen spres med almebarkbiller av slekten *Scolytus*. Etter at billene er utviklet i angrepne trær, har de

næringsgnag på friske almer, som kan smittes ved sporer som billene fører med seg.

Soppen bredte seg fra de første funn i Nederland og Frankrike i 1919 ut over det meste av Europa og vestlige Asia samt Nord-Amerika. Trolig ble store deler av Europas almer utryddet, og sykdommen rammet stadig nye områder. Fram til 1980-årene ble sykdommen funnet sporadisk i Oslo, uten å bre seg til andre steder.

Alt før 1980 ble en sterkt patogen rase av soppen overført, sannsynligvis med infisert almevirke, fra Nord-Amerika til Storbritannia. Almesyke bredte seg på ny over Europa og tok det meste av de gjenværende almeskogene. Den nye rasen ble funnet i Norge (Oslo) i 1981, og har siden bredt seg til hele området rundt indre Oslofjord, sørover til Larvik. Denne soppen er senere beskrevet som en egen art, *Ophiostoma novo-ulmae*. Det er imidlertid sannsynlig at den har vært tilstede i Europa tidligere.

Alm vokser spredt langs kysten helt nord til Salten. Det er særlig de sørlige almeforekomstene som er truet. Betingelsen for at sykdommen skal spres over større avstander er først og fremst at det finnes almebarkbiller. Den viktigste vektor i Norge er almesplintborer, *Scolytus laevis*, som er begrenset til den sørlige del av landet, trolig av klimatiske grunner. Der almen står tett, kan en nærspredning skje gjennom røtter og rotkontakter.

Soppens sporering kan hemmes av en antagonist, *Phomopsis oblonga*. Den har vært undersøkt med tanke på utnyttelse i bekjempingen av almesyken.

Soppen har tidligere vært forsøkt utryddet ved destruering av infiserte trær. Denne strategien har fungert inntil 1994, da omkring 5000 infiserte trær ble fjernet. Det synes idag uråd å utrydde soppen, slik at hensikten med destrueringstiltakene må være å begrense eller forsinke dens videre utbredelse.

Utbredelsen av alm er i dag truet. Almesyken er åsak til betydelig endring av vegetasjonsbildet, særlig i kulturlandskapet, men også i skogen. Alm er mye benyttet i grøntanlegg i byer og tettsteder. Det anbefales nå å satse på andre treslag.

Eikemjødoggssopp (*Microsphaera alphitoides*)

Soppen ble registrert i Europa i 1907 og i Norge i 1911, og har antakelig bredt seg fra områder sør eller øst i Europa, men opprinnelsen og spredningsmåten er ukjent. Soppen kan spres ved sporer gjennom luften, og den kan spres ved at hele fruktlege-

met henger seg fast på dyr. Sporene kan infisere helt unge skudd og blad hos eik, som derved svekkes og visner. Skaden består i at trærne mister blad for tidlig i sesongen, noe som reduserer vekst og produksjon, men sykdommen er neppe dødelig.

Eik forekommer bare i de klimatiske gunstige kystområdene i Sør-Norge, og der er etter hvert eikemjødogg blitt vanlig å finne på våre eikearter. Sykdommen kan være nokså iøynefallende på ungt bladverk, og eik som setter nye skudd ut på sommeren er særlig utsatt. Angrepne skudd skades lett av frost. Konsekvensene har ikke vært så betydningsfulle at tiltak i skog har vært nødvendig. Virkninger ellers i skogøkosystemet er ikke kjent.

Patogener på innførte treslag

I norsk skog er det introdusert flere fremmede treslag, særlig fra Nord-Amerika, men også fra andre kontinenter, slik som arter av gran, furu, edelgran, lerk og douglasgran. Flere soppsykdommer som angriper disse treslagene i deres opprinnelige område er blitt ført inn til Norge. Eksempler er:

Douglaskyttesopp (*Rhabdocline pseudotsugae*)

Første gang påvist i Norge i 1939. Opprinnelsen er Nord-Amerika, men innføringsmåten er ukjent. Mest trolig er den brakt med importerte douglasgranplanter til Europa.

Soppen infiserer de helt unge nålene, som misfarges og faller av etter et år. Gjentatte angrep kan føre til at trærne blir ribbet for eldre nåler, noe som svekker eldre trær sterkt, og mindre planter kan dø.

Soppen angriper ulike douglasgranprovenienser i forskjellig grad. Skadene har vært så betydelige at douglasgran er frarådd innført i mange områder der den ellers kunne vært et aktuelt treslag.

Andre konsekvenser for skogøkosystemet er ikke kjent.

Douglassotskimmelsopp (*Phaeocryptopus gaeumannii*)

Den ble påvist i Europa i 1925, og første gang funnet i Norge i 1952. Soppens sporer infiserer unge nåler om sommeren, men nålene kan likevel henge på i noen få år. Nålene svekkes og vil lett skades under uheldige værforhold, f.eks av frost eller tørke. Sykdommen svekker trærnes barmasse slik at vekst og produksjon reduseres. Enkelte douglasbestand har blitt helt ødelagt, men ulike provenienser skades i forskjellig grad.

Andre konsekvenser for skogøkosystemet er ikke kjent.

Tujasoppen (*Keithia thujina*)

Soppen ble første gang påvist i Europa i 1919 og i Norge i 1939. Den ble trolig spredt ved import av infisert plantemateriale.

Soppens sporer infiserer bladene, som misfarges og dør. Skaden rammer særlig unge planter, mens eldre er mer motstandsdyktige. Ulike arter og provenienser angripes i forskjellig grad.

Andre konsekvenser for skogøkosystemet er ikke kjent.

Innførte saprophytter

Import av trevirke og andre plantedeler har pågått i lange tider, men særlig har importen vært omfattende i dette hundreåret. Fremmede arter av vedboende sopper må utvilsomt blitt brakt inn, uten at det er foretatt noen klarlegging av forholdet. Tidligere var det mulighet for at også barkboende eller jordboende sopper kunne bli brakt inn. Etter at den nåværende plantesykdomsloven trådte i kraft i 1963, ble det forbud mot innførsel av en rekke planter, plantedeler og planteprodukter, for å hindre at farlige fremmede plantepatogener skulle overføres til landet. Saprophytter er fortsatt ikke underlagt kontroll.

10.3 Patogener på akvatiske dyr

Bjørn Ove Johnsen & Arne J. Jensen, NINA

Krepsepest

Krepsepest er betegnelsen på en sykdom hos ferskvannskrepser som skyldes infeksjon med krepsepestsoppen (*Aphanomyces astaci*). Soppen angriper eller vokser gjennom huden mellom leddene og segmentene, hvorfra den vokser videre og angriper bindevev, muskulatur og fremfor alt nervesystemet hos krepsen (Holt & Håstein 1984). De forskjellige krepsearter har ulik grad av resistens mot soppen. Eksempelvis er ferskvannskrepsen meget mottakelig. Den smalkloede krepsen (*Aleptodactylus* spp. (tyrkisk kreps)) klarer et angrep noe bedre, men dør likevel en tid etter infeksjon. Signalkrepsen (*Pacifastacus leniusculus*) og andre amerikanske krepsearter later til å klare seg best mot krepsepestangrep (Söderhall 1990). Dette er en meget smittsom og ondartet sykdom som kan desimere, undertiden helt utrydde krepsebestander over store områder. Denne sykdommen gjorde

i sin tid omfattende skader på krepsebestanden over store deler av Europa.

Krepsepestsoppen stammer fra Nord-Amerika. Nordamerikanske krepsearter og krepsepestsoppen har sannsynligvis utviklet seg sammen slik at et mer stabilt vert-parasittforhold er utviklet. Signalkreps er bærere av krepsepestsoppen og kan derfor overføre soppen til andre krepsearter (Söderhall 1990).

A. astaci ble påvist første gang i Europa i 1860 i Italia (Söderhall 1990). I 1870 spredte sykdommen seg fra Frankrike til Tyskland (1878-82) og derfra østover til Russland (1891-96). I disse landene ble enten krepsebestanden sterkt desimert eller helt utryddet. Sykdommen spredte seg østover til Sibir. Først noe senere nådde sykdommen Skandinavia, idet den opptrådte i Sverige i 1929, hvor den gjorde store skader. I Norge ble krepsepest påvist første gang i 1971 (Holt & Håstein 1984). Dette utbruddet skjedde på grensen mot Sverige, og gjennom restriktive tiltak klarte man å hindre at smitten kom videre inn i Norge. I 1988 dukket sykdommen opp på nytt blant annet i Glomma-vassdraget, og det er grunn til å regne med at krepsepesten nå er stasjonær i det sentrale Østlandsområdet (Söderhall 1990).

Gyrodactylus salaris

Gyrodactylus salaris tilhører haptormarkene (Monogenea) som hovedsakelig parasitterer fisk. *G. salaris* ble første gang beskrevet av Malmberg (1957) fra Hölle-laboratoriet, Jämtland, Sverige. Artens naturlige utbredelse er ukjent, men Malmberg (1993) antyder at arten en gang kan ha spredt seg vestover til Baltikum fra Sentral-Asia. Herfra er den spredt videre til Norge ved menneskets hjelp (Malmberg 1993).

I juli 1975 ble *G. salaris* påvist første gang i Norge på laksunger i et settefiskanlegg på Sundalsøra, etter en periode med høy dødelighet av laksunger (Tanum 1983). I august samme år ble parasitten oppdaget på laksunger fra Lakselva i Misvær (Johnsen 1978). Parasitten forårsaket en dramatisk dødelighet blant laksungene i vassdraget, og etter to år var nesten alle laksungene forsvunnet fra elva. I de påfølgende år ble parasitten påvist i flere nordnorske elver, og undersøkelser over hele Norge ble satt i gang i 1980. Undersøkelsene har påvist forekomst av parasitten i 37 vassdrag og 37 fiskeanlegg.

Undersøkelser av ungfiskpopulasjonene i de infiserte vassdragene viser at parasitten har hatt en dramatisk effekt på tettheten av laksunger (Johnsen & Jensen 1985, 1986, 1988, 1991,

1992). Etter 1981 kom dette til syne også i laksefisket, idet perioden 1981-84 viste en dramatisk nedgang i laksefisket i de infiserte elvene (Johnsen & Jensen 1991). I 1984 ble tapet i laksefiskerierne på grunn av *G. salaris* beregnet til å ligge et sted mellom 250 og 500 tonn (Johnsen & Jensen 1986).

I 1981/82 gjennomførte Fiskerikonsulentene i Vest-Norge rotenonbehandling av Vikja i Sognefjorden for å utrydde *G. salaris*. Behandlingen viste seg å være effektiv for å bekjempe *G. salaris* (Johnsen et al. 1989). Ved utgangen av 1993 var tilsammen 21 vassdrag der *G. salaris* var påvist, behandlet med rotenon. Foreløpig er 5 vassdrag "friskmeldte" og man kjenner til at en behandling (Skibotnelva) har vært mislykket. Myndighetenes klare mål er å utrydde *G. salaris* i norske vassdrag.

Furunkulose

Furunkulose (eller byllesyke) skyldes infeksjon med furunkulosebakterien *Aeromonas salmonicida* ssp. *salmonicida*. Furunkulose opptrer i første rekke hos laksefisk. For nærmere omtale av *A. salmonicida* og dens underarter, se f.eks. Austin & Austin (1989).

Klassisk furunkulose ble første gang beskrevet i forbindelse med sykdomsutbrudd i sydtyske dambruk av Emmerich & Weibel (1894). De påviste at sykdommen ble forårsaket av en bakterie som de kalte *Bacillus salmonicida*. Marsh (1902) beskrev en organisme han kalte *Bacillus truttae* som ble funnet i forbindelse med et sykdomsutbrudd hos "trout" holdt i fangenskap i USA. Det viste seg senere at denne organismen sannsynligvis var identisk med den Emmerich & Weibel (1894) beskrev. Hvor furunkulose oppstod første gang vil trolig aldri bli avdekket, selv om det foreligger beskrivelser som tyder på at den forekom så tidlig som i 1868. Det er derfor usikkert hvorvidt sykdommen ble spredt til Europa fra USA eller vice versa, og det foreligger opplysninger som kan støtte begge teorier. Selv om furunkulose ikke ble rapportert fra USA før 1902, er det allikevel ikke umulig at introduksjonen av regnbueaure fra USA til Europa har bidratt til spredningen av sykdommen. Det er bl.a. regnbueaurens sterkere motstandsevne overfor furunkulose i forhold til aure og laks som til en viss grad understøtter denne hypotese (Håstein 1990).

Furunkulosen fikk en rask spredning i Europa rundt århundreskiftet og ble i løpet av få år rapportert fra Belgia, Frankrike, Irland, Storbritannia, Sveits og Østerrike såvel i villfiskpopulasjoner som i oppdrettsanlegg. I Storbritannia ble det rettet full

oppmerksomhet mot sykdommen i 1911 da det oppstod alvorlige sykdomsutbrudd i fire elver (Wye, Exe, Teign og Dart) i Sørvest-England. I 1926 ble sykdommen beskrevet for første gang fra Skottland (Williamson 1928). Fra Danmark forelå den første rapport om sykdommen fra ca. 1955, hvor det ble angitt at den var epidemisk i Forsøgsdambruket i Brønns (Håstein 1990). Fra Sverige ble furunkulose første gang beskrevet i 1951. I Finland skjedde de første sikre påvisninger av furunkulose i juni 1986, først på stamfisk av laks fanget i Bottenvika, senere også fra regnbueaure, røye, sjøaure og innlandsaure i en rekke oppdrettsanlegg (Rintamäki & Koski 1987).

I Norge ble furunkulose påvist første gang i 1964 hos regnbueaure i et oppdrettsanlegg i Vestfold etter import fra Danmark. I årene som fulgte dukket sykdommen opp i flere fiskeanlegg, og på villfisk i Numedalslågen hvor den ble registrert jevnlig frem til 1977-78. Det ble gjennomført saneringstiltak overfor infiserte anlegg, og det siste anlegget ble sanert i 1969. I 1985 ble furunkulose påvist i oppdrettsanlegg i sjøen i Nord-Trøndelag etter import av laksemolt fra Skottland. I 1988 ble sykdommen registrert i Møre og Romsdal, og tilsammen 32 fiskeanlegg i Møre og Romsdal og Nord-Trøndelag var smittet. Antallet infiserte anlegg økte til 171 i 1989, til 378 anlegg i 1990, 507 anlegg i 1991 og 550 anlegg ved utgangen av 1992. Parallelt med spredningen i fiskeanleggene spredte sykdommen seg til flere vassdrag. Ved utgangen av 1989 hadde vi 22 infiserte vassdrag. Antallet økte til 42 i 1990, til 66 i 1991 og til 74 vassdrag ved utgangen av 1992. Den raske spredningen av sykdommen har bl.a. sammenheng med de store rømmingene av oppdrettsfisk som fant sted. Spredning kan imidlertid også ha skjedd med uheldige fisketransporter og med villfisk i sjøen.

Vassdrag med furunkulosesmitte har ikke fellestrekk som kan tyde på at forekomsten av sykdom skyldes egenskaper ved selve vassdraget. I enkelte vassdrag ser det imidlertid ut til at sammenhengning av store mengder fisk under fosser, kombinert med høy vanntemperatur, kan være faktorer som utløser sykdomsutbrudd. Vi kjenner ikke fullt ut de økologiske konsekvensene av furunkulose, men erfaringene hittil har vist at populasjoner av kjønnsmoden laks, sjøaure og innlandsaure kan bli alvorlig rammet. Furunkuloseangrep kan dermed få betydelige negative konsekvenser for populasjoner av laksefisk (Johnsen et al. 1993).

10.4 Litteratur

- Allen-Austin D., Austin, B. & Colwell, R.R. 1984. Survival of *Aeromonas salmonicida* in river water. - FEMS Microbiology Letters 21, 143 - 146.
- Austin, B. & Austin, D.A. 1989. Bacterial Fish Pathogens - disease in farmed and wild fish. - Ellis Horward series in Aquaculture and Fisheries Support. 364 s.
- Emmerich, R. & Weibel, C. 1894. Ueber eine durch Bakterien erzeugte Seuche unter den Forellen. - Arch. f. Hygiene, XXI, 1.
- Holt, G. & Håstein, T. 1984. Sykdommer hos fisk. I Jensen, K.W., red. Sportsfiskerens leksikon. Gyldendal Norsk Forlag A/S, Oslo. s. 690 - 710.
- Håstein, T. 1990. Furunkulose som sykdom. Referat/kommunikasjon fra møte om furunkulose 17. januar 1990, Bergen. - Norges Fiskeriforskningsråd. 5 s.
- Johnsen, B.O. 1978. The effect of an attack by the parasite *Gyrodactylus salaris* on the population of salmon parr in the river Lakselva, Misvær Northern Norway. - Astarte II:7-9.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1985. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laksunger i norske vassdrag, statusrapport. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene. Rapp. 1985,12: 1-145.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1986. Infestations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by *Gyrodactylus salaris*, in Norwegian rivers. J. Fish Biol. 29: 233-241.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1988. Introduction and establishment of *Gyrodactylus salaris* on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., fry and parr in the River Vefsna, northern Norway. - Journal of Fish Diseases. 11: 35 - 45.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1991. The Gyrodactylus story in Norway. - Aquaculture 98: 289 - 302.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1992. Infection of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by *Gyrodactylus salaris*, Malmberg 1957, in the River Lakselva, Misvær in northern Norway. - J. Fish Biol. 40: 433-444.
- Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Sivertsen, B. 1989. Extermination of *Gyrodactylus salaris* - infected Atlantic salmon *Salmo salar*, by rotenone treatment in the river Vikja, Western Norway. - Fauna norv. Ser A 10: 39 - 43.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1993. Furunkulose i norske vassdrag - statusrapport. - NINA Forskningsrapport 38: 1-73.
- Malmberg, G. 1957. Om förekomsten av *Gyrodactylus* på svenska fiskar. - Södra Sveriges Fiskerifor. Aarskr. 76 s.
- Malmberg, G. 1993. Gyrodactylidae and Gyrodactylosis of Salmonidae. - Bull. Fr. Pêche Piscic. 328: 5-46.
- Marsh, M.C. 1902. *Bacterium truttae*, a new bacterium pathogenic to trout. - Science 16 (409): 706.
- Rintamäki, P. & Koski, P. 1987. Outbreaks of furunculosis in northern Finland. - I Stenmark, A. & Malmberg, G., red. Parasites and diseases in natural waters and aquaculture in Nordic countries. Proceedings of a Zoo-Tax-symposium, 2-4 December 1986. Naturhistoriska Riksmuseets Reprocentral, Stockholm, Sweden. s.121-128.
- Söderhall, K. 1990. Krepsdyr. - I Poppe, T., red. Fiskehelse. Sykdommer, behandling, forebygging. Jon Grieg Forlag AS. s. 314-321.
- Tanum, K. 1983. Studier av taksonomi og vertsforhold hos *Gyrodactylus*-arter på laksefisk av slektene *Salmo* og *Salvelinus* i Norge. - Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo. 99 s.
- Williamson, I.J.F. 1928. Furunculosis in the salmonidae. - Fishery Board of Scotland, Salmon Fisheries, 5. H.M.S.O., Edinburgh.

11 Konklusjoner og forvaltningsutfordringer

Muligheten til å skaffe seg kunnskap innenfor de forskjellige gruppene introduserte organismer er svært varierende. Den til nå opparbeidete kunnskap er delvis preget av de metodiske mulighetene og delvis av at mange organismer er undersøkt på grunn av potensiell eller faktisk ulempe og/eller skade. Vi har ingen undersøkelser som har hatt som målsetting å spesifikt se på effektene av introduserte arter på naturlig forekommende arter, habitater og økosystem. Behovet for å studere kommende introduksjoner ut fra en slik målsetting er derfor stort både for å lære å registrere økologiske virkninger og for å vurdere om påvirkningene er akseptable.

På verdensbasis blir introduserte, miljøfremmede organismer sett på som en stor trussel mot opprettholdelse av biologisk mangfold. Dette gjelder både med hensyn til direkte påvirkning av stedegne økosystemer og til at naturen blir homogenisert slik at variasjonen blir mindre innen og mellom regionene. Konvensjonen om biologisk mangfold stiller kravet om at landene må hindre introduksjoner som truer økosystemer, habitater eller arter. Dette betyr at arbeidet med å forhindre uønskede introduksjoner generelt må intensiveres. Videre må forskning omkring forutsigelse av de økologiske effektene styrkes slik at det oppnås et bedre økologisk faglig grunnlag før forvaltningsbeslutninger tas. I Stortingsproposisjon nr. 56 (1992-93) vedrørende den norske ratifikasjon av konvensjonen om biologisk mangfold lover Regjeringen at det skal tas initiativ til å rette opp manglende lovverk vedrørende innføring av organismegrupper som f.eks. insekter og kryptogamer. Behovet for regler med bakgrunn i tankegangen i konvensjonen om biologisk mangfold er overhengende og bør gjelde alle organismegrupper.

Undersøkelser av de økologiske virkningene av introduksjoner har dessverre ofte begrenset seg til registrering av mer eller mindre omfattende virkninger på enkeltarter de første årene. For det første er dette bare en liten del av av mulige økologisk virkninger også på kort sikt, og for det andre mangler en langsiktig vurdering av endringer i landskapets dyre- og planteliv.

Konsekvenser på lang sikt kan være spesielt vanskelig å forutsi og vurdere og krever mer forskning. Metodene for å kunne vurdere introduksjoners økologiske virkninger vil i stor grad være sammenfallende med konsekvensvurderinger av utsetting av genmodifiserte organismer.

Norge har et regelverk som hindrer eller vanskeliggjør innføring

av mange potensielt skadelige organismer til landet. Innad i landet er det færre regler samt en historisk praksis som innebærer betydelig transport av organismer. Konvensjonen behandler introduksjoner i økosystemer. Innenlandske introduksjoner av fremmede organismer vil kreve samme vurdering om hvorvidt de økologiske konsekvensene er akseptable. Eksempelvis illustreres dette ved at import av bier til Norge blir kontrollert. Ut fra de prosedyrer som ble benyttet, ble likevel bieparasitten, midden *Varroa jacobsoni*, introdusert til Norge. Om det var en menneskelig bevisst omgåelse av importkontroll eller dårlig kontroll av annen transport er ikke klarlagt. Allerede før midden ble oppdaget i Bærum i 1993, var disse populasjonene kilde til spredning til nærområder og via bietransport til Larvik, Hamar og Trøndelag.

Ut fra vår oversikt i denne utredningen har Norge et stort antall introduserte organismer i naturen. De fleste av disse introduksjonene har trolig til nå hatt liten innvirkning på naturlig forekommende arter, habitater og økosystemer, mens noen arter fører til dramatiske forandringer. Det er foreslått mange hypoteser for egenskaper hos arter som introduseres, og tilstand i det økosystem introduksjonen skjer for å utvikle generelle prinsipper som kan skille "klienten fra hveten". Konklusjonen er at dette trolig ikke kan føre fram. Det er alltid særegne forhold ved hver enkelt introduksjon i vekselvirkningen mellom en ny art og tilstanden i det aktuelle økosystemet. Som et eksempel kan her nevnes utbredelse av piggsvin i Norge. Piggsvin er vidt utbredt i lavlandet og kystområdene nord til Bodø. Et utall av introduksjoner har vært foretatt innad i Norge de siste hundre år. For noen år siden ble 6 individer introdusert på Sørarnøy i Nordland. Bestanden har akkurat på den øya eksplodert til flere tusen individer som nå skaper store problemer for den opprinnelige faunaaen.

Introduksjoner på øyer har generelt vært betraktet å ha store økologisk virkninger fra et utall eksempler verden over. Det er derfor god grunn til generelt å vise stor varsomhet med å introdusere fremmede organismer til øyer. Båttrafikk til og fra øyer avløses i stadig større grad med bruer og andre faste forbindelser som gir enda større spedningsmulighet for mange organismer. Det er ikke noen oversikt over endringer i norsk øynatur som følge av endrede forbindelser og ingen utredning om hva som kan komme til å bli resultatet på lang sikt.

Data fra introduksjoner av fremmede organismer tilsier at kulturpåvirkete arealer eller menneskeskapt habitater medfører større risiko for uønsket etablering. Dette vil gjelde både når kilden er naturlig spredning eller organismen er tilsiktet eller

utilsiktet introdusert. Mange ikke-klimatisk begrensede organismer, ofte skadeorganismer i bioproduksjon, har et stort potensiale i slike kulturhabitater. Eksempelvis kan trolig varroamidden etablere seg i omtrent alle bikuber i Norge dersom den blir spredd. Dette tilsier at det er viktig å verne om de naturlige prosessene i naturen også for å hindre etablering etter utilsiktede introduksjoner. Konvensjonen om biologisk mangfold har også påpekt at habitater og miljøvariasjonen ut fra naturgitte forhold er sentrale forutsetninger for bevaring av biologisk mangfold.

0 62

nina
utredning

ISSN 0802-3107
ISBN 82-426-0501-7

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00