



ENGBRANDBÆGERS OG VÅRBRANDBÆGERS UDBREDELSE OG PROBLEMATIKKER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 300

2023



AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Engbrandbægers og vårbrandbægers udbredelse og problematikker

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 300

2023

Morten Tune Strandberg
Rikke Reisner Hansen
Marianne Bruus
Christian F. Damgaard

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHU
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 300
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Engbrandbægers og vårbrandbægers udbredelse og problematikker
Forfattere:	Morten Tune Strandberg, Rikke Reisner Hansen, Marianne Bruus og Christian F. Damgaard
Institution:	Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	December 2023
Redaktion afsluttet:	December 2023
Faglig kommentering:	Bodil Ehlers
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Kler
Ekstern kommentering:	Landbrugsstyrelsen\Amanda Blichert. Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_300-349/KommentarerTR/TR300_komm.pdf
Finansiell støtte:	Landbrugsstyrelsen
Bedes citeret:	Strandberg, M.T. Hansen, R.R. Bruus, M. Damgaard, C.F. 2023. Engbrandbægers og vårbrandbægers udbredelse og problematikker. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 56 s. - Teknisk rapport nr. 300.
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Med baggrund i en litteraturgennemgang suppleret med analyser af NOVANA-data og udbredelsesdata fra hjemmesiden https://arter.dk er engbrandbæger og vårbrandbæger beskrevet biologisk og toksikologisk. Beskrivelserne omfatter aktuel udbredelse, udvikling over tid, spredningsveje, årsager til at de to arter blev vidt udbredte, interaktioner med andre arter, gavnlige effekter af engbrandbæger og vårbrandbæger, samt muligheder for at bekæmpe dem. Derudover omtaler rapporten, hvordan nationale ændringer af dyrkning og forvaltning som braklægningsordninger, udtagning af lavbundsjord og naturnationalparker bliver gennemført uden undersøgelser og overvågning af, hvad disse tiltag betyder for udbredelsen af arter som vårbrandbæger og engbrandbæger eller andre arter.
Emneord:	Bestøvere, braklægning, frøbank, forvaltning, husdyr, klima, lavbundsjord
Illustrationer:	Hvor intet andet er oplyst er det forfatterne
Foto forside:	Lystbæk ved Ulfborg, foto Morten Strandberg
ISBN:	978-87-7156-831-8
ISSN (elektronisk):	2244-9991
Sideantal:	56

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	10
1 Engbrandbæger og vårbrandbæger	15
1.1 Taksonomi	15
1.2 Beskrivelser	16
1.3 Forvekslingsmuligheder	17
2 Toksicitet	19
2.1 Forgiftning af mennesker	19
2.2 Insekter	20
2.3 Udfordringer ved dyrehold og høslæt	20
2.4 Lovgivning	21
2.5 Øjenvidneberetning	21
2.6 Mulige problemer med honning og pollen	22
2.7 Påvirkning af vand og grundvand	23
3 Biologi	24
3.1 Frøspredning	24
3.2 Frøbank	24
3.3 Bestøvning	25
3.4 Biologiske præferencer	25
4 Engbrandbæger og vårbrandbægers udbredelse og udvikling	28
4.1 Nuværende status i Danmark	28
4.2 Historisk udvikling	29
4.3 Vårbrandbægers udbredelse og udvikling	29
4.4 Engbrandbægers udbredelse og udvikling	31
4.5 Erfaringer fra NOVANA	32
4.6 Erfaringer fra udtagelse af brak	32
5 Engbrandbægers og vårbrandbægers gavnlige rolle som en del af Danmarks natur	34
5.1 Specialiserede herbivorer	35
5.2 Bestøverdiversitet	36
5.3 Betydning for parasitoider	39
5.4 Svampe	40
6 Risici ved engbrandbæger og vårbrandbæger	41
6.1 Konkurrence med afgrøder	41
6.2 Risiko for landskabet?	41
6.3 Risiko for naturen	42
7 Bekæmpelsesmuligheder	44
7.1 Mekanisk bekæmpelse	44

7.2	Etablering af konkurrerende arter	46
7.3	Kemisk bekæmpelse	46
7.4	Biologisk bekæmpelse	47
7.5	Fåregræsning	48
8	Referencer	49

Forord

Denne rapport er skrevet i 2023 af Morten Strandberg, Rikke Reisner Hansen, Marianne Bruus og Christian Damgaard fra Institut for Ecoscience ved Aarhus Universitet. Dansk Center for Miljø og Energi (DCE) har stået for kvalitetssikring og udgivelse af rapporten. Rapporten er alene udgivet elektronisk.

Rapporten er bestilt og finansieret af Landbrugsstyrelsen med baggrund i et behov for at fremskaffe viden om engbrandbæger og vårbrandbæger i Danmark.

Målgruppen er Landbrugsstyrelsen, som vil kunne bruge den til at informere interessenter, som ønsker mere viden om engbrandbæger og vårbrandbæger. Rapporten indeholder viden om taksonomi, økologi, udbredelse, spredning, biodiversitet, toksikologi og bekæmpelsesmuligheder.

Tak til Charlotte Kler fra Ecoscience, som har læst korrektur på rapporten, Bodil Ehlers fra Ecoscience der har fagfællebedømt rapporten, Jesper Fredshavn fra DCE, som har kvalitetssikret rapporten i forhold til anden rådgivning og også har læst korrektur, Else Vihlborg Staalsen, som har sat rapporten op, og Amanda Blichert fra Landbrugsstyrelsen, som har kommenteret rapporten.

Sammenfatning

Baggrunden for udarbejdelsen af denne rapport er, at engbrandbæger og vårbrandbæger indeholder sekundære metabolitter, pyrrolizidin-alkaloider (PA), som er giftige for en lang række af dyr, lige fra insekter til fugle og pattedyr. I forhold til husdyr kan indholdet af giftstoffer forårsage sygdom og død, hvis husdyr indtager for meget brandbæger. Dette sker primært, når brandbægerplanterne ender i hø og/eller ensilage, hvor dyrene ikke kan undgå at indtage dem. Det kan også ske på marken, hvor nogle dyr spiser planterne, men det er sjældent, at heste og køer indtager de friske planter. Får tåler mere engbrandbæger end andre husdyr og er nogle steder i verden blevet brugt til bekæmpelse af engbrandbæger. Der er ikke fundet oplysninger om egentlig bekæmpelse med får i Danmark, og det finder formentlig ikke sted.

Rapporten er hovedsageligt baseret på gennemgang af den tilgængelige litteratur, og dens formål er at formidle dansk og international viden om engbrandbægers og vårbrandbægers forekomst, økologi, naturværdi, toksicitet og bekæmpelsesmuligheder.

Det viste sig meget hurtigt, at der var en udtalt mangel på studier under danske forhold. Derfor er vægten på udenlandske erfaringer med- og videnskabelige studier af engbrandbæger. Mange af disse stammer endvidere fra områder, hvor hverken vårbrandbæger eller engbrandbæger er hjemmehørende. Derfor ender rapporten både ud med svar på nogle problemstillinger og spørgsmål vedrørende andre.

Forekomst og spredning

Engbrandbæger betragtes aktuelt som en hjemmehørende art i Danmark, selv om den sandsynligvis er bragt hertil af mennesker med agerbrugets indtog, hvor den menes at have været en forurening i frø til udsåning. Vårbrandbæger er kommet hertil langt senere med de første registreringer midt i 1800-tallet, men den er ikke på listen over invasive arter i Danmark.

Engbrandbæger kan karakteriseres som en hjemmehørende art, der optræder invasivt på arealer, der anvendes til ekstensiv græsning og produktion af hø/ensilage, og også i naturen. Vårbrandbæger kan karakteriseres som en introduceret art, der tidligere optrådte invasivt på sandede jorder, der blev anvendt til ekstensiv græsning og/eller høslæt. I dag optræder vårbrandbæger mest langs nogle af vore kyster og udgør derfor et mindre problem for produktionen af hø og ensilage til foderformål.

For begge arter angives braklægningsordninger fra 1990'erne som en årsag til, at de bredte sig. Dette forbindes med, at braklægningen tilbød etableringsmuligheder i form af forstyrret jordbund. Braklagte jorder matcher godt med engbrandbæger og vårbrandbægers økologiske behov vurderet ud fra Ellenbergs indikatorværdier for lys, temperatur, fugtighed, pH, næringsstoffer og salinitet. Der er dog ikke fundet undersøgelser i form af overvågning eller undersøgelser, som definitivt kan bekræfte, at braklægning var årsagen til fremgangen. Det tidsmæssige sammenfald er forholdsvis sikkert, men for at opnå en så kraftig fremgang over så kort en periode må begge arter have været til stede og været i stand til at sprede store mængder frø relativt hurtigt til

de braklagte jorder. Da vindspredning kun foregår over korte afstande, er det sandsynligt, at frøene er blevet spredt mellem marker af husdyr og landbrugsmaskiner. Dette kan både finde sted ved, at brandbægerfrø sidder fast i pels, og ved at jord, der indeholder frø af brandbæger, transporteres med dyr, fx under hove og klove. Jord, der indeholder frø, kan naturligvis også være blevet spredt med maskiner, der har kørt i områder med de to brandbægerarter. Det virker endvidere sandsynligt, at det varmere klima, vi har oplevet i samme periode, har været medvirkende til spredningen og den øgede udbredelse. Dette underbygges af, at engbrandbæger aktuelt spreder sig nordpå i Skandinavien og nu findes langt mod nord i eksempelvis Norge og Finland.

Engbrandbæger og vårbrandbæger er giftige

Engbrandbæger og vårbrandbæger indeholder de giftige pyrrolizidin-alkaloider, og dette gør dem giftige for en lang række organismer, deriblandt husdyr, mennesker og mange insekter. Koncentrationen af pyrrolizidin-alkaloider er 5 til 10 gange højere i engbrandbægers blomst end i plantens øvrige dele. Normalt kan heste og andre græssende dyr undgå at indtage brandbæger, når de græsser på en mark med disse arter. Typisk finder forgiftning sted i forbindelse med høst, hvor brandbæger er kommet med i hø eller ensilage. Dette gør, at dyrene ikke kan skelne brandbæger fra foderets spiselige dele og indtager de giftige planter sammen med hø eller ensilage.

Økologi og naturværdi

Engbrandbæger trives på både tør og let fugtig jordbund. For at etablere sig er det nødvendigt med en vis grad af forstyrrelse, da den ikke er konkurrencedygtig i tæt vegetation. Af samme årsag kan gødskning, der fremmer væksten af konkurrerende arter, særligt græsser, gøre det vanskeligt for engbrandbæger at klare sig. Engbrandbæger har en lang blomstringssæson, og er en vigtig plante for pollen- og nektarsamlende insekter, da den har en høj nektar og pollenproduktion. Den besøges både af indførte racer af honningbier, vilde bier og andre bestøvere som svirrefluer og sommerfugle. Engbrandbæger er derfor betydningsfuld som ressource og levested for en lang række arter. Herunder også et par sjældne og rødlistede arter. Dog er kortlægningen af arter og deres interaktioner med specifikke planter generelt mangelfuld, og ligeledes er vurderingen af mange arters bevaringsstatus langt fra fuldstændig. Engbrandbæger leverer store nektarressourcer gennem en lang sæson, som ikke kan erstattes af udsåede arter. Der mangler viden om konsekvensen af bekæmpelse af engbrandbæger for biodiversiteten på tværs af habitater. Dette gælder for eksempel blodplet, der er en dagflyvende nat-sommerfugl, der førhen har været truet blandt andet i England som følge af negative ændringer i bestandsudviklingen af dens primære værtsplante, engbrandbæger. Uden for de egentlige naturområder repræsenterer habitater som vejkanter, ruderater og andre småbiotoper ofte de sidste bastioner af levesteder og nektarkilder i det intensivt udnyttede landskab, hvor engbrandbæger er en vigtig nektarkilde. Samtidig er der eksempelvis ingen kvantitativ viden om sideeffekterne på biodiversitet af en bekæmpelse af engbrandbæger i sådanne habitater.

Vårbrandbæger er decideret tilknyttet forstyrret jordbund og har særligt været hyppig på sandede jorde. Her gik den efter braklægningsordningen i 1990'erne meget frem, og blev nogle steder et problem for høhøsten på næringsfattige marker. Den har færre blomster end engbrandbæger og blomstrer

tidligere og har derfor mindre værdi for bestøvende insekter, men kan måske være af betydning tidligere på sæsonen.

Bekæmpelsesmuligheder

Vårbrandbæger udgør i dag ikke det samme problem, som det var tilfældet omkring årtusindskiftet, hvor den på lette jorde var meget udbredt. Da den er nem at rykke op med rod, blev denne metode meget brugt blandt kvæg- og hesteavlere, og i dag udgør dens forekomst ikke et udbredt problem. Vårbrandbægers frøbank er kortlivet, oftest overlever frøene kun et år i jorden, og derfor er et enkelt eller to års bekæmpelse nok til at fjerne denne art fra et område. Engbrandbæger er vanskeligere at bekæmpe og er aktuelt også mere udbredt end vårbrandbæger nogensinde blev. Samtidig er den mere giftig. Engbrandbæger kan bekæmpes med pesticider, gødskning, omlægning og såning af græs eller kløvergræs, hvor biodiversitetshensyn ikke er et tema. Anvendelse af sprøjtemidler er mest effektivt, hvis der sprøjtes, når engbrandbæger er i rosetstadiet. De steder, der dyrkes økologisk, kan der ikke anvendes pesticider, men her kan man ved såning af hurtigt voksende græs eller kløvergræs i kombination med gødskning opnå hurtig vækst af afgrøden og derved sikre, at afgrøden udkonkurrerer engbrandbæger. Der skal ved bekæmpelsen tages hensyn til, at engbrandbæger har en langlivet frøbank, så friholdelse ved slåning eller sprøjtning i et enkelt år hindrer ikke, at engbrandbæger kommer igen efter et år eller to. Hvor der også skal tages hensyn til anden biodiversitet, er det vanskeligere at bekæmpe engbrandbæger. Sådanne steder kan selektiv slåning og oprykning være den eneste mulighed. Slåningen skal ske to gange med ca. fire ugers mellemrum, hvor første slåning sker lige før blomstring i slutningen af juni eller starten af juli. Efter slåningen vil de fleste engbrandbægerplanter sætte blomster endnu engang, hvilket gør, at det er nødvendigt med endnu en slåning lige før den anden blomstring. Efter begge slåninger fjernes det afslåede materiale, da engbrandbæger ellers vil udvikle frø, der kan spire fra det efterladte materiale. Hvor frøbanken er stor og langlivet, er det nødvendigt at gentage denne behandling hvert år, indtil engbrandbæger ikke længere spirer. Oprykning og indsamling af planterne med rod er en effektiv metode, der i løbet af nogle år begrænser problemet, så der kun skal fjernes nogle få, nyspirede planter spredt som frø fra naboområder. Det er ydermere af betydning, at man så vidt muligt undgår at sprede engbrandbæger med husdyr og maskiner, idet frøene kan blive transporteret med jord og fastsiddende i pels. På den anden side er forekomst af engbrandbæger måske ikke et problem i områder, hvor der ikke høstes, hvilket vil gælde for mange områder, der har biodiversitet som hovedformål. Det kommer an på, i hvilken grad massive forekomster af engbrandbæger påvirker mindre konkurrencesterke arter.

Biologisk bekæmpelse

Fra andre verdensdele, hvor engbrandbæger er invasiv, er der eksempler på effektiv biologisk bekæmpelse, hvor særligt sommerfuglen blodplet og bladbillen *Longitarsus jacobaea* er blevet brugt med succes. Sandsynligheden for succes med biologisk bekæmpelse af engbrandbæger i Danmark og det øvrige Europa er mindre. Dette skyldes dels, at begge arter er her allerede, uden at det har haft den store effekt, på trods af at blodplet er gået frem i samme periode som engbrandbæger er gået frem, dels at en række af naturlige fjender angriber blodplet og andre arter, der potentielt kunne være an-

vendt til biologisk bekæmpelse. Uden for engbrandbægers naturlige udbredelsesområde findes de naturlige fjender ikke, hvilket er årsagen til at biologisk bekæmpelse sådanne steder kan være effektiv.

Hvad vi ikke ved

Det er vanskeligt at svare på, hvordan udviklingen fremadrettet bliver. Dette skyldes blandt andet det varmere vejr, der følger af de overordnede klimaændringer, og de vejrmæssige fænomener, de giver anledning til i form af langvarige tørker og ændrede nedbørsmønstre. Virkningerne af dette på arter som engbrandbæger og vårbrandbæger er ikke kendt. Derudover mangler der undersøgelser af, hvordan nye forvaltningsmetoder, som braklægning af lavbundsjorder og helårsgræsning, påvirker forekomst og udbredelsen af giftige arter som engbrandbæger og vårbrandbæger. Øget udbredelse og tæthed af specielt den to-flerårige engbrandbæger kan måske medføre, at andre arter udkonkurreres og bliver mindre hyppige. Virkeligheden er, at vi ikke kan vide det, da det ikke er undersøgt, hverken i praksis eller ved hjælp af plantekonkurrencemodeller. Da braklægningsordningen blev indført i 1990'erne var der ingen, der tænkte på, at ordningen kunne medføre spredning og etablering af vårbrandbæger og engbrandbæger. Derfor var det også en overraskelse, at disse arter spredte sig videre til naturområder og ekstensive græsnings- og høslætarealer. Det er et interessant spørgsmål, om en sådan udvikling ville kunne være forudsagt, hvis tiltaget var blevet fulgt op med undersøgelser. Aktuelt er spørgsmålet, om udtagningen af lavbundsjorder kan medføre yderligere spredning. Spørgsmålet om engbrandbæger og vårbrandbæger kan ikke besvares med baggrund i eksisterende data. Ud fra egne observationer og viden om arternes økologi vurderes det usandsynligt, at vårbrandbæger kan sprede sig til lavbundsjorder, hvorimod det vurderes, at engbrandbæger vil kunne forekomme på de mere tørre dele, men næppe hyppigt, og på de vådere tidvis vanddækkede dele vil den næppe kunne forekomme. Muligvis er det andre arter, der kommer til at sprede sig som følge af udtagningen af lavbundsjorder. Vandbrandbæger *Jacobaea aquatica*, som længere sydpå i Europa er under udbredelse på fugtige græsningsarealer, kunne være en kandidat, som kunne sprede sig på de fugtigere lavbundsjorder, og måske gør klimaændringerne det endnu mere sandsynligt. Herhjemme ser en art som lysesiv også ud til at trives på lavbundsjorder, hvilket dels skyldes, at lavbundsjorderne opfylder dens økologiske krav, dels at heste og kvæg ikke æder den.

Summary

The purpose of this literature review has been to disseminate Danish and international knowledge about the occurrence, ecology, natural value, toxicity and control options of tansy ragwort *Jacobaea vulgaris* and eastern groundsel *Senecio leucanthemifolius*.

It turned out that there was a pronounced lack of studies of Danish conditions. For this reason, the emphasis is on foreign experiences and scientific studies of tansy ragwort and eastern groundsel. Many of these studies also originate from areas where neither of the two species are native. Hence, the report results in answers to some issues and questions regarding others.

Distribution and prevalence

Tansy ragwort is currently considered a native species in Denmark, although humans probably introduced it with the introduction of arable farming. This is believed to have been done through contamination in seeds for sowing. Eastern groundsel was introduced here much later, with the first records in the middle of the 19th century.

Tansy ragwort can be characterized as a native species with invasive properties, a native invader. It occurs in areas used for extensive grazing and hay/silage production, and also in nature. Its prevalence in Denmark continues to increase (see figure below).

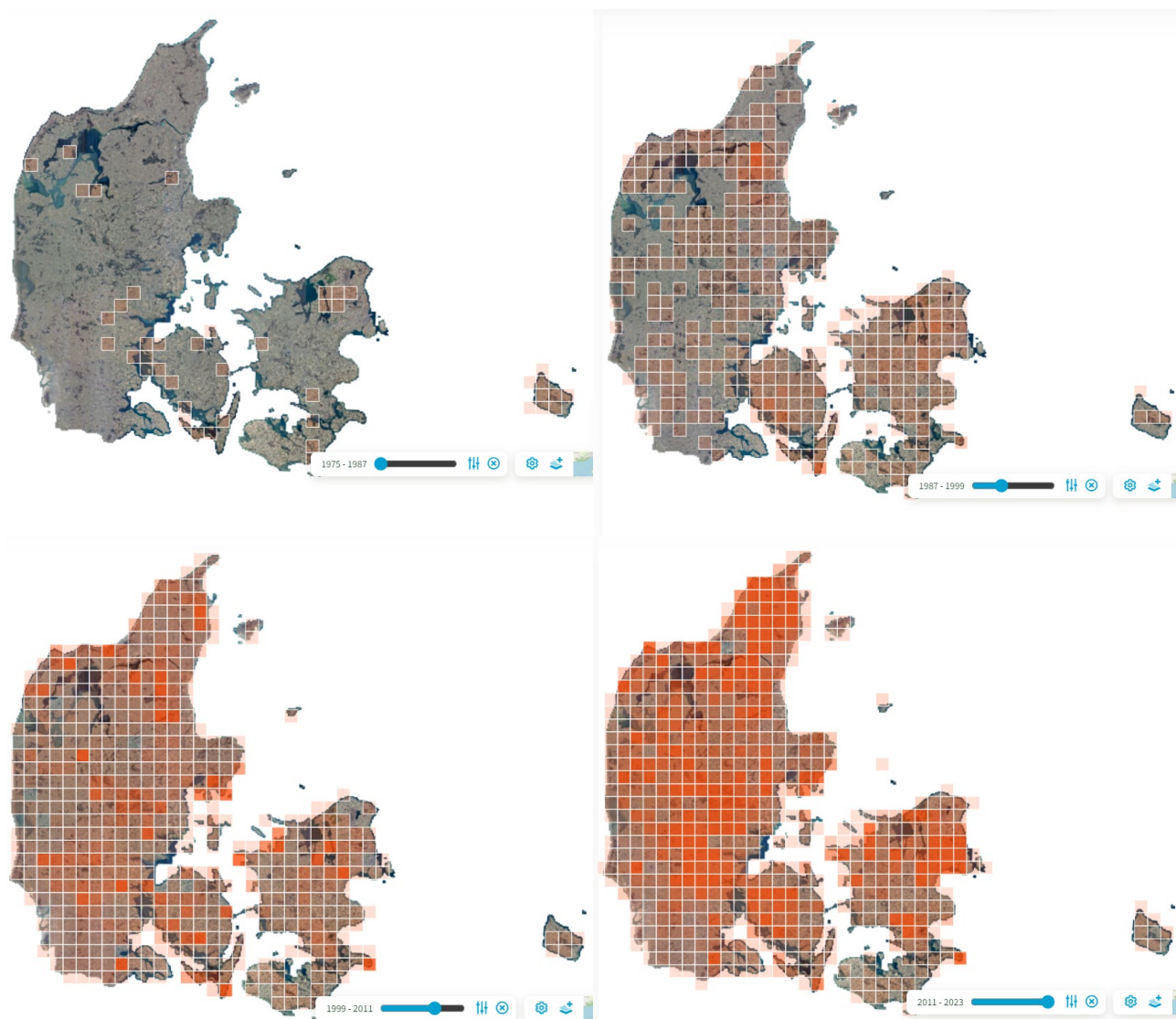


Figure The distribution of Tansy ragwort *Jacobaea vulgaris* over time in Denmark, divided into four time periods from 1975 – 87, 1987 – 99, 1999 – 2011, 2011 – 2023. (Source: Arter.dk)

Eastern groundsel can be characterized as an introduced species that previously was invasive in extensively used soils that were used for grazing and/or haying. Today in Denmark, eastern groundsel occurs mostly along some coasts (Figure 4.1), and it therefore poses less of a problem for the production of hay and silage for fodder purposes.

The probable reason for the spread of both species is set-aside schemes from the 1990's. This is linked to the fact that the fallow offered opportunities for establishment of tansy ragwort and eastern groundsel in the form of disturbed soil. Fallow land matches well with the ecological preferences of tansy ragwort and eastern groundsel, as assessed based on Ellenberg's indicator values for light, temperature, humidity, pH, nutrient and salinity (see table below).

Table Overview of the Ellenberg preferences for light, temperature, humidity, reaction number (pH), nitrogen (nutrients), and salt (salinity) for selected ragwort and groundsel species. The values are presented both as Ellenberg and Leuschner's (2010) central European values and where available in brackets the adapted values for British conditions (Hill et al. 1999; 2000).

Art	Light	Temperature	Humidity	pH	Nutrients	Salinity
Tansy ragwort <i>Jacobaea vulgaris</i>	8 (7)	5	4 (4)	7 (6)	5 (4)	0 (0)
Eastern groundsel <i>Senecio leucanthemifolius</i>	7	6	4	7	6	1
Common groundsel <i>Senecio vulgaris</i>	7 (7)	X	5 (5)	X (7)	8 (7)	0 (0)
Marsg ragwort <i>Jacobaea aquatica</i>	8 (8)	6	8 (8)	4 (6)	5 (5)	0 (0)

However, no monitoring or research studies were found, which definitively confirms that set aside schemes caused the progress. However, the temporal coincidence is relatively certain, but to achieve such a strong progress over such a short period, both species must have been present and able to spread their seeds relatively quickly to the fallow lands. As wind dispersal only takes place over short distances, it is likely that the seeds were spread between fields by livestock and agricultural machinery. This can take place both by seeds getting stuck in fur and by soil containing seeds being transported by animals, e.g. under hooves. Operating machines in areas with the two species may, of course, also have spread seeds. It also seems likely that the warmer climate we have experienced in the same period has contributed to the spread. This is underpinned by the fact that tansy ragwort is currently spreading northward in Scandinavia and is now found far north in, for example, Norway and Finland.

Toxicity

Ragworts and groundsels all contain the toxic pyrrolizidine alkaloids (PA). The highest concentrations are found in the tansy ragwort *Jacobaea vulgaris*, and this makes it toxic to a wide range of organisms, including livestock, humans and insects. The concentration of pyrrolizidine alkaloids is 5 to 10 times higher in the flower than in the other parts of the plant. Normally, horses and other grazing animals avoid ingesting tansy ragwort and eastern groundsel when grazing in a field where they occur. However, sheep are more tolerant than other livestock. Hence, they have been used for control of tansy ragwort in some countries. Typically, poisoning takes place in connection with harvest, where ragworts and groundsels have gotten into hay or silage. This is because the animals cannot distinguish dry ragworts and groundsels from the edible parts of the feed and consume the poisonous plants together with hay or silage.

Ecology and natural value

Tansy ragwort thrives on both dry and slightly moist soil. To become established, a certain degree of disturbance is necessary, as it is not competitive in dense vegetation. For the same reason, fertilizing that promotes the growth of competing species, especially grasses, can make it difficult for tansy ragwort to compete. It is an important plant for pollen and nectar-collecting insects, as it has a high nectar and pollen production. The domesticated honeybee, wild bees and other pollinators such as hoverflies and butterflies visit it. Tansy ragwort is therefore important as a resource and habitat for a large number of species. This also includes a few rare and red-listed species. However, the mapping of species and their interactions with specific plants is generally lacking as is the assessment of the conservation status of the species. Tansy ragwort provides large nectar resources throughout a long season and cannot

easily be replaced by wildflower strip species. There is a lack of knowledge about the consequences of tansy ragwort control measures for biodiversity across habitats. Several sources indicate that species such as the cinnabar moth *Tyria jacobaea* have previously been threatened in England and other countries as a result of negative changes in population development of the host plant. Outside the actual natural areas, habitats such as roadsides, disturbed areas and other small biotopes often represent the last bastions of habitats and nectar sources in the intensively exploited landscape. At the same time, there is no quantitative knowledge about the side effects on biodiversity of tansy ragwort control in such habitats.

Eastern groundsel is associated with disturbed soil and has been particularly prevalent on sandy soils. After the set aside schemes in the 1990s, it has thrived on these soils and in some places was a problem for the hay harvest on poor sandy fields. It has fewer flowers than tansy ragwort and blooms earlier, and therefore it has less value for pollinating insects.

Control options

Eastern groundsel does not pose the same problem today as it did around the turn of the millennium, when it was very widespread on sandy soils. Today, it is mainly prevalent in coastal areas. As it is easy to uproot, this method was widely used among cattle and horse breeders, and currently its occurrence is not a widespread problem. The seed bank of eastern groundsel is short-lived, most often the seeds survive only one year in the soil, and therefore one or two years of control is enough to eliminate this species from an area. Tansy ragwort is more difficult to control and is currently more widespread than eastern groundsel ever was. At the same time, it is more toxic. Where biodiversity concerns are not a theme, tansy ragwort can be controlled with pesticides, fertilizers, replanting and sowing grass or clover grass. The use of sprays is most effective if they are applied when the plant is in the rosette stage. In areas that are cultivated organically, pesticides cannot be used, but here means to ensure rapid growth of the crop by fertilizing and sowing fast-growing grass or clover grass can ensure that the crop outcompetes tansy ragwort. During the control, it must be taken into account that tansy ragwort has a long-lived seed bank, so exclusion by mowing or spraying in a single year does not prevent the species from returning after a year or two. Where other biodiversity must also be taken into account, it is more difficult to control tansy ragwort. In such places, selective mowing and uprooting may be the only option. Mowing must be done twice with approx. four-week intervals, with the first mowing occurring just before flowering at the end of June or the beginning of July. Upon mowing, most tansy ragwort plants will flower again, necessitating another mowing just before the second flowering. After both mowings, the rejected material is removed, as the tansy ragwort will otherwise develop seeds that can germinate from the flowers left behind. Where the seed bank is large and long-lived, it is necessary to repeat this treatment every year until germination from the seed bank has stopped. Uprooting and collecting the plants by root is an effective method that minimizes the problem over the course of a few years, so that only a few new plants sprouting from seeds brought in from neighboring areas need to be removed. On the other hand, the presence of tansy ragwort may not be a problem in areas where there is no harvesting, which will apply to many areas that have biodiversity as their main objective. It depends on the extent to which massive occurrences of tansy ragwort affect less competitive species.

Biological control

From other parts of the world where tansy ragwort is invasive, there are examples of effective biological control, where, in particular, the cinnabar moth and the leaf beetle *Longitarsus jacobaea* have been used with success. The probability of success with biological control in Denmark and the rest of Europe is less. Both species are already here without it having had much of an effect, despite the fact that the cinnabar moth has progressed in the same period as has the tansy ragwort. The fact that a number of natural enemies attack the cinnabar moth and other species that potentially could be used for biological control is the reason biological control is unlikely to be successful. Outside the natural distribution area of tansy ragwort, its natural enemies are not found, which is the why biological control can be effective in such places.

What we don't know

It is difficult predict future developments. Among other things, this is due to the fact that the effect of the warmer weather resulting from the overall climate changes and the weather phenomena this causes in the form of long-term droughts and changed rainfall patterns on species such as tansy ragwort and eastern groundsel remains unknown. In addition, there is a lack of studies on how new management methods, such as the fallowing of low-lying soils and year-round grazing, affect the occurrence and spread of tansy ragwort and eastern groundsel. Increased distribution and density of tansy ragwort may lead to other species being outcompeted or becoming less frequent. However, we really do not know, as it has not been studied in practice or with the help of plant competition models. It was not known at the time of the introduction of the EU set-aside schemes in the 1990s that they could lead to the spread of eastern groundsel and tansy ragwort to nature and extensive grazing and haymaking areas. It is an interesting question whether such a development could have been predicted if the set aside schemes had been followed up with studies or monitoring. Currently, the question is whether the extraction of low-lying organic soils can lead to further spreading. Perhaps other species will spread as a result of the extraction of low-lying organic soils. Marsh ragwort *Jacobaea aquatica*, which further south in Europe poses a problem in moist pastures, could be a candidate to spread to the moister lowland soils and, perhaps, climate change is making this even more likely.

1 Engbrandbæger og vårbrandbæger

Baggrunden for udarbejdelsen af denne rapport er, at engbrandbæger og vårbrandbæger indeholder sekundære metabolitter, pyrrolizidin-alkaloider (PA), som er giftige for en lang række af dyr lige fra insekter til fugle og pattedyr. I forhold til husdyr kan indholdet af giftstoffer forårsage sygdom og død, hvis husdyr indtager for meget brandbæger. Dette sker primært, når planterne ender i hø og/eller ensilage, hvor dyrene ikke kan undgå at indtage dem. Det kan også ske på marken, hvor nogle dyr spiser planterne, men det er sjældent, at heste og køer indtager de friske planter. Får tåler mere engbrandbæger end andre husdyr, og er nogle steder i verden blevet brugt til bekæmpelse af engbrandbæger. Der er ikke fundet oplysninger om egentlig bekæmpelse med får i Danmark, og det finder formentlig ikke sted.

1.1 Taksonomi

Den to - flerårige engbrandbæger *Jacobaea vulgaris* (Figur 1.1a) og den etårige vårbrandbæger *Senecio leucanthemifolius* (Figur 1.1b), som tidligere hed *Senecio vernalis*, tilhører begge kurvblomstfamilien *Asteraceae*. Tidligere tilhørte begge slægten *Senecio* – brandbæger, men på baggrund af molekylære, fylogenetiske studier har forskerne henført engbrandbæger til slægten *Jacobaea* sammen med godt fyre andre arter, heriblandt den ligeledes toårige vandbrandbæger *Jacobaea aquatica*, der tidligere hed *Senecio aquaticus* (Hodálová et al. 2015). Vandbrandbæger er andre steder i Europa en problemart (Suter og Lüsscher 2008; 2012), og tilsvarende engbrandbæger er det en art, som er blevet meget udbredt i dele af det område, hvor den er hjemmehørende. I Danmark er vandbrandbæger aktuelt ikke under udbredelse, men findes på fugtige steder som enge og søbredder m.v. (Figur 1.2). Lige som engbrandbæger er den giftig og begunstiges som engbrandbæger af græsning (Hartvig 2015) og har også som engbrandbæger en stor og langlivet frøbank (Suter & Lüsscher 2012). Engbrandbæger hed før denne udskillelse *Senecio jacobaea* og tilhørte sektion *Jacobaea* i slægten *Senecio* (Hodálová et al. 2015). Der findes flere underarter af engbrandbæger, deriblandt den oktaploide *Jacobaea vulgaris*, ssp *pannonica* og den tetraploide *Jacobaea vulgaris*, ssp *vulgaris*, som er den mest almindelige (Meredá et al 2016). Der er i Atlas Flora Danica undersøgelsen ikke angivet nogle underarter af engbrandbæger fra Danmark (Hartvig 2015).

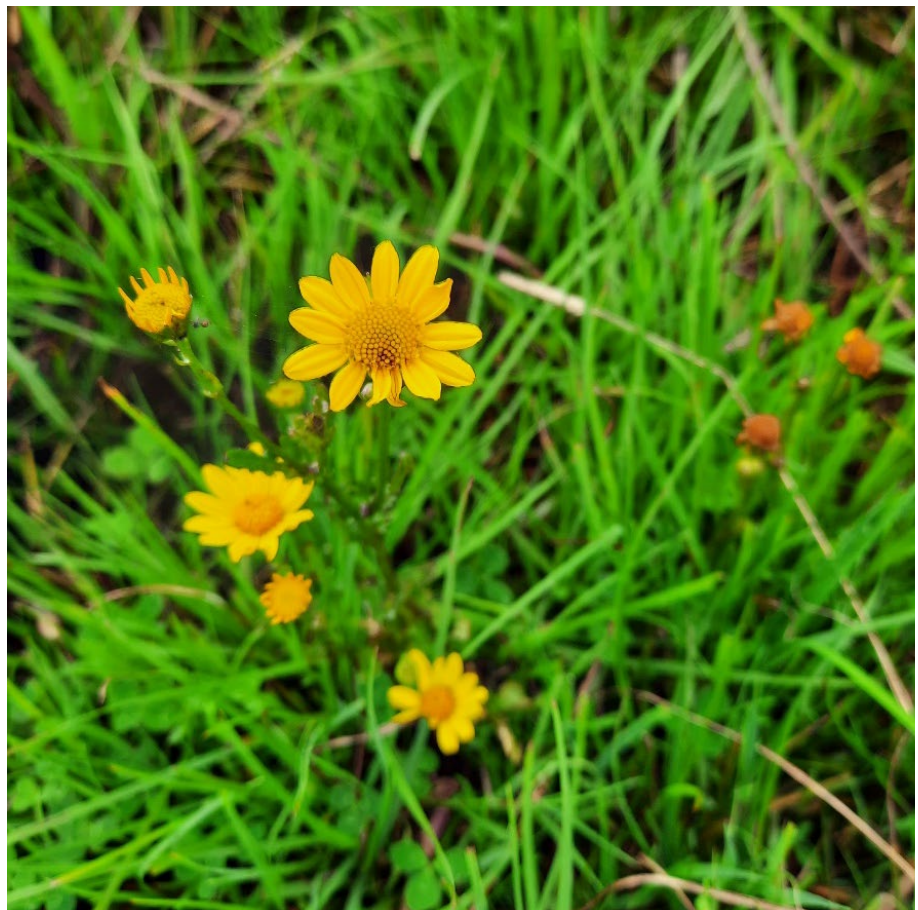


Figur 1.1a. Engbrandbæger - *Jacobaea vulgaris*



Figur 1.2b. Vårbrandbæger - *Senecio leucanthemifolius* –
Foto: Wikimedia Commons https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Senecio_vernalis_sl22.jpg

Figur 1.2. Vandbrandbæger -
Jacobaea aquatica



1.2 Beskrivelser

Engbrandbæger *Jacobaea vulgaris* er en to- flerårig 40 – 100 cm høj rigtblomstrende kurvplante med gule skivekroner og gule tungeformede randkroner (Figur 1.1a). Normalt dør den efter frøsætning (Harper og Wood 1957). Hver plante kan have mere end 200 blomsterkurve (Figur 1.3) og producere mere

end 200.000 frø. Ifølge mange beskrivelser blomstrer den det andet år, for at dø efter blomstring. Dog kan den være mere end to-årig, hvis den vokser næringsfattigt, da det så tager længere tid at opbygge tilstrækkeligt oplagsnæring til at danne blomsterstanden (McEvoy 1984). I en undersøgelse af 176 planter af engbrandbæger var 2 % enårige, 45 % var toårige, 39 % var flerårige og resten døde før deres varighed blev bestemt. Blandt de flerårige var der nogle der også blomstrede som toårige (Schmidl 1972). Slåning før blomstring eller medens blomsterstanden er i et tidligt udviklingsstadium kan ligeledes forsinke udviklingen, så planten bliver flerårig. Ved blomstring og frøsætning visner rosetbladene, idet ressourcerne herfra overføres til udviklingen af blomster og frø. Blomsterkurvene med de skivekronede blomster sidder i en tæt blomstret endestillet halvskærm. Frugten fra de indre dele af blomsten er håret og tætribbet, medens frugterne fra de ydre dele er glatte (Mossberg et al. 1992). De nedre blade er lyreformet parvis snitdelte, og de øvre fjersnitdelte (Efter Rostrup og Jørgensen 1973).

Figur 1.3. Rigtblomstrende engbrandbæger – *Jacobaea vulgaris*



Vårbrandbæger *Senecio leucanthemifolius* er en enårig 20 – 40 cm høj kurvplante (Figur 1.1b). Kurvene er klokkeformede med gule skive- og randblomster. De bugtet lappede blade er aflange med kruset/tandet rand, og normalt ligesom stænglen hvidfiltet ulden (Efter Rostrup og Jørgensen 1973). Frugterne er tiltrykt hårede med en hvid penselformet fnok (Mossberg et al. 1992).

1.3 Forvekslingsmuligheder

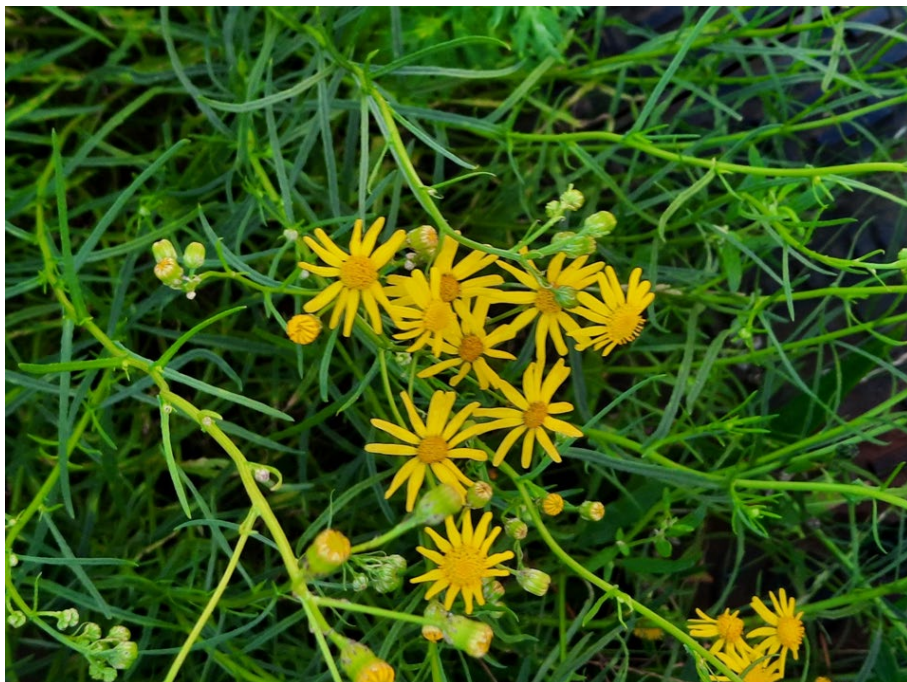
Den art, der ligner engbrandbæger mest, er nok vandbrandbæger (Figur 1.2), som adskiller sig ved at have lidt større blomster og hele, eller næsten hele, grundblade.

Den art, der ligner vårbrandbæger mest, er nok den form af almindelig brandbæger *Senecio vulgaris*, der har randkroner og er filtet.

Der er endvidere fundet hybrider mellem vårbrandbæger og almindelig brandbæger i det meste af landet (Hartvig 2015). Ligeledes er der fundet hybrider mellem engbrandbæger og vandbrandbæger, en hybrid der lokalt er hyppig på Sydfalster (Hartvig 2015).

Smalbladet brandbæger *Senecio inaequidens* (Figur 1.4) er en nyligt indvandret art, som efterhånden er udbredt på forstyrrede steder som vejkanter og bane-terræn i store dele af landet (Hartvig 2015). Dog uden at den aktuelt anses for problematisk for arter og/eller økosystemer (Miljøstyrelsen 2017).

Figur 1.4. Smalbladet brandbæger - *Senecio inaequidens*



2 Toksicitet

Både engbrandbæger og vårbrandbæger indeholder et antal forskellige pyrrolizidin alkaloider (PA). For engbrandbægers vedkommende drejer det sig iflg. Smith & Culvenor (1981) om stofferne seneciphyllin, senecionin, jacobin, jaconin, jacolin, jacozin, otosenin, senkirkin og retrorsin, mens vårbrandbæger indeholder senecionin, senkirkin, retrorsin og senecivernin. Hartmann og Zimmer (1986) fandt, at koncentrationen af alkaloider var højest i blomsten med mellem 1,0 og 1,4 mg/g friskvægt, hvilket var mellem 5 og 10 gange højere end koncentrationen i blade og rødder. Dette stemmer overens med, at Wiedenfeld (2011) fandt 0,1-0,2 % PA i de vegetative dele af engbrandbæger, mens indholdet i knopper og blomster var op til 0,8 %. Tørring af plantemateriale påvirker ikke indholdet af PA'er, hvorimod ensilering tilsyneladende nedbryder en del af PA'erne, så indholdet falder ned til en tiendedel, formentlig via de enzymatiske nedbrydningsprocesser (Wiedenfeld 2011).

PA'er kan findes i ca. 3 % af alle plantearter, især i kurvblomstfamilien (tribus Senecioneae (brandbægergruppen) og tribus Eupatorieae (hjortetrøstgruppen)), ærteblomstfamilien (slægten *Crotalaria*, som ikke findes i DK) og rubladfamilien (alle slægter) (Smith and Culvenor 1981). Pyrrolizidin alkaloider er udviklet uafhængigt i forskellige planteslægter (Hartmann & Ober 2008).

PA'erne dannes som N-oxider i planternes rødder, hvorefter de fordeles til forskellige dele af planten og her omdannes til forskellige typer PA'er. PA'er i planter har umiddelbart en lav akut toksicitet, men efter optagelse i hvirveldyr eller insekter omdannes udgangsstofferne til metabolitter med høj toksicitet. Kun 1,2-umættede PA'er er toksiske (Hartmann & Ober 2008, Wiedenfeld 2011).

2.1 Forgiftning af mennesker

PA-forgiftninger hos mennesker forekommer især i områder, hvor planter med disse indholdsstoffer anvendes som urtemedicin, eller hvor de forekommer som ukrudt eller frøforurening i fx salatblandinger eller kornafgrøder (Smith and Culvenor 1981, Wiedenfeld 2011). I Europa er der primært rapporteret om problemer med forskellige arter af brandbæger. Bladene fra brandbægerarter, der forekommer som ukrudt i fx rucola, kan af lægfolk ikke skelnes fra rucolablade. I Etiopien er der i hirse fundet PA-forurening med frø fra *Ageratum conyzoides*, en kurveblomstret plante i slægt med den ofte anvendte sommerblomst almindelig blåkvast (*A. houstonianum*). Da hirse udgør en stor del af fødegrundlaget, har denne frøforurening ført til adskillige dødsfald (Wiedenfeld 2011). Derudover er forskellige plantearter, der indholder PA'er, traditionelt anvendt i teer og urtemedicin i store dele af verden.

Derudover er PA'er fundet i forskellige animalske produkter, fx mælk, honning og æg (Wiedenfeld 2011), og i nogle tilfælde kan PA'er føres fra én plantes rødder til en andens via jorden, hvorved naboplanter, der ikke selv danner PA'er, kan kontamineres og blive giftige (Lewerenz et al. 2022).

Leverskader er de hyppigste, men der ses også effekter på lunger og nervesystem samt mutagene, carcinogene, genotoksiske, føtotoksiske og teratogene effekter (Moreira et al. 2018).

I 2011 konkluderede EFSA's panel for fødekædekontaminering (CONTAM), at der ikke kunne sættes en grænseværdi for dagligt indtag af PA (Végh et al. 2021), men valgte i stedet at sætte en belastningsgrænse for 10 % øget cancerisiko (BMDL10) på 70 µg/kg kropsvægt/dag som referencepunkt til sammenligning med dagligt indtag. På den baggrund konkluderede EFSA-CONTAM, at eksponering via pollen, te, urtete og plantebaserede tilskud potentielt udgør en risiko for forbrugeren, og derfor blev human akut og kronisk eksponering undersøgt i 2016 og sammenlignet med nye studier af PA'ers giftvirkninger, hvilket resulterede i en revurderet referenceværdi på 237 µg/kg kropsvægt/dag i 2017. Næsten samtidigt fastsatte FAO/WHO en referenceværdi på 182 µg/kg kropsvægt/dag og konkluderede ud fra PA-indholdet i te og honning, at disse produkter kunne udgøre en risiko for forbrugerne. Det europæiske lægemiddelagentur (EMA) fastsatte i 2014 en grænseværdi for voksen på 0,35 µg PA pr. dag i max 14 dage, men ændrede to år senere grænseværdien til 1 µg pr. dag i max 14 dage (EMA 2021). Den nyeste EU-lovgivning (Kommissionens Forordning (EU 2023/915), også kaldet Kontaminantforordningen), angiver grænseværdier i fødevarer m.v. på mellem 1,0 og 1000 µg/kg produkt.

2.2 Insekter

Generelt fungerer PA'er som planternes forsvarsstoffer mod herbivore insekter, og PA'er er således også giftige for insekter (fx Hartmann & Ober 2008; Reinhard et al. 2009). Dette gælder også for insekter, der udnytter pollen og nektar fra PA-producerende planter, fx honningbier, der dels afskrækkes af PA'erne i den form, de findes i planterne (N-oxider), dels oplever letale effekter af de PA-forbindelser, som dannes efter optagelse (Reinhard et al. 2009). Voksne honningbier er mindre følsomme end deres afkom, og tilsyneladende beskyttes afkommet mod PA-skader ved at arbejderbierne "filtrerer" noget af PA-indholdet fra, så gele royale indeholder væsentligt mindre PA end det indsamlede pollen (Lucchetti et al. 2018).

Der findes imidlertid også insekter, som tåler PA'erne, fordi de har mekanismer til at isolere stofferne og udnytte dem til beskyttelse mod prædatorer og parasitter (Hartmann & Ober 2008). Nogle sommerfugle coater fx deres æg med PA'er fra både hannen og hunnen for at beskytte dem.

2.3 Udfordringer ved dyrehold og høslæt

I litteraturen om engbrandbæger og vårbrandbæger er udfordringerne for dyrehold noget af det, der er bedst beskrevet på dansk og baseret på danske erfaringer. Dog er størstedelen af litteraturen baseret på erfaringer fra enkelte landmænd eller rådgivning baseret på international litteratur. Der er en udtalt mangel på videnskabelige studier; dette gælder både for danske forhold og internationalt (Layborn et al. 2013).

Ifølge Layborn et al. (2013) varierer husdyrs følsomhed over for PA'erne i brandbæger meget, med grise som de mest følsomme, efterfulgt af høns, heste, køer, får og geder. Det er imidlertid svært at finde solide data for, hvor meget PA eller brandbæger de forskellige dyrearter tåler, og følsomheden varierer desuden mellem racer og individer inden for samme art.

Bortset fra får vil de fleste græssende husdyr undgå at æde brandbæger i frisk form (Layborn et al. 2013). I de fleste tilfælde kan dyrene godt undgå brandbægerarterne, når de græsser på markerne, selv om der kan være situationer,

hvor døde planter ædes, eller hvor dyrene ved mangel på alternativer i kombination med sult indtager brandbæger.

Ud fra artikler i landbrugsavisen og magasiner for hesteinteresserede samt Layborn et al. (2013) står det klart, at det største problem er relateret til fodring med hø og ensilage. Problemet skyldes, at når først brandbæger er kommet i foderet, kan dyrene ikke længere undgå det. Derved sker der forgiftninger, som ind i mellem fører til, at kvæg og heste dør eller bliver aflivet.

Akut dødelighed ses sjældent, formentlig fordi det ville kræve, at dyrene indtog urealistiske mængder af brandbæger (Layborn et al. 2013). For at få et akut dødeligt tilfælde skal hesten æde omkring 5% af sin legemsvægt, hvilket svarer til ca. 20 kg af planten. <https://www.netdyredoktor.dk/hest/forgiftning/brandbaeger/>

Kroniske effekter, hvor heste over en længere periode, dvs. 6-8 uger, indtager 50 -100 gr. dagligt, er mere almindelige. Hestene vil i løbet af perioden tabe sig, de bliver slingre og kan vandre hvileløst rundt (<https://www.netdyredoktor.dk/hest/forgiftning/brandbaeger/>). Døden indtræffer oftest længe efter indtagelse af de giftige planter.

Idet PA'er forårsager nedsat leverfunktion, kan de desuden føre til fotosensibilisering, hvor de hvide hårpatter i pelsen, der er mest følsomme over for sollys, bliver røde og hævede, og det kan udvikle sig til en åben hudbetændelse, hvor huden ligefrem falder af (<https://www.netdyredoktor.dk/hest/forgiftning/brandbaeger/>

2.4 Lovgivning

For at forhindre forgiftning af heste og andre husdyr skal landmændene sørge for at bekæmpe planten på de arealer, hvor der tages høslæt og andet foder jf. Foderstofhygiejneforordningen (Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) Nr. 1831/2003 af 22. september 2003 om krav til foderstofhygiejne) (<https://lbst.dk/landbrug/planteavl/engbrandbaeger-og-vaarbrandbaeger#c56128>).

2.5 Øjenvidneberetning

Landmand: Giftig plante dræbte 12 af mine højdrægtige kvier - Landmand Vagn Post har på kort tid mistet 12 drægtige kvier, fordi de havde spist den giftige plante engbrandbæger.

Vi har fået taget blodprøver af otte af kvierne og fået obduceret tre. Dyrlægen er ikke i tvivl. Det skyldes engbrandbæger. Deres lever var fuldstændigt defekte. De havde ingen funktion tilbage," siger økologisk landmand Vagn Post til Landbrugsavisen.dk.

Vagn Post driver et økologisk landbrug ved Vorbasse med 180 hektar og 140 årskøer af racen Jersey.

De 12 døde kvier var alle blevet fodret med ensilage fra én specifik mark fra december til første marts, hvor de første døde.

"De dør i løbet af en uge eller to, og man kan se på dem, de er syge, for de bliver helt mærkelige og slingrer og så videre," siger Vagn Post.

Efter de første døde kvier begyndte han sammen med dyrlægen at lede efter årsagen.

"Sidste år havde vi en mark med forholdsvis mange engbrandbæger på, som køerne først havde gået på. Som frisk plante havde køerne ikke spist af den. Vi havde pudset marken noget tid, inden vi tog slæt, og jeg gemte de baller i én stak specielt til kvierne," siger han.

Artikel i landbrugsavisen 23. august 2017 [Landmand: Giftig plante dræbte 12 af mine højdrægtige kvier | LandbrugsAvisen](#)

2.6 Mulige problemer med honning og pollen

Végh et al. (2021) gennemførte et review af studier omhandlende fødevarer-mæssige risici ved bipollen og fandt, at pollen og pollenprodukter potentielt kan udgøre et helbreds-mæssigt problem, som bør overvåges og begrænses vha. grænseværdier for kommercielle produkter. Generelt var PA-indholdet højere i pollen end i honning, gele royale og propolis. Det gennemsnitlige PA-indhold i pollen fra blandede blomsterkilder varierede mellem 100 og 1597 µg/kg, med en maksimumkoncentration på 37.855 µg/kg (Tabel 2.1). Desuden forekom PA'er i 31 % af pollenprøverne sammenlignet med 9 % af honningprøverne. Langt størstedelen af de undersøgte europæiske pollenprodukter med PA indeholdt pollen fra planter af *Echium*-slægten, mens pollen fra brandbæger- og hjortetrøstarter var sjældne (Kempf et al. 2010 refereret i Végh et al. 2021). En betydelig del af PA-indholdet i honning stammer fra pollen-korn i honningen. Opvarmning kan reducere PA-indholdet; bedst effekt fås ved 60 grader i 84 timer, som resulterede i en 75 % reduktion (Kast et al. 2019 og Boppré et al. 2008 refereret i Végh et al. 2021), men en del PA-forbindelser er stabile selv ved høje temperaturer (Kast et al. 2019).

Tabel 2.1. Oversigt over PA'er i honning og pollen. Efter Végh et al. 2021.

Summary of the literature data on pyrrolizidine alkaloid content of apicultural products.

Samples	Country of origin	Technique	% > LOD	PA mean (µg/kg)	PA max. (µg/kg)	Reference
Honeys of various botanical origins (n = 381)	Europe	LC-MS/MS	65	17	225	Dübecke et al. (2011)
Honeys of various botanical origins (n = 2839)	Central- and South-America	LC-MS/MS	68	46	1087	Dübecke et al. (2011)
Honeys of various botanical origins (n = 60)	China	LC-MS/MS	40	3	16	Zhu et al. (2018)
Honeys of various botanical origins (n = 60)	Marketed in China	LC-MS/MS	75	31	289	Zhu et al. (2018)
Bee pollens of various botanical origins (n = 119)	n.d.	LC-MS/MS	60	1108	37855	Dübecke et al., 2011
Bee pollens of various botanical origins (n = 55)	Europe, Asia, USA, Mexico, New-Zealand	GC-MS	31	1597	16350	Kempf et al. (2010)
Bee pollens of various botanical origins (n = 32)	Marketed in Switzerland	LC-MS/MS	31	100	1185	Kast et al. (2018)
Bee pollens of various botanical origins (n = 5)	Switzerland	LC-MS/MS	80	240	586	Kast et al. (2018)
Bee pollens of various botanical origins (n = 5)	Marketed in Belgium	LC-MS/MS	80	555	1672	Picron et al. (2019)
Bee pollens of various botanical origins (n = 44)	Marketed in Italy and online stores	LC-MS/MS	77	402	3356	Inacio et al. (2020)
Bee pollen of <i>Echium vulgare</i> (n = 4)	Germany	LC-MS	100	350,000	n.d.	Boppré et al. (2008)
Bee pollen of <i>Eupatorium cannabinum</i> (n = 10)	Germany		100	120,000	n.d.	
Bee pollen of <i>Senecio jacobaea</i> (n = 17)	Germany		100	100,000	n.d.	
Bee pollen of <i>Senecio ovatus</i> (n = 14)	Germany		100	70,000	n.d.	
Bee pollen of <i>Echium plantagineum</i> (n = 2)	Australia		100	6000	n.d.	
Supplements containing bee pollen (n = 12)	Marketed in Europe	LC-MS/MS	100	576	1911	Mulder et al., 2018
Bee breads of various botanical origins (n = 8)	Switzerland	LC-MS/MS	100	n.d.	2538	Kast et al. (2019)
Supplements containing propolis and royal jelly (n = 17)	Marketed in Europe	LC-MS/MS	47	8	48	Mulder et al., 2018

n.d.: no data.

2.7 Påvirkning af vand og grundvand

Der har generelt ikke været fokus på PA'er i vandløb og grundvand, men PA'er kan potentielt overføres til overfladevand og grundvand fra PA-producerende planter. Således viser undersøgelser, at PA'er fra planter af rød hestehov *Petasites hybridus* kan genfindes i vandet (Kisielius et al. 2020, Hansen et al. 2022). Koncentrationerne i vandløbet var ca. 70 ng/L, stigende til det ti-dobbelte efter kraftig regn, mens indholdet i grundvand var ca. 230 ng/L (Kisielius et al. 2020).

3 Biologi

3.1 Frøspredning

Frø af engbrandbæger spredtes normalt ikke mere end fem meter fra moderplanten med vinden, således fandt McEvoy og Cox (1987) ved forsøg, der inddrog forskellige forhold som højde ved frigivelse (max 2 m), højde af omgivende vegetation og topografi, at ingen frø spredtes længere end 14 meter fra udgangspunktet, og størstedelen (89%) landede inden for fem meter fra udgangspunktet. Generelt er det fundet, at 90 % af frøene lander inden for de første 10 meter, og at 99 % lander inden for de første 20 m (Huckauf et al. 2017).

Vårbrandbæger har været under spredning i Europa siden 1850'erne og forekommer nu i en række forskellige habitater (Hantsch et al. 2013). Ifølge USDA (2016) er vårbrandbæger hjemmehørende i det sydlige og østlige Europa, samt det vestlige og centrale Asien. Den er således også introduceret i Danmark. Den økotype, der er under spredning i Vesteuropa, er forskellig fra den, der findes i Israel, hvor vårbrandbæger også er hjemmehørende (Hantsch et al. 2013). Hantsch et al. (2013) fandt modsat forventningen ingen tilpasning til forskellige typer af forstyrrelse. Arten spredtes primært med vinden, men også med køretøjer, husdyr og som forurening i andre frø (Hantsch et al. 2013; USDA 2016). Vårbrandbæger er ikke selvbestøvende, og er derfor afhængig af fremmedbestøvning, hvilket primært sker ved insektbestøvning (Comes og Kadereit 1990). Vindspredning af frøene er hovedsagelig over kortere afstande end 10 m, hvorfor en stor del af den spredning, der er sket, sikkert skyldes spredning med dyr og køretøjer, hvor frø eller jord indeholdende frø er blevet transporteret over længere afstande.

3.2 Frøbank

De fleste frø spirer efter de er blevet spredt fra planten i sensommeren eller det tidlige efterår, men frø, der ligger i dvale hele vinteren, vil spire i begyndelsen af vækstsæsonen om foråret. Ideelle temperaturer for spiring er 5 – 30 °C (Jacobs 2009). Dem, der ikke spirer, går enten til eller indgår i frøbanken.

Forekomsten af en frøbank, hvorfra nye planter rekrutteres, er vigtig for forekomsten af kortlivede arter som engbrandbæger og vårbrandbæger på en given lokalitet.

Engbrandbæger har en langlivet frøbank, hvor en betragtelig procentdel af frøene stadig er spiringsdygtige efter 18 år. Frøenes overlevelse afhænger dog af jordtypen. Dette blev undersøgt i et studie, hvor James og Rahman (2000) sammenlignede overlevelsen af engbrandbægerfrø i fire jordtyper ved tre forskellige jorddybder og fandt, at overlevelsen steg med jorddybden ned til 19–21 cm, som var den største dybde, der blev undersøgt, og at den sandede jord gav den største procentuelle overlevelse over tid med 13 % levende frø efter 16 år. Lerjorden resulterede i den laveste overlevelse, hvor der ikke var nogen overlevende frø efter 16 år, og næsten ingen efter 11 år. I det øverste jordlag (0–2 cm) var der mindst 1% levende frø efter 10,9 – 14,6 år afhængig af jordtype. Lerjorden havde de laveste værdier, og sandjorden de højeste, medens tørvejorden og silt-jorden havde intermediære værdier. Dette er i god over-

ensstemmelse med Tyler et al. (2021), der med en score på 3 beskriver engbrandbægers frøbank som langlivet (5 – 25 år) i deres oversigt over svenske plantearters indikatorværdier.

I et studie af spiring af engbrandbæger fandt Beskow og Harrington (2005), at frø fra frøbanken under forhold med lys havde en signifikant højere spiring (55,5 %) end under forhold uden lys (13,9 %). Spiringen af engbrandbæger er altså afhængig af lys, hvorfor forhold, der mindsker mængden af lys, der rammer jorden, vil virke hæmmende på forekomsten af engbrandbæger.

Erfmeier et al. (2013) fandt i et eksperiment, at mængden af frø var vigtig for etablering af vårbrandbæger, specielt i de tidlige stadier. Ifølge Erfmeier et al. (2013) er den høje spiringsprocent ved høj udsåningstæthed et tegn på vårbrandbægers koloniseringspotentiale. Efter 15 uger var der dog ikke signifikant forskel på etablering ved høj og intermediaær udsåningstæthed. Tyler et al. (2021) angiver, at vårbrandbægers frøbank normalt kun lever i et år og maksimalt i 2 år. Tyler et al. (2021) har således ingen oplysninger om frøhvile for vårbrandbæger.

3.3 Bestøvning

Engbrandbæger behøver ikke bestøvning fra en anden plante, men kan bestøves ved overførsel af pollen fra samme plante. Frøsætningen er dog markant højere ved fremmedbestøvning (Vanparys et al., 2011). Hvor der er udsat honningbier, besøges engbrandbæger flittigt af disse, således fandt Peter et al. (2021) i Schleswig-Holstein i Nordtyskland, at ud af 4131 besøg af bestøvende insekter var de 36% honningbier, medens resten var fordelt på humlebier, svirrefluer og enlige bier

3.4 Biologiske præferencer

Ved at anvende Ellenbergs indikatorværdier for præferencer for lys, temperatur, fugtighed, pH, næringstofstatus, og salt kan man danne sig et indtryk af, hvor arterne kan trives (Ellenberg & Leuschner 2010, Hill et al. 1999, Hill et al. 2000) (Tabel 3.1).

Lys

Det ses af Tabel 3.1, at vårbrandbæger og engbrandbæger med værdierne hhv. 7 og 8 (7) er relativt lyskrævende, og at man derfor kan forvente, at de vil trives i lysåbne økosystemer. Engbrandbæger ser man dog også langs skovstier og skovveje, men normalt ikke i større antal.

Temperatur

Vårbrandbæger og engbrandbæger er med værdierne 6 hhv. 5 begge arter, der trives med lidt varmere forhold. At engbrandbæger er begunstiget af højere temperaturer, ses måske også af, at den trives godt på soleksponerede skråninger langs veje, medens den er mindre hyppig på de nordvendte skråninger. De to tørkeår 2018 og 2023 har også vist, at engbrandbæger trives godt med høje temperaturer, og at tørkestress ikke har ramt den i samme grad som mange andre arter.

Fugtighed

Med hensyn til fugtighed er engbrandbæger og vårbrandbæger begge med værdien 4 hverken til de mest tørre steder eller de mest fugtige steder, hvilket kan indikere, at de ikke vil kunne trives på fugtige lavbundsjorder. Ingen regel uden undtagelser, man kan finde engbrandbæger på lavbundsjorder, fx har forfatterne observeret den mellem knopsiv ved Lystbæk i Vestjylland, hvor den er hyppig på de tørre naboarealer, der er afgræsset af heste og kvæg (se forsidefoto). Det er formentlig sådan, at den ikke findes, hvor der er vanddækket i længere perioder.

Reaktionstal

For reaktionstallet pH har engbrandbæger værdien 7(6) og vårbrandbæger værdien 7, hvilket indikerer, at de klarer sig bedst ved pH omkring neutralpunktet eller lidt højere. Dette er i overensstemmelse med, at man ikke eller kun sjældent ser dem på heder, som typisk har jord med en pH værdi under 4 (Kaae et al. 2022). På den anden side kan engbrandbæger være hyppig på sure overdrev, og i den anden af skalaen kan det overraske, at engbrandbæger også er meget hyppig på et kalkoverdrev som Høvblege, hvor den vokser i meget kalkholdig jord.

Kvælstof

Med hensyn til kvælstof/næringsstoffer, hvor engbrandbæger har værdien 5(4) og vårbrandbæger værdien 6, så viser det, at engbrandbæger er intermediær, hvad angår krav til næringsstofstatus, medens vårbrandbæger er lidt mere krævende. Det vil sige, at ingen af dem forventes at trives i de mest næringsfattige økosystemer som heder og lignende, og ligeledes vil de heller ikke forventes at trives på næringsberigede landbrugsjorder, hvor de sandsynligvis vil blive udkonkurreret af mere kvælstofelskende arter, deriblandt mange græsser. Deres krav til næringsstofstatus forklarer derimod måske, hvorfor opgivne braklagte landbrugsjorder i høj grad begunstigede engbrandbæger og vårbrandbæger, da disse både er lysåbne, sjældent har været for fugtige, og via den tidligere brug af hjælpestoffer som kalkning og gødskning har givet gode forhold for de to brandbægerarter.

Salt

Værdien for salt 0 (0) for engbrandbæger antyder at, arten ikke tåler salt, og den høje udbredelse langs landeveje og specielt motorveje kan derfor overraske, da saltanvendelsen her antyder, at den kan tåle en vis mængde af saltpåvirkning, men måske er den type saltpåvirkning, den ikke kan tåle, den direkte påvirkning på løvet, medens at et forhøjet indhold af salt i jorden er mindre problematisk. Engbrandbæger er da heller ikke hyppig langs eksponerede kyster, men på den højere beliggende del af strandengen langs beskyttede kyster kan man godt finde den. Man skal dog næppe forvente, at den bliver hyppig lang kyster. Vårbrandbæger har med værdien 1 derimod en lidt større tolerance over for saltpåvirkning, og det stemmer meget godt med, at den aktuelt er mere hyppig ved mange kyster.

Tabel 3.1. Oversigt over fire arter af brandbægers præference for Lys, Temperatur, Fugtighed, Reaktionsal (pH), Kvælstof (næringsstoffer), og Salt. Værdierne er præsenteret både som Ellenberg og Leuschners (2010) mellemeuropæiske værdier og hvor de er tilgængelige i parentes de tilpassede værdier for britiske forhold (Hill et al. 1999;2000).

Art	Lys	Temperatur	Fugtighed	pH	Kvælstof	Salt
Engbrandbæger	8 (7)	5	4 (4)	7 (6)	5 (4)	0 (0)
Vårbrandbæger	7	6	4	7	6	1
Almindelig brandbæger	7 (7)	X	5 (5)	X (7)	8 (7)	0 (0)
Vandbrandbæger	8 (8)	6	8 (8)	4 (6)	5 (5)	0 (0)

4 Engbrandbæger og vårbrandbægers udbredelse og udvikling

Engbrandbæger er en art, der er hjemmehørende i Eurasien (CABI 2021) og aktuelt under udbredelse i Nordeuropa, hvor den breder sig og bliver dominerende i habitater, hvor den førhen har været ualmindelig eller fraværende. Den kan i Danmark betegnes som en hjemmehørende art, der optræder invasivt. Nogle steder betegner man den som "native invader" (Möhler et al. 2018). Uden for Europa optræder den invasivt i store dele af verden, bl.a. det vestlige og nordvestlige USA, Canada, det sydlige Australien, Tasmanien og New Zealand (CABI 2021).

4.1 Nuværende status i Danmark

Engbrandbæger

Engbrandbæger er blevet betegnet som en hjemmehørende art af Hartvig (2015) baseret på makrofossilfund fra Sydslesvig fra Vikingetid.

I Danmark er Engbrandbæger udbredt over hele landet (Hartvig 2015), hvor den findes på lysåben, vekslende tør, mest svagt alkalisk, middelnæringsrig jordbund. Med hensyn til habitatpræference spænder den vidt fra natur og kulturskrænter, gamle brakmarker, vejrabatter, overdrev, græssede enge, kulturgæsland, grusgrave, ruderater, strandoverdrev, højstaudeenge, græsheider og unge nåleplantager (Hartvig 2015). Hartvig (2015) betegner den som almindelig til ret almindelig i hele landet, men lokalt sjælden i kystområderne i det sydvestlige Jylland og de sydøstlige øer, samt i Nordøst-sjælland og på dele af Bornholm. Derudover nævner Hartvig (2015), at engbrandbæger er gået frem siden Topografisk Botanisk Undersøgelse i 1961.

Harper og Wood (1957) opgjorde i 1957 engbrandbægers udbredelse uden for Storbritannien som svær at definere pga., at arten til stadighed udvider sin udbredelse som følge af menneskelige aktiviteter. Den nordlige grænse var dengang en isoleret forekomst i Norge ved Sordmore 62°30' N, og den var dengang ikke til stede på Færøerne og i Island. I Norge, hvor den blev kortlagt som en kysttilknyttet art i 1960 i det sydlige Norge, har den siden da spredt sig til flere biotoper og findes nu også i indlandet og nordpå til Nordtrøndelag 64°30'00"N 11°40'00"E i det centrale Norge (Fremstad 2007). I dag forekommer den på Færøerne 62°N 07W, hvor den formodes at være blevet importeret med frøblandinger (Jensen et al. 2023), og den blev utilsigtet indført til Island i 2013 (Wasowicz 2020, CABI 2021). Den beskrives yderligere som til stede i det sydlige Sverige og udbredt i det meste af Danmark (Harper og Wood 1957). Den fandtes i det sydlige Finland allerede i 1899 og er aktuelt under udbredelse mod nord, hvor den i dag findes et godt stykke op i Finland (Lampinen og Lahti 2019). I Finland anses den ikke som naturligt forekommende, men er blevet introduceret, formentlig med ballastjord i skibe (<https://luontoportti.com/da/t/2261/eng-brandbaeger>). Harper og Wood (1957) beskriver den endvidere som en kontinental art, som mod øst når Sibirien og mod syd Lilleasien. Den var i 1957 kendt fra Rumænien, Ungarn, Bulgarien og Grækenland. Den var i 1957 ikke angivet i de seneste floraer fra en række Nordafrikanske lande. Uden for dens naturlige udbredelsesområde fandtes den indført/indslæbt i 1957 i New Zealand (1874), Australien (1940) Sydafrika, Sydamerika og USA inkl. Alaska, og Canada.

Vårbrandbæger

Vårbrandbæger betegnes som en indslæbt bofast art (Hartvig 2015). Arten stammer fra SØ-Europa, SV-Asien. Den er blevet indslæbt med kløver og græsfrø og spredt til det meste af landet gennem første halvdel af 1900-tallet (Hartvig 2015).

Den er udbredt over hele landet, hvor den findes på lysåben til let skygget, mest tør, svagt sur til overvejende alkalisk, middelnæringsrig bund. Med hensyn til habitatpræference spænder den lige som engbrandbæger vidt fra brakmarker, hvid klit, sydvendte vejskrænter, græsmarker, sandede agre, sandede overdrev, strandmarker, strandvolde, grusede pladser, vejrabatter, jernbaneterræn, brandbælter i nåleplantager, grusgrave, nyplantninger, ruderaer, jordfyldspladser, kirkegårdsdiger og er hyppig på tangtagene på Læsø (Hartvig 2015). Hartvig (2015) betegner den som almindelig, især i sandjordsegne i det meste af landet, dog mindre hyppig i Nordvest- og Sydjylland og i de sydlige og østligste dele af Øerne inklusive Bornholm, og sjældent i indlandet på Lolland og Falster. Vårbrandbæger kan på den baggrund karakteriseres som en introduceret art, der tidligere optrådte invasivt på lettere jorder, der blev anvendt til ekstensiv græsning og/eller høslæt.

4.2 Historisk udvikling

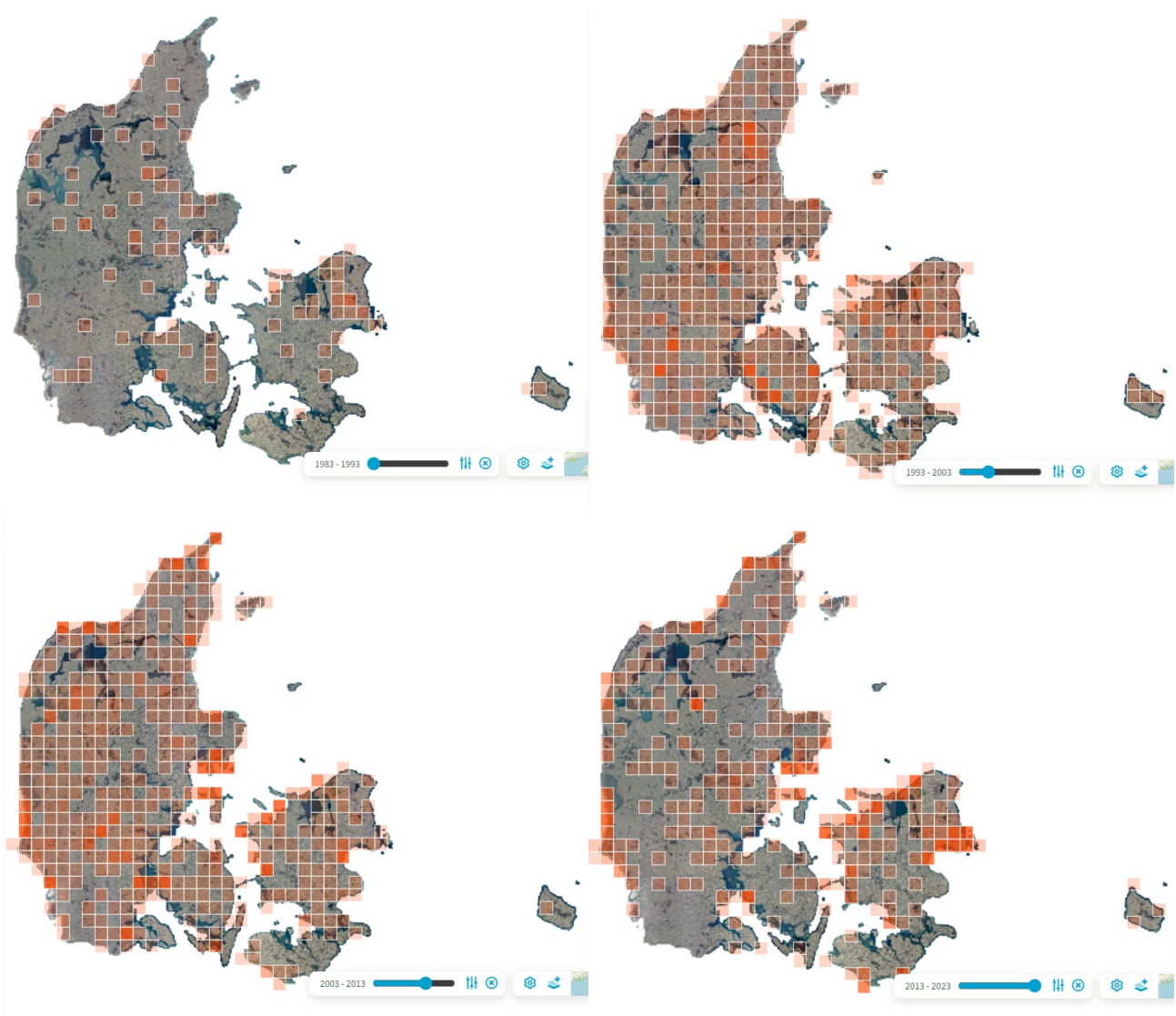
Engbrandbæger anses, som tidligere beskrevet, som hjemmehørende i Danmark. Den har siden Topografisk Botanisk undersøgelse i 1961 spredt sig markant mod vest og sydvest i Jylland samt til Læsø (Hartvig 2015).

Vårbrandbæger er dokumenteret med et fund fra Falster i 1858 (Hartvig 2015). Siden da har den spredt sig til det meste af landet, og særligt i forbindelse med EU-braklægningen i 1990'erne skete der en stor spredning.

4.3 Vårbrandbægers udbredelse og udvikling

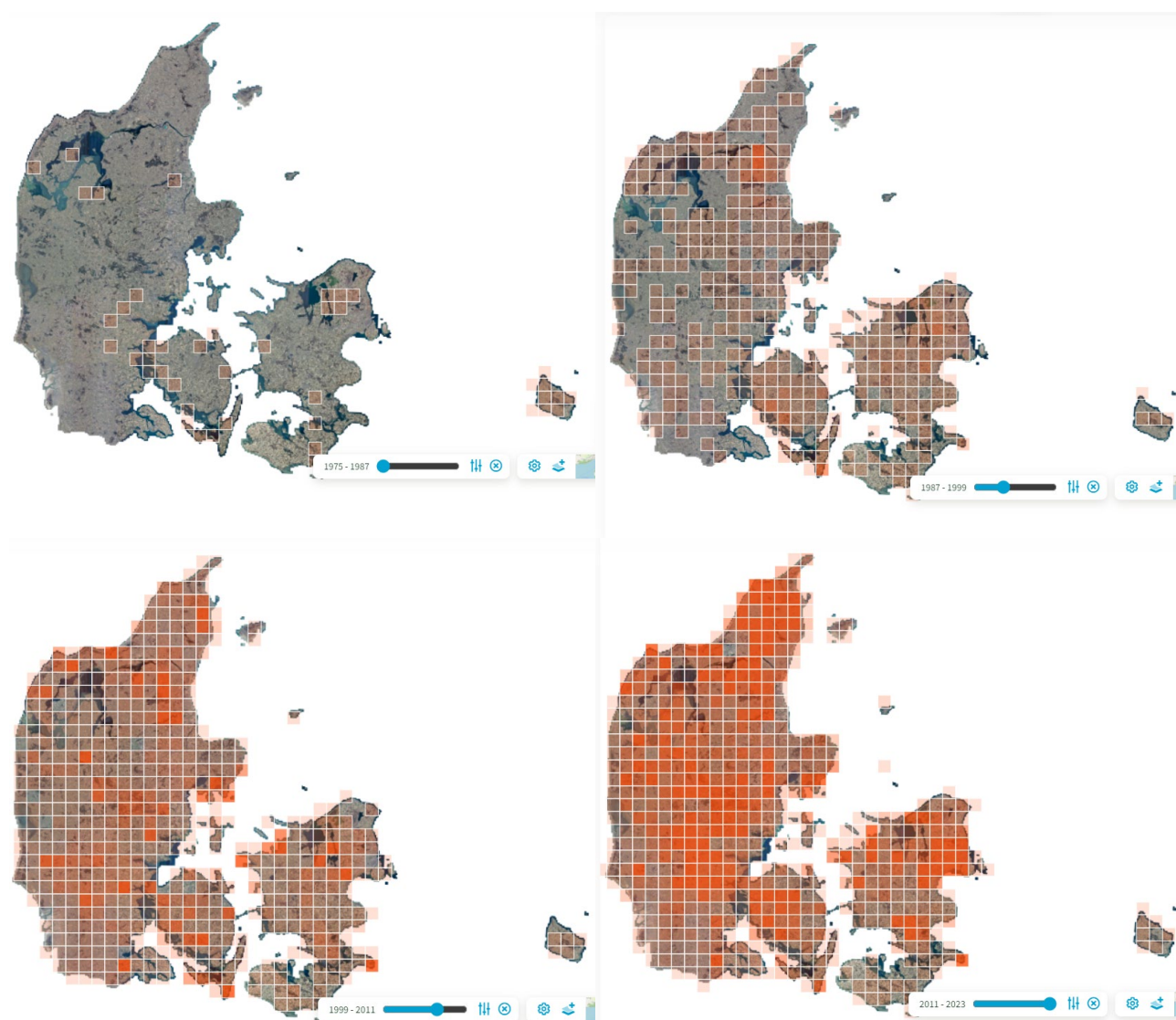
En art som vårbrandbæger synes at være i tilbagegang efter en periode med kraftig fremgang omkring år 2000 og i årene derefter, hvor den var en udbredt problemart i de dele af landet, der har sandede jorder (Figur 4.1). Den udbredte udtagning af jordarealer til braklægning er blevet foreslået som årsag til dens fremgang dengang. Dette er dog ikke blevet eftervist med data, da der ikke har været nogen systematisk artsovervågning i tilknytning til braklægning og ophør af braklægning. Der er ikke fundet data om vårbrandbæger i forbindelse med de aktuelle braklægningsordninger, som omfatter blomsterbrak, bestøverbrak, forårsslånings- og sommerslåningsbrak.

Det vurderes ikke, at den nuværende dyrkningspraksis vil give anledning til, at vårbrandbæger igen kan kolonisere større arealer. Det ser ud til, at vårbrandbæger har fundet en niche langs kysterne, hvor den er mere almindelig end det generelt er tilfældet (Figur 4.1)



Figur 4.1. Udbredelse af vår-brandbæger fordelt på fire tidsperioder 1983-93, 1993 – 2003, 2003 – 2013 og 2013 – 2023 (Arter.dk).

4.4 Engbrandbægers udbredelse og udvikling



Figur 4.2. Udviklingen i udbredelsen af engbrandbæger over tid, fordelt på fire tidsperioder fra 1975 – 87, 1987 – 99, 1999 – 2011, 2011 – 2023. (Arter.dk)

Engbrandbæger synes stadig at være under udbredelse, da der har været en konstant fremgang siden 1975 frem til i dag (Figur 4.2), og det kan ikke udelukkes, at den vil kolonisere nye habitater. For eksempel er det sandsynligt, at de nye naturnationalparker med græsning hele året i vinterhalvåret vil skabe flere pletter med bar jord, hvor engbrandbæger kan etablere sig. Artens store tilpasningsevne gør, at den muligvis vil kunne sprede sig til andre habitattyper. Udtaget af lavbundsjord til biodiversitetsformål er en mulig, men nok mindre sandsynlig fremtidig biotop for engbrandbæger. En eventuel kolonisering af lavbundsjord vil formentlig kun forekomme på de tørrere dele, hvor jordbunden ikke er vanddækket i længere perioder. Det vil snarere være en art som lysesiv *Juncus effusus*, der kommer til at brede sig på lavbundsjordene, hvilket skyldes, at den trives på fugtig bund, og at græssende dyr undgår den. Så længe, der ikke høstes hø fra områder med engbrandbæger, er forekomsten i naturnationalparker og på udtagne lavbundsjord ikke et problem for de græssende dyr, da erfaringer både fra Danmark og udlandet viser, at kvæg og heste undgår at spise den, der hvor de græsser.

4.5 Erfaringer fra NOVANA

En statistisk analyse af NOVANA data, der inkluderer perioden fra programmet, startede i 2004 til 2022 for frekvensdata fra 5-m cirklerne, viser, at engbrandbæger er registreret i de syv udvalgte habitatnaturtyper (Tabel 4.1). I tre af de syv habitatnaturtyper er der tale om en statistisk signifikant fremgang, medens der i rigkær er tale om en statistisk signifikant tilbagegang (Tabel 4.1). Vårbrandbæger er gået frem i to naturtyper, heraf en signifikant og er registreret mindst en gang i yderligere tre (Tabel 4.1).

Tabel 4.1. Gennemsnitlig procentuel årlig ændring i frekvensen af engbrandbæger og vårbrandbæger i syv naturtyper. + angiver, at arten er registreret i naturtypen mindst en gang i overvågningsperioden 2004 – 2022, medens - angiver at arten ikke er registreret.

Naturtype	Kode	Engbrandbæger (%)	Vårbrandbæger (%)
Grå/grøn klit	2130	0,02516*	0,01079*
Tør hede	4030	+	-
Tørt kalksandsoverdrev	6120	0,0882	0,1257
Kalkoverdrev	6210	0,2791 *	+
Surt overdrev	6230	0,10245*	+
Tidvis våd eng	6410	+	-
Rigkær	7230	-0,0104*	+

*angiver at ændringen er signifikant

Årsagen til tilbagegangen for engbrandbæger i naturtypen rigkær er ikke kendt, men kan fx skyldes, at naturtypen er blevet mere våd, eller at der er sket en tilgroning, fx på grund af manglende græsning. Dækningen af engbrandbæger og vårbrandbæger i pin-point rammerne var for lav til, at der kunne udføres analyser på dækningsgraden. I de fleste tilfælde blev der ikke registreret en dækning, hvilket indikerer, at de to brandbægerarter ikke forekommer hyppigt nok til at dækningsgradsanalysen, der kun omfatter en ¼ m² i hver 5-m cirkel, opfanger dem i tilstrækkelig høj grad til, at der kan laves troværdige analyser af dækningen.

Det at engbrandbæger i analysen af NOVANA-data går frem i nogle naturtyper kunne måske indikere, at vi skal forvente en yderligere udbredelse af arten i nogle habitater. Det er for eksempel interessant, at kalkoverdrev er den habitatnaturtype, hvor engbrandbæger har haft den største fremgang.

4.6 Erfaringer fra udtagelse af brak

Efter udtagning til brak i slutningen af 90'erne har man set at pragtuglen blodplet *Tyria jacobaea*, der en dagflyvende natsommerfugl, er gået kraftigt frem (Kavin 2022; Top-Jensen og Fibiger 2009). Larven af blodplet lever fortrinsvis på engbrandbæger, hvor den fortærer både blade og blomster (Figur 4.3). Fra hovedsageligt at have været en sommerfugl med få danske lokaliteter findes den nu over hele landet (Kavin 2022). Uden at Kavin (2022) postulerer en direkte årsagssammenhæng; mere brak medfører mere engbrandbæger, som igen medfører flere blodplet, så betragter Kavin braklægningsordningen som en sandsynlig årsag til, at engbrandbæger har nået den udbredelse, den har i dag, hvor den er almindelig i hele landet. Lignende udviklinger er set i Nordtyskland i samme periode (Gottschalk et al. 2020; Leiss 2011; Neumann et al. 2013) hvor engbrandbæger anses for at være varmeelskende; højere temperaturer menes således at være en medvirkende årsag til den forøgede udbredelse lokalt såvel som mod nord. Da braklægning i 1990'erne blev udbredt gennem EU braklægningsordning fik engbrandbæger også en biotop, den kunne

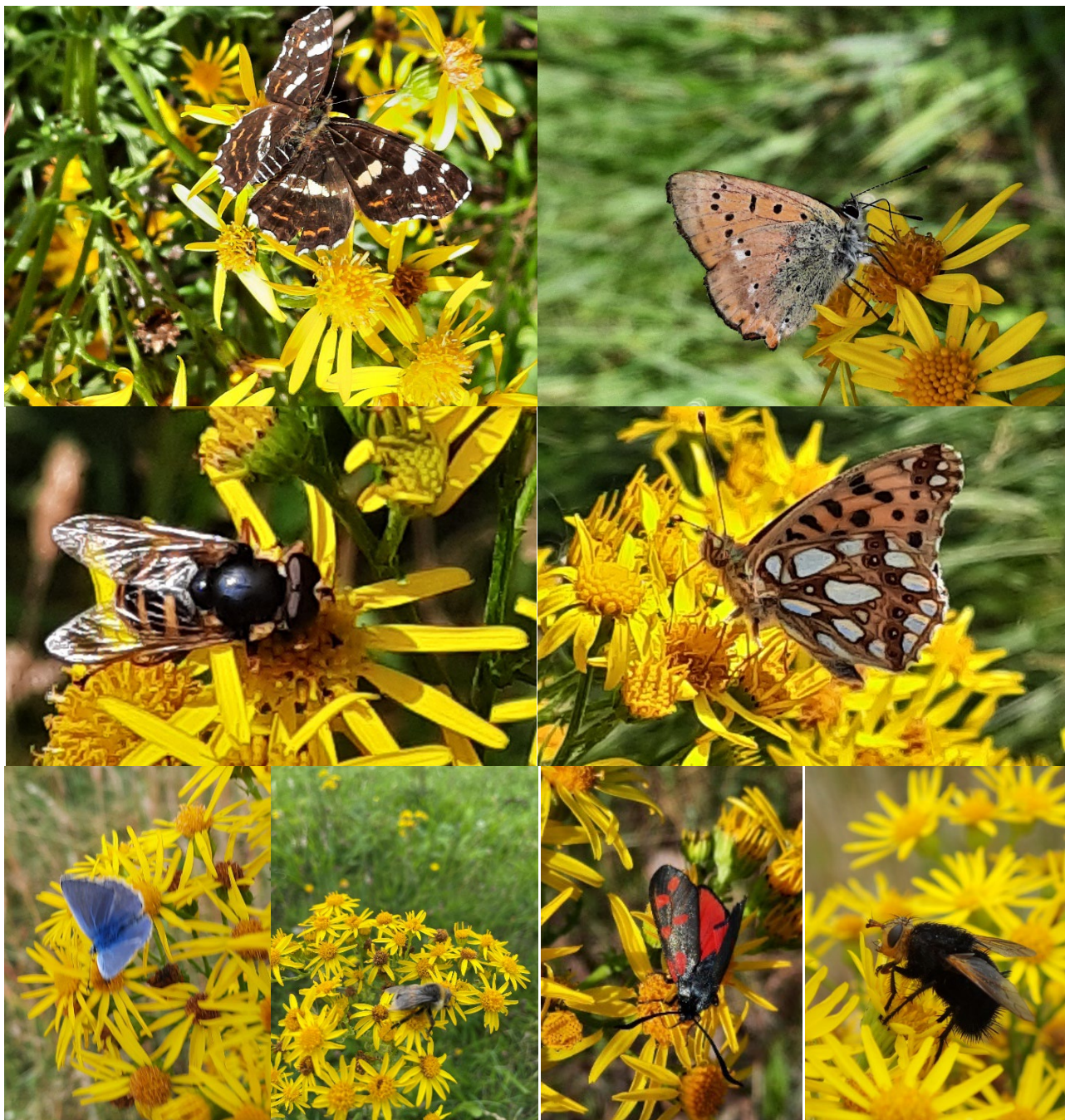
sprede sig til, og derefter udviklede den sig med stormskridt til en problemart (Neumann et al. 2013).

Figur 4.3. Larve af blodplet på engbrandbæger. Foto: Christian Kjær



Hvorvidt en fremtidig øget udbredelse af engbrandbæger vil påvirke forekomsten af andre arter i sårbare økosystemer kan ikke besvares på baggrund af den viden vi har i dag, endsige den viden, der aktuelt indsamles. Dette skyldes bl.a., at overvågningsprogrammet NOVANA kun i ringe grad kobler sammenhæng mellem årsag og virkning i de terrestriske økosystemer. I tilfældet engbrandbæger er der sandsynligvis et behov for forskning, der går videre end overvågning, for at svare på om udbredelsen af engbrandbæger fremadrettet kan få negative effekter for sårbar hjemmehørende natur.

5 Engbrandbægers og vårbrandbægers gavnlige rolle som en del af Danmarks natur



Figur 5.1. Insektbesøg i engbrandbæger. Øverst fra venstre: nædesommerfugl og violetrandet ildfugl, midten fra venstre: tørvesilkesvirreflugt og storplettet perlemorsommerfugl, nederst fra venstre: almindelig blåfugl, jordhumle, sekspletet køllesværmer og kæmpefluen harald

Ved gennemgang af litteraturen tegner der sig et billede af, at to aspekter er udslagsgivende for arter i slægten brandbægers betydning for biodiversitet generelt. Det første er, at planterne har et stort indhold af nektar- og pollenressourcer, især nektar. Fordelt på arter, voksested og fænologi, spreder de tilsammen ressourcerne over en bred kam af habitater, sæsoner og deraf spe-

cialist tilgængelighed. Det andet er, at slægten har et stort indhold af pyrrolizidin alkaloider (PA'er), som har medført yderligere specialisering og diversificering inden for herbivore insekter. I det følgende gennemgås de to aspekter i forhold til betydningen heraf for biodiversitet generelt såvel som for specialiserede og sjældne arter. Ligeledes gennemgås påvirkningsfaktorer på den brandbæger tilknyttede biodiversitet, hvor der foreligger viden herom.

5.1 Specialiserede herbivorer

Kun fire arter af herbivore insekter er rapporteret for vårbrandbæger, mens der er en bred vifte af herbivore arter knyttet til engbrandbæger (Bacon et al. 2003, Padovani et al. 2020). Hvorvidt manglen på herbivore interaktioner knyttet til vårbrandbæger skyldes, at den er mindre undersøgt, eller at den blomstrer tidligere på sæsonen, hvor overlappet med insektdiversiteten er lavere, vides ikke.

Den høje diversitet af herbivorer knyttet til engbrandbæger skyldes blandt andet, at planten producerer sekundære toksiske metabolitter, som gennem tiden har drevet diversificering via co-evolution mellem planten og dens herbivorer (Speed et al. 2015). De PA'er, planten producerer for at afskrække herbivorer, har paradoksalt nok medført en udvikling af specialiserede insekter, der er tilpasset til både at anvende PA'erne som kemiske spor, til at detektere værtsplanten, og derudover som inkorporering i herbivorenes egne forsvar mod prædatorer. Dette gælder fx natsommerfuglen blodplet, hvis larver primært lever på engbrandbæger (*Tyria jacobaea*) (Macel 2010). Omkring 70 arter af herbivorer er fundet på engbrandbæger (Harper & Wood 1957). Flere af disse, såsom natsommerfuglen blodplet, bladlusen *Aphis jacobaea*, vikleren brandbægerfrøvikler *Eucosma campoliliana*, og bladbillen *Longitarsus jacobaeae*, lever udelukkende på engbrandbæger eller dens nærmeste slægtninge og er dermed yderst afhængige af planten som levestedsressource. I Tabel 5.1 ses en oversigt over de danske insekter, som udelukkende er rapporteret på engbrandbæger eller dens nærmeste slægtninge, samt deres bevarings-/rødlistestatus. Det er også angivet, hvorvidt der er nogle kendte parasitoider knyttet hertil. Listen er langt fra udtømmende, og der indgår kun arter, som er rapporteret for Danmark, også selv om de findes i vore nabolande og sandsynligvis venter på at blive fundet herhjemme. Nogle af arterne fra vore nabolande er internationalt truede, og det kan ikke udelukkes, at de findes herhjemme. Særligt inden for grupperne galmyg og minérfluer findes der mange observationer fra vores nabolande, som ikke er rapporteret fra DK (bladmine-erders.nl).

Brandbægerslægten indeholder stor diversitet af PA'er, og sammensætningen af disse er formentlig delvis forårsaget af de herbivorer, der angriber planterne. Hvor alkaloid **x** virker mod herbivor **a**, virker alkaloid **y** på herbivor **b** (Macel et al. 2005). Med højere diversitet i kemisk sammensætning følger højere diversitet af specialist herbivorer, der kan udnytte ressourcen. Mængden af herbivore insekter knyttet til planter med sekundære metabolitter afhænger således af sammensætningen af disse, men også af kvaliteten af de ressourcer planten i øvrigt indeholder. Studier har vist, at kvaliteten og dermed næringsværdien for insekterne påvirkes af flere faktorer. Voksested og dermed abiotiske faktorer spiller naturligvis en stor rolle, men derudover influerer artssammensætningen i området og dermed den øvrige plantediversitet på PA-indholdet i planterne. I områder med højere plantediversitet er koncentrationen af PA'er lavere og ligeledes er mængden af herbivorer i brandbægerplanterne. Denne sammenhæng er ikke helt belyst endnu, men hænger

formentlig sammen med en konkurrence om tilgængelige næringsstoffer i de mere diverse plantesamfund. Eftersom engbrandbæger ikke er så konkurrencestærk i rosetstadiet, vil den ikke kunne akkumulere næringsstoffer nok til at opretholde forsvaret. Derved bliver den mindre attraktiv for specialisterne og mere attraktiv for generalisterne (Kostenko et al. 2017, Macel 2010). De sekundære metabolitter er højest i reproduktive individer, hvilket giver mening, både i forhold til at dette stadie er vigtigst for planten, og den derfor skal øge forsvaret, men også fordi, det er her, den er mest attraktiv for herbivore insekter.

Den genetiske variation og udtrykket af PA'er i engbrandbæger styres i nogen grad af interaktionen mellem *Aphis jacobaea*, deres myrepassere, fx sort have-myre, *Lasius niger*, og larven af blodplet (Figur 5.2a,b). Planter med myrer og bladlus bliver stort set undgået af blodplet og undgår dermed at blive afløvet. Disse investerer derved ikke i en nær så høj koncentration af PA'er (Vrieling et al. 1991). Dog vil dette formentligt øge tiltrækningen af generalister, som foreslået oven for. Det er muligt, at forekomsten af bladlus og myrer kan nedbringe dødstallet hos de store pattedyr, eftersom de helst undgår planter med myrer.



Figur 5.2a. Blodpletlarve og myre, **Figur 5.2b.** Bladlus og myrer på engbrandbæger. Fotos: Morten Strandberg

5.2 Bestøverdiversitet

Der er ikke fundet undersøgelser af bestøverinteraktioner, der er direkte relateret til vårbrandbæger. Det formodes, at den, eftersom den blomstrer tidligt

på sæsonen, er med til at øge mængden af tilgængelige nektar- og pollenkilder, men ingen specialiserede interaktioner er dokumenteret.

En engelsk undersøgelse har kortlagt nektarmængder for 220 plantearter i Storbritannien (Baude et al. 2016). Undersøgelsen indeholder plantearter, som bidrager væsentligt til blomsterressourcerne på nationalt plan. Undersøgelsen indeholder data fra 1978 og frem til 2007, men estimerer også historiske data før denne periode. Den viser et fald i den nationale nektarproduktion fra 1930'erne, som havde stabiliseret sig omkring 1978. Hvorefter der fra 1998 til 2007 igen viste sig en stigning. Samtidig var der dog et fald i diversiteten af nektarproducerende planter, og i 2007 stod fire plantearter for omkring 50 procent af nektarproduktionen i hele Storbritannien. For engbrandbægers vedkommende bidrog den med ca. 3 procent af den nationale nektarproduktion på tværs af alle naturtyper (Baude et al. 2016).

En anden engelsk undersøgelse søgte, på baggrund af ovenstående samt den store nedgang i bestøverdiversitet (Goulson et al. 2015), at kortlægge betydningen af bl.a. engbrandbæger for bestøvere (Balfour og Ratnieks 2022). De sammenlignede, hvor mange bestøvere, der besøger såkaldte problemarter: engbrandbæger, ager- og horsetidsel, i forhold til hvor mange, der besøger de anbefalede arter til blomsterstriber. Undersøgelsen anvendte både feltundersøgelser og databaser over observerede bestøver-plante interaktioner (Balfour et al. 2022). Feltundersøgelsen viste, at diversitet og forekomst af blomsterbestøvende insekter til sammen var mere end dobbelt så høj i de tre arter sammenlignet med de anbefalede arter til blomsterstriber. Den samme tendens sås i metaanalysen bestående af databasedata. Her var fire gange så mange insekter knyttet til de nævnte problemarter. Herunder også fire gange så mange insektarter med bevaringsfokus. En anden undersøgelse estimerede mængden af pollen og nektarressourcer per blomsterenhed per art for 65 arter på tværs af naturligt forekommende arter og udsåede fler- og enårige frøblandinger i bymiljøer. Engbrandbæger producerede i gennemsnit tre gange så meget nektar per blomsterenhed end de arter, der producerede mest i både en- og flerårige frøblandinger. Dog scorede engbrandbæger ikke højt i pollenproduktion. Undersøgelsen pegede også på, at ingen af de udsåede frøblandinger leverede tilstrækkelige blomsterressourcer tidligt på året i forhold til de naturligt forekommende arter (Hicks et al. 2016).

Hvor den omkringliggende plantediversitet kan påvirke koncentrationen af PA'er i brandbæger, har udsåning af blomsterstriber målrettet biodiversitet vist sig at nedbringe besøgsraten af bestøvere i engbrandbæger (Peter et al. 2021). Dette indikerer, at betydningen af engbrandbæger er stærkt afhængig af den biologiske sammenhæng, den indgår i. Dette afhænger naturligvis ikke blot af rumlig kontekst, men i høj grad også af tidslig, dvs. hvorvidt der er føderessourcer på alle tidspunkter af sæsonen. Det er ligeledes uvist, hvordan blomsterstriber påvirker enkeltarter, som primært benytter engbrandbæger som fødekilde.

Harper & Wood (1957) rapporterede 178 bestøvende arter som besøgte engbrandbæger. Heraf var 47 arter bier, og 35 var svirrefluer. Engbrandbæger blomstrer længe og tilbyder derfor nektar og pollen ressourcer til en lang tidsperiode. Dette er essentielt for overvintrende insekter og insekter med to årlige generationer, eksempelvis svirrefluen brandbæger-urtesvirrefluen *Cheilosia bergenstammi*. Ligeledes vigtigt er langtidsholdbare fødekilder for de sociale bier, såsom visse arter af humlebier, der afhænger af at levere store mængder blomsterressourcer til reden gennem en lang sæson. Der er således også

rapporteret mange humlebier på engbrandbæger (Balfour et al. 2022). Brandbæger er vært for en række oligolektiske bier, hvilket vil sige, at de primært benytter brandbæger som pollenkilde. Dette skyldes at brandbægertollen har en specifik sammensætning af aminosyrer tilpasset specifikke arter (Weiner et al. 2010). Omkring 30 enlige bier benytter primært brandbægertolblomster, hvor disse er tilgængelige. Enkelte af disse samt deres tilknyttede redeparasitter er listet i Tabel 5.1.

Tabel 5.1. Organismer der primært er tilknyttet engbrandbæger og eventuelt dens slægtninge.

Organisme	Orden	Parasit/prædator	Vært	Sjældenhed	rødlisterstatus
Longitarsus dorsalis	Coleoptera		Senecio sp.	Sjælden	Ikke vurderet
Longitarsus ganglbaueri	Coleoptera		Senecio sp.	Ikke vurderet	VU
Longitarsus gracilis	Coleoptera		Senecio sp.	Ikke vurderet	LC
Longitarsus jacobaeae	Coleoptera	Anaphes euryale (ukendt i Dk.)	Senecio sp.	Ikke vurderet	LC
Longitarsus ochroleucus	Coleoptera		Compositae fam.	Ikke vurderet	LC
Oedemera nobilis	Coleoptera		Primært Senecio jacobaeae	Relativt sjælden	NT
Olibrus corticalis	Coleoptera		Senecio jacobaeae	Ikke vurderet	LC
Botanophila jacobaeae	Diptera		Senecio jacobaeae	Ikke observeret i Dk	Ikke vurderet
Botanophila seneciella	Diptera		Senecio jacobaeae	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Cheilosia bergensis	Diptera		Senecio jacobaeae	Relativt sjælden	LC
Contarinia jacobaeae	Diptera		Senecio sp.	Almindelig	Ikke vurderet
Melanagromyza aeneoventris	Diptera		Compositae fam.	Ikke vurderet (2 fund på naturbassen)	Ikke vurderet
Sphenella marginata	Diptera		Senecio sp.	Almindelig	Ikke vurderet
Stemonocera cornuta	Diptera		Composita fam.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Trypeta zoe	Diptera		Compositae fam.	Relativt sjælden	NT
Aphis jacobaeae	Hemiptera		Senecio sp.	Almindelig	Ikke vurderet
Kalama tricornis	Hemiptera		Compositae fam.	Almindelig	Ikke vurderet
Nysius senecionis	Hemiptera		Senecio sp.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Colletes daviesanus	Hymenoptera	Epeolus variegatus	Foretrækker pollen fra compositae	Almindelig	LC
Epeolus variegatus	Hymenoptera	Redeparasit på Colletes daviesanus	Meget nært knyttet til Senecio jacobaeae grundet vært	Hist og her	LC
Heriades truncorum	Hymenoptera	Stelis breviscula	Søger op mod 85 procent af sin pollen på Senecio jacobaeae	Relativt sjælden	NT
Stelis breviscula	Hymenoptera	Redeparasit på Heriades truncorum	Meget nært knyttet til Senecio jacobaeae grundet vært	1 fund på arter.dk (2019)	NA
Cochylis atricapitana	Lepidoptera		Senecio jacobaeae	Almindelig	Ikke vurderet
Epiblema costipunctana	Lepidoptera		Senecio jacobaeae	1 fund på arter.dk (1983)	Ikke vurderet

Organisme	Orden	Parasit/prædator	Vært	Sjældenhed	rødlistestatus
Eucosma campolli-ana	Lepidoptera		Senecio sp.	Almindelig	LC
Eupithecia icterata	Lepidoptera		Compositae fam.	Almindelig	LC
Eupithecia succenturiata	Lepidoptera		Compositae fam.	Almindelig	LC
Eupithecia virgaureata	Lepidoptera		Compositae fam.	Almindelig	LC
Heliothis peltigera	Lepidoptera		Polyfag men foretrækker s. jacobaea	Sjælden	NA
Hellinsia osteodactylus	Lepidoptera		Compositae fam.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Homoeosoma nebulella	Lepidoptera		Compositae fam.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Homoeosoma nimbella	Lepidoptera		Compositae fam.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Neocochyliis dubitana	Lepidoptera		Compositae fam.	Almindelig	Ikke vurderet
Phycitodes albatella	Lepidoptera		Compositae fam.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Phycitodes maritima	Lepidoptera		Primært Senecio jacobaea	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Phycitodes saxicola	Lepidoptera		Primært Senecio jacobaea	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Platyptilia isodactyla	Lepidoptera		Senecio sp.	2 fund på arter.dk (1983 og 2014)	Ikke vurderet
Scoparia pyralella	Lepidoptera		Senecio jacobaea	Almindelig	Ikke vurderet
Tyria jacobaea	Lepidoptera	Cotesia popularis Apanteles popularis Mesochorus facialis (hyperparasitoid på A. popularis) Erythraeus phalangoides (prædator)	Senecio jacobaea	Almindelig	LC
Udea accolalis	Lepidoptera		Compositae fam. Primært S. vulgaris	Sjælden	Ikke vurderet
Haplothrips leucanthemi	Thysanoptera		Compositae fam.	Ikke rapporteret fra Dk	Ikke vurderet
Thrips trehernei	Thysanoptera		Compositae fam.	Ikke rapporteret fra Dk	Ikke vurderet
Golovinomyces fischeri	Erysiphales		Senecio sp.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Podosphaera senecionis	Erysiphales		Senecio sp.	Ikke vurderet	Ikke vurderet
Pustula obtusata	Albuginales		Compositae fam.	Sjælden	Ikke vurderet
Puccinia lagenophorae	Pucciniales		Primært Senecio	Almindelig	Ikke vurderet

5.3 Betydning for parasitoider

Eng- og vårbrandbæger udsender flygtige organiske stoffer, når plantedelene beskadiges. Disse tiltrækker parasitoider, som inficerer plantens skadevol-

dere (Lin et al. 2021). Dog er viden om parasitoiderne på specialistherbivorerne tilknyttet eng- og vårbrandbæger meget ufuldstændig. Hvor udbredelsen af de specialistherbivorer, der benyttes som værter er mangelfuld, halter det næste led i fødekæden endnu længere bagud. Nogle af parasitterne har endog deres egne parasitter, og derved bliver fødenettet endnu mere komplekst. Flere studier, som har vurderet muligheden for biologisk bekæmpelse af planterne ved hjælp af de specialiserede herbivorer, herunder særligt bladbillen *L. jacobaea* og sommerfuglen blodplet, konkluderer, at de er yderst effektive (fx Markin & Littlefield 2008), men kun i lande, hvor planterne optræder invasivt. Dette skyldes især, at de herbivortilknyttede parasitoider er yderst effektive reguleringsmekanismer i de lande, hvor planterne er hjemmehørende (Cameron 1935).

5.4 Svampe

Ligesom for de skadevoldende insekters vedkommende har PA indholdet i brandbæger en hæmmende effekt på væksten af en lang række svampe (Hol & van Veen 2002). Men også her har nogle arter formået at udnytte de sekundære metabolitter til sin fordel. Svampesamfund fra jord omkring engbrandbæger har endog vist sig signifikant forskellig fra dem i jord fra øvrige brandbæger arter, da nogle arter fremmes og andre undertrykkes (Kowalchuck et al. 2006). Denne form for værtsspecificitet er derfor drivende for svampesammensætningen lokalt. Nogle rustdannende arter, såsom *Puccinia dioicae* var. *schoeleriana* (ikke kendt fra Danmark), kræver tilstedeværelsen af to værter på forskellige stadier af livscyklus, nemlig engbrandbæger og sandstar.

En engelsk rapport har kortlagt svampe tilknyttet engbrandbæger og fundet 97 arter, hvor engbrandbæger var nævnt som værtsart. Heraf isoleredes 8 arter, som forfatterne vurderede, var så specialiserede, at de ville gå markant tilbage grundet negative ændringer i bestandsudviklingen af engbrandbæger alene (Layborn m. fl. 2013). Af disse er ingen kendt fra DK, men det kan skyldes manglende kendskab til udbredelsen af rustsvampe i DK. I tabel 5.1 er angivet de svampe listet på <http://bladmineerders.nl>, som er vurderet oligophage på *Senecio* sp., og som er kendt fra DK.

Baseret på ovenstående gennemgang af vår- og engbrandbægers betydning for biodiversiteten ses det, at særligt engbrandbæger er en betydningsfuld ressource og levested for en lang række arter. Herunder også sjældne og rødlistede arter. Dog er kortlægningen af arter og deres interaktioner med specifikke planter generelt mangelfuld, og ligeledes er vurderingen af arternes bevaringsstatus. Det kan med ret stor videnskabelig evidens konkluderes, at de leverer store nektarressourcer, gennem en lang sæson, som ikke kan erstattes af udsåede arter. Der mangler derfor viden om konsekvensen af bekæmpelse af eng og vårbrandbæger for biodiversiteten på tværs af habitater. Flere kilder peger på, at arter såsom blodplet førhen har været truet i blandt andet England som følge af negative ændringer i bestandsudviklingen i værtsplanten. Uden for de egentlige naturområder repræsenterer habitater som vejkanter, ruderaer og andre småbiotoper ofte de sidste bastioner af levesteder og nektarkilder i det intensivt udnyttede landskab. Samtidig er der eksempelvis ingen kvantitativ viden om sideeffekterne på biodiversitet af en bekæmpelse af engbrandbæger i sådanne habitater.

6 Risici ved engbrandbæger og vårbrandbæger

6.1 Konkurrence med afgrøder

Afgrødeproduktion er tilpasset afgrøder, og forekomst af ukrudt bekæmpes både kemisk og mekanisk. Hverken vårbrandbæger eller engbrandbæger er problematiske ukrudtsarter i den intensive afgrødeproduktion.

6.2 Risiko for landskabet?

En art som engbrandbæger påvirker landskabets udseende ved at blive mangfoldig på steder, der begunstiger dens forekomst. Om dette kan opfattes som en risiko for landskabet er vel et spørgsmål om natursyn. Den er en naturlig hjemmehørende art, som via menneskets aktiviteter har fundet mange nicher og derved er blevet et almindeligt syn på marker og langs veje. Den ændrer landskabet, men det gør den ikke til en risiko for landskabet. Landskabsændringen er en sideeffekt af den måde vi mennesker forvalter naturen og landskabet.

Engbrandbæger findes i dag hyppigt på overdrev, såvel sommergræssede som helårsgræssede. Eksempelvis er den hyppig på et af Danmarks mest artsrige overdrev Høvblege på Møn – se Figur 6.1a. Den er ligeledes hyppig på mange af de helårsgræssede overdrev – se Figur 6.1b. Der er dog også mange overdrev, hvor engbrandbæger mangler eller er fåtallig.



Figur 6.1a. Engbrandbæger på kalkoverdrevet Høvblege på Møn **Figur 6.2b.** Engbrandbæger på det helårsgræssede overdrev Lystbæk.

6.3 Risiko for naturen

Forekomsten af mindre mængder af engbrandbæger kan ikke siges at udgøre en risiko for naturen, da den er en hjemmehørende art, som er en del af naturen. Det er en art, som vil kunne eksistere både i naturområder, brakmarker og vejkanter og have positive effekter på biodiversiteten (se kapitel 5 om engbrandbæger og vårbrandbægers gavnlige rolle som en del af Danmarks natur). I naturområder som nationalparker vil kvæg, heste og mange andre græssende dyr undgå den og samtidig fremme den ved at æde konkurrerende arter og gennem deres skraben i overfladejorden, som muliggør mobilisering fra frøbanken og skaber spirebede både for engbrandbæger og andre arter. Da engbrandbæger ikke bliver ædt, vil den med sin store frøproduktion have større fordel af forstyrrelser af jordbunden end arter, der bliver ædt eller har en mindre frøproduktion. Spørgsmålet er, om masseforekomster af engbrandbæger kan medføre uønskede effekter på andre arter. Masseforekomster medfører øget konkurrence om plads, lys, vand og næringsstoffer over for de øvrige planter på stedet og mindsker derved disses muligheder. I og med at engbrandbæger ikke spises af de store græssere i naturen, mindsker masseforekomster også den mængde foder, der er tilgængelig for de helårsgræssende dyr, hvorved arealets bæreevne falder. Effekten af masseforekomster er så vidt vides ikke blevet afdækket.

Hvorvidt engbrandbæger ud over den direkte konkurrence om lys, vand og næringsstoffer er i stand til at hæmme konkurrerende plantearter ved at udskille kemikalier, der hæmmer disses spiring eller vækst ved en allelopatisk effekt, debatteres stadig. Möhler et al. (2018) undersøgte dette, og fandt ikke en egentlig allelopatisk effekt, men en koncentrationsafhængig effekt tilsvarende effekten af kontrolstoffet mannitol, som hæmmede spiringen af en række andre arter og engbrandbæger selv. Ahmed og Wardle (1994) fandt, at der var en allelopatisk effekt, og at hæmningen af ærteblomstrede (rødkløver *Trifolium pratense*, hvidkløver *Trifolium repens*, lucerne *Medicago sativa* og jordkløver *Trifolium subterraneum*) var mere markant end hæmningen af græsset, rajgræs *Lolium perenne*. Ahmed og Wardle (1994) tjekkede i lighed med Möhler et al. (2018) for, om brandbægerudtrækket adskilte sig i effekt fra den osmotiske effekt. Möhler et al. (2018) diskuterer forskellen og mener, at en mulig forklaring er, at Ahmed og Wardle (1994) anvendte frisk afskåret materiale af engbrandbæger, medens de selv brugte planter, der blev samlet sidst på sæsonen, hvor koncentrationen af de sekundære metabolitter typisk er lavere end i vækstsæsonen. Så det er muligt, at udtræk fra engbrandbæger virker allelopatisk, når en bestemt koncentration og sammensætning af indholdsstoffer er til stede.

Mange steder har man set, at engbrandbæger efter ophør af landbrugsdrift bliver dominerende, men at den efter nogle år går markant tilbage (Bezemer et al. 2006, van de Voorde et al. 2012). Det er muligt, at dette skyldes, at engbrandbæger udskiller forbindelser til jorden, der hæmmer spiring og vækst af engbrandbæger frø og kimplanter i lighed med den osmotiske effekt, Möhler et al. (2018) observerede, men det kan også skyldes, at der sker en hæmning via jordbundens svampe (Bezemer et al. 2006). Van de Voorde et al. (2012) undersøgte, hvordan udtræk af rødder og skud af engbrandbæger hæmmer plantens egen spiring og vækst og fandt, at der under laboratorieforhold var en hæmning af rodvæksten ved høje koncentrationer i udtrækket, men at det er usikkert, om denne effekt er relevant under naturlige vækstforhold. Det er derfor usikkert, i hvilken grad og under hvilke betingelser bestande af engbrandbæger med tiden vil gøre jorden uegnet for masseforekomst af arten, og

at den derfor af sig selv vil blive reduceret i mængde over tid. Da den ydermere har en relativt langlivet frøbank (Tyler et al. 2021), er den nok kommet for at blive, så længe der skabes egnede steder til spiring og vækst. Hos nogen arter har allelopatisk hæmning af spiring af egne frø vist sig at være en tilpasning til at undgå at konkurrere for meget med sig selv. Dette bevirker, at frøet går i frøhvile og kan spire senere, hvor konkurrence om de samme ressourcer måske er mindre. Hvorvidt dette er tilfældet for engbrandbæger, er ikke undersøgt.

Derudover har ny forskning vist, at planter, der vokser sammen med engbrandbæger, kan optage pyrrolizidin-alkaloider fra engbrandbægerplanter gennem rødderne (Nowak et al. 2016, Selmar et al. 2019, Lewerenz et al. 2022). Derved kan pyrrolizidin-alkaloider i små mængder blive optaget af insekter, uden at dyrene direkte æder engbrandbæger, men fordi de æder af andre plantearter, der har optaget engbrandbægers pyrrolizidin-alkaloider.

7 Bekæmpelsesmuligheder

I intensiv drevet græsproduktion, hvor der anvendes omlægning, gødskning, såning af græs og herbicider, er engbrandbæger ikke noget problem (Augustin et al. 2018), og den forstyrrelsestilpassede vårbrandbæger er naturligvis heller ikke noget problem, hvor produktionen af foder er et areals primære formål, fx græs og kløvergræs. Der er dog heller ikke plads til meget biodiversitet i denne type græsland. Derfor er denne effektive form for bekæmpelse ikke en mulighed på mere permanente græsmarker, fx folde og ugødskede græsningsarealer eller i naturområder og andre steder, hvor biodiversitet har en plads.

Suter et al. (2007) fandt, at de faktorer, der var væsentligst for forekomsten af engbrandbæger på græsarealer, var mængden af tilgængeligt nitrogen, jo mindre nitrogen jo flere engbrandbæger, derudover var vegetationens åbenhed vigtig, jo mere åben vegetation jo bedre vilkår for engbrandbæger, og endelig medførte kontinuert græsning bedre vilkår for engbrandbæger end rotationsgræsning og slåning.

Generelt anbefales indsats inden frøsætning, hvilket giver god mening, da planterne producerer mange frø, som forbliver spiredygtige i mange år. Ulempen ved at forhindre engbrandbæger i at blomstre er, at det medfører, at de enkelte planter lever længere, dvs. i flere år. Opgravning af hele planter kan være en løsning ved lave tætheder, ikke mindst i økologiske marker, men vil ofte være uoverkommeligt. Det kan desuden være svært at finde planterne i en høj, tæt vegetation. Ud over selve marken, der anvendes til slæt eller græsning, bør nærliggende arealer holdes fri for brandbæger for at undgå spredning. På arealer, hvor anvendelse af ukrudtsmidler ikke er lovlig eller hensigtsmæssig, er det kun forskellige mekaniske behandlinger der er mulige.

Behandlingsmulighederne kan derfor deles op i følgende metoder:

- Mekanisk bekæmpelse,
- Etablering af arter, der kan udkonkurrere engbrandbæger,
- Kemisk bekæmpelse
- Biologisk bekæmpelse

Der findes vejledning til bekæmpelse fra flere kilder, og i det følgende opsummeres hovedlinjerne fra den rådgivning.

7.1 Mekanisk bekæmpelse

Eftersom engbrandbæger blomstrer i juli-august måned, anbefales det, at mekanisk bekæmpelse, håndlugning, afslåning og oprykning af engbrandbæger foretages i begyndelsen af juli før frøsætning, så spredning af nye frø kan undgås. Ved oprykning af engbrandbæger er det vigtigt, at hele roden kommer med op, da engbrandbæger kan skyde fra rødderne (Hattesen 2020, SEGES 2023).

De håndlugede planter skal altid fjernes fra marken. Det gælder også det afklippede plantemateriale – medmindre dyrene kan holdes fra arealet, indtil det afslåede materiale er lejret under græsningshøjde.

Det anbefales, at det afklippede plantemateriale fjernes fra marken, medmindre dyrene kan holdes fra arealet en periode til det afslåede materiale er lejret under græsningshøjde (Hattesen 2020). Engbrandbæger er en uønsket art i marker, der bruges som foder eller til afgræsning, og det betyder, at den gerne må afslås selektivt på brakarealer i forbudsperioden for slåning (SEGES 2023).

Det skal bemærkes, at det afslåede plantemateriale ikke må fjernes fra brakarealer (brak og MFO-brak). Og på MFO-bræmmer må det afslåede plantemateriale ikke fjernes i forbudsperioden - fra 1. maj til 31. juli (SEGES 2023).

Økologer og hobbylandmænd, som ikke anvender sprøjtemidler, kan vælge at fjerne engbrandbæger og vårbrandbæger manuelt ved at trække planterne op. Hvis det gøres årligt, kan det være det mest effektive middel mod disse arter. Det er dog en nærmest umulig fremgangsmåde, hvis engbrandbæger først er blevet dominerende, men fanger man den i begyndelsen, kan forekomsten holdes helt nede ved nogle få timers aktivitet hvert år. Hvor flere naboer går sammen om at fjerne engbrandbæger manuelt, kan forekomst af denne hjemmehørende aggressive art stort set forhindres i et større område.

I Kiel i Nordtyskland undersøgte og sammenlignede (Möhler et al. 2021) forskellige bekæmpelsesmetoder til at fjerne engbrandbæger uden at skade floraen i øvrigt. De fandt, at gentagen slåning lige inden blomsterne åbner sig i slutningen af juni og gentagelse efter, at planten havde dannet nye blomster efter ca. 4 uger, var den mest effektive måde til at reducere mængden af engbrandbæger. Metoden blev sammenlignet med fem andre metoder. Dette stemmer ikke helt overens med de anbefalinger for slåning, man ser gengivet i Danmark, som anbefaler slåning før blomstring i juli og fjernelse af det slåede materiale, men ikke er bevidst om vigtigheden af gentagen slåning.

Der er ikke fundet mange erfaringer med afbrænding af engbrandbæger og slet ikke nogen studier, der gælder vårbrandbæger. Vejle Kommune gennemførte i årene 2016 og 2017 forsøg med afbrænding, som umiddelbart virkede ret tids- og udstyrskrævende, idet fremdriftshastigheden med den valgte maskine var meget lav, 3 – 4 km i timen. Vejle Kommune fandt, at kørsel med 3 km i timen giver den bedste effekt. Umiddelbart viste forsøget en god effekt, idet de korrekt brændte planter næsten alle døde, kun nogle få viste en lille spiring fra de nedbrændte planters rodhalse. Engbrandbægers store frøbank bevirker dog, at tiltaget skal gentages årligt i en årrække, indtil frøbanken er udtømt, hvilket afhængigt af jordbunden kan tage 20 år eller mere.

Forsøgene blev sammenlignet med slåning, og de viste, at der var en markant højere effekt af afbrænding end af slåning (Levesen 2017). Tilsyneladende er forsøget indstillet, da det ikke er omtalt siden 2017. Der er således i litteratursøgningen og ved henvendelse til Vejle Kommune ikke fundet noget om varigheden af effekten af afbrænding.

Omlægning af marken er også en mulighed (Hattesen 2020), da pløjning begraver engbrandbægers langlivede frøbank. Da tiltaget ikke kan gentages, uden at frøbanken føres tilbage til topjorden, bør tiltaget efterfølges af etablering af konkurrerende arter/afgrøde.

7.2 Etablering af konkurrerende arter

Når græs- og kløvergræs bliver etableret ved et godt såbed med de nødvendige næringsstoffer, giver det en høj dækning, som hæmmer spiringen af engbrandbæger. Dette gælder i særdeleshed for økologiske brug, hvor der ikke er kemiske bekæmpelsesmuligheder (SEGES 2023).

Internationale studier har vist, at konkurrence med andre arter begrænser forekomsten af engbrandbæger (McEvoy et al. 1993; Kos et al. 2015). Det er derfor vigtigt, at tiltag, der skal fjerne engbrandbæger, ikke samtidig fjerner de arter, engbrandbæger konkurrerer med. Ved at bevare et tæt plantedække kan man mindske adgangen til lys, som er vigtig for mobilisering af engbrandbægers frøbank (Beskow og Harrington 2005), herved mindskes spiring og tilgangen af nye planter.

7.3 Kemisk bekæmpelse

Brandbæger bekæmpes kemisk i græs- og kløvergræs fra slutningen af august til sidst i september (SEGES 2023).

Brakmarker etableres med et tæt plantedække af græs, så brandbæger ikke får plads til at etablere sig. Kemisk bekæmpelse må ske i september måned på såvel nyetableret brak som fastliggende brak uden for garantiordningen (SEGES 2023).

Sprøjtning mod engbrandbæger anbefales i august til bekæmpelse af planter i rosetstadiet (Hattesen 2020; SEGES 2021). Hattesen (2020) anbefaler 22,5-30,0 gram Harmony 50 SX + 0,2 l spredemiddel pr. hektar mod engbrandbæger, og mod vårbrandbæger 15,0-22,5 gram Harmony 50 SX + spredetklæbemiddel pr. hektar, hvor det bedste tidspunkt for sprøjtning er sidste i august.

Det skal bemærkes, at der på brak, MFO-brak og MFO-brømmer ikke må bruges sprøjtemidler (Hattesen 2020).

Der er en række ukrudtsmidler, der kan anvendes til sprøjtning af engbrandbæger. I Danmark er der en række forskellige muligheder (Tabel 7.1).

Tabel 7.1. Godkendte midler til ukrudtsbekæmpelse i græsmarker

Middel	Afgrøde	Tidspunkt	Behandlingsfrist	Dosis	Effekt
Harmony SX	Græs/ kløvergræs	Kun sensommer (senest 31. august), aldrig i begyndelsen af vækstperiode	14 dage	23-30	Brandbæger, fuglegræs, hyrdetaske, røllike, skræppe
Fighter 480/Troy SL	Græs/ kløvergræs		14 dage	2,0	Fuglegræs, kamille
Primus/Saracen	Græs	Forår	7 dage	0,075-0,15	Fuglegræs, hyrdetaske, kamille, mælkebøtte
Primus XL	Græs	Forår	7 dage	0,75-1	Brandbæger, fuglegræs, hyrdetaske, kamille, mælkebøtte, skræppe
Tomahawk 200 EC	Græs	Forår	7 dage	1,4-1,8	Brandbæger, fuglegræs, mælkebøtte, skræppe, nælde
Starane XL	Græs	Forår	7 dage	1-1,8	Brandbæger, fuglegræs, hyrdetaske, kamille, mælkebøtte, skræppe
Ariane FG S	Græs	Forår (ikke senere end 1. august)	30 dage	2,5-3,5	Tidse, burrener, brandbæger, fuglegræs, hyrdetaske, skræppe

(<https://www.ostdansk.dk/ukrudtsbekaempelse-i-graesmarker/> tilgået 5. oktober 2023)

7.4 Biologisk bekæmpelse

Ved biologisk bekæmpelse af engbrandbæger er det vigtigt at vurdere eventuelle sideeffekter som følge af introduktion af arter til områder, hvor de ikke forekom førhen (Seastedt 2015). En art som blodplet, hvis larve primært lever på engbrandbæger (Figur 7.1), kan også gå på andre arter end brandbæger, fx på løvfod (Tinney et al. 1998). Derved opstår der en risiko for uønsket påvirkning af et områdes biodiversitet. Dette forhold er dog mest et problem, hvor arter til biologisk bekæmpelse ikke forekommer naturligt, og altså ikke gældende for eventuel udsætning af natsommerfuglen blodplet og bladbillen *Longitarsus jacobaea* i Danmark. Der er dog det problem ved biologisk bekæmpelse i vår- og engbrandbægers naturlige udbredelsesområde, at de arter, der er herbivorer på brandbægerarterne, også er mål for en række naturlige fjender, bl.a. parasitoider (Crider 2011). Derved er det vanskeligt at opnå en sikker bekæmpelse med anvendelse af insekter til biologisk bekæmpelse, da disse lever i en balance med deres naturlige fjender (– se afsnittet om gavnlige effekter af engbrandbæger og vårbrandbæger for biodiversitet). I udlandet er der positive resultater ved anvendelse af får til bekæmpelse. Dette er måske også en mulighed under danske forhold.



Figur 7.1. Larver af sommerfuglen blodplet på blomsterstand af engbrandbæger. Foto: Christian Kjær

7.5 Fåregræsning

På græsningsarealer med engbrandbæger og/eller vårbrandbæger undgår flertallet af græssende dyr at indtage både engbrandbæger og vårbrandbæger. En del resultater fra andre steder i verden viser dog, at får indtager engbrandbæger. Mitich (1995) citerer (Long 1910) for, at unge planter af engbrandbæger villigt spises af får, medens de ældre blomstrende planter er for grove til, at får effektivt kan bekæmpe dem. I et forsøg, der sammenlignede effekten af fåregræsning med kvæggræsning med 100 mærkede engbrandbæger i folde med hhv. en blanding af får (ukendt race) og kvæg eller kvæg alene, viste Sharrow og Mosher (1982), at kun i folden med får blev der ædt af engbrandbægerplanterne, idet engbrandbæger i folden med kvæg først døde efter frøsætning som følge af deres toårige livscyklus. Fårene reducerede altså engbrandbægers frøsætning. I et andet forsøg viste Betteridge et al. (1994), at græsning med får (Racen Romney) reducerede forekomsten af engbrandbæger signifikant, således at 72% af planterne døde inden for 12 måneder uden at blomstre ved en dyretæthed på tre får pr ha. Fra Victoria i Australien skriver Schmidl (1972), at får villigt æder engbrandbæger, men at dette kun medfører en nedgang i mængden af engbrandbæger, så længe fårene græsser området, allerede året efter at fårene tages væk, kommer engbrandbæger igen.

I et toårigt græsningsforsøg med 12 får pr hektar på et areal med rigeligt engbrandbæger fandt Ohlsen et al. (2022a), at fårene af den nordtyske race "Weiße Hornlose Heidschnucke", dagligt i gennemsnit mellem 1 kg og 4,9 kg friskvægt per får. Fårene indtog mere engbrandbæger det første end det andet år, og de foretrak planter med højt sukkerindhold. Fårene forblev sunde gennem projektforløbet, se også Ohlsen et al. (2022b).

Der er blandede resultater med hensyn til, om indtaget af brandbæger kan forøges ved tilvænning. Betteridge et al. (1997) forsøgte at finde ud af, om græsning med får (racen Romney) kan forøges ved tilvænning, men fandt, at nogle spiser engbrandbæger, andre gør ikke. En undersøgelse af Sutherland et al. (2000) fandt derimod, at tilvænning af lam til engbrandbæger ved at lade dem gå med ældre dyr af racen Romney, der æder engbrandbæger, øger indtaget af engbrandbæger i forhold til lam, der ikke har gået med ældre engbrandbægerædende får.

For to Sydamerikanske arter af brandbæger *Senecio brasiliensis* og *Senecio madagascariensis*, som udgør et problem for kvæget i Brasilien på grund af pyrolizidin-forgiftning af kvæg, er det fundet, at de kan bekæmpes med fåregræsning. Ved at sætte får (Texel/Corriedale) på et areal, efter at det var blevet slået, fandt Bandarra et al. (2012), at fårene næsten totalt fjernede de tilstedeværende brandbægerplanter af begge arter.

Sammenfattende kan det siges om fåregræsning, at der er blandede resultater, idet det tilsyneladende ikke er alle får/fåreracer, der lige villigt æder engbrandbæger. Nogle får æder dog villigt engbrandbæger, formentlig primært i rosetstadiet, hvor den både er mindre giftig og lettere at indtage. Selv om det lykkes at finde en fårace, der æder engbrandbæger, vil det dog tage mange år at fjerne engbrandbæger på denne måde, da den har en langlivet frøbank og også kan skyde igen fra de nedbidte rosetter.

8 Referencer

- Ahmed M, Wardle DA. 1994. Allelopathic potential of vegetative and flowering ragwort (*Senecio jacobaea* L.) plants against associated pasture species. *Plant and Soil* 164: 61-68,
- Augustin B, Oehme S, Mattern G, Roth W. Maßnahmen gegen Jakobskreuzkraut *Senecio jacobaea* - 511 langfristige Aspekte auf Wirksamkeit und biologische Vielfalt. In: 28. Deutsche Arbeitsbesprechung 512 über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung, 27.02. – 01.03.2018 in Braunschweig, p
- Bacon, J., Jefferson, R. & Sheppard, D. (2003). Information note Common ragwort *Senecio jacobaea*. English Nature. Retrieved from <http://publications.naturalengland.org.uk/>
- Balfour, N. J. & Ratnieks, F. L. (2022). The disproportionate value of 'weeds' to pollinators and biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 59, 1209-1218. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14132>
- Balfour, N, Castellanos MC, Johnson C, Goulson, D, Philippides A. 2022. *The Database of Pollinator Interactions*. DOPI. Retrieved September 29, n023, from <https://www.sussex.ac.uk/lifesci/ebe/dopi/>
- Bandarra PM, Oliveira LG, Dalto AG, Boabaid FM, Juffo G, Riet-Correa F, Driemeier D, Cruz CEF. 2012. Sheep production as a *Senecio* spp. control tool. *Pesquisa. Veterinária Brasileira* 32(10):1017-1022
- Baude M, Kunin W, Boatma, N. *et al.* 2016. Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530, 85-88. <https://doi.org/10.1038/nature16532>
- Beskow WB, Harrington KC. 2005. Influence of light on the germination of ragwort (*Senecio jacobaea* L., Asteraceae) seeds previously stored in the soil seed bank of a pasture. *R. bras. Agrociência, Pelotas*, 11, 3, 285-289.
- Betteridge K, Costall DA, Hutching SM, Devantier BP, Liu Y. 1994. Ragwort (*Senecio jacobaea*) control by sheep in a hill country bull beef system. *Proc. 47th N.Z. Plant Prot. Conf.*, 53-57.
- Betteridge K, Sutherland R, Fordham R, Stafford K, Costall D. 1997. Conditioning of Romney sheep for ragwort (*Senecio jacobaea*) control. *N. Z. Plant Prot. Soc.* 50, 482-485.
- Bezemer TM, Harvey JA, Kowalchuk GA, Korpershoek H, van der Putten WH. 2006. Interplay between *Senecio jacobaea* and plant, soil, and above-ground insect community composition. *Ecology*, 87, 2002-2013
- Boppré M. Colegate, SM, Edgar JA, Fischer OW. 2008. Hepatotoxic pyrrolizidine alkaloids in pollen and drying-related implications for commercial processing of bee pollen. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56, 5662-5672. <https://doi.org/10.1021/jf800568u>

- CABI 2021. *Senecio jacobaea* (common ragwort) Datasheet. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.49558>
- Cameron E. 1935 "A Study of the Natural Control of Ragwort (*Senecio Jacobaea* L.)." *Journal of Ecology* 23, 2, 265–322. <https://doi.org/10.2307/2256123>.
- Comes HP, Kadereit JW. 1990. Aspects of Hybridization between the Closely Related *Senecio vulgaris* L. and *Senecio vernalis* W ALDST. & KIT. *Flora* 184, 381 – 388.
- Crider KK. 2011. Predator Interference with the Cinnabar Moth (*Tyria jacobaeae*) for the Biological Control of Tansy Ragwort (*Senecio jacobaea*). *Invasive Plant Science and Management* 2011 4:332–340.
- Ellenberg H, Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6.Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EMA 2021. Public statement on the use of herbal medicinal products¹ containing toxic, unsaturated pyrrolizidine alkaloids (PAs) including recommendations regarding contamination of herbal medicinal products with PAs. 07 July 2021 EMA/HMPC/893108/2011 Rev. 1 Committee on Herbal Medicinal Products (HMPC). https://www.ema.europa.eu/en/documents/public-statement/public-statement-use-herbal-medicinal-products-containing-toxic-unsaturated-pyrrolizidine-alkaloids_en-0.pdf
- Erfmeier A, Hantsch L, Bruelheide H. 2013. The Role of Propagule Pressure, Genetic Diversity and Microsite Availability for *Senecio vernalis* Invasion. *PLoS ONE* 8(2): e57029. doi:10.1371/journal.pone.0057029
- EU 2023/915. 2023. KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) 2023/915 af 25. april 2023 om maksimalgrænseværdier for bestemte forurenende stoffer i fødevarer og om ophævelse af forordning (EF) nr. 1881/2006. Den Europæiske Unions Tidende L 119/103
- Fremstad E. 2007. Landødyda *Senecio jacobaea* erobrer nytt land. *Blyttia* 65: 114-120.
- Gottschalk et al. 2020. Spread of *Jacobaea vulgaris* and Occurrence of Pyrrolizidine Alkaloids in Regionally Produced Honeys from Northern Germany: Inter- and Intra-Site Variations and Risk Assessment for Special Consumer Groups. *Toxins* 2020, 12, 441; doi:10.3390/toxins12070441
- Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray, EL 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347, 1255957. DOI:[10.1126/science.1255957](https://doi.org/10.1126/science.1255957)
- Hansen HCB, Rasmussen LH, Strobel BW. 2022. Plantetoksiner i jord og vandmiljøet – hvad er op og ned? *Vand og Jord* 29, 30-33.
- Hantsch L, Bruelheide H, Erfmeier A. 2013. High phenotypic variation of seed traits, germination characteristics and genetic diversity of an invasive annual weed. *Seed Science Research* 23(1):27-40.

- Harper JL, Wood WA. 1957. Biological flora of the British Isles. *Journal of Ecology* 45, 617 – 637.
- Hartmann T, Ober D . 2008 . “ Defense by pyrrolizidine alkaloids: developed by plants and recruited by insects ”. *I: Induced plant resistance to herbivory* , editor: Schaller , A . 213 – 231 . Berlin, Germany : Springer.
- Hartmann T, Zimmer M. 1986. Organ-specific distribution and accumulation of pyrrolizidine alkaloids during the life history of two annual *Senecio* species. *Journal of Plant Physiology* 122(1):67-80.
- Hartvig P. 2015. *Atlas Flora Danica*. Gyldendal, København.
- Hattesen M. 2020. 5 gode råd til at få has på eng- og vårbrandbæger - Pas på giftig engbrandbæger i græsmarker. *Landbrugsavisen* 13. juli 2020.
- Hicks DM, Ouvrard P, Baldock KC, Baude M, Goddard MA, Kunin WE, Mitschunas N, Memmott J, Morse H, Nikolitsi M, Osgathorpe LM, Potts SG, Robertson KM, Scott AV, Sinclair F, Westbury DB, Stone GN. 2016. Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows. *PLoS One*. 11(6):e0158117. doi: 10.1371/journal.pone.0158117. PMID: 27341588; PMCID: PMC4920406.
- Hill MO, Mountford JO, Roy DB, Bunce RGH. 1999. Ellenberg's Indicator Values for British Plants. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK.
- Hill MO, Roy DB, Mountford JO, Bunce RGH. 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. *Journal of Applied Ecology*, 37, 3– 15.
- Hodálová I, Mered'a P, Kučera J, Marhold K, Kempa M, Olšavská K, Slovák M. 2015. Origin and systematic position of *Jacobaea vulgaris* (Asteraceae) octoploids: genetic and morphological evidence. *Pl Syst Evol* 301:1517–1541. <https://doi.org/10.1007/s00606-014-1163-0>
- Hol WHG, van Veen JA. 2002. Pyrrolizidine Alkaloids from *Senecio jacobaea* Affect Fungal Growth. *J Chem Ecol* 28, 1763–1772. <https://doi.org/10.1023/A:1020557000707>
- Huckauf A, Aboling S, Böhling J, Böttner E, Ehlers B, Kassebeer C, Lütt S, Neumann H, Pechan B, Pfeil W, Ramert D, Trede J, Vervuert I, Werner M. 2017. Umgang mit dem Jakobs-Kreuzkraut Meiden – Dulden – Bekämpfen. <https://www.stiftungsland.de/fileadmin/pdf/JKK/senecio.pdf>
- Jacobs J. 2009. Ecology and Management of Tansy Ragwort (*Senecio jacobaea* L.). RCS–Montana–Technical Note–Invasive Species–MT-24
- James TK, Rahman A. 2000. Longevity of buried ragwort seed in four soils. *New Zealand Plant Protection* 53:253-257.
- Jensen J-K, Thorning-Lund F, Hammer S. 2023. Supplement to Faroe Islands botanical list with 64 species or subspecies including rare, new and potentially invasive species with comments. *Nordic Journal of Botany* 2023: e03586 <https://doi.org/10.1111/njb.03586>

Kaae ME, Petersen AR, Kristiansen SM, Nielsen KE, Bak JL, Damgaard CF. 2022. Soil Acidification on Dry Heathlands in Jutland, Denmark – Trends in pH Over a Century. *Water Air Soil Pollut.* 233, 31. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05489-2>

Kast C, Kilchenmann V, Reinhard H, Bieri K, Zoller, O. 2019. Pyrrolizidine alkaloids: The botanical origin of pollen collected during the flowering period of *Echium vulgare* and the stability of pyrrolizidine alkaloids in bee bread. *Molecules*, 24, 2214. <https://doi.org/10.3390/molecules24122214>

Kavin M. 2022: Trendanalyse 1995-2019 for de større danske natsværmere. Lepidopterologisk Forening, web-publikation: www.lepidoptera.dk/trends95-19

Kempf M, Heil S, Haßlauer I, Schmidt L, Ohe K, Theuring C, Reinhard A, Schreier P, Beuerle T. 2010. Pyrrolizidine alkaloids in pollen and pollen products. *Molecular Nutrition & Food Research*, 54, 292–300. <https://doi.org/10.1002/mnfr.200900289>

Kisielius V, Hama JR, Skrbic N, Hansen HCB, Strobel B, Rasmusse, .H. 2020. The invasive butterbur contaminates stream and seepage water in groundwater wells with toxic pyrrolizidine alkaloids. *Sci. Rep.*, 10, 19784.

Kos M, Bukovinszky T, Mulder PPJ, Bezemer TM. 2015. Disentangling above- and belowground neighbor effects on the growth, chemistry, and arthropod community on a focal plant. *Ecology*, 96(1), 164–175. doi:10.1890/14-0563.1.

Kostenko O, Mulder, PPJ, Courbois M, Bezemer TM. 2017. Effects of plant diversity on the concentration of secondary plant metabolites and the density of arthropods on focal plants in the field. *J Ecol*, 105: 647–660. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12700>

Kowalchuk GA, et al. 2006. "Rhizosphere fungal communities are influenced by *Senecio jacobaea* pyrrolizidine alkaloid content and composition." *Soil Biology and Biochemistry* 38(9), 2852–2859.

Lampinen R, Lahti T. 2019: Kasviatlas 2018. -- Helsingin Yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. Levinneisyyskartat osoitteessa <http://koivu.luomus.fi/kasviatlas>.

Laybourn R, Kessell D, Jones N, Conyers S, Hallam C, Boatman N. 2013. Review of evidence concerning ragwort impacts, ecology and control options. Report to Defra, UK Food and Environment Research Agency. 122 sider.

Leiss KA. 2011. Management practices for control of ragwort species. *Phytochem Rev* 10:153–163.

Levesen B. 2017. <https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/naturpleje/naturplejeportalen/pleje-af-arter/saerlige-problemarter-i-naturplejen/forsoeg-med-bekaempelse-af-eng-brandbaeger-i-vejle-kommune-ved-braending-med-ukrudtsbraender-og-slaaning/>)

Lewerenz L, Abouzeid S, Yahyazadeh M, Hijazin T, Selmar D. 2022. Novel Cognitions in Allelopathy: Implications from the “Horizontal Natural Product Transfer”. *Plants* 2022, 11, 3264. <https://doi.org/10.3390/plants11233264>

- Lin T, Vrieling K, Laplanche D, Klinkhamer PGL, Lou Y, Bekooij L, Degen T, Bustos-Segura C, Turlings TCJ, Desurmont GA. 2021. Evolutionary changes in an invasive plant support the defensive role of plant volatiles. *Curr Biol.* 31(15):3450-3456.e5. doi: 10.1016/j.cub.2021.05.055.
- Lucchetti MA, Kilchenmann V, Glauser G, Praz C, Kast C. 2018 Nursing protects honeybee larvae from secondary metabolites of pollen. *Proc. R. Soc. B* 285: 20172849. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.2849>
- Macel M. 2010. Attract and deter: a dual role for pyrrolizidine alkaloids in plant-insect interactions. *Phytochem Rev.* 10(1):75-82. doi: 10.1007/s11101-010-9181-1.
- Macel M, Bruinsma M, Dijkstra SM, et al. 2005. Differences in effects of pyrrolizidine alkaloids on five generalist insect herbivore species. *J Chem Ecol.* 2005;31:1493-1508. doi: 10.1007/s10886-005-5793-0.
- Markin GP, Littlefield JL. 2008. Biological control of tansy ragwort (*Senecio jacobaeae*, L.) by the cinnabar moth, *Tyria jacobaeae* (CL) (Lepidoptera: Arctiidae), in the northern Rocky Mountains. XII International Symposium on Biological Control of Weeds, 583-588.
- McEvoy PB. 1984. Seedling dispersion and the persistence of ragwort *Senecio Jacobaea* (Compositae) in a grassland dominated by perennial species. *Oikos* 42, 138-143.
- McEvoy PB, Cox CS. 1987. Wind dispersal distances in dimorphic achenes of ragwort, *Senecio jacobaea*. *Ecology*, 68(6), 2006-2015
- McEvoy PB, Rudd NT, Cox CS, Huso M. 1993. Disturbance, competition, and herbivory effects on ragwort *Senecio jacobaea*. *Ecological Monographs* 63: 55-75
- Meredá P, Kučera J, Marhold K, Senko D, Slovák M, Svitok M, Šingliarová B, Hodálová I. 2016. Ecological niche differentiation between tetra- and octoploids of *Jacobaea vulgaris*. *Preslia* 88, 113-136.
- Miljøstyrelsen 2017. Faktaark for invasive arter – Smalbladet brandbæger (*Senecio inaequidens*) fra www.mst.dk. Hentet 01.09.2023.
- Mitich LW. 1995. Intriguing World of Weeds - Tansy Ragwort. *Weed Technology*, 9(2), 402- 404.
- Moreira R, Pereira DM, Valentão P, Andrade PB. 2018. Pyrrolizidine alkaloids: chemistry, pharmacology, toxicology and food safety. *Int J Mol Sci.* 19(6), 1668. doi: 10.3390/ijms19061668
- Mossberg B, Stenberg L, Ericsson S. 1992. Den nordiska floran. Wahlström & Widstrand 1992.
- Möhler H, Diekötter T, Herrmann JD, Donath TW. 2018. Allelopathic vs. autotoxic potential of a grassland weed – evidence from a seed germination experiment, *Plant Ecology & Diversity*, 11:4, 539-549, DOI: 10.1080/17550874.2018.1541487

Möhler H, Diekötter T, Donath TW. 2021. Regulation of *Jacobaea vulgaris* by varied cutting and restoration measures. BioRxiv <https://doi.org/10.1101/2021.02.22.432250>

Neumann H, Lütt S, Schleich-Saidfar C, Rabe I, Walter A, Böhling J, Böttner E, Ehlers B, Trede J, Werner M, Ramert D, Kruse M. 2013. Umgang mit dem Jakobs-Kreuzkraut Meiden – Dulden – Bekämpfen. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein

Nowak M, Wittke C, Lederer I, Klier B, Kleinwächter M, Selmar D. 2016. Interspecific transfer of pyrrolizidine alkaloids: An unconsidered source of contaminations of phytopharmaceuticals and plant derived commodities. Food Chem., 213, 163–168.

Ohlsen S, Ganter M, Wohlsein P, Reckels B, Huckauf A, Lenzewski N, Aboling S. 2022a. Grazing Ecology of Sheep and Its Impact on Vegetation and Animal Health in Pastures Dominated by Common Ragwort (*Senecio jacobaea* L.) – Part 1, Vegetation. Animals 2022, 12, 1000.

Ohlsen S, Ganter M, Wohlsein P, Reckels B, Huckauf A, Lenzewski N, Aboling S. 2022b. Grazing Ecology of Sheep and Its Impact on Vegetation and Animal Health on Pastures Dominated by Common Ragwort (*Senecio jacobaea* L.) – Part 2: Animal Health. Animals, 12, 1289. <https://doi.org/10.3390/ani12101289>

Padovani R, Ward L, Smith RM, Pocock MJO, Roy DB. 2020. Insect species richness for each plant species and insect-plant interactions from the Database of Insects and their Food Plants [DBIF] version 2. NERC Environmental Information Data Centre. <https://doi.org/10.5285/33a825f3-27cb-4b39-b59c-0f8182e8e2e4>

Peter F, Hoffmann U, Donath TW, Diekötter T. 2021. Sown wildflower fields are an efficient measure to reduce visitation rates of honeybees and other pollinating insects on *Jacobaea vulgaris*. Agriculture, Ecosystems and Environment 307, 107231.

Reinhard A, Janke M, von der Ohe W, Kempf M, Theuring C, Hartmann T, Schreier P, Beuerle T. 2009. Feeding Deterrence and Detrimental Effects of Pyrrolizidine Alkaloids Fed to Honey Bees (*Apis mellifera*). J Chem Ecol. 35, 1086–1095

Rostrup E, Jørgensen CA. 1973. Den danske flora, Gyldendal, København 664 s.

Schmidl L. 1972. Biology and control of ragwort, *Senecio jacobaea* L., in Victoria, Australia. Weed Research 12, 37–45.

Seastedt TR. 2015. Biological control of invasive plant species: a reassessment for the Anthropocene. New Phytologist 205, 490–502 doi: 10.1111/nph.13065

SEGES 2021. Ukrudtsbekæmpelse i græsmarker. SEGES Innovation <https://projekter.seges.dk/projectdocuments>. Tilgængeligt 5. oktober 2023

SEGES 2023. (iflg. Landbrugsavisen 27. juli 2023, <https://landbrugsavisen.dk/kv%C3%A6g/naboens-skyld-tag-ansvar-brandb%C3%A6ger>):

- Selmar D, Wittke C, Beck-von Wolfersdorff I, Klier B, Lewerenz L, Kleinwächter M, Nowak M. 2019. Transfer of pyrrolizidine alkaloids between living plants: A disregarded source of contaminations. *Environ. Pollut*, 248, 456–461.
- Sharrow SH, Mosher WD. 1982 Sheep as a biological control agent for tansy ragwort *Journal of range management* 35,4, 480-482.
- Smith LW, Culvenor CCJ. 1981. Plant sources of hepatotoxic pyrrolizidine alkaloids. *J Nat Prod*. 44:129–152.
- Speed MP, Fenton A, Jones MG, Ruxton GD Brockhurst MA. 2015. Coevolution can explain defensive secondary metabolite diversity in plants. *New Phytol*, 208: 1251-1263. <https://doi.org/10.1111/nph.13560>
- Suter M, Lüscher A. 2008. Occurrence of *Senecio aquaticus* in relation to grassland management. *Appl Veg Sci*. 11(3), 317–324. <https://doi.org/10.3170/2007-7-18438>
- Suter M, Lüscher A. 2012. Rapid and high seed germination and large soil seed bank of *Senecio aquaticus* in managed grassland. *Sci World J*. 2012; ID 723808. <https://doi.org/10.1100/2012/723808>
- Suter M, Siegrist-Maag S, Connolly J, Lüscher A. 2007. Can the occurrence of *Senecio jacobaea* be influenced by management practice? *Weed Research* 47(3), 262–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2007.00566.x>
- Sutherland RD, Betteridge K, Fordham RA, Stafford KJ, Costall DA. 2000. Rearing conditions for lambs may increase tansy ragwort grazing. *J. Range Manag.* 53, 432–436.
- Tinney GW, Hatcher PE, Ayres PG, Paul ND, Whittaker JB. 1998. Inter- and intra- species differences in plants as hosts to *Tyria jacobaea*. *Entomol Exp Appl* 88, 137-145.
- Top-Jensen M, Fibiger M. 2009. Danmarks sommerfugle – en felthåndbog over samtlige dag- og natsommerfugle. Bugbook Publishing, Østermarie.
- Tyler T, Herbertsson L, Olofsson J, Olsson PA. 2021. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators* 120 (2021) 106923
- USDA 2016. Weed Risk Assessment for *Senecio vernalis* Waldst. & Kit. (Asteraceae) – Eastern groundsel. United States Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service
- Van de Voorde TFJ, Ruijten M, van der Putten WH, Bezemer TM. 2012. Can the negative plant-soil feedback of *Jacobaea vulgaris* be explained by autotoxicity? *Basic and Applied Ecology* 13, 533-541.
- Végh R, Csóka M, Sörös C, Sipos L. 2021. *Food safety hazards of bee pollen – A review*. Trends in Food Science & Technology, 114. pp. 490-509. ISSN 0924-2244

Vrieling K, Smit W, van der Meijden E. 1991. Tritrophic interactions between aphids (*Aphis jacobaeae* Schrank), ant species, *Tyria jacobaeae* L., and *Senecio jacobaea* L. lead to maintenance of genetic variation in pyrrolizidine alkaloid concentration. *Oecologia*. 86(2):177-182. doi: 10.1007/BF00317529. PMID: 28313199.

Wasowicz P. 2020. Annotated checklist of vascular plants of Iceland. *Fjölrit, Náttúrufræðistofnunar* 57, 1-193.

Weiner CN, Hilpert A, Werner M, Linsenmair KE, Blüthgen N. 2010. Pollen amino acids and flower specialisation in solitary bees. *Apidologie*, 41 (4), ff10.1051/apido/2009083ff. ffhal-00892082f

Wiedenfeld H. 2011. Plants containing pyrrolizidine alkaloids: toxicity and problems, *Food Additives & Contaminants: Part A*, 28:3, 282-292, DOI: 10.1080/19440049.2010.541288

ENGBRANDBÆGERS OG VÅBRANDBÆGERS UDBREDELSE OG PROBLEMATIKKER

Med baggrund i en litteraturgennemgang suppleret med analyser af NOVANA-data og udbredelsesdata fra hjemmesiden <https://arter.dk> er engbrandbæger og vårbrandbæger beskrevet biologisk og toksikologisk. Beskrivelserne omfatter aktuel udbredelse, udvikling over tid, spredningsveje, årsager til at de to arter blev vidt udbredte, interaktioner med andre arter, gavnlige effekter af engbrandbæger og vårbrandbæger, samt muligheder for at bekæmpe dem. Derudover omtaler rapporten, hvordan nationale ændringer af dyrkning og forvaltning som braklægningsordninger, udtagning af lavbundsjorder og naturnationalparker bliver gennemført uden undersøgelser og overvågning af, hvad disse tiltag betyder for udbredelsen af arter som vårbrandbæger og engbrandbæger eller andre arter.