INSEKTERS TILBAGEGANG

Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres?

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 388 2020

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

INSEKTERS TILBAGEGANG

Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres?

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 388 2020

Christian Kjær[1]
Bodil Ehlers[1]
Marianne Bruus[1]
Morten D. D. Hansen[2]
Rikke Reisner Hansen[1]
Martin Holmstrup[1]
Toke Thomas Høye[1]
John Jensen[1]
Joachim Offenberg[1]
Beate Strandberg[1]
Morten Strandberg[1]
Peter Wiberg-Larsen[1]

[1] Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
[2] Naturhistorisk Museum Aarhus

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 388
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Insekters tilbagegang
Undertitel:	Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres?
Forfattere:	Christian Kjær[1], Bodil Ehlers[1], Marianne Bruus[1], Morten D. D. Hansen[2], Rikke Reisner Hansen[1], Martin Holmstrup[1], Toke Thomas Høye[1], John Jensen[1], Joachim Offenberg[1], Beate Strandberg[1], Morten Strandberg[1] & Peter Wiberg-Larsen[1]
Institutioner:	[1]Aarhus Universitet, Institut for Bioscience & [2]Naturhistorisk Museum Aarhus
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	August 2020
Redaktion afsluttet:	Juli 2020
Faglig kommentering:	Jørgen Axelsen
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Kler
Ekstern kommentering:	Der har ikke været ekstern kommentering
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Kjær, C., Ehlers, B., Bruus, M., Hansen, M.D.D., Hansen, R.R., Holmstrup, M., Høye, T.T., Jensen, J., Offenberg, J., Strandberg, B., Strandberg, M. & Wiberg-Larsen, P. 2020. Insekters tilbagegang. Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres? Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 388. http://dce2.au.dk/pub/SR388.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Sammenfatning: Vi har i denne rapport undersøgt baggrunden for at insekter er gået tilbage. Tilbagegangen er tydeligst for sommerfugle, bier og løbebiller. Det er gennemgående, at arter, der enten har en begrænset spredningsevne, er specialister, er tilknyttet næringsfattige habitater eller lever i områder med lav landskabsdiversitet, alle går tilbage. Analyser af rødlistedata understøtter de tendenser, som er beskrevet i litteraturen, men tilføjer nogle flere insektordener til rækken af truede insektgrupper. Det er blandt andet ordner, som indeholder insektfamilier, der ikke er specialister eller spredningsbegrænsede, men som er afhængige af ressourcer, som ikke længere er så almindelige som tidligere (blomster, dødt ved, ådsler, møg, og specifikke planter). Hertil kommer, at der er nogle arter, som kræver specielle fysiske forhold. De omfatter vandløbsarter og arter, der er tilknyttet tørre, solrige og næringsfattige habitater.
Rapporten gennemgår, hvilke forhold, der er af betydning for, om et insekt trives. På baggrund disse levevilkår, diskuteres de eksterne faktorer, der kan påvirke insekterne. Påvirkningsfaktorerne omfatter således: Habitatødelæggelse og fragmentering, forurening (sprøjtemidler, organisk stof, kvælstof/fosfor, veterinære lægemidler og lysforurening), invasive arter, klimaforandringer og forvaltning af levesteder.
På den baggrund anbefales en række overordnede tiltag, der kan forbedre vilkårene for arter, der er truede og i tilbagegang.

Emneord:	Insekter, tilbagegang, trusler, virkemidler
Layout:	Grafisk værksted, AU Silkeborg
Illustrationer:	Tinna Christensen
Foto forside:	Brun pletvinge på en blåhat. Foto: Christian Kjær
ISBN:	978-87-7156-508-9
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	90
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR388.pdf

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

Summary **8**

1 Indledning **10**
1.1 Rapportens indhold 11

2 Observerede udviklingstendenser for insekter **12**
2.1 Artsgrupper 12
2.2 Prøvetagningsmetodikker 12
2.3 Habitater 14
2.4 Tidsperiode 14
2.5 Sammenfatning 14

3 Rødlistestatus for insektordner i DK **17**
3.1 Analyse 17
3.2 Konklusion 21

4 Insekters krav for at trives **22**
4.1 Ressourcehabitat 23
4.2 Eksempler på forskellige insekters ressourcehabitater 25
4.3 Konklusion/sammendrag 32

5 Forhold der kan påvirke insekternes forekomst **33**
5.1 Habitattab og -fragmentering 33
5.2 Forurening 37
5.3 Klimaforandringer 44
5.4 Invasive arter 47
5.5 Levested og levestedskvalitet 49

6 Hvad kan vi gøre for at forbedre vilkårene for insekter i tilbagegang **58**
6.1 Blomster- og plantetilknyttede insekter 60
6.2 Møgtilknyttede insekter 62
6.3 Insekter tilknyttet døde grene og svampeinficeret ved 62
6.4 Ådselstilknyttede insekter 62
6.5 Akvatiske insekter med specifikke fysiske krav 62
6.6 Opsamling 63

7 Referencer **65**

Bilag 1. Tidsperiode dækket af undersøgelserne i for forskellige artsgruppe **81**

Bilag 2. Fremgang for insekter i fynske vandløb **83**

Bilag 3. Udviklingen i vårfluefaunaen i det nordlige Finland **85**

Forord

Det har længe været kendt, at mængden og diversiteten af insekter går tilbage. I 2017 udkom et tysk studie, som fik omfattende opmærksomhed i medierne. Det viste, at biomassen af flyvende insekter var gået tilbage med 74% over 27 år. Da forholdene i Danmark i mange sammenhænge er sammenlignelige med Tyskland, må vi forvente, at der er en tilsvarende tilbagegang i Danmark. Det blev startskuddet til denne rapport, som er udarbejdet af forskere fra Institut for Bioscience (Sektion for Terrestrisk Økologi og Sektion for Biodiversitet) samt Naturhistorisk Museum, Århus. Den udfordring, som vi står med nu, fordrer, at der bliver taget hånd om en række negative påvirkningsfaktorer, som virker samtidigt og påvirker forskellige insektgrupper i varierende omfang. Der er meget lidt fokus på denne gruppe af organismer i naturforvaltningen. Det ambitionen med denne rapport at ændre dette. Den viden der præsenteres i rapporten kan hvis den kommer i spil, medvirke til at politikere, embedsfolk og organisationer kan udfylde deres roller i forvaltningen af insekter på et oplyst grundlag. Håbet er at vi i fremtiden oplever at insekterne går frem.

Da rapporten dækker et meget bredt fagligt område, er den litteratur, som er refereret, kun et udpluk af al den relevante litteratur, som findes afsnit for afsnit. Der er derfor medtaget et begrænset antal publikationer, som illustrerer problemstillingerne.

Arbejdet med rapporten er finansieret af Dansk Center for Miljø og Energi (DCE) og Institut for Bioscience (BIOS) begge på Aarhus Universitet.

Sammenfatning

Vi har i denne rapport ønsket at undersøge baggrunden for den observerede tilbagegang for diversitet og bestandsstørrelser af insekter. Vi har derfor først gennemgået den videnskabelige litteratur for observationer af udviklingstendenser for arter, der er hjemmehørende i Nordvesteuropa. Desuden er den nyligt publicerede danske rødliste også blevet brugt til at identificere de livsformer, der er truet i Danmark.

Hovedparten af undersøgelserne viste, at der er en tilbagegang for insekter uanset indsamlingsmetode. Det er tydeligst for sommerfugle, bier og løbebiller. For de grupper, hvor der er tilbagegang, har det ikke betydning, hvor undersøgelsen er lavet. Det var gennemgående, at arter, der enten har en begrænset spredningsevne, er specialister, er tilknyttet næringsfattige habitater eller lever i områder med lav landskabsdiversitet, alle går tilbage. De arter, der er stabile eller går frem, er mobile generalister eller arter, der lever tæt på deres nordlige udbredelsesgrænse. Den generelle tendens til tilbagegang slår også igennem i studier, hvor der ikke er opdelt efter artsgruppe.

Analyser af rødlistedata understøtter de tendenser, som er beskrevet i litteraturen, men tilføjer nogle flere insektordener til rækken af truede insektgrupper. Det er blandt andet ordner, som indeholder insektfamilier, der ikke er specialister eller spredningsbegrænsede, men som er afhængige af ressourcer, som ikke længere er så almindelige som tidligere. Samlet viser data i rødlisten således, at tilstedeværelsen af følgende føderessourcer er vigtige for de truede arter:

- Blomster (pollen og nektar)
- Døde grene og svampeinficeret ved
- Specialiserede planteæderes værtsplanter
- Ådsler
- Dødt organisk materiale (bladmateriale)
- Møg (fra store græssere).

Hertil kommer, at der er nogle arter, som kræver specielle fysiske forhold. De omfatter vandløbsarter og arter, der er tilknyttet tørre, solrige og næringsfattige habitater.

Rapporten gennemgår, hvilke forhold, der er af betydning for, om et insekt trives. I denne gennemgang står arternes ressourcehabitat centralt. Det vil sige et område, der indeholder alle de nødvendige ressourcer, for at en given art kan gennemføre en fuld livscyklus. Begrebet udspringer af arternes økologiske niche. Habitatet beskrives i denne sammenhæng ved henholdsvis ressourcernes rumlige fordeling og tidslige forekomst i forhold til hinanden samt fødens mængde og kvalitet.

På baggrund af denne gennemgang af de levevilkår, der er vigtige for insekter, diskuteres de eksterne faktorer, der kan påvirke insekterne. Disse påvirkningsfaktorer omfatter: Habitatødelæggelse og fragmentering, forurening (sprøjtemidler, organisk stof, kvælstof/fosfor, veterinære lægemidler og lysforurening), invasive arter, klimaforandringer og forvaltning af levesteder.

På baggrund af ovenstående anbefales følgende overordnede tiltag, der kan forbedre vilkårene for arter, der er truede og i tilbagegang:

- Sikre større og mere sammenhængende naturarealer. Det er også vigtigt, at eksisterende lysåben- og skovnatur beskyttes for at tilgodese de spredningsbegrænsede arter (vist at nogle arter har meget lille spredning) og de arter, der udnytter ressourcer, som specifikt forekommer i de nævnte naturtyper.
- Undlade hugst af veterantræer. Desuden skabe mere urørt skov.
- Etablere græsning på større arealer og tilpasse græsningsintensiteten til arealets produktivitet/naturtype.
- Reducere landbrugets påvirkning med kvælstof og pesticider i overgangszoner mellem landbrug og naturarealer. Herunder også at udvide randzoner omkring vandløbshabitater og midlertidige vandhuller og herved reducere tilførslen af kvælstof og sprøjtemidler.
- I byområder sikre så store grønne arealer som muligt med en varieret vegetation og herunder reducere lysforureningen mest muligt, fx ved at vælge den type pærer i gadebelysningen, som tiltrækker færrest insekter.
- Optimere småbiotoper i agerlandet og bylandskabet med større arealer, reduktion i slåning af arealerne samt ved udplantning/såning af hjemmehørende blomster. Desuden sikre, at levende hegn gøres bredere med en udviklet fodpose, og at hegnene skærmes med bufferzoner for påvirkninger af sprøjtemidler og kvælstoftilførsel.

Summary

In this report, we have examined the background for the observed decline in diversity and insect populations. To do this, we have reviewed the scientific literature for observations of developmental tendencies for species that are indigenous to northwestern Europe. In addition, the recently published Danish Redlist has also been used to identify the endangered species in Denmark.

The majority of the studies showed that insects are in decline, regardless of the method of collection. This is most obvious for butterflies, bees and ground beetles. For groups in decline, it does not matter where the study was conducted. Generally, the species that are sedentary, are specialists, are associated with nutrient-poor habitats or live in areas with low landscape diversity are all in decline. Species that are stable or prosper are mobile generalists or species that live close to their northern boundary. The general declining trend is also reflected in studies that are not categorized by species group.

Analyses of Redlist data support the trends described in the literature, but add more insect orders to the series of endangered insect groups. In particular, Redlist assessments show that certain specific lifeforms are endangered. Overall, data from the Redlist show that the presence of the following food resources is important for the endangered species:

- Flowers (pollen and nectar)
- Dead branches and wood infected by fungi
- Host plants of specialised herbivores
- Carrion
- Dead organic matter (leaf matter)
- Dung (from large herbivores)

In addition, some species require specific physical conditions. They include riparian species and species that are associated with dry, sunny and nutrient-poor habitats.

The report examines the factors that are significant to whether an insect thrives. In this review, we focus on the species' resource habitat. A resource habitat is an area that contains all the necessary resources to ensure that a given species can complete a full life cycle. The concept stems from the species' ecological niche. In this context, the habitat is described by the spatial distribution and temporal incidence of the resources in relation to each other, as well as the volume and quality of food.

On the basis of this review of the living conditions that are important for insects, the external factors that may affect the insect are discussed. These factors include: Habitat destruction and fragmentation, pollution (pesticides, organic matter, nitrogen/phosphorus, veterinary medicines and light pollution), invasive species, climate change and the management of habitats.

Based on the above, the following general recommendations are made for measures that can improve the conditions for endangered species and species that are in decline:

- Ensure larger and more connected natural areas. It is also important that existing open natural habitats and woodland are protected to accommodate the species with a limited dispersal (it has been shown that some species have a very limited dispersal) and the species that exploit resources that are found specifically in the mentioned habitats.

- Avoid felling veteran trees. In addition, create more "minimum intervention forests".
- Establish grazing on larger areas and adjust the intensity in accordance with the area's productivity/nature type.
- Reduce the impact of nitrogen and herbicides from agriculture in transitional zones between agriculture and natural areas. This also encompasses expansion of buffer zones around watercourse habitats and temporary water holes, thereby reducing the intake of nitrogen and pesticides.
- Ensure as large green areas as possible with varied vegetation in urban areas and reduce light pollution as much as possible, e.g. by using the type of bulbs in street lighting that attract the fewest insects.
- Optimise small biotopes in arable land and urban landscapes by creating larger areas, reducing mowing and planting/sowing indigenous flowers. Furthermore, ensure that hedges are made wider with a developed hedge bottom, and that hedges are shielded from the effects caused by the application of pesticides and nitrogen by use of buffer zones.

1 Indledning

Der er pt. navngivet omkring 1 million arter af insekter[1]. Dette gør insekterne til den mest artsrige gruppe af alle. I Danmark findes der cirka 18.000 arter af insekter[2]. Insekterne kan være rovlevende, planteædere (herunder bestøvere), svampespisere, parasitter og parasitoider på andre insekter såvel som på pattedyr og fugle, nedbrydere af dødt organisk materiale, eller en kombination af disse (omnivore). Deres rolle i det biologiske system er således stor og varieret. Hertil kommer, at de kan være nødvendige for bestøvningen af mange plantearter og dermed for frugtsætning, og desuden udgør de fødegrundlaget for en hel række af andre højerestående som fx fisk, padder, krybdyr, fugle og pattedyr. Det fik derfor også stor opmærksomhed i medierne, da der i 2017 blev offentliggjort et tysk studie, som viste, at mængden af såkaldte "flyvende" insekter var markant reduceret[3]. Undersøgelsen viste, at der i gennemsnit var et fald i biomasse på 74% over en 27 års periode. Data var indsamlet i naturbeskyttelsesområder og omfattede syv forskellige kategorier af beskyttelsesområder fra beskyttelse af vandressourcer til Natura 2000 områder. Det blev i medierne udlagt, som at insekterne var ved at uddø. Forfatterne[3] var dog ikke i stand til ud fra deres materiale at påpege en specifik årsag til tilbagegangen, men de formodede, at det var landbrugets intensivering, der var den primære baggrund for den observerede tilbagegang. I 2019 udkom der desuden et review[4] med fokus på en global tilbagegang i mængden og sammensætning af insekter. Det havde specifikt fokus på, hvilke påvirkningsfaktorer, der er i spil, og konkluderede ligeledes, at det var ændret arealanvendelse og landbrugspraksis, der er problematisk. Der kan dog rettes berettiget kritik af undersøgelsens datagrundlag og ikke mindst tolkningen af de anvendte data. Når man vurderer undersøgelser af forandringer i insekters forekomst over tid, er det vigtigt at holde sig for øje, at forskellige anvendte indsamlingsmetoder er selektive i forhold til, hvad de fanger, og under hvilke betingelse de fanger noget. Bruun (2019)[5] har gennemgået præmisserne for den type fælder, der blev brugt i det tyske studie[3] , nemlig hvilke insekter der indsamles med såkaldte Malaisefælder, og hvad det betyder, at biomasse blev brugt som mål for mængden af insekter uden at opdele fangsten efter taksonomiske grupper og hermed efter størrelse (vægt). Han konkluderer, at det formodentlig var store insekter med specialiserede krav til føde mv., som bidrog mest til den observerede nedgang i biomassen, og at undersøgelsen derfor reelt ikke siger noget om arter med en lille kropsvægt, hvilke udgør langt hovedparten af insektfaunaen. Et senere studie af Hallmann et al. (2020)[6] finder dog, at der ikke er denne forskel, når hhv. lyslokning og faldfælder bruges som indsamlingsmetode. Bruun (2019) diskuterer mulige årsager til tilbagegangen for de store insekter og peger især på manglen på egnede levesteder som væsentlig og anbefaler desuden, at fokus flyttes fra dødsårsager til livsmuligheder, dvs. hvad insekter behøver for at trives. For nyligt er der kommet et studie, som analyserer en hel række datakilder for insekters udviklingstendenser[7]. Dette studie konkluderer, at der er en generel tilbagegang for terrestriske insekter, hvorimod de vandtilknyttede arter går frem. Omfanget af tilbagegangen er i dette studie ikke så stort som rapporteret af Hallmann et al. (2017). Hvis man vil gøre noget ved den observerede tilbagegang, er det vigtigt at vide, hvilke insektgrupper, livsformer og levesteder, der er gået tilbage. Der findes en række undersøgelser, der beskriver udviklingstendenser for specifikke insektgrupper. Disse data er præsenteret og diskuteret nedenfor.

I Danmark er den nationale overvågning målrettet dokumentation af forandringer for "habitatnatur" (naturtyper på habitatdirektivets bilag, kendetegnet primært ved deres artssammensætning af planter) og en række "habitatarter" (specificerede arter på habitatdirektivets bilag, der i øvrigt er domineret af hvirveldyr). Beskyttelsen af habitatnaturtyper og – arter er indarbejdet i dansk lovgivning. Af

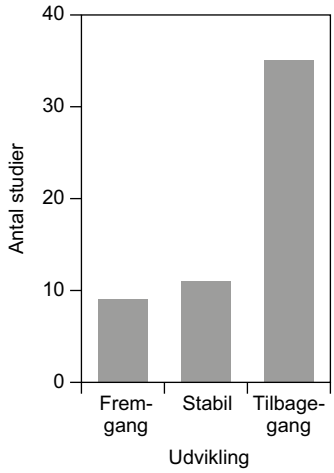
de cirka 18.000 arter af insekter er der dog kun et fåtal (8 arter: Bred vandkalv, lys skivevandkalv, eremit, hedepletvinge, sortplettet blåfugl, stor kærguldsmed, grøn køllegguldsmed og grøn mosaikguldsmed), som til stadighed overvåges/ moniteres systematisk og med relativ lav frekvens. Det gælder de arter, der står opført på habitatdirektivets bilag II og IV[8].

I Danmark er antallet af langvarige tidsserier eller gentagne indsamlinger for insekter desværre meget lavt, men i de omkringliggende lande som Holland, Tyskland, England, Finland og Belgien er der en række undersøgelser, som viser udviklingstendenser for udvalgte artsgrupper. Hovedparten af disse bygger imidlertid på usystematiske indsamlinger. De stammer primært fra frivillige indsamlinger, der er gennemført ud fra bestemte personers egne interesser og præferencer, og udspringer således ikke af en fastlagt indsamlingsplan med hensyn til geografisk og tidsmæssig fordeling. De er således ikke gennemført hvert år, lige mange gange per år eller med samme indsamlingsmetodik. I Danmark er der dog kilder, der kan understøtte en vurdering af arternes udbredelse og bestandsstørrelser. Det gælder blandt andet de såkaldte Atlasundersøgelser, hvor frivillige indsamler viden om specifikke artgrupper. Det har således i Danmark været muligt at se på udviklingstendenser for sommerfugle[9], humlebier i rødkløver[10] og biller[11]. Hertil kommer en overvågning af danske vandløbs smådyrsfauna (hvor insekter udgør størsteparten af biodiversiteten) til brug ved beregning af indeks til beskrivelse af forurening mv., som har fundet sted siden midten af 1970'erne, og som p.t. er omfattet af det nationale program NOVANA. Imidlertid er tidsserieanalyser herfra begrænset af variationer i metodik, geografisk dækning og frekvens i prøvetagningen. Endelig skal nævnes observationer fra diverse andre kilder (museumssamlinger, ældre litteratur, indrapportering fra enkeltpersoner til diverse databaser og enkeltundersøgelser med stedsangivelse), som blandt andet indgår i rødlistevurderinger for Danmark[12]. En del af disse undersøgelser og data er brugt i denne rapport til at undersøge omfanget af forandringer i diversitet og forekomst af insekter.

1.1 Rapportens indhold

I denne rapport ønsker vi at præsentere undersøgelser (andre end de, som fremgår af Hallmann et al. (2017)[3]), som beskriver insekters forekomst og populationsstørrelse over tid, og vi vil redegøre for, hvilke faktorer, der kan have været styrende for eller medvirkende til, at forekomsten af insekter har udviklet sig, som det bl.a. er beskrevet ovenfor. Det inkluderer en gennemgang af de undersøgelser, der har dokumenteret en udviklingstendens, samt hvilke habitater og artsgrupper, som er dækket. I den forbindelse vil vi også analysere data fra den seneste nationale rødliste[12]. Dernæst vil vi gennemgå litteraturen for mulige årsager til, at insekterne i givet fald er gået tilbage, og hvilke grupper af insekter, der er mest udsatte. På denne baggrund præsenteres anbefalinger til initiativer/virkemidler, der kan forbedre insekters levevilkår.

2 Observerede udviklingstendenser for insekter

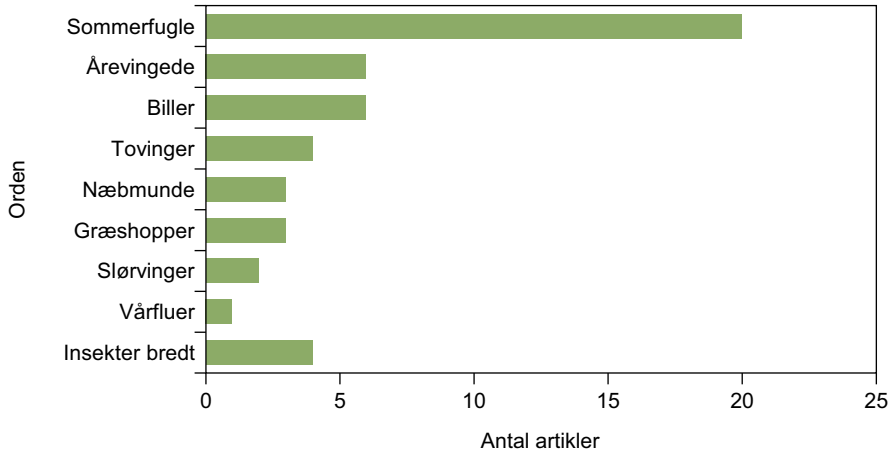


Figur 2.1. Opgørelse af observerede udviklingstendenser beskrevet i videnskabelige artikler fra Nordvesteuropa. Der er flere registreringer, end der er refererede studier. Det skyldes, at studierne kan have observationer for flere grupper med modsatrettede tendenser. I det tilfælde bliver begge talt med.

I denne rapport har vi, ud over danske studier m.v., begrænset os til data, der klimamæssigt og geografisk kan sammenlignes med forholdene i Danmark. Der er således fundet studier fra Tyskland, UK, Holland, Sverige, Belgien, Luxembourg, Finland og Serbien. Studierne dækker over flere forskellige indsamlingsmetoder og bruger forskellige mål for udviklingen (biomasse, diversitet, antal arter og individer, geografisk udbredelse m.m.). Derudover har vi været bevidst om, at undersøgelserne heller ikke dækker de samme tidsperioder. Nogle har haft data helt tilbage fra 1840 til i dag, mens andre dækker en relativ kort periode fra eksempelvis 1994 til 2008. Figur 2.1 viser de overordnede udviklingstendenser for insekter fundet i litteraturen. Som det ses, er der en overvægt af studier, hvor de undersøgte insektgrupper går tilbage i den periode, de er undersøgt. Litteraturen, der er inddraget her, omfatter studier publiceret frem til 2020.

2.1 Artsgrupper

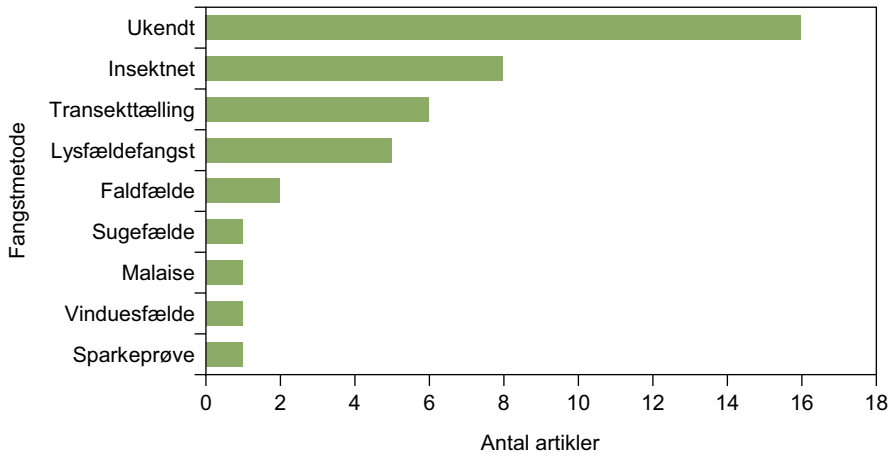
Studierne af insekters udviklingstendenser over tid er lavet for en række artsgrupper, hvor dagsommerfugle og natsværmere (Lepidoptera) er klart den mest undersøgte gruppe (Figur 2.2) efterfulgt af bier (Hymeoptera) og biller (Coleoptera).



Figur 2.2. Antal artikler, som har undersøgt specifikke taksonomiske gruppers (ordeners) udvikling over tid. De undersøgelser, som dækker flere ordner, tæller med i alle disse.

2.2 Prøvetagningsmetodikker

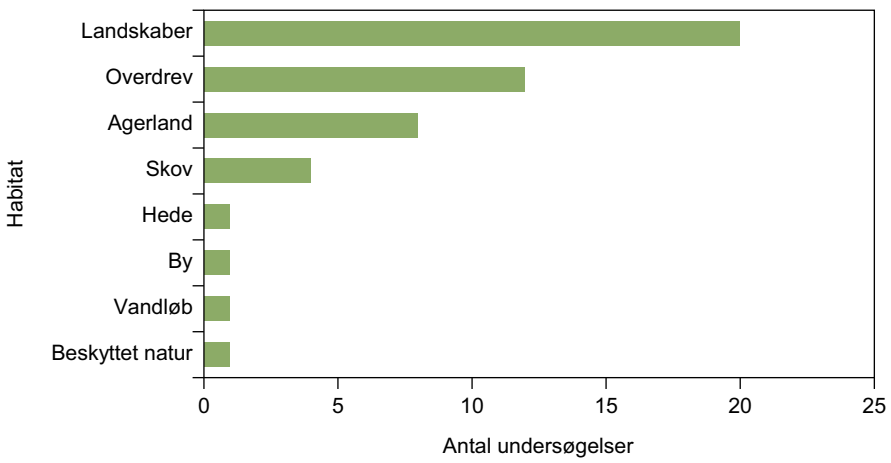
De data, der indgår ovenfor, omfatter forskellige prøvetagningsmetodikker og registreringer (se Figur 2.3). De fleste undersøgelser omfatter offentlige eller frivillige registreringer af arter. De findes i et vist omfang samlet i databaser i museer, fælles offentlige databaser (for eksempel WinBio for vandløbsdyr) og fra databaser indsamlet af entomologiske foreninger. Der findes imidlertid også et ikke uvæsentligt materiale, som alene er dokumenteret i form af samlinger af insekter på nål (tørsamling) eller spritkonserverede individer, primært ved Naturhistorisk Museum i Aarhus og Statens Naturhistoriske Museum i København. Dertil kommer visse private samlinger. Der er primært tale om undersøgelser, hvor samlere, forskere og entusiaster har registreret arter, fundsted, og dato. Der kan være en tendens til, at sådanne indsamlinger primært er foretaget i områder med mange arter, og specielt vil registreringerne ofte omfatte spektakulære eller sjældne arter.



Figur 2.3. Oversigt over de anvendte indsamlings- og registreringsmetoder i de refererede artikler. Kategorien "Ukendt" dækker over indsamlinger/databaser, hvor indsamlingsmetoden kan variere eller ikke er registreret.

Fordi indsamlingerne ofte har været gennemført med henblik på at finde mange arter, er artsrepræsentationen høj. Hvis man vil sammenligne tidligere undersøgelser med nutidige undersøgelser, hvor indsamlingerne måske foregår mere systematisk, kan det skævvride konklusionen. En sådan skævvridning vil dog i nogle tilfælde kunne imødegås, hvis der er en stærkt forøget indsamlingsfrekvens, således at sjældne arter stadig observeres, eller ved at tilpasse analysemetoderne således, at specielt et fald i forekomst er en troværdig vurdering til trods for skævvridningen af data. En sidste mulighed er at indsamle de samme steder, som der blev samlet ind på i de historiske data. Dette fordrer selvfølgelig, at indsamlingslokaliteten er kendt.

Derudover er der blevet brugt forskellige fangstredskaber, der hver især udtager et specifikt udsnit af insektfaunaen. De undersøgelser, der gennemgås nedenfor, omfatter således lyslokning, faldfælder, fangbakker, sugefælder, Malaisefælder, vinduesfælder og insektnet. Lyslokning betyder, at der i en given periode opsættes en lyskilde, som tiltrækker en række insektarter, der er nataktive. Her vil man eksempelvis kunne fange natsværmere, vårfluer, biller, døgnfluer og slørvinger. Faldfælder er et bæger, der graves ned i jorden, således at overkanten flugter med jordoverfladen. I bægeret er der en væske, hvori dyrene fanges (druknes). Denne type af fælder fanger mange af de insekter, der bevæger sig på jordoverfladen, for eksempel løbebiller. Fangbakker, der kan være gule, hvide og/eller blå, indeholder vand og et middel, der reducerer overfladespændingen, således at dyrene drukner. Fangbakkerne fanger flyvende insekter, der tiltrækkes af den valgte farve, fordi de eksempelvis forveksler den med blomster. Sugefælder er et rør, hvor der suges med et stabilt flow. De er især velegnede til at fange flyvende insekter, formentlig primært mindre arter, fordi større insekter (fx guldsmede) ikke suges ind ved den sugestyrke, der benyttes. Malaisefælden er et net-telt som fungerer en ruse. Den indfanger primært de flyvende insekter. Til samme type hører vinduesfælder, som består af en lodret klar plade, som insekterne flyver ind i, hvorefter de falder ned og opsamles i en beholder. Fangst ved brug af håndnet kan gennemføres standardiseret, således at det indfanger både store og små insekter og også insekter, der er i hvile i vegetationen. Sparkeprøver bruges til at indsamle leddyr i vandløb. Ketcheråbningen placeres i vandløbet med åbningen i opstrøms retning, og man sparker i bunden af vandløbet foran ketcheren, som derefter opsamler det ophvirvlede materiale. Nogle indsamlingsmetoder er desuden aktivitetsbaserede. Det betyder, at de fanger flere individer, når forholdene (temperatur, vindhastighed og –styrke, fugtighed) er sådan, at insekter er aktive eller ekstra aktive. Til denne gruppe hører faldfælder, lyslokning, sugefælder og Malaisefælder.



Figur 2.4. Antal undersøgelser af insektgruppers udvikling over tid som funktion af hvilke habitater de er udført i. "Landskaber" dækker analyser, som opgøres efter forekomst i geografisk definerede områder (kvadrater af en given størrelse, oftest 10 km^2).

2.3 Habitater

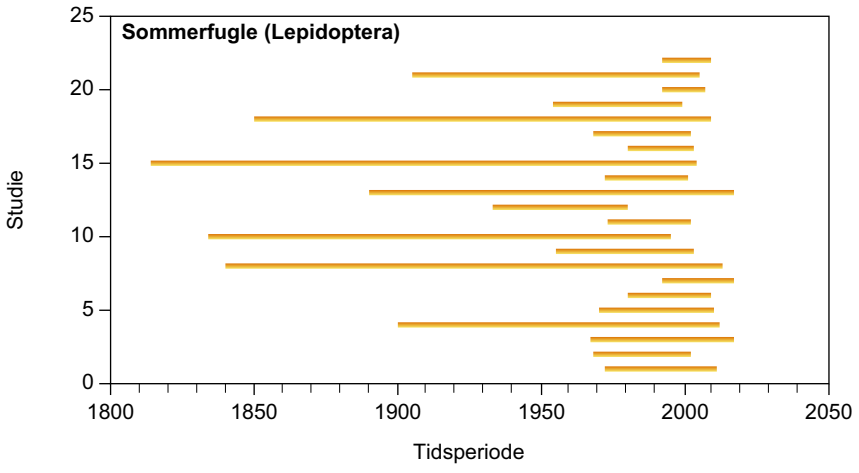
Sammenstillingen af, hvor de omtalte undersøgelser er gennemført (Figur 2.4), viser, at datasæt, hvor insekternes tilstedeværelse er registreret i forhold til kvadrater af en given størrelse fordelt over et landskab, er meget hyppige. I disse er det ikke altid muligt at finde ud af, hvilke typer af habitater de er indsamlet i. Derudover er de mest hyppige indsamlingsområder overdrev og agerland (Figur 2.4). De mange studier i agerland skyldes, at der i England blev etableret indsamlingsstationer for at følge indflyvningen af skadedyr (bladlus).

2.4 Tidsperiode

Tidsperioden, hvor udviklingen i forekomst af arter er fulgt, kan spænde vidt. Dette er eksempelvis illustreret for sommerfugle (Figur 2.5). Det fremgår klart, at undersøgelsesperioderne varierer meget, og data er derfor ikke direkte sammenlignelige. Tilsvarende oplysninger for de andre artsgrupper kan findes i Bilag 1.

2.5 Sammenfatning

Som det fremgår ovenfor er der ikke lavet lige mange studier af forskellige insektordner og heller ikke for specifikke habitater. Alligevel vil vi gennemgå de tendenser, der kan uddrages af studierne for de enkelte ordner. De vil blive præsenteret i rækkefølge efter antal studier.



Figur 2.5. Præsentation af de tidsperioder, undersøgelser af sommerfugle har dækket.9, 13-32 Tilsvarende data for andre taksonomiske grupper kan findes i Bilag 1.

2.5.1 Sommerfugle

Der er medtaget 22 studier[9, 13-32] af sommerfugle og natsværmere. Den tidshorisont, som undersøgelserne beskriver, er præsenteret i Figur 2.5. Undersøgelserne viser et tydeligt fald i antal arter, en forenklet artssammensætning, reduceret geografisk forekomst og også et faldende individtal, hvor det er målt. Forfatternes vurderinger er, at de arter, der går tilbage, primært er spredningsbegrænsede arter, føde- og habitatspecialister samt arter, der overvintrer som æg og larver. Generalister vinder derimod frem eller er stabile i deres forekomst. Endelig er det i særlig grad arter, som er tilknyttet næringsfattige habitater, der går tilbage. Der var dog to undersøgelser, som ikke viser en tilbagegang. Den første undersøgelse omfatter to grupper af halvmøl i England, hvor fangsten er omregnet til biomasse[33]. Forfatterne konkluderer, at Hallmans undersøgelse[3] af flyvende insekter ikke kan bredes ud til alle artsgrupper. Desuden var der et studie fra Estland[20], som sammenstiller indsamlinger af 97 arter i 2016-2017 med historiske data (1992), og hvor der ikke er en tilbagegang, men for ca. 25% af arterne snarere en stigende forekomst. Forandringerne blev tilskrevet klimaforandringer.

2.5.2 Årevingede (bier og hvepse)

Der er fundet fem studier[10, 34-37] med årevingede insekters udvikling over tid. Studierne undersøger primært humlebier. Der bliver fundet tilbagegang for de specialiserede arter både i forekomst og antal. Generalisterne er stabile eller i fremgang.

2.5.3 Biller

De fem studier[13, 31, 38-40], hvor løbebillers forekomst og artssammensætning er undersøgt, viser, at der generelt er en ændret artsammensætning, og at en række arter er gået tilbage eller lokalt uddøde. Et enkelt studie fandt, at artssammensætningen, men ikke antallet af arter, er ændret på næringsfattige overdrev. Forfatterne konstaterer, at tilbagegang ses for specialiserede arter og arter med begrænset spredningsevne. Generalister går derimod frem.

2.5.4 Tovinger (myg og fluer)

Der er fire studier[24, 34, 37, 41] som har undersøgt udviklingstendenser for tovingede insekter. Det er to undersøgelser fra England, et enkelt der har data fra både fra Holland og England og et studie fra Serbien. De finder både, at artsantal falder, og at arternes udbredelse er reduceret gennem de undersøgte perioder. I et enkelt engelsk studie[24] blev der kun fundet ændringer – og reduceret forekomst – ved et ud af fire undersøgte lokaliteter. Forfatternes forklaring er, at der er sket et fald på de øvrige tre lokaliteter allerede inden forsøgets start. Ellers har forfatterne af de samlede studier observeret at specialiserede arter går tilbage, specielt i områder med lav landskabsdiversitet og med stor habitatisolation, men arter tilknyttet afgrøder går frem.

2.5.5 Næbmunde

De to studier, der undersøger næbmunde, er begge gennemført på tørre overdrev[42-43]. Det ene studie viser, at artsrigdommen er stabil, men at der over tid er sket en ændring af artsammensætningen. Der er dog et fald i antallet af individer på 73%. Det andet studie finder et variabelt respons mellem tæger og cikader. De konkluderer, at andelen af arter, der foretrække næringsrige og forstyrrede habitater, stiger, mens antal arter tilknyttet kvælstoffattige habitater er reduceret.

2.5.6 Græshopper/retvinger

Der er tre undersøgelser i denne gruppe[42, 44-45]. De viser generelt ikke de store forandringer over tid, selvom undersøgelserne dækker forholdsvis lange tidsrum fra henholdsvis 1951 til 2008-2009, 1960 til 2009 og 1994 til 2015. Det ene studie finder dog, at generalisterne bliver mere hyppige på tørre overdrev.

2.5.7 Slørvinger

Et tjekkisk[46] studie viser, at der for slørvingerne er sket et fald i artsrigdommen og en ændret artssammensætning mellem 1955-1960 og 2006-2011. Slørvinger regnes normalt for yderst følsomme over for forurening med organisk stof, og ændringerne skyldes derfor formodentlig denne faktor.

2.5.8 Døgnfluer, klobiller, vårfluer

Et enkelt studie (Bilag 2) har fulgt udviklingen af disse grupper i perioden 1984-2006. Undersøgelsen finder, at forekomsten stiger igennem hele perioden og tilskriver det primært en forbedret vandkvalitet som følge af spildevandsrensning og ophør af ulovlige udledninger fra landbruget. Derudover finder en undersøgelse fra Finland en markant udvikling i artssammensætningen over tid samt en næsten lige så markant øgning af artsrigdommen. Begge dele tilskrives klimaforandringer (Bilag 3).

2.5.9 Insekter i bred forstand

I alt fire studier[3, 24, 47-48] viser, at der er tilbagegang specielt for arter på skov, heder og overdrev. Et studie[48] viser, at det ikke bare gælder biomasse, men også diversitet og forekomst.

2.5.10 Konklusion

Som det ses i Figur 2.1, viser hovedparten af undersøgelserne uanset indsamlingsmetode, at der er en tilbagegang for insekter. Det gælder tydeligst for sommerfugle, bier og løbebiller. Det er ikke det samme mønster for døgnfluer, klobiller og vårfluer, hvilket utvivlsomt skyldes målrettede initiativer til habitatforbedringer. For de grupper, hvor der er tilbagegang, har det ikke betydning, hvor undersøgelsen er lavet. Det skal dog nævnes, at studiet fra Estland ikke finder, at sommerfugle her går tilbage. Det er muligt, at dette viser, at arealanvendelsen har en stor betydning for de observerede effekter på specielt bestøvende insekter (Estland har stor andel of skov og relativt lidt intensivt landbrug). Samlet vurdere forfatterne af de refererede studier deres egne data således: Arter, der enten har en begrænset spredningsevne, er specialister, er tilknyttet næringsfattige habitater eller lever i områder med lav landskabsdiversitet/lever i isolerede habitater, går tilbage. De arter, der er stabile eller går frem, er mobile generalister eller arter, der lever tæt på deres nordlige udbredelsesgrænse. Den generelle tendens til tilbagegang slår også igennem i studier, hvor der ikke er opdelt efter artsgruppe.

Det er vigtigt at pointere, at der mangler data for store funktionelle artsgrupper så som parasitter, parasitoider, detritivore insekter og i et vist omfang rovlevende insekter. Man må forvente, at parasitoider vil gå tilbage i takt med, at deres værter forsvinder.

3 Rødlistestatus for insektordner i DK

Den danske Rødliste[12] er fortegnelsen over de arter, der er blevet rødlistevurderet efter retningslinjer udarbejdet af den internationale naturbeskyttelsesorganisation (IUCN). At rødlistevurdere vil sige at foretage en vurdering af arternes risiko for at uddø.

At plante- og dyrearter uddør (eller opstår) er et led i Jordens naturlige processer. Gennem det seneste århundrede har forøgede menneskelige aktiviteter dog medført, at arters risiko for at uddø er forøget dramatisk[49-50].

Formålet med rødlistearbejdet er dels at tilvejebringe et grundlag, som kan bruges til vurdering af udviklingen i den biologiske mangfoldighed i Danmark, dels at opfylde internationale forpligtelser i henhold til Biodiversitetskonventionen, som Danmark ratificerede i 1994. I Biodiversitetskonventionen indgår følgende delmål:

- at gøre opmærksom på arter, der er forsvundne eller er truede,
- at danne grundlag for en prioritering af naturovervågningen,
- at skabe en platform for naturforvaltnings- og naturbeskyttelsesarbejde nationalt og internationalt, og
- at opfylde internationale forpligtelser i forhold til Biodiversitetskonventionen ved regelmæssigt at offentliggøre rødlister over naturligt forekommende, forsvundne og truede arter i naturen.

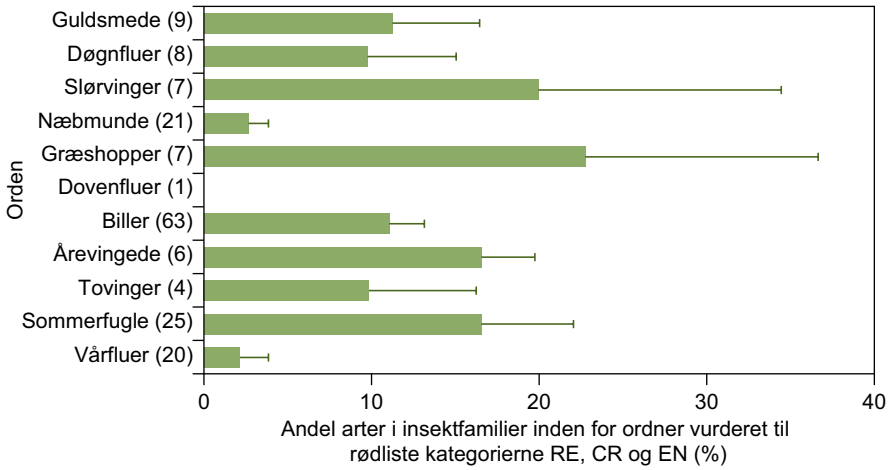
De arter, der omtales som rødlistevurderede, er delt ind i kategorierne: *Regionalt uddød* (RE), *kritisk true* (CR), *truet* (EN), *sårbar* (VU), *næsten truet* (NT), *utilstrækkelige data* (DD) og *livskraftig* (LC). Endelig er der arter, der er henført til kategorierne *ikke relevant* (NA) eller *ikke vurderet* (NE). I denne rapport vil vi på baggrund af rødlistevurderingerne undersøge, hvilke insekter/insektgrupper, der er truede i Danmark, herunder også om der er grupper, der er overset i udenlandske studier.

3.1 Analyse

Gennemgangen af litteraturen om udviklingen i bestandene og diversiteten af insekter i kapitel 2 viste, at der er observeret tilbagegang for arter i 6 insektordner (se Tabel 3.1). Vi har her lavet en analyse af, hvilke ordner, der ud fra de danske rødlistevurderinger fra 2019[12], er mest truet. Det blev gjort ved at analysere, hvor stor en andel af arterne i en familie, som er vurderet at tilhøre en af de tre kategorier RE, CR og EN. For disse grupper er der per definition tale om en tilbagegang i udbredelse eller forekomst.

Tabel 3.1. Sammenligning af de insektordner, der er undersøgt i den videnskabelige litteratur, og hvor der er observeret en tilbagegang, med ordner, som har en høj andel (>10%) af arter, som har rødlistekategorierne: Uddød (RE), kritisk truede (CR) eller truet (EN).

Insektorden	Dansk navn	Undersøgelser	Rødliste
Odonata	Guldsmede		X
Ephemoptera	Døgnfluer		X
Plecoptera	Slørvinger	X	X
Hemiptera	Næbmunde	X	
Orthoptera	Retvinger/Græshopper		X
Coleoptera	Biller	X	X
Hymenoptera	Årevinger	X	X
Diptera	Tovinger	X	X
Lepidoptera	Sommerfugle	X	X



Figur 3.1. Den gennemsnitlige trusselsgrad for en række insektordener. Den enkelte søjle angiver andel af insektarter, der falder i en af de tre kategorier RE, CR og NE for familier, der tillhører en given insektorden. Analysen blev gennemført ved at summere antallet af arter, der er vurderet i kategorierne RE, CR og EN i en given familie delt med det antal arter, der er rødlistevurderet i alt inden for familien. Variansmålet angiver standard fejlen på middeltallet. Tallet i parentes angiver antallet af familier vurderet i rødlisten. Samlet betyder det, at eksempelvis for Næbmunde er der 21 familier, som er blevet vurderet, og i gennemsnit var 2,7% af arterne vurderet til at høre til de udvalgte kategorier.

Tabel 3.1 viser i hvilke ordener, der er vist tilbagegang (kapitel 2), og de ordener, der har en høj andel (her valgt til mere end 10%) af arterne, falder i en af de tre de tre rødlistekategorier RE, CR og NE (Figur 3.1). Som det kan ses, er der et stort sammenfald mellem ordner, der er gået tilbage, og ordener, som har høj trusselsgrad i rødlistevurderingerne. Dette kan måske forklares ved, at det er de ordner, hvor vi har data til at vurdere deres status, eller at det primært er disse grupper, som påvirkes af samfunds- og naturudviklingen.

De ordener, der ikke er repræsenteret i Tabel 3.1, indeholder samlet set 511 ud af 18.220 arter i Danmark. Da det blot er en simpel sammentælling, betyder ordenernes fravær ikke, at de ikke har en kvantitativ vigtig rolle i økosystemerne. Samtidig er der nogle livsformer, som ikke er repræsenteret. Det kan eksemplificeres ved, at undersøgelserne i kapitel 2 har undersøgelser af løbebiller, og hermed er billerne repræsenteret, men ikke en lang række af andre biller i ordenen, som har en anden livsform. Det kan illustreres af, at løbebiller er rovdyr på mange forskellig insekter og derfor ikke kan repræsentere bladbiller, som er specialiserede planteædere. Det gælder også mange parasitoider i ordenen af årevingede insekter.

I Figur 3.1 er andelen af mest truede arter vist for forskellige ordner, og dermed er informationer for flere familier summeret. En sådan fremstilling kan derfor skjule, at enkelte familier inden for en orden er negativt påvirkede, mens ordenen ikke er det generelt. Det kan fx skyldes, at arter inden for en given familie har en livscyklus, der gør dem mere udsatte end de øvrige familier, som tilhører den pågældende orden. Der blev derfor lavet en yderligere analyse. I denne er kun medtaget familier med mindst 10 arter, som er rødlistevurderet. Analysen gennemføres på denne måde for ikke at få et skævt billede på grund af enkeltarter. Af de 171 insektfamilier, der er repræsenteret i rødlisten, har 63 familier mere end 9 arter, som er vurderet. For 33 af disse familier forekom mindst 10% af familiens arter i de tre kategorier, der repræsenterer det højeste trusselsniveau. Disse familier er præsenteret i Tabel 3.2. Snudebiller, som er en familie med mange arter, fremgår ikke af Tabel 3.1, da arterne samlet set havde en påvirkningsgrad lige under 10 %. I forhold til kapitel 2 tilføjer denne sammenstilling en række insektfamilier, der ikke var repræsenteret i de gennemgåede studier. Tabel 3.2 angiver familiernes generelle livsform og de truede arters levested og specialiseringsgrad.

Tabel 3.2. Oversigt over insektfamilier hvor mere end 10% af de rødlistede arter er vurderet til at høre hjemme i kategorierne "Uddød", "Kritisk truet" og "Truet". For hver familie angives deres dominerende livsform samt levested og specialisering for de arter der er truet.

Orden	Familie	Antal arter vurderet	Andel arter i højeste trusselsvurdering	Livsform	Levested for truede og uddøde arter	Specialisering for de truede og uddøde arter
Guldsmede (Odonata)	Libeller (Libellulidae)	17	12%	Rovdyr på andre insekter og krebsdyr	Stillestående, rene og let sure vandhuller	Generalister
	Vandnymfer (Coenagriidae)	12	17%	Rovdyr på andre insekter og krebsdyr	Stillestående, rene, sure-let sure vandhuller	Generalister
Døgnfluer (Ephemoptera)	Baetider (Baetidae)	17	12%	Larver lever af alger	Vandløb, uregulerede og i øvrigt upåvirkede af menneskeskabte påvirkninger	Specialister
Retvinger (Orthoptera)	Markgræshopper (Acrididae)	19	26%	Planteædere	Oftest varme habitater med sparsom bevoksning (klitter, heder og overdrev) og en enkelt art på fugtig eng og mose	Generalister
Næbmunde (Hemiptera)	Barktæger (Aradidae)	10	10%	Formodet svampeædende	Under bark på døde træer	Ukendt
	Egentlige bredtæger (Pentatomidae)	31	16%	Saftsugende planteædere	Primært overdrev, krat, skovlysninger og skovbryn, hvor der er tørt, solbeskinnet og begrænset vegetation. En enkelt art tilknyttet mose	Generelt specialiserede til plantefamilie (oligofage)
Biller (Coleoptera)	Smeldere (Elateridae)	70	14%	De voksne er planteædere og larverne laver af døde plantedele og planterødder	I jorden, i mos eller under bark på døde træer	Generalister
	Bladbiller (Chrysomelidae)	236	11%	Planteædere i begge udviklingsstadier	Stort set alle habitater	Overvejende specialister
	Brodbiller (Mordellidae)	17	12%	Hvor det kendes er de voksne blomstersøgende og larverne lever oftest af svampeinficeret træ	Skov	Ukendt
	Løbebiller (Carabidae)	330	16%	Primært rovdyr og i mindre grad omnivore	Der findes tilpassede arter i alle terrestriske habitater	Generalister
	Svampespringere (Melandryidae)	20	20%	Spiser svampe og svampeinficeret træ både som voksen og som juvenil	Gammel skov	Generalister
	Solbiller (Oedemeridae)	10	10%	De voksne er pollenspisere og larverne lever af henfaldende svampeinficeret løvfældende træ	Skov med dødt ved	Generalister
	Ådselsbiller (Silphidae)	20	20%	En art er planteæder på bede både i larve og voksenstadie, de øvrige er ådselsgravere som nedgraver døde hvirveldyr. Kan også spise rådende svampe	Ruderater, marker, skov og lysåbne arealer	Planteæder specialist og øvrige arter er generalister
	Sandpilere (Anthicidae)	12	17%	Omnivor; rovdyr- og pollen eller svampeæder	Klit, under bark og i kanten af stillestående ferskvand (tagrør)	Generalister
	Vandkalve (Dysticidae)	41	20%	Rovdyr i både larve og voksen-stadie	Stillestående ferskvand	Generalister
	Træbukke (Cerambycidae)	104	21%	Planteædere, larver lever i svampeinficeret dødt ved	Skov	Overvejende fødegeneralister

	Skyggebiller (Tenebrionidae)	45	20%	Plantedele, kimplanter, svamp, svampeinficeret ved og døde insekter (detritivore). Nogle primært hvor der findes hussdyr	Skovlandskaber og agerland	Generalister
	Malachiidae	13	23%	Græspollen	Tørre overdrev	Specialister
	Torbister (Scarabidae)	77	32%	Møg og dødt organisk materiale, enkelte arter lever af planterødder i larvestadie	Hvor der findes store græssere	Delvist specialist
Årevinger (Hymenoptera)	Gravebier (Andrenidae)	65	14%	Pollen og nektar	Alle har reder i jorden. Tørre sandede habitater med værtsplanterne	Både specialister og generalister
	Vejbier (Halictidae)	61	20%	Pollen og nektar	Bortset fra slægten blodbier (Sphecodes), der er kleptoparasitisk, har alle arter rede i jorden. Tørre sandede habitater, enkelte arter lever også i skov eller på ruderater, hvor værtsplanter eller værtsbier findes	Både specialister og generalister
	Langtungebier (Apidae)	81	30%	Pollen og nektar	Reder i jorden, for en del humlebier i forladte musebo eller i tæt vegetation på jordoverfladen. Humlebier er ofte tilknyttet agerlandet, for enkelte arter skovlandskaber eller strandeng, hvor værtsplanter eller værtsbier findes	Overvejende specialister
	Korttunge bier (Colletidae)	28	18%	Pollen og nektar	Reder i eksisterende hulrum, bortset fra silkebier (Collestes) der med undtagelse af én art har reder i jorden. Kystklitter, strandenge og skove	Overvejende generalister
Tovinger (Diptera)	Svirrefluer (Syrphidae)	298	13%	De voksne lever oftest af pollen og nektar, larvernes føde er meget forskellig mellem arter (bladlus, planter, henfaldende plantemateriale)	Skove med fugtige skovenge og lysninger men ellers alle steder, hvor der er blomster	Generalister
	Rovfluer (Asilidae)	30	27%	Rovinsekter, larverne lever blandt andet af andre insekters larver i møg og larver i dødt ved	Skov, hede og overdrev	Generalister
Vårfluer (Trichoptera)	Hydroptilidae	20	10%	Algeædere	Store upåvirkede vandløbs nedre dele	Specialister
Sommerfugle (Lepidoptera)	Blåfugle/ Lycanidae	29	17%	Plante-, pollen og nektaræder og afhængig af myrer	Højmose, egekrat, slåenkrat, sump og mose samt tørre ugødede overdrev	Specialister
	Hvidvinger/ Pieridae	14	14%	Plante-, pollen og nektaræder	Arter truet lever i skovlysninger	Specialister
	Takvinger/ Nymphalidae	55	15%	Plante-, pollen og nektaræder	Skovlysninger, skovenge, højmoser og hedemoser	Specialister
	Bredpander/ Hesperiidae	10	20%	Plante-, pollen og nektaræder	Varme ugødede kystskrænter og skovlysninger	Specialister
	Lasiocampidae	14	14%	Larver er planteædere, voksne spiser ikke	Skovbryn, hegn og moser	Specialister
	Jordmøl/ Gelechiidae	173	14%	Plante-, pollen og nektaræder. Larverne er minerende eller galleformende	Heder, overdrev og skove	Variabelt
	Sækbærere/ Psychidae	18	17%	Planter/alger/lav	Hede, birkekrat og moser	Specialister

3.2 Konklusion

Analyserne baseret på rødlistedata understøtter de tendenser fra tidligere undersøgelser, som er sammenfattet i kapitel 2, men tilføjer nogle flere ordener til rækken af truede insektgrupper. Specielt viser rødlistevurderingerne, at flere typer af livsformer, der ikke nødvendigvis er specialister eller spredningsbegrænsede, er under pres. Samlet viser data i rødlisten, at følgende føderessourcer er vigtige for de truede arter:

- Blomster (pollen og nektar)
- Døde grene og svampeinficeret ved
- Specialiserede planteæderes værtsplanter
- Ådsler
- Dødt organisk materiale (bladmateriale)
- Møg (fra store græssere).

Hertil kommer arter, som kræver nogle specielle fysiske forhold. Det omfatter vandløbsarter og arter, der er tilknyttet tørre, solrige og næringsfattige forhold.

De truede arter findes overvejende i de følgende levesteder:

- Gammel skov med høj diversitet i træarter og tilstedeværelse af træer i alle udviklingstrin
- Skovkant
- Skovlysninger
- Moser
- Enge
- Højmoser
- Hede
- Overdrev
- Varme tørre habitater med sparsom vegetation
- Stillestående, rent ferskvand.

4 Insekters krav for at trives

Insekter er gennem evolutionen tilpasset til de fysiske og biologiske omgivelser, de lever i. Det er det, der kan kaldes den evolutionære baseline. Det betyder, at en geno-/fænotype, som får mere levedygtigt afkom end andre geno-/fænotyper inden for samme art, over tid bliver dominerende og udkonkurrerer de andre. Insekter er således gennem evolutionen blevet tilpasset til de levevilkår, der har været i forskellige habitater. Det betyder generelt, at arternes adfærd, fysiologi og morfologi er blevet optimeret til disse omgivelser. Det kan tage ganske lang tid. Når der sker hurtige forandringer, kan der derfor opstå en såkaldt "økologisk/evolutionær fælde". Det betyder, at tilpasninger kan være uhensigtsmæssige/suboptimale under de nye betingelser. Det er eksempelvis observeret, at flere arter af insekter, som lægger deres æg i vand, søger efter en vandret overflade, som reflekterer polariseret lys. Det vil normalt være en vandoverflade, men det har også vist sig at kunne være vejoverflader af asfalt eller spejlblanke biler. Egri et al. (2019)[51] fandt således for slørvingen *Perla abdominalis*, at 20% af en populations hunner søgte til vejes asfaltoverflader for at lægge deres æg. Et andet eksempel er planteædende insekter, der søger til en invasiv planteart frem for de naturligt forekommende (hjemmehørende) værtsplanter. I tilfælde, hvor den invasive art er uegnet som føde, vil det herbivore insekt ikke overleve eller reproducere sig[52]. Et tredje eksempel kunne være en træbuk, som lægger sine æg i tømmerstakke, enten fordi dødt ved ikke findes i skoven, eller fordi tømmerstakke er så stor en ressource. Disse æg vil ikke udvikles, fordi træet flyttes ud af skoven og forarbejdes(Adamski et al. (2018)[53] og referencer heri).

Selvom insekter ikke er endt i en økologisk fælde, kan det kan også ske, at kritiske ressourcer ikke længere har den samme udbredelse eller forekommer i samme mængde som tidligere, hvorfor antallet af individer af tilknyttede arter falder. Hvis omgivelserne forandres, kan disse således være uegnede som insekthabitat, eller også kan andre arter favoriseres, hvorved populationen reduceres, eller at arten endog uddør. Der er en række arter, eksempelvis arter, som er knyttet til dødt ved og til lysninger, som er gået tilbage, fordi de ressourcer, som de er afhængige af, er fraværende i den driftsform, der nu er i mange skove. Det skyldes især, at de fleste skove ikke indeholder gamle eller store træer, som i et vist omfang har døde grene og hulheder. I de danske skove er træerne ofte lige gamle, og lysninger er næsten fraværende. Tilbagegangen i græssende dyr på markerne har på tilsvarende måde resulteret i, at der ikke er meget møg på markerne, og den møg-tilknyttede fauna har det svært, fordi de ikke kan finde tilstrækkeligt med møg i den rigtige tilstand.

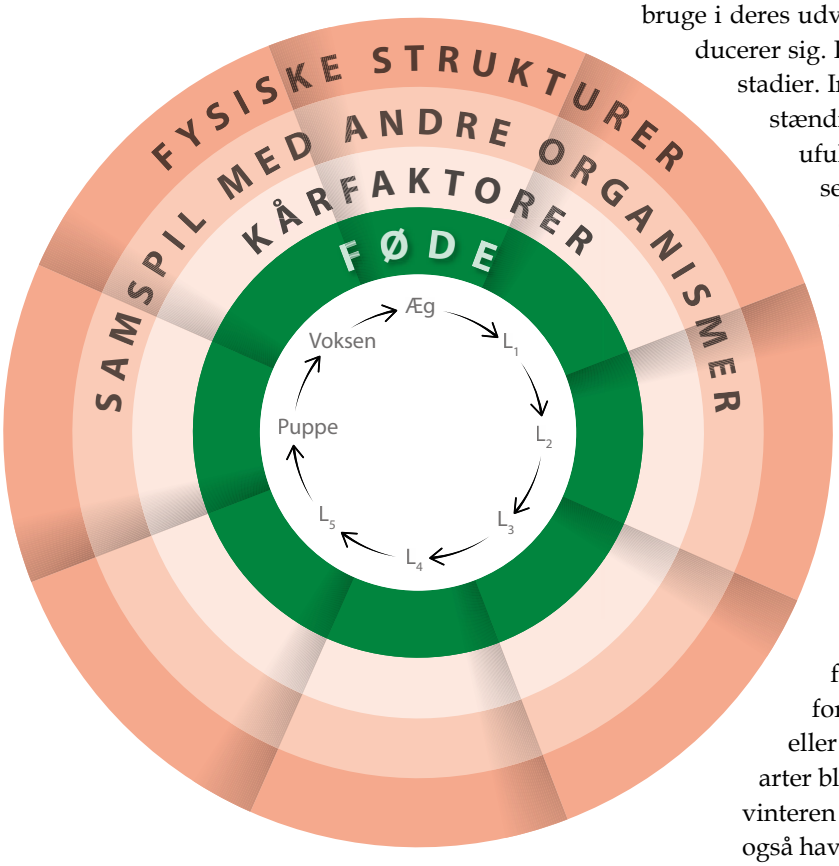
Figur 4.1. Skovskarnbassen hører til en af de artsgrupper, som er tilknyttet møg, men larven lever undtagelsesvis for gruppen ikke primært af møg, men snarere af gennemtygget, henfaldende plantemateriale.
Foto: Christian Kjær.

4.1 Ressourcehabitat

Et insekthabitat er et område, hvor der findes alle de for arten nødvendige ressourcer, og hvor de nødvendige vilkår i øvrigt er opfyldt. Disse krav definerer artens levested. Turlure et al.(2019)[54] og Van Dyck (2012)[55] kalder dette artens ressourcebaserede habitat. Det vil sige et område, der indeholder alle de nødvendige ressourcer for, at arten kan gennemføre en fuld livscyklus. Begrebet udspringer af arternes økologiske niche. Habitatet beskrives i denne sammenhæng ved henholdsvis ressourcernes rumlige fordeling og tidslige forekomst i forhold til hinanden (adskilt/overlappende, homogen/heterogen) samt kvantitet og kvaliteten af ressourcerne.

4.1.1 Livscyklus

Insekters livscyklus (Figur 4.2) kan generelt beskrives som forløbet, fra de voksne hunner lægger æg i eller ved ressourcer, som de juvenile stadier skal bruge i deres udvikling, og til at de selv som voksne reproducerer sig. Insekter gennemgår et antal larve-/nymfestadier. Insekter inddeles i insektordener med fuldstændig forvandling (holometabole) og arter med ufuldstændig forvandling (hemimetabole). Insekter med fuldstændig forvandling vil efter et sidste larvestadie blive til en puppe, der siden klækker til det voksne insekt. Hos ordener med ufuldstændig forvandling (hemimetabole) skifter det sidste nymfestadie direkte over til det voksne stadie, som ligner nymferne blot forsynet med vinger. Det er mest almindeligt, at der er 4-5 juvenile stadier. Nogle arter, overvejende vandlevende, med ufuldstændig forvandling kan have helt op til 10-50 nymfestadier[56]. Insekter kan have en eller to til flere generationer per sæson, men der findes også arter, som er flere år om deres udvikling. Under danske forhold vil enten æg, larve/nymfe, puppe eller de voksne individer af især landlevende arter blive inaktive eller gå i diapause (dvale), når vinteren nærmer sig. Arter tilknyttet ferskvand kan også have diapause, men mange arter er aktive i løbet af vinterperioden, omend deres vækst kan være nedsat. Diapausen igangsættes normalt af lave temperaturer og kort dagslængde[57] [58], [59]. Diapause kan også forekomme på andre tidspunkter end om vinteren. Visse voksne vårfluer har såkaldt sommer-diapause, mens deres ynglesteder, sommerudtørrende bække og damme, er uden vand. De kan derved leve så tilpas længe, at de kan lægge æg, når ynglestederne igen er vandførende. Mange arter af stikmyg yngler i udtørrende pytter, men overlever den tørre tid som æg.



Figur 4.2. Skematisk præsentation of livscyklus og ressourcebehov hos insekter. Antallet af larve-/nymfe stadier kan variere mellem arter, og insekter med ufuldstændig forvandling har ikke noget puppestadie. Den inderste grønne cirkel angiver fødeemner i de enkelte stadier, næste cirkel angiver de kårfaktorer, som er nødvendige for, at en given art kan gennemføre livscyklus. Det kunne eksempelvis omfatte temperaturforhold og fugtighed. Herefter er samspil med andre organismer, der udgør en nødvendigt ressource, hvad enten de giver læ, skjul, fungerer som spredningsvej eller signal om, hvor føden er. Til sidst er der de strukturer, der kan være nødvendige for en art, eksempelvis hulheder, der kan huse reden.

Gennem deres udvikling fra æg til voksen er insekterne afhængige af, at de nødvendig føderessourcer er til stede, og at kravene til omgivelserne er opfyldt. Insekternes føderessourcer og krav til omgivelserne er i øvrigt ikke nødvendigvis de samme gennem hele livscyklus.

4.1.2 Specialisering

Fødeemnerne kan være mangeartede, alt efter den funktionelle insektgruppe (herbivor, detritivor, prædator, parasit, parasitoid og omnivor). Inden for en given gruppe er der også et kontinuum af tilpasninger fra fx at leve af et enkelt fødeemne til at udnytte en hel række forskellige fødeemner. Betydningen af graden af fødespecialisering belyses her for planteædende insekter. Planter indeholder en række stoffer, som beskytter dem mod planteædende insekter. Det er de såkaldte sekundære plantestoffer. De insektarter, der er generalister, er tilpasset til at spise mange forskellige fødeemner og har et bredspektret enzymapparat, som kan nedbryde forsvarsstofferne. Ifald de spiser store mængder af en enkelt plante, vil dette generelle enzymapparat ikke være effektivt nok til at undgå forgiftning. Modsat har specialisterne udviklet et enzymapparat, der er så effektivt, at de kan gennemføre deres livscyklus på én bestemt plante. I og med at specialisterne kun har få værter, er de afhængige af, at der er tilstrækkelige mængder af værten til at opretholde en selvreproducerende population. Insekters specialisering gælder ikke kun fødeemner. Specialisering ses også i forhold til den fysiske eller mikroklimatiske habitat.

Et økosystem består af en række organismer, som er organiseret i såkaldte trofiske niveauer. Det betyder, at de autotrofe (fotosyntetiserende) organismer, som alger, mosser, karplanter m.v., er basis for heterotrofe organismer, der er planteædere, rovdyr, parasitter eller nedbrydere. Insekter findes i alle grupper af heterotrofe organismer. Som nedbrydere udnytter de både selve plantematerialet og de mikroorganismer (svampe, bakterier), som er i gang med at nedbryde dette. Herefter følger primære og sekundære prædatorer og parasitoider, som lever af planteædere og af hinanden. Det betyder, at hvis forholdene ikke er optimale for en art, vil det udløse en række kaskadeeffekter for arter på højere trofiske niveauer. På alle trofiske niveauer findes specialiserede organismer. Kaskadeeffekter vil være mere betydende for fødespecialister, fordi de ikke kan udnytte alternative fødekilder, nemlig hvis de eksempelvis er specialiserede parasitter eller rovdyr på en art, der er forsvundet. Talrige studier har således vist, at den samlede diversitet reduceres, fordi især specialisterne forsvinder [9, 13, 23, 27, 34].

Specialister har altså ofte flere krav, der skal opfyldes, end det er tilfældet for generalisterne. Derfor har de sidstnævnte nemmere ved at få opfyldt deres krav til ressource-habitaten uagtet en generel tilbagegang i ressourcer for insekterne som helhed. For at opnå høj insektdiversitet kræver det derfor stor heterogenitet af eksempelvis habitattyper, fødeemner, topografi m.m., for at mange arter kan få opfyldt deres ressourcehabitat. Hertil kommer, at sekundære effekter af et fald i insektbestanden kan få betydning på flere trofiske niveauer. For planter, hvis frø og frugtsætning er afhængige af insektbestøvning, vil et fald i antal eller diversitet af bestøvende insekter kunne medføre en nedsat etablering eller genvækst forårsaget af bestøver begrænsning[37]. Nedgang i forekomsten af insektbestøvede vilde planter kan medføre et fald i fødegrundlag for insekter, der lever af disse planters pollen og nektar og medfører et negativt feedback for planterne (færre bestøvere → færre insektbestøvede planter → mindre føde til insekterne → færre insekter). Der er således set en parallel nedgang i bier og svirrefluer i Holland og England sammenfaldende med en nedgang i de vilde blomsterplanter, som er afhængige af insektbestøvning for at producere frø og frugter [34]

Grænsen for hvad der kan opfattes som et habitat med alle de nødvendige ressourcer vil være meget afhængig af individernes mobilitet. Jo større mobilitet jo nemmere vil et insekt kunne få fat i de nødvendige ressourcer. Ressourcernes rumlige fordeling har en betydning for kravet til arternes mobilitet. Det vil vi vende tilbage til mere detaljeret i afsnit 5.1.

4.2 Eksempler på forskellige insekters ressourcehabitater

På de følgende sider præsenteres livscyklus og så vidt muligt også ressourcehabitat for nogle udvalgte arter af insekter, der hver repræsenterer forskellige levesteder og livscykler. Det er intentionen at give et indtryk af, hvor forskellige krav insekter kan have til omgivelserne. For hvert afsnit gives først en kort beskrivelse af gruppens levevis, hvorefter de specifikke krav for en enkelt art præsenteres.

4.2.1 Blåfugle – en gruppe med særlige habitatkrav

Blåfuglene er en gruppe af sommerfugle, hvoraf der er 12 arter i Danmark. Ligesom andre sommerfugle er deres larver afhængige af en eller flere foderplanter, som den voksne sommerfugl lægger sine æg på. Blåfuglene adskiller sig imidlertid fra andre sommerfugle ved, at de i varierende grad har samliv med forskellige arter af myrer, som på forskellig vis tiltrækkes af kemiske forbindelser, som blåfuglens larve udskiller. Blåfuglelarver har afhængigt af arten en eller flere typer af kirtler, som enten udskiller sukkerforbindelser, frie aminosyrer eller hormoner. Disse substanser er attraktive for myrerne, og ved at benytte denne tjeneste beskytter myrerne samtidig blåfuglens larve. Interaktionen mellem myrer og sommerfuglelarver kan være mere eller mindre intensiv. I mange tilfælde passer myrerne larven, mens den er på foderplanten i bytte for adgang til de substanser, larven udskiller. Dette er vigtigt, da myrernes beskyttelse reducerer "adgangen" til sommerfuglelarverne for parasitter som snyltehvepse og rovdyr som gedehamse. Derved øger samlivet med myrerne sommerfuglenes mulighed for at overleve til puppe og voksenstadiet. Hos nogle arter af blåfugle er samlivet endnu mere udviklet. Her fragter myrerne blåfuglens larve ned i boet, hvor de passer den helt indtil voksenstadiet. I andre tilfælde følger myrerne larven ud til dens foderplante, hver dag. Det gælder for eksempel arterne argusblåfugl og foranderlig blåfugl, som ofte lever på hedelyng og har samliv med myrearter som

Figur 4.3. Ensianblåfugl, *Phengaris alcon*. Ensianblåfugl er en af de stedfaste specialister med store krav til deres habitat. Foto: Christian Kjær.

Lasius alienus og *L. niger*. Samlivet sikres ved, at den voksne sommerfugl opsøger og lægger æg på planter, der findes i nærheden af myretuer af den rigtige art. Det sikrer, at larven efter klækningen hurtigt opnår kontakt med den rette myrevært.

Ensian-blåfugl og sortplettet blåfugl er to arter, som hver især stiller store krav til deres ressourcehabitat og er vurderet truet i den danske rødliste (henholdsvis VU og CR)[12]. Deres larver tilbringer begge store dele af deres livscyklus i tuen hos bestemte arter af stikmyrer. Det specielle ved disse to arter er, at de parasiterer deres værtsmyrer. Ensianblåfuglens larve fodres af værten og tærer kraftigt på værtens mulighed for at opbygge tilstrækkelige ressourcer. Den sortplettede blåfugls larve går endnu mere drastisk til værks og æder myreværtens larver. For at illustrere et eksempel på en art med store krav til ressourcehabitat har vi i det følgende valgt at dykke ned i ensianblåfuglens livscyklus.

Ensianblåfuglen lægger sine æg på klokke-ensian, hvor larven efterfølgende lever af ensian-blomstens frø og frugtvæv. Efter 3. hudskifte lader larven sig falde til jorden for at blive adopteret af stikmyrer af arterne korttornet stikmyre (*Myrmica rubra)* eller almindelig stikmyre (*Myrmica ruginodis)*, som den lever hos som larve og puppe i et eller to år[60]. Den overvintrer således som larve, idet den ved hjælp af kemiske duftstoffer, akustiske signaler og tiggeadfærd snyder myrerne til at tro, at larven er én af deres eget afkom. Myrerne opfostrer altså sommerfuglelarven ligesom en gøgeunge i fugleverdenen. Dette går ud over myrernes eget afkom, som bliver fåtalligt eller helt forsvinder, hvis der er flere larver i det samme myrebo[61-62]. Samtidig er sommerfuglelarven beskyttet mod prædatorer og parasitoider. Dens livscyklus afhænger indledningsvis af tilstrækkelige mængder af klokke-ensian, og det er vigtigt, at blomsten når til blomstring, da larven spiser blomsternes knopper. Men det er ikke nok, at der er tilstrækkelige mængder klokkeensian. Der skal nemlig også være en myrevært inden for en begrænset afstand af blomsten (<1.5 meter). Dette skyldes, at larven er forholdsvis immobil og afhængig af, at myren kan opfange de kemiske signaler, som den udsender. En yderligere krølle på historien er, at klokke-ensian primært vokser på våde til fugtige lavtliggende lokaliteter med lav vegetation, hvorimod myreværten gerne laver rede i tuer af dødt lyng eller andet dødt plantemateriale på tørre lokaliteter. Derved består dens ressourcehabitat af et mosaiklandskab med vådt og tørt, med varieret mikro-topografi og nogle pletter med et veludviklet førnelag. Den voksne sommerfugl søger primært nektar på klokkelyng, som også vokser på fugtige lokaliteter. Alle disse faktorer skal være opfyldt inden for et meget begrænset areal, eftersom artens spredningskapacitet er begrænset. Den er således meget sårbar over for fragmentering af dens habitat og flyver eksempelvis ikke henover en kornmark for at komme til et passende habitat[63].

4.2.2 Bier

Bier tilhører de årevingede insekter, Hymenoptera. De 292 kendte danske biarter[64] opdeles i familierne Colletidae (korttungebier, 28 arter i Danmark), Andrenidae (gravebier, 65 arter), Halictidae (vejbier, 61 arter), Melittidae (sommerbier, 8 arter), Megachilidae (bugsamlerbier, 49 arter) og Apidae (langtungebier, 81 arter). Blandt bier ses mange former for social adfærd fra solitære bier, der lever alene, over forskellige grader af social adfærd, hvor hunner fx deler redeindgang og/eller rede (kommunal adfærd), samarbejder om yngelpleje (quasisocial) eller har reproduktiv arbejdsdeling (semisocial) til eusocial adfærd, som det kendes fra humlebier og honningbier. Nogle arter af de enlige bier danner kolonier ved at placere deres reder tæt op ad hinanden. Honningbien (*Apis mellifera)* og de fleste humlebier (*Bombus* slægten., 29 arter i Danmark) er sociale insekter, dvs. de lever i et samfund med en dronning, arbejdere (sterile hunner) og droner (hanner). Mens honningbien har flerårige kolonier med mange tusind individer, har hum-

lebierne små, enårige kolonier med max 400-600 individer og for mange arters vedkommende væsentligt færre. Kun humlebidronningen overlever vinteren og fører slægten videre det efterfølgende år. Den oprindelige danske honningbi (den brune bi, *Apis mellifera mellifera*) findes ikke længere vildt, men udelukkende som en del af genpuljen i bistader på Læsø.

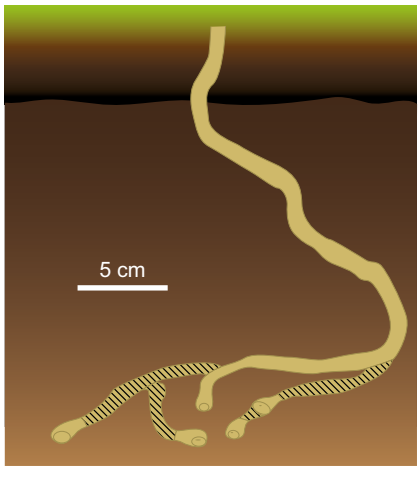
Langt de fleste danske biarter er dog solitære. Disse arter har ingen sterile hunner (arbejdere), men som de fleste insekter to køn, hunner og hanner. De voksne individer dør efter parring og æglægning, mens afkommet overlever til næste sæson som æg, larver eller pupper. Nogle arter af vejbier forsyner dog larverne med føde efter klækningen. En del tidlige arter klækkes allerede i efteråret og overvintrer oftest i redekokonen som voksne individer.

Både blandt solitære og sociale bier kendes redeparasitter (kleptoparasitter), som ikke selv bygger en rede, men lægger deres æg i yngelcellerne hos redebyggende arter. Larverne opfostres således på pollen og nektar indsamlet af værtsbien. I de seks danske bifamilier findes snyltende levevis inden for vejbier, bugsamlerbier og langtungebier[65]. Blandt humlebierne er der fx otte arter af snyltehumler, der lever som redeparasitter hos redebyggende humlebier.

Fælles for bier er, at de bor i en rede, der udgør centrum for biernes liv og fødesøgning. Et bivenligt landskab skal derfor indeholde egnede, uforstyrrede redesteder, områder med det materiale bierne benytter til reden, tilstrækkeligt med føde til, at ynglen kan udvikles, samt egnede overvintringssteder. Mange biarter placerer deres rede i huller i jorden, mens andre foretrækker hulrum i fx træer, strå eller murværk. Nogle biarter er polylektiske (generalister), dvs. de kan bruge pollen fra mange forskellige plantearter, mens de oligolektiske arter stiller meget specifikke krav til føden og kun kan bruge pollen fra én eller få plantearter til at fodre ynglen med. Redeparasitterne er generelt specialister og lægger kun æg hos en eller få værtsarter.

Blåhatjordbi, der tilhører familien Andrenidae, er et godt eksempel på en solitær bi. Arten er oligolektisk og samler i Danmark primært pollen på almindelig blåhat, *Knautia arvensis*. Blåhatjordbiens tilstedeværelse og antal er derfor i høj grad bestemt af forekomsten og tætheden af blåhat[66], hvis frø i øvrigt spredes af blandt andet myrer.

Blåhatjordbien graver sin rede i tør, fast jord med sparsom vegetation, og indgangen placeres ofte skjult under blade af høgeurt, *Pilosella sp.* [66]. Redekamrene placeres i en dybde af ca. 20 cm, og i hvert kammer placeres en klump pollen som proviant sammen med et æg. Der er 4-6 redekamre pr. rede[66-68]. Larsson & Fran-



Figur 4.4. Blåhatjordbi, *Andrena hattorfiana*. Venstre billede: Blåhatjordbi med lyserøde "bukser" af blåhatpollen.
Foto: Christian Kjær.

Højre figur: Skitse af blåhatjordbiens rede i jorden med fem kamre, der indeholder forråd af pollen samt æg eller larve. Gentegnet efter Larsson & Franzén (2007)66.

zén (2007)[66] fandt, at blåhatjordbien skal samle pollen fra ca. 12 blomsterhoveder af blåhat for hvert redekammer, men blåhatjordbiens mulighed for at udnytte føderessourcen afhænger tilsyneladende af konkurrencen med andre bestøvende insekter. Selvom bien kan bære ca. 30.000 pollenkorn på en fourageringstur, skal den i gennemsnit flyve 11 ture for at indsamle pollen til et redekammer, og det vil tage den 1-2 dage under gode vejrforhold. Det betyder, at en rede med seks kamre kan fyldes med pollen og afkom på cirka 10 dage, hvis der er tilstrækkelig med blåhat. Med en levetid for de voksne blåhatjordbier på 15-25 dage kan en hunbi altså nå at producere 1-3 reder, dvs. at den højst kan producere 18 larvekamre med 1 larve i hver, men formentlig ofte væsentligt færre, da vejrforholdene spiller ind, og vi desuden ikke ved, hvor lang tid bierne bruger på at grave redekamrene. En bestand på 10 hunner af blåhatjordbi kræver ca. 800 blomsterhoveder af blåhat. På grund af den store variation i antallet af blomster pr. blomsterhoved og antal blomsterhoveder pr. plante svarer det til mellem 27 og 361 planter.

Figur 4.5. Parasitten blåhathvepsebi, *Nomada armata*. Voksen blåhathvepsebi i en blåhat. Foto: Morten D.D. Hansen.

Blåhatjordbi er udbredt over hele Europa, men arten er truet i adskillige lande. Tilbagegangen skyldes formentlig primært mangel på foderplanter (blåhat). Blåhatjordbi er internationalt rødlistet som næsten truet (NT)[69], men på den danske rødliste optræder den som livskraftig (LC)[64] på trods af en nedgang i egnede levesteder. Arten lever primært i tørre og sandede områder, hvor blåhat findes. Den er ret almindelig flere steder i Jylland, men ikke almindelig i Østdanmark og mangler på Lolland, Falster og Møn[70] .

Blåhathvepsebi (Hymenoptera; Apidae) er redeparasit hos blåhatjordbi. De voksne hvepsebier ses ofte i blåhat, hvor de samler nektar, men ikke pollen. Hunnen finder frem til blåhatjordbiens rede og lægger sit æg ved siden af den pollenklump, som var tiltænkt blåhatjordbiens egen yngel, men som altså i stedet bliver spist af blåhathvepsebiens larve.

Blåhathvepsebi findes selvsagt kun der, hvor blåhatjordbi lever, dvs. i blomsterrige tørre og gerne sandede overdrev, grøftekanter, ruderater og lignede levesteder[12, 64]. Da blåhathvepsebien udelukkende snylter på blåhatjordbi, er den endnu mere begrænset i sin udbredelse end denne[71]. Blåhathvepsebi er siden 1965 forsvundet fra flere landsdele og vurderes i den seneste danske rødliste NT (næsten truet). Arten er truet, sårbar eller forsvundet i vore nabolande[69].

4.2.3 Møgbiller

Møgbiller omfatter 59 arter af møglevende torbister, som oprindeligt alle var indeholdt i familien Scarabaeidae, insekterne med bladformede antenner. Der er i Danmark kendt 42 arter af møgbiller i slægten Aphodius, 3 i slægten Heptaulacus, 5 arter af skarnbasser i familien Geotrupidae samt endelig 9 "ægte" skarabæer i form af 7 arter af møggravere samt arterne Caccobius schreberi og månetorbisten. Der er dog langt flere arter af møglevende insekter; således anses godt 450 danske insekter for at være helt eller delvist afhængige af gødning på et tidspunkt i løbet af deres livscyklus – det gælder bl.a. mange rovbiller, stumpbiller, møgkærer, landkærer samt et stort udvalg af fluer.

Langt hovedparten af vore møgbiller har en generation årligt, dog har trehornet skarnbasse en generationstid på mindst to år. Skarnbasser og de ægte skarabæer graver underjordiske gange, hvori de gemmer gødning til larverne, mens andre møgbillers larver primært findes i selve gødningen eller lige under jordoverfladen. Møgbiller er særdeles vigtige for omsætningen af gødning og for stofomsætningen i jordbunden generelt, og samtidigt er de voksne biller bl.a. føde for insektædende fugle som kirkeugle, ellekrage, hvid stork mv. Også møgbillernes larver er vigtige fødekilder for en lang række fugle, bl.a. stær.

Møgbillernes forekomst i løbet af året varierer stærkt fra art til art. Enkelte arter findes udelukkende i vinterhalvåret, nemlig trehornet skarnbasse og vintermøgbille, mens resten fordeler sig ud over sommerhalvåret. En række af vore truede arter såsom månetorbist og stor møggraver er udprægede forsommerarter, som er helt afhængige af, at der er tilgængelig gødning på dette tidspunkt.

Sammenligner man den nuværende gødningsfauna med de naturhistoriske museers samlinger fra slutningen af 1800-tallet og begyndelsen af 1900-tallet, er det iøjnefaldende, at der er sket voldsomme ændringer i perioden. Ud af vore ca. 60 arter af møgbiller, møggravere og skarnbasser er 12 forsvundet fra landet, mens ca. 20 arter er i tilbagegang. Andre arter er dog endog meget almindelige og findes næsten overalt, hvor der er gødning – det gælder arter som skovskarnbasse, stor møgbille, almindelig møgbille, lakrød møgbille m.fl. Enkelte arter er i dokumenteret fremgang, hvilket bl.a. gælder vinteraktive arter som vintermøgbille og trehornet skarnbasse, der måske kan takke et mildere klima for deres opblomstring. For trehornet skarnbasse og for hedemøgbille er der dog ingen tvivl om, at også en stærkt stigende krondyrbestand – og dermed forekomst af krondyrgødning hele året - har haft stor betydning for deres ekspansion.

Der er flere forklaringer på gødningsfaunaens tilbagegang. Nogle arter er naturligt sjældne, fx grundet specielle krav til levestederne, men selv arter, der tidligere var meget almindelige, er nu forsvundet fra landet. Det gælder bl.a. stregmøgbillen *(Aphodius merdarius)*. En af årsagerne er selvfølgelig, at husdyr er blevet meget sjældnere i landskabet end for 100 år siden. I de seneste år er der dog kommet flere naturpleje-dyr på græs, men i mange egne er der stadig langt mellem dyr, som er på græs hele året. En anden grund er, at kvaliteten af de naturtyper, som husdyrene færdes i, er blevet dramatisk forringet. Mange møgbiller er således knyttet til varme og sandede habitater med et sparsomt plantedække. Det gælder fx humlerovbille, månetorbist, stor møggraver og flere andre. Eftersom sådanne naturtyper nærmest er forsvundet som resultat af den almindelige tilgroning i landskabet, er disse varmekrævende arter gået kraftigt tilbage.

En af årsagerne til møgdyrenes tilbagegang kan også være ændringer i græsningspraksis. I dag kommer mange dyr først ud at græsse på overdrevene hen i maj-juni, hvilket for en del møgbiller vil være alt for sent, idet de allerede kommer frem i april og på dette tidspunkt er meget sultne. Hvis der ikke er frisk gødning til stede, vil de dø af sult eller - hvis de har oplagsnæring til det - gå på vingerne og fortrække til andre lokaliteter.

Generelt synes den tilbageværende møgbillefaunaen at være meget statisk – ændringer synes nu at gå meget langsomt, og selvom der fx i Sverige ses fremgang for flere af de truede arter, er den ikke for alvor slået igennem i Danmark. Eftersom langt hovedparten af møgbillearterne er afhængige af en kontinuerlig forekomst af gødning år efter år og fordelt ud over hele året – afhængigt af arten – er den faglige anbefaling til styrkelse af møgbillefaunaen ligetil: Helårsgræsning uden brug af ormemidler.

Månetorbist (*Copris lunaris*)
Månetorbisten er lidt af et fabeldyr, hvis man interesserer sig for gødningsfaunaen. Den har altid været sjælden i Danmark, men forekom dog indtil begyndelsen af 1980'erne regelmæssigt på to lokaliteter, nemlig Røsnæs og Nordby Bakker på Samsø. Begge lokaliteter er kendte som hjemsted for en lang række varmekrævende arter. Den forsvandt endegyldigt fra Røsnæs omkring 1983 og var også anset for uddød på Samsø, inden en ganske lille bestand i 2009 blev genopdaget i Nordby Bakker, hvor den siden er set årligt.

Umiddelbart ligner månetorbisten en skarnbasse. Den er blank og sort både på over- og undersiden. Dækvingerne er længdestribede med otte tydelige ribber i hver. Hannen har et langt og spidst, opadrettet horn i panden, mens hunnens horn er kortere og mere afstudset.

Når forårets fødesøgning er overstået, danner han og hun par, hvorefter de udgraver en 10-20 cm dyb tunnel under gødningen. I enden af tunnelen udgraves et ynglekammer, hvori dyrene anbringer 4-8 kuglerunde gødningskugler med en diameter på 30-35 mm. I hver kugle lægger hunnen et æg. Larven lever nu af gødningen i kuglen. Hunnen passer i hele perioden på gødningskuglerne med det værdifulde indhold, og selvom sulten må skrige i tarmene på hende, forgriber hun sig ikke på larvernes madpakke. Udviklingen fra æg til voksen tager omkring 90 dage hvis jordtemperaturen er 20 grader, hvilket betyder, at larveudviklingen kun lige er overstået, inden efteråret sætter ind. Med en for insekter så lav formeringsrate er månetorbisten naturligvis meget følsom over for dårlig ynglesucces, fx pga. vejrliget. Heldigvis kan de voksne sagtens overleve endnu en vinter og således forsøge lykken igen sommeren efter.

4.2.4 Myrer

Myrer er en familie (Formicidae) i insektordenen årevinger (Hymenoptera). I Danmark findes der knap 60 forskellige myrearter, som alle er sociale og lever i tætte samfund med æglæggende dronninger og sterile arbejdere. Der er dog stor forskel på størrelsen af disse samfund. De kan variere fra under 100 individer og op til 300.000. Stort set alle arter er varmekrævende og er derfor afhængige af lysåbne habitater, hvor de udnytter varmen fra solindstråling. De arter, som bygger tuer, optimerer varmeoptaget yderligere ved at konstruere tuen, så den fungerer som en solfanger. Myrerne kræver også planter i deres habitat, da de fleste arter får hovedparten af deres føde via den sukkerholdige honningdug, som de høster fra bladlus, som de holder som "kvæg" på forskellige planter. Forskellige myrer passer forskellige lusearter, som igen ofte har specifikke værtsplanter. Derfor bliver myrer, der specialiserer sig i pasning af bestemte typer bladlus, også afhængige af bestemte plantearter. Andre myrer, der er opportunister og passer et bredere spektrum af lus, er mindre afhængige af plantesamfundets sammensætning.

Myrerne er imidlertid omnivore. De er planteædere, da de spiser nektar, frugt og plantefrø. De er rovdyr, fordi de fanger og æder andre insekter, og de er ådselsædere, når de fouragerer på døde hvirveldyr og insekter. I forhold til føde er deres største krav til habitatet tilstedeværelsen af de planter, der skal huse deres bladlusepartnere.

De fleste myrer har stor spredningsevne, når de skal etablere nye samfund, men kan til gengæld kun fouragere over begrænsede distancer efter etableringen. Dronningerne er vingede og kan flyve langt og dermed nå nye habitater, men når en dronning har slået sig ned, bliver hun stedfast, fordi hun producerer vingeløse arbejdermyrer, der er henvist til at kravle i stedet for at flyve. Nogle arter investerer endda i byggerier af store tuer og bliver dermed energetisk "låst" til deres bo-

sted. Andre arter laver ikke egne bo, men etablerer sig i eksisterende strukturer af forskellig slags. Det kan eksempelvis være tuer formet af græs eller dværgbuske, som opfylder forskellig krav til mikroklimaet. Fx kan den øverste del fungere som en solfanger tidligt om morgenen, medens den nederste del er fugtig og kølig, når dagen bliver for varm. Fælles for dem alle er, at de bruger redestrukturen som en buffer mod ekstreme vejrforhold og til at skabe de mest optimale mikroklimatiske forhold for myrelarverne.

Lille skovmyre *Formica polyctena*
Lille skovmyre, *Formica polyctena*, har specielle habitatkrav, da den kræver lysåbenhed, men samtidig også store nåletræer. Den har brug for sol på tuen, så myrelarverne i tuen kan udvikle sig ved de rette temperaturer. Samtidig har den brug for nåletræer, der kan levere de nåle, tuen bygges af, og som samtidig kan være vært for de bladlus, myrerne passer. Myrerne indsamler også nåletræernes harpiks, der bruges som naturmedicin. Harpiksens antibiotiske stoffer holder myretuen fri for sygdomskim. Som følge af disse krav lever lille skovmyre kun i skove med nåletræer og lever her stort set kun i skovenes lysninger, hvor der er solindfald. Intensiv skovdrift med tætstående træer eller slet ingen træer (efter ren-afdrift ved skovning) kan dermed være en udfordring for den lille skovmyre.

I forhold til spredning er lille skovmyre også udfordret, da deres dronninger sjældent bruger deres vinger. I stedet for at flyve ud alene og opsøge nye habitater vandrer dronningerne på jorden sammen med en flok arbejdermyrer fra modertuen. Arbejderne kan så hjælpe hende med at starte et nyt samfund i nærheden af det gamle. Men den manglende flyvning gør det svært for arten at nå nye habitater, og dermed bliver habitatfragmentering en udfordring. Denne udfordring bliver ikke mindre af, at dronningerne som yderligere hjælp benytter sig af "statskup" hos fx sort slavemyre. Under kupforsøget prøver dronningen således at overtage et færdigudviklet myresamfund ved at slå den eksisterende dronning ihjel og overtage hendes plads og hendes arbejdere. Dermed opstår endnu et krav til den lille skovmyres habitat – tilstedeværelsen af sorte slavemyrer. I dele af Europa er den lille skovmyre fredet og bliver kunstigt etableret i nye skovområder af forstfolk.

4.2.5 Vandinsekter

Den danske insektfauna tilknyttet vand (vandløb, søer, havet) omfatter mange forskellige grupper og omfatter ca. 1600 arter. Særligt artsrige er ordenerne tovinger (myg, fluer), biller og vårfluer. De udnytter i høj grad samme kategorier af ressourcer som deres landlevende slægtninge. Mange arter er "græssere" (primært på alger) eller "detritivore" (døde blade, med tilknyttede mikroorganismer). Færre er rovdyr. En del udnytter mere end en kategori føde. Der er dog markante forskelle i forhold til landlevende insekter. Meget få vandlevende arter spiser således levende planter som mosser og karplanter, og meget få arter er parasitter.

Vårfluen *Lype reducta*
Vårfluen *Lype reducta* er et eksempel på en detritivor art. Dens livscyklus er ret typisk for flertallet af vandinsekter med kun én generation om året. Æggene lægges om sommeren, og larveudviklingen starter umiddelbart efter. I løbet af 5 larvestadier når individet på ca. 10-11 måneder til sit puppestadium, som varer ca. 3 uger. Den voksne lever ca. 1 uge, inden den parrer sig, og hunnen lægger sine æg[72].

L*ype*-larverne lever i små vandløb, ofte i skov og på døde neddykkede grene. Grenene skal være relativt nedbrudt af svampe og bakterier på overfladen for at være attraktive. På det døde ved bygger larverne rørformede huse af silke og fine træpartikler, i takt med at larverne gnaver sig frem langs træoverfladen. Ressour-

cen dødt ved tilføres via nedfaldne træer og grene fra de vandløbsnære arealer. Ressourcen kan derfor være en begrænsende faktor, selv under naturlige forhold. Dertil kommer, at dødt ved ofte fjernes som et led i traditionel vandløbsvedligeholdelse (for at undgå opstemning af vandet og dermed nedsat afvanding af de tilstødende arealer). Dødt ved er også levested og fødekilde for andre arter, men derudover et element, som via sin fysiske tilstedeværelse bidrager til at skabe variation i strøm- og bundforhold og dermed levesteder for bl.a. smådyr og fisk. Når larven forpupper sig, afkorter den sit rør til et puppekammer. Den voksne indtager ikke føde af nogen art. Hannerne sværmer lige over vandoverfladen, tæt på bredden. Sværmningen har til formål at lokalisere hunnerne og tiltrække disse. Parringen finder sted fx sted på en gren, og hunnen lægger kort tid derefter sine æg. Det foregår ved, at hun kravler ned under vandet og opsøger en passende gren. Her lægger hun sine æg enkeltvis i sprækker og revner på det døde ved ved hjælp af sin lange læggebrod. Denne er forsynet med adskillige sensorer, hvis funktion utvivlsomt er at føle, hvor de egnede æglægningssteder findes.

Larverne af *Lype* er udpræget stedfaste og spredes ikke til andre dele af vandløbet via drift med strømmen som så mange andre vandløbsinsekter, med mindre deres gren bliver flyttet af strømmen. De voksne er ligeledes ret stedfaste. Kun mindre end 1/10 af dem fjerner sig mere en få meter fra vandløbsbredden, men det er blandt disse, at der trods alt foregår en udveksling af individer mellem nabovandløb[73]. Sådan langdistancespredning (på op til 1-2 km) er dokumenteret via lysfælder. Den beskrevne relativt begrænsede spredningsevne er helt typisk for mange vandløbsinsekter.

4.3 Konklusion/sammendrag

De ovenstående eksempler på specifikke insekters livscyklus og krav til omgivelserne illustrerer, hvor forskelligartede krav insektarter kan have. Hertil kommer de store forskelle i deres evne til at spredes efter de nødvendige ressourcer. Det er vigtigt at huske, fordi forandringer derfor ikke har den samme virkning på alle insekter.

5 Forhold der kan påvirke insekternes forekomst

Oven for er de generelle levestedskrav for insekter gennemgået. Kravene kan variere meget mellem arter, men der er en række eksterne faktorer, der påvirker habitatforhold/kvalitet og udbredelse af insekterne. Disse påvirkningsfaktorer vil blive gennemgået i dette afsnit. Faktorerne omfatter: Habitatødelæggelse og fragmentering, forureningen (herunder sprøjtemidler, organisk stof, kvælstof/fosfor, veterinære lægemidler og lysforurening), invasive arters betydning, klimaforandringer og forvaltning af levesteder. En del af disse påvirkningsfaktorer knytter sig især til intensiv landbrugsdrift og skovbrug, men også udviklingen i anden arealanvendelse i Danmark inkl. bebyggelser, vejanlæg og lignende. En del af de lysåbne naturområder er afhængige af den konkrete forvaltning som gennemføres her, for at områderne ikke umiddelbart skal udvikle sig til fx skovnaturtyper.

5.1 Habitattab og -fragmentering

Naturen i det moderne landskab er meget fragmenteret og monotont i forhold til tidligere tiders landsskab med et generelt fald i arealet med lysåben natur [74-75]. Mængden af infrastruktur er øget og skaber fysiske barrierer for nogle insektarter, ligesom andelen af småbiotoper er reduceret i landbrugslandet [74, 76]. Det betyder, at det enkelte habitat eller den enkelte biotop generelt forekommer i mange små arealer og dermed som adskilte enheder (fragmenter). I dag bruges ordet fragmentering ofte om både opdeling af arealet af habitattypen i flere mindre enheder og om tab af habitatareal. Hvad betyder fragmentering så for insekterne? I kapitel 2 blev der præsenteret en række undersøgelser, hvoraf hovedparten dokumenterede, at de undersøgte artsgrupper af insekter overordnet er i tilbagegang. Det vil sige, at der er overvægt af arter, der går tilbage eller er udryddet, i forhold til de arter, der går frem. En del af disse undersøgelser viste også, at det overvejende drejer sig om specialister og arter, som har en lav spredningsevne[9, 13, 23, 27, 34]. En lav spredningsevne kan bero på, at arterne er tilpasset til et andet landskab, hvor der tidligere ikke var så stor afstand mellem egnede habitater. De kan derfor have adfærdsmæssige tilpasninger, der gør, at de, når de befinder sig i en lille habitat, vender rundt, når de kommer til en habitatgrænse og derfor sjældent forlader habitatet [77]. Desuden kan de have så dårlig flyveevne, at de let bliver bytte for rovdyr, når de begiver sig ud på en spredning. De fleste studier af spredning er lavet med fangst-genfangstmetoder. Det betyder, at man ikke får et mål for, hvor mange dyr, der dør undervejs, men kun får genfindingsraten. Alt andet lige vil dødeligheden under en spredning øges med afstanden til en anden habitat. Derfor vil dødeligheden under spredning være meget høj i danske omgivelser med store marker, større arealer med bymæssig bebyggelser og forøget areal med vejanlæg. En undersøgelse har eksempelvis dokumenteret betydningen af spredningsevne for herorandøje, som er uddød i Danmark. Den har kun en spredningskapacitet på cirka 200 m inden for en sæson[78].

Eksemplet viser, at insekternes flyveadfærd/spredning er nøglen til at forstå betydningen af habitaternes fordeling for artens tilstedeværelse og hermed foreslå forvaltning af arter, der er i tilbagegang[79]. For at vende udviklingen, skal vi samtidig kende arternes økologi og beskrive landskabet. Spredningssuccessen er afhængig af landskabssammensætningen. I det følgende er kort beskrevet søge- og spredningsadfærd hos insekter.

5.1.1 Søgeadfærd

Et insekt, som befinder sig i et givet område, har ikke et klart billede af, hvor det skal hen, og hvor langt det skal bevæge sig for at finde frem til den ressource, som er nødvendig på det givne tidspunkt. Insektet responderer på nedarvede (og i et vist omfang tillærte) adfærdssystemer, helt afhængig af om det har behov for føde, parring, æglægningssted (herunder rede for sociale og enlige rede-byggere) samt egnede steder til overvintring/diapause. Der kan altså være forskellig adfærd afhængigt af det enkelte individs motivation.

Insekterne reagerer på en række stimuli (sanseindtryk), som skal guide dem. Det er en kæde af valg, der i bedste fald fører til, at ressourcen lokaliseres. De stimuli, som insekterne bruger, går fra uspecifikke til meget specifikke. Stimuli vil være forskellige for arter med forskellig livscyklus. I starten af en ressourcesøgning vil insekterne normalt ikke kunne sanse ressourcen (eksempelvis føde eller partner), hvorfor de vil bruge simple regler til ikke at flyve i ring og til at komme i kontakt med habitatet. Det kan eksempelvis være at orientere sig i forhold til lys [80], vindretning [81-83] eller verdenshjørner [84]. Normalt vil der så følge en sekvens i deres adfærd, hvor de sanser, der bruges, skifter betydning. Det kan være, at planteædende insekter responderer på duftstoffer, som værtsplanten afgiver, eller for parasitoider duften fra angrebne planter[85]. På det tidspunkt igangsættes en ny adfærd. Hvis det er dufte, insekterne reagerer på, vil de søge op mod vinden[86], hvorefter synet tager over, når de er inden for synsvidde af ressourcen. Eksempelvis finder Sun et al.[87], at en bladbille orienterer sig efter silhuetter af planter. Det er observeret, at kålfluen, efter at have registreret dufte relateret til værten, bruger synet til at identificere mulige værtsplanter. Den lander så på en plante og "smager" (med fødderne). Hvis den ikke stimuleres nok, flyver den videre, og hvis den stimuleres yderligere, laver den yderligere landinger på den samme plante for at få bekræftet, om denne er god nok[88]. Denne sekventielle lokalisering af værter er ligeledes observeret for parasitoider[89-90].

Den ovenstående beskrivelse gælder i store træk almindelig spredning, hvor fødesøgningsadfærd i nogle tilfælde kan føre til langdistance spredning, hvis ressourcen ikke registreres. Der findes dog også andre typer spredning, hvor de migrerende individer ignorerer værter eller øvrige ressourcer for at sprede sig til nye habitater. Det kan eksempelvis være vingede bladlus eller skøjteløbere[91]. Van Dyck og Baguette[92] har i deres review om spredning i fragmenterede landskaber fundet belæg for, at der for nogle arter findes individer, der har tendens til at søge nye habitater uden at tage hensyn til, om ressourcerne er tilstede, der hvor de befinder sig. Der er dog også arter, der er blinde passagerer på andre arter, eller arter, der benytter passiv vindspredning.

5.1.2 Habitaternes størrelse og indbyrdes afstand

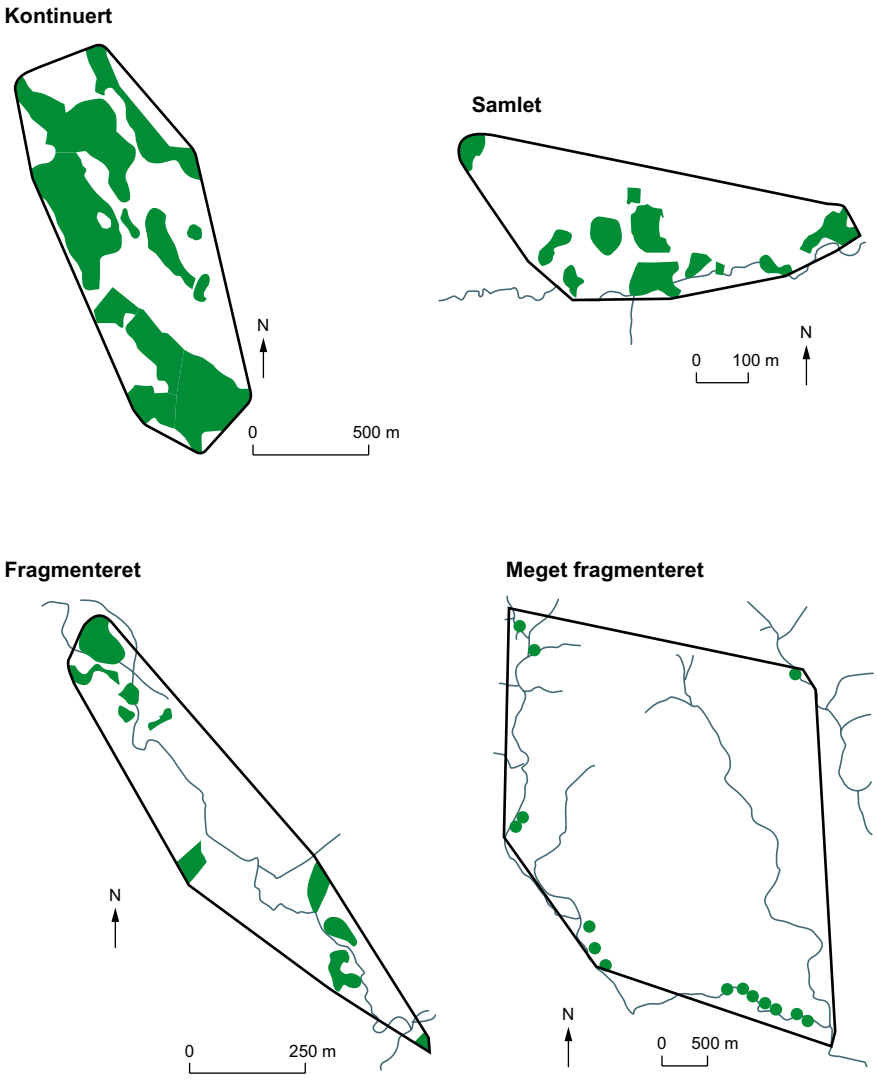
Insekternes måde at opfatte omgivelserne på betyder, at de uforvarende kan forlade et habitat, fordi de ikke kan erkende habitatgrænsen. I det tilfælde vil insekterne være afhængige af, hvordan andre egnede habitater er fordelt i omgivelserne (størrelse, afstand).

Mair et al.[93] finder, at for rødplettet blåfugl, almindelig blåfugl og argusblåfugl er det ikke evnen til at erkende habitatgrænsen, der er betydende, men snarere habitatets udformning og dermed sandsynligheden for at møde habitatgrænsen. Ligeledes konkluderer Thomas et al.(1992)[94], at kvaliteten af et habitat og graden af isolation (afstand til nærmeste habitat hvor arter er tilstede) er bestemmende for, om sommerfugle opretholder en population i et givent landskab. Dette er undersøgt ved at registrere, om habitater indeholder de enkelte insektarter, og hvor

langt der er til den nærmeste habitat med forekomst af arterne (Figur 5.2). Der er fundet en skarp grænse for insekternes forekomst, som korreleres til nærmeste habitat med individer af samme art samt til størrelsen af dette habitat[95-96]. De pågældende studier viste desuden, at når afstanden mellem habitaterne steg, var der et stigende krav til habitatkvaliteten for hhv. okkegul pletvinge, adonisblåfugl og kalkbredpande.

Schtickzelle et al. (2006) og Baguette og Schtickzelle (2006)[77, 97] har fundet, at den sortringede perlemorssommerfugl, hvor larven lever på slangeurt, i fragmenterede landskaber er i stand til at erkende habitatgrænsen og vende om, hvorimod det ikke er tilfældet i det, de kalder kontinuerte udbredelser. Det betød, at der var stigende tendens til at forlade et habitat med øget størrelse. Det til trods var der stadig en høj emigrationsrate og emigrationsdødelighed i de fragmenterede landskaber, fordi fragmenterne var meget små, og dermed formodentlig ikke kunne opfylde artens ressourcebehov. Skæbnen for populationen afhænger derfor af den nøjagtige balance mellem antal habitater og deres størrelser.

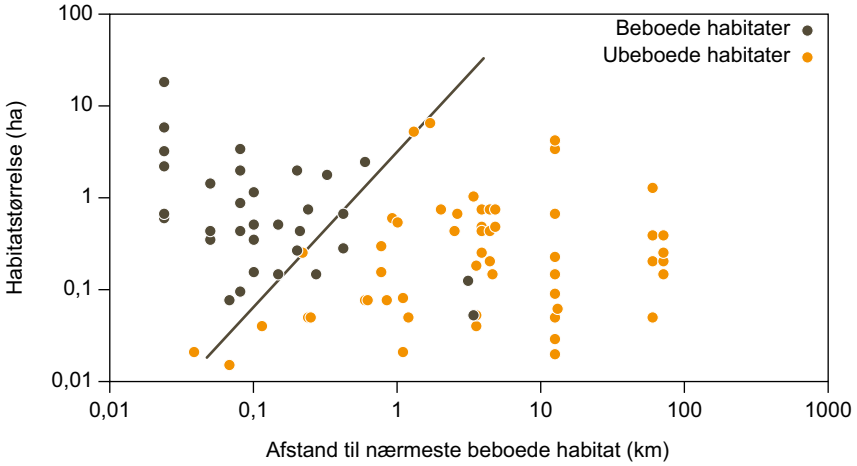
Figur 5.1 illustrerer, hvilke problemer et specialiseret insekt med en begrænset spredningsevne (200-400 m) vil have i et fragmenteret landskab, fordi det vil have meget lille sandsynlighed for at møde et ny habitat, når det forlader den bestående. Dette vil være mere sandsynligt i et aggregeret eller kontinuert landskab.



Figur 5.1. Illustrerer forskellen i udbredelse af habitater i henholdsvis kontinuerte, samlede(aggregerede), fragmenterede, meget fragmenterede landskaber. Figuren er gentegnet fra Schtickzelle et al. 200677. Bemærk at de enkelte delfigurer ikke er på samme skala.

5.1.3 Matricer, korridorer og barrierer

For at bevare en høj artsdiversitet er det vigtigt at kunne bevare sammenhængen mellem habitater. Det skyldes, at mindre fragmenter øger sandsynligheden for, at en art forsvinder fra et givent habitat, idet immigrationen (indvandringen) reduceres med faldende arealstørrelse, mens emigrationen (udvandringen) ofte stiger. Det betyder, at en art skal genetablere sig i en given biotop fra nærliggende populationer. I forrige afsnit præsenterede vi de generelle aspekter af afstand mellem habitater og størrelsen af habitater og deres betydning for forekomsten af insekter. Her var der ikke medtaget betydningen af struktur og indhold af det, der ofte omtales som en "matrice". Matricen er således det område, som findes mellem habitater, og som udgangspunkt ikke har betydning for insekterne. Det udspringer af konceptet om ø-biogeografi. Her opfattes matricen som et område uden forhindringer eller ressourcer. I situationer, hvor insekter spredes over land, vil det dog være muligt, at der er ressourcer, som kan udnyttes af insekterne, når de er uden for deres primære habitat. Sweaney et al.(2014)[98] har gennemgået litteraturen omkring effekter af fragmentering. De finder, at mange studier ikke forholder sig til matricen, idet de blot antager, at det er som et hav omkring en ø. Antagelsen af at



Figur 5.2. Figuren viser et eksempel (argusblåfugl) på, hvordan afstand til nærmeste habitat og størrelsen af habitaten kan have betydning for, om en art er til stede. Linjen repræsenterer den kombination mellem habitatstørrelse og afstand til nærmeste beboede habitat, hvor der er 50% sandsynlighed for, at arten vil være tilstede. Figuren er gentegnet fra Thomas et al. (1992)[95].

Figur 5.3. Brun pletvinge er en af de arter, som har en relativt lav spredningsevne[95].
Foto: Christian Kjær.

matricen ikke har betydning holder dog ikke, idet det er observeret, at strukturer i matricen kan udgøre en barriere for de arter, som bevæger sig igennem denne, ligesom der kan være elementer, som kan virke som trædesten eller korridorer til en ny habitat. Matricen kan også have en kvalitet for insekterne i form af de ressourcer, der findes der. Endelig er det også meget vigtigt, hvor stor en dødelighed der er under bevægelse i matricen[96]. I Danmark indgår der typisk dyrkede marker i matricen, hvor insekterne kan eksponeres for sprøjtemidler. Sweaney at al. (2014) konkluderer derfor, at det er vigtigt at medtage matricen som et positivt eller negativt element for arters spredning. Her er det vigtigt at huske, at et element kan være positivt for en art, men en barriere for en anden[99-100]. I forvaltningssammenhæng er det observeret, at det, man opfatter som korridorer, faktisk i nogle tilfælde endte med at dræne det oprindelige habitat for individer[101]. I studier af sommerfugle er det således fundet forskel på, hvilken betydning matricen har for arter med forskellig fødespecialisering. Specialister har en tendens til at være stedfaste og begiver sig dermed ikke ud i matricen, mens de ekstreme generalister ofte er meget stærke flyvere, som kan finde ressourcer selv over store afstande. De er derfor vidt udbredte. De moderate generalister ser til gengæld ud til at gå tilbage ved forøget afstand mellem habitater, hvilket er en følge af fragmentering og homogenisering af landskabet, hvilket sandsynligvis reducerer de tilgængelig ressourcer[101]. Med andre ord er matricen mest vigtig for de moderate generalister. Det er derfor ikke ligegyldigt for insektets chance for at nå frem til en ny habitat, hvad der findes på arealet mellem de egnede habitater[102 103 78, 104]. Nogle insekter er det, man kalder "central place foragers". Det vil sige, at de hører til et sted og herfra indsamler føderessourcer i omgivelserne. Det omfatter blandt andet bier. For central place foragers betyder kvaliteten af matricen noget, idet de, og det gælder i særlig grad arter, der flyver lidt længere i deres fødesøgning, eventuelt skal passere matricen og her godt kan indsamle føderessourcer, hvis sådanne er tilstede.

5.2 Forurening

Effekten af en forurening bestemmes af, hvor intensiv (omfang i tid, rum og mængde) den er. For den enkelte art afhænger det af omfanget af eksponering samt artens følsomhed. Eksponeringen er blandt andet bestemt af, hvor længe et givent insekt udsættes for forureningen. Derudover kan forurening give indirekte effekter, fordi de ressourcer, som insektet har behov for, enten har ændret kvalitet eller er forsvundet som følge af forurening. Om en forureningskomponent og en given art forekommer samtidig er afhængig af typen af forurening (kontinuert nedfald, specifikke udbringninger eller fødekædetransport), og hvordan det hele spiller sammen med insekternes livscyklus og forekomst i miljøet. I det følgende vil vi præsentere forhold omkring karakteristiske forureningselementer, der omfatter sprøjtemidler, næringsstoffer, veterinære lægemidler og lys. Det betyder selvfølgelig ikke, at andre forureninger er uden betydning for insekter, men at de forventes at være mere lokalt forekommende.

5.2.1 Sprøjtemidler

Sprøjtemidler er en gruppe af stoffer, som benyttes i konventionel landbrugsdrift, frugtavl, skovbrug og i et vist omfang private husholdninger. Sprøjtemidler er udviklet til at bekæmpe "uønskede" organismer, som reducerer udbyttet af afgrøderne eller på anden vis generer mennesker. Normalt inddeles sprøjtemidlerne i tre funktionelle grupper, som skal bekæmpe hhv. insekter (insekticider), planter (herbicider) og svampe (fungicider). I Danmark var der i 2016 registreret 642 sprøjtemiddelprodukter, som indeholder 165 forskellige aktivstoffer[105].

Der er ikke tvivl om, at der vil være effekter af brugen af sprøjtemidler på insekter, der opholder sig på markfladen under sprøjtning. Der er desuden mulighed

for, at disse midler kan påvirke de omkringliggende habitater. Det kan ske som følge af sprøjtemiddelafdrift[106], overfladeafstrømning[107] og udvaskning fra jorden fx via dræn[108], fordampning og nedfald med regn[109-111]. Afdrift sker, ved at dråber af sprøjtemiddel bliver ført med vinden ud af marken. Dette er selvfølgelig først og fremmest afhængigt af vindhastigheden og retningen under sprøjtning, men også sprøjtemidlernes kemiske egenskaber såvel som den anvendte sprøjteteknik[112-113] har betydning for afdriften. Nogle sprøjtemidler ender i jorden under afgrøden og kan ved kraftige regnskyl via ormegange og lignende sprækker i jorden samt dræn, hvis sådanne findes, ende i nærliggende vandmiljøer som vandløb og søer[108]. Der kan også forekomme overfladisk afstrømning af stofferne. Endelig kan nogle stoffer fordampe, således at de føres bort med vinden. Der findes flere undersøgelser, som viser at nogle sprøjtemidler findes opløst i regnvand og derfor genfindes i trækroner og i regnvand, som løber ned af træstammer[109, 114].

Sprøjtemidler er som sagt udviklet til at påvirke organismer, som optræder som skadegørere. Det betyder, at de har potentialet til også at påvirke organismer i det omgivende landskab, i det omfang stofferne forekommer uden for markfladen. Ud over en direkte påvirkning af organismer, som det ikke er hensigten at ramme, kan der også være en række indirekte effekter.

Langt det største forbrug af sprøjtemidler sker i forbindelse med landbrug og frugtavl. Der sker løbende udskiftninger af de aktivstoffer, som bruges i de enkelte afgrøder. Derved sker der også ændringer i, hvor meget der bliver brugt, fordi der er forskelle i den mængde, der bringes ud for at opnå en given effekt. I forhold til effekt er det derfor vigtigt at forholde sig til den virksomme dosis af stoffet. Det kan man tage højde for ved at bruge behandlingshyppigheden som mål for sprøjteintensiteten. Behandlingshyppigheden er et udtryk for, hvor mange gange landbrugsarealet i gennemsnit bliver behandlet med den solgte mængde anvendt i normal dosis. Behandlingshyppigheden viser generelt samme niveau de seneste 20 år, og i den periode er der heller ikke sket noget skifte imellem sprøjtemiddeltyper. Forbruget af sprøjtemidler er således ikke ændret væsentligt siden årtusindskiftet, bortset fra en svag stigning for ukrudts- og svampemidlerne[115]. Behandlingshyppigheden siger dog intet om stoffernes iboende giftighed eller miljøegenskaber, hvorfor miljøpåvirkningen i princippet godt kan ændre sig over tid med en konstant behandlingshyppighed.

Direkte effekter på insekterne

Insekter kan blive eksponeret for sprøjtemidler på flere forskellige måder. Hvis de befinder sig i marken eller dens umiddelbare nærhed under selve sprøjtningen, kan de blive ramt af sprøjtemidlet (topikal eksponering). Desuden kan de både under og lige efter sprøjtningen blive eksponeret ved at kravle rundt på de sprøjtede planter (residualoptag). Insekter, der spiser blade, stængler, nektar eller pollen fra sprøjtede planter eller andre organismer eksponeret for sprøjtemiddel, kan derved blive eksponeret (oral eksponering). Risikoen for eksponering vil normalt aftage med afstanden til den sprøjtede mark, men vandlevende insekter kan blive eksponeret for sprøjtemidler, der tilføres vandløbene fra større afstande ved overfladeafstrømning eller via drænrør.

I landbrugslandskaber, som vi kender dem i Danmark, findes blomsterressourcer det meste af året udelukkende i småbiotoperne. For at kunne udnytte disse ressourcer skal fx bierne ofte flyve hen over marker. De vil derfor kunne blive eksponeret, selvom de ikke hører til i marken.

Effekterne af eksponeringen for sprøjtemidler vil naturligvis afhænge af den enkelte arts følsomhed. Følsomheden kan variere mellem forskellige livsstadier[116-118], og desuden kan det enkelte individs følsomhed øges, hvis individet er

udsat for andre stressfaktorer, fx sult, andre giftstoffer eller ekstreme temperaturer[119-121]. For nogle insektmidler, ikke mindst gruppen af neonikotinoider, har man set, at meget små koncentrationer kan påvirke insekternes adfærd. Det kan fx være deres evne til at finde vej og udføre normal fødesøgning[122]. Sådanne effekter kan være svære at finde i forbindelse med de test, der ligger til grund for godkendelsen af anvendelsen af sprøjtemidler, idet man ikke undersøger effekter på adfærd, men primært undersøger overlevelse og i nogle tilfælde reproduktion. Det er i denne sammenhæng heller ikke simpelt at beskrive, hvorledes blandinger af sprøjtemidler påvirker insekterne.

Desuden vil den populationsmæssige betydning af sprøjtemiddeleffekter afhænge af dels insektartens karakteristika, og dels af habitatet og dets omgivelser. Arter, der er knyttet til få habitater og har et lille spredningss- og reproduktionspotentiale, vil være mest sårbare over for sprøjtemidler.

Derudover vil direkte effekter af sprøjtemidler på insekterne afhænge af, hvor udbredt anvendelsen af de forskellige sprøjtemidler er i og nær insekternes habitater. Hvis der er upåvirkede habitater, som arten kan overleve og reproducere sig i samt sprede sig fra, vil effekten på populationen eller arten være mindre, end hvis der er langt imellem habitaterne, eller hvis en stor andel af habitaterne er påvirket af sprøjtemidler. Sandsynligheden for direkte effekt er størst for insekticider.

Indirekte effekter
Sprøjtemidler kan have indirekte effekter på insekter, ved at nødvendige ressourcer reduceres eller forsvinder. Eksempelvis så kan ukrudtsmidler påvirke artssammensætning, blomstring og dermed frøsætning hos ikke-målarter. Der er fundet flere plantearter og flere blomstrende arter i fodposen af hegn ved usprøjtede marker end ved tilsvarende sprøjtede marker[123-127]. Desuden kan ukrudtsmidler mindske antallet af blomster pr. plante samt forsinke blomstringen[127-128]. Disse effekter på planterne har potentielt også effekter på de planteædende og bestøvende insekter, selvom effekter på insekter ofte er vanskeligere at påvise pga. deres evne til at flytte sig efter forholdene[128]. Bruus Pedersen et al. (2004)[124] fandt således flere insekter i læhegn ved økologiske marker end i tilsvarende hegn ved konventionelt dyrkede marker på lerjord i overensstemmelse med forskellene i planternes diversitet, mens sådanne effekter ikke kunne erkendes for insekterne i læhegn på sandjord.

Værtsplanten kan være forsvundet, fødemængden kan være reduceret, eller habitatstrukturen kan være ændret rent fysisk, så den ikke længere er optimal. Tilsvarende kan rovlevende insekter blive påvirket indirekte, hvis de arter, de lever af, er påvirket af insekticidsprøjtning. Også brugen af svampemidler vil potentielt kunne have indirekte effekter på insekterne, idet mange arter i nedbryderfødekæden primært lever af de svampe, der er med til at nedbryde fx dødt plantemateriale, og disse svampe kan utilsigtet blive påvirket af de midler, der anvendes til at bekæmpe de svampe, der angriber afgrøder.

Betydningen af de indirekte effekter på artens overlevelse vil afhænge af de samme forhold som beskrevet i afsnit 5.2.1.1. Desuden vil arter, der lever af en eller nogle få specifikke arter af planter, dyr eller svampe, ofte være mere udsatte end insektarter med et bredt fødevalg.

Betydningen af sprøjtemidler for forekomsten af insekter afhænger således af en lang række faktorer, som knytter sig til dels insektarternes følsomhed, forekomst, reproduktionsevne og spredningsevne, dels hyppigheden og udbredelsen af sprøjtemiddelanvendelsen, og endelig har forekomsten af egnede, upåvirkede habitater i nærheden af sprøjtemiddelpåvirkede habitater betydning. Det er ukrudtsmidler og insektmidler, der har den største betydning for insekterne.

5.2.2 Næringsstoffer

I områder med stigende næringsstofindhold i jorden vil nogle planter have en fordel frem for andre, fordi de er tilpasset til specifikke forhold. Det kan betyde, at forekomsten af fødeplanterne for de planteædende insekter ændres, fordi næringsstof elskende arter under disse forhold vil kunne udkonkurrere de øvrige arter. Med en ændret artssammensætning ændres også struktur og mikroklima af vegetationen. Det vil potentielt give en ændret insektdiversitet [129-130]. Samtidig vil planter, der har et højt niveau af næringsstoffer til rådighed, potentielt have en ændret kemisk sammensætning. Dette kan i nogle tilfælde medføre negative effekter på planteædende insekter. I det følgende vil næringsstoffers effekt blive eksemplificeret ved kvælstof.

Direkte virkninger
Det er en vidt udbredt forventning, at planteædende insekter er kvælstofbegrænsede som først beskrevet af White[131], og de vil derfor profitere, når deres værtsplanter har en forhøjet næringsværdi. Planter viser ofte en positiv sammenhæng mellem jordens indhold af kvælstof og deres vækstrate samt indholdet af kvælstof i plantevævet, specielt i kvælstoffattige habitater. Det er som konsekvens generelt fundet, at sommerfuglelarver har en øget udviklingshastighed og tilvækst i biomasse, når de lever på planter med et højt kvælstofindhold[132-135]. Disse undersøgelser er i langt overvejende grad gennemført på insekter, som optræder som skadedyr. Nyere studier har dog vist, at selvom larverne har en forøget vækstrate og reduceret udviklingstid, kan der i disse tilfælde også godt vise sig en forøget dødelighed i puppestadiet. I en konkret undersøgelse resulterede det i en samlet dødelighed på 73% hos sommerfuglen sort ildfugl[136], der ikke er et skadedyr. Kurze et al. (2018)[137] fandt også, at seks arter af sommerfugle, der ligeledes ikke er skadedyr, havde en faldende overlevelse med stigende kvælstofindhold i værtsplanterne. De studier indikerer, at den generelt accepterede hypotese om, at herbivore insekter er kvælstofbegrænsede, ikke nødvendigvis er retvisende for alle arter, og at den nuværende kvælstoftilførsel kan have direkte giftvirkninger og være medvirkende til insekternes tilbagegang. Modsat er der arter, som har en forbedret vækst, fordi planterne har en bedre næringsstofsammensætning og en højere biomasseproduktion. For disse arter, der har en forøget vækst, kan det forbedre individernes spredningsevne, fordi de får større vinger [138]. Endelig vil specielt arter med flere generationer per år have en fordel af den forøgede biomasse som følge af N-tilførsel[139].

Effekt på værtsplanteforekomst, sammensætning og størrelse
Det er almindelig accepteret, at tilførsel af kvælstof til naturområder fører til en reduktion af diversiteten på stedet[140], [141-143]. Størrelsesordnen af effekten er afhængig af det samspil, der er med andre kårfaktorer på stedet. Således kan mange nabohabitater til marker påvirkes af samtidig eksponering til næringsstoffer og ukrudtsmidler[144]. Det er endvidere observeret, at den reducerede diversitet også fører til påvirkning af artsrigdom, forekomst og sammensætning af de planteædende insekter som følge af ændringen i plantesamfundet[145]. Dette er forventeligt, da mange arter af planteædere er specialister og således er meget afhængige af tilstedeværelsen af deres fødeplanter[146].

Kvælstofs indflydelse på mikroklimatiske forhold
En række undersøgelser af forekomsten af sommerfugle over tid viser, at arter, som overvintrer som æg eller larver, er gået tilbage[9, 14, 22]. I de undersøgte perioder er der sket en makroklimatisk opvarmning, som i et tempereret område forventeligt skulle forøge forekomsten af insekter (se afsnit 5.3). WallisDeVries og Van Sway[147] foreslår, at tilbagegangen skyldes en kombinationseffekt af forøget kvælstoftilførsel og opvarmning. Den makroklimatiske opvarmning betyder nemlig,

at mange planter starter deres vækst tidligere og sammen med øget forekomst af kvælstof vokser sig store, inden larven kommer frem, eller inden ægget klækker. De større planter påvirker forholdene for insekterne, fordi de skygger for solen, således at mikroklimaet til trods for den generelle opvarmningen er blevet køligere. WallisDeVries og Van Sways (2006)[147] undersøgelser understøtter den fremsatte hypotese. Et senere studie af Klop et al. (2015)[134] understøtter, at arter, som overvintrer i urtelaget, bliver negativt påvirket, mens arter, så som skovrandøje, der har overvintringssteder højere oppe, ikke påvirkes i samme grad som fx vejrandøje, hvis larve overvintrer på steder, hvor plantevækst vil have en kølende virkning ved kvælstofberigelse af habitatet.

5.2.3 Veterinære lægemidler

Lægemidler er bioaktive stoffer, der på linje med for eksempel pesticider kan være designet til at slå liv ihjel. For veterinære lægemidlers vedkommende drejer det sig om fx indvoldsorme, mider, lopper og andre hudirriterende parasitter. Fælles for de fleste veterinære lægemidler er, at de kan være yderst potente, også mod de insekter og andre invertebrater de ikke er rettet imod. I mange tilfælde er der et nært kemisk slægtskab med insekticider, og mange aktiv stoffer går igen som hhv. pesticider, biocider og lægemidler. Specielt to store grupper af veterinære lægemidler er interessante i relation til insekter. Antiparasitære lægemidler, brugt i græssende husdyr som fx kvæg og får, samt parasitmidler, anvendt til kæledyr som hunde og katte.

Der er en stor og specifik insektfauna, som er tilknyttet til de store græsseres afføring (møg), der typisk efterlades på jorden. Denne fauna er både afhængig af, at der er græssere i landskabet, og at møget har en god kvalitet. Fritgående husdyr kan angribes af indvoldsorm i forbindelse med, at de græsser og indtager jord. Dyrene behandles derfor ofte med antiparasitmidler som ivermectin eller lignende stoffer, enten ved sygdomstegn og/eller præventivt, når græsningssæsonen starter. Stofferne er kendetegnet ved, at de kan have en endog meget lang udskillelsestid, efter at husdyrene er blevet behandlet. Hovedparten udskilles typisk inden for de første 2-4 uger, men da stofferne er ekstremt giftige, kan selv de meget små mængder, man finder flere måneder efter medicinering, have negative effekter på de insekter, der anvender møg som habitat eller føde. Canadiske undersøgelser har således vist, at møg forbliver uegnede habitater for en række insekter op til 140 dage efter, at stoffet er givet til koen[148] . Effekterne ses på såvel

Figur 5.4. Skovrandøje, der er et eksempel på en art, som klarer sig godt under de klimamæssige forandringer, der er sket. Foto: Christian Kjær.

møgtilknyttede fluer som biller, omend de første typisk er mest følsomme. Der er også effekt på tilknyttede rovdyr så som rovbiller[148]. Ivermectin er det mest udbredte og undersøgte lægemiddel, men alternativerne er ofte mindst ligeså problematiske. For 11 arter af møgfluer er det således vist, at moxidectin har en 10-fold større effekt end ivermectin. Arternes relative følsomhed viste sig dog at være den samme for de to produkter[149]. Effekter ses på både reproduktiv succes, størrelse, fysiologi og kønskarakterer hos de påvirkede insekter[150]. Der er generelt fundet et fald i diversitet af de møg-tilknyttede arter med brugen af antiparasitmidler, ligesom mængden af individer falder, hvilket naturligt nok påvirker nedbrydningen af møget og derved jordbundskvaliteten[151], [152-155]. Antiparasitmidler er undersøgt grundigt i laboratorie- og feltstudier, og der er således ingen tvivl om, at de har en dramatisk direkte effekt på møginsekter i flere måneder efter medicinering. Det er dog usikkert og stadig underbelyst, i hvor høj grad dette har en tilsvarende effekt på populationsudviklingen på en større tidsmæssig og geografisk skala. Ikke alt kvæg behandles alle steder til alle tider, så er disse rene habitater tilstrækkelige til at opretholde bæredygtige populationer? Spørgsmålet mangler et klart og entydigt svar, men det er rimeligt at antage, at den omfangsrige anvendelse og høje giftighed af de pågældende stoffer i et eller andet omfang påvirker bestanden af møginsekter lokalt og måske også på en større geografisk skala. Der er et relativt højt antal truede arter af møginsekter på den danske rødliste. Det er højst sandsynlig grundet i få græssende dyr men muligvis også i brugen af antiparasitmidler.

Antiparasitmidler kan også genfindes i ferskvandsområder, hvor de kan stamme fra udsivning fra kokasser, direkte tilført af kvæg eller, hvad der er mindre belyst, fra behandling af hunde og katte. Stoffer som ivermectin, en række neonikotionider, som fx imidacloprid, nervegiften fipronil samt fluraner, indgår alle i produkter mod utøj hos hunde og katte. Fælles for dem alle er, at de er ekstremt giftige for fx krebsdyr og ikke mindst insekter[156-158]. Der ligger en yderligere udfordring ved, at disse koncentrationer ofte er på linje med eller under det, som vores målemetoder kan detektere. Med de lave effektkoncentrationer er det ikke længere udelukket, at de aktive stoffer kan ende i miljøet i kritiske koncentrationer, fx gennem vask af behandlede hunde, eller når disse svømmer i søer og vandløb. Teerlink et al.[159] fandt således, at fipronil blev fundet i målbare koncentrationer i vaskevand fra hunde selv 4 uger efter behandling.

Mange møginsekter, der i øvrigt er store insekter, og som har en nøglerolle for højere trofiske niveauer, er typisk også meget følsomme over for "ormemidler". Udbredt brug af disse stoffer kan derfor have betydning ikke bare for de møgtilknyttede insekter, men også for højere trofiske niveauer. Også behandlingen af kæledyr med højaktive insekticider har potentialet til at udgøre et problem.

5.2.4 Lysforurening

Mængden af lys i omgivelserne er steget kraftigt over de seneste 100 år, og omfanget kan bedst illustreres af det billede, der er blevet taget af en astronaut (Kimiya Yui 2015), og hvor man ser byernes lys fra rummet (Figur 5.5). Det er selvfølgelig sammenfaldende med byernes forøgede udbredelse. Endvidere har Kyba et al. (2011)[160] vist, at genskinnet fra storbyer forøger lysmængden selv langt fra byen. De viste, at et landområde 32 km uden for Berlins bycentrum havde en 2,8 gange forøget lysmængde under overskyede forhold. Vejnettet og byernes arealdækning er stadig under udvidelse. Den forøgede lysmængde har potentialet til at påvirke insekternes adfærd og resultere i en evolutionær fælde[161]. De seneste år er der lavet en række undersøgelser af, hvad den forøgede lysmængde kan have af effekter på insekter, specielt de skumrings- og nataktive arter.

Figur 5.5. Nattebelysningens omfang og udbredelse i Danmark i 2015.
Foto: Kimiya Yui 2015, Image courtesy of the Earth Science and Remote Sensing Unit, NASA Johnson Space Center.

Det er blandt andet vist, at lille frostmåler, som er nataktiv, får forstyrret sin fødesøgning og parring/reproduktion, når der er natbelysning. Det sker, fordi insektet tiltrækkes til det kunstige lys i stedet for fødeplanter eller hunner. Der blev observeret et reduceret antal parrede hunner, og at hannerne hellere søgte mod lyset end mod opsatte fælder med hunlige duftstoffer (feromoner). Det indikerer, at reproduktionen er påvirket [162]. Det ekstra lys gør også, at nataktive bestøvere bliver i luften og ikke lander på planter/blomster og hermed ikke får samlet så meget nektar og pollen [163]. Ved tiltrækning til lyset vil det uvægerligt ske, at dyrene støder på lyskilden, således at de beskadiges, overopheder, dehydrerer eller bliver udsat for en forøget prædation. I det hele taget vil en øget lysmængde øge fødemulighederne for de rovlevende insekter. Det er således observeret i byer, at rovinsekterne går frem i områder med forøget lysmængde[164].

De skumringsaktive og nataktive insekter igangsætter deres fødesøgningsadfærd efter mængden af lys. Hvis det kunstige lys forlænger dagen, vil tiden til fødesøgning blive forkortet og i værste fald betyde, at dyrene ikke får den nødvendige mængde af føde. De fleste insekter bruger lysmængde (dagslængde) som et signal, der igangsætter vinterdiapause, og som tidligere nævnt vil en del af dem bruge nattelængden som signal[59]. Veerman et al. (1988)[165] viste således, at larven af den store hvide kålsommerfugl skal have 7 "lange" nætter for at igangsætte diapause. I belyste områder kan det betyde, at timingen af diapausen ikke passer sammen med klimaet. Det vil specielt være problematisk for arter, der har mere end en generation per år.

En hollandsk undersøgelse[166-167] har vist, at de natsværmere, der går mest tilbage i perioden mellem 1985 og 2015, er dem, som er nataktive, søger mod lyset og har flere generationer per år. Det indikerer, at lysforurening har en betydning for tilbagegangen af nataktive insekter.

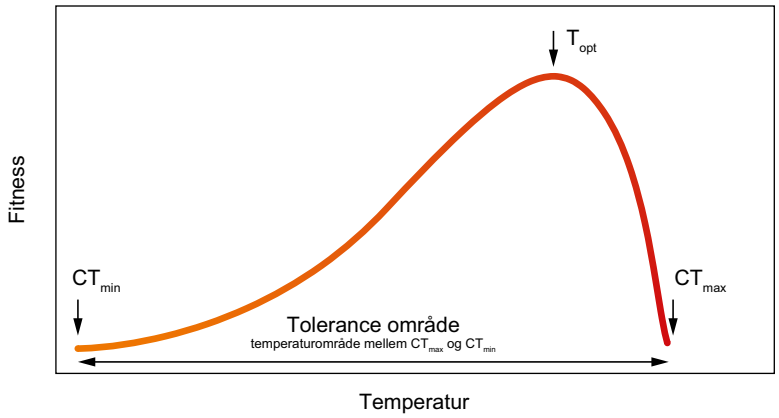
Disse undersøgelser viser, at kunstigt lys i omgivelserne kan være en vigtig faktor for at forklare en del af tilbagegangen i antallet af specielt nataktive arter samt af arter, som bruger dagslængde til at igangsætte vinterdvale, især hvis de forekommer i nærheden af bymæssig bebyggelse og vejanlæg.

5.3 Klimaforandringer

Med de globale klimaforandringerne forventes det, at områder, herunder Danmark, der ligger i det nordvestlige Europa, og dermed i det tempererede klimabælte, vil få generelt stigende temperaturer samt flere ekstremhændelser om sommeren i form af hedebølger, tørke og ekstreme nedbørsmængder, mens vintrene vil blive mildere og mere våde[168-169]. I det følgende vil vi gennemgå de undersøgelser, der findes om insekternes respons på sådanne forhold.

5.3.1 Temperaturens betydning for insekter

Langt de fleste insekter er ektoterme dyr, hvilket betyder, at deres kropstemperatur er stort set den samme som den omgivende temperatur. Hos ektoterme organismer er mange livsprocesser helt afhængige af temperaturen: de basale biokemiske processer forløber hurtigere ved høj end ved lav temperatur, og det afspejler sig i insekternes vækst, udvikling, reproduktion og adfærd (herunder bevægelse og fødesøgning). Adskillige studier, der forsøger at forudsige, hvad et varmere klima vil betyde for insekterne, tager udgangspunkt i arters såkaldte "temperaturperformancekurver" (TPC; se Figur 5.6). En arts TPC angiver de nedre og øvre temperaturgrænser for arten (CT_{min} og CT_{max}), og hvordan artens fitness (fx målt som reproduktion eller udviklingshastighed) responderer på temperatur imellem CT_{min} og CT_{max}[170] Den vigtige pointe, som disse studier viser, er, at insekter fra vores breddegrader ofte har et temperaturoptimum, som er højere end den omgivende temperatur. Det vil efter al sandsynlighed betyde, at arter i Danmark vil udvikles hurtigere og kunne opnå højere populationstætheder i et fremtidigt klima, hvis fødeforhold og andre betingelser er uændrede[171]



Figur 5.6. Temperaturperformancekurve TCP En arts TPC viser de nedre og øvre temperaturgrænser for arten (CT_{min} og CT_{max}), og hvordan artens fitness (fx målt som reproduktion eller udviklingshastighed) responderer på temperaturer imellem CT_{min} og CT_{max}. Figuren er gentegnet efter Sinclair et al. (2016)170.

5.3.2 Ændret eller forøget udbredelse?

Med forøgede temperaturer er det forudsagt og desuden observeret, at en hel række insektarter vil udvide deres udbredelse. Arter, som befinder sig ved deres nordgrænse, vil kunne vandre længere mod nord, da de ikke længere er begrænset af lave temperaturer. På samme måde vil man i bjergrige områder forvente, at arterne vil bevæge sige højere op[172]. Hvor hurtigt og hvor langt en art øger sit udbredelsesområde vil selvfølgelig være meget afhængig af insektets spredningsevne.

Der er en del observationer af, at dagsommerfugles, natsværmeres og guldsmedes udbredelsesområde er udvidet mod nord i takt med temperaturstigningen[173-177]. Der er desuden indikationer på tilbagegang for nordlige og fremgang af sydlige arter af vårfluer i det nordlige Finland (se bilag 3). Pyke et al. (2016)[177] undersøgte humlebiers forekomst og fandt, at flere arter forekom længere mod nord, men ikke højere oppe i bjergene. Visse guldsmede er i England ligeledes fundet længere mod nord, og de forekommer også højere oppe end tidligere observeret[175]. MacGregor et al. (2019)[16] finder ud fra sommerfugledata indsamlet i perioden 1995-2014 og analyseret efter livscykluskarakteristika, at det primært er arter med flere generationer per sæson, som øger deres udbredelse, mens de øvrige har stabil udbredelse. Pateman et al. (2012)[178] har vist, at den rødplettede blåfugl i England havde en meget hurtigt udvidelse af sit udbredelsesområde, fordi værtsplantespektret var blevet udvidet som følge af, at en bestemt og vidt udbredt plante er blevet mere egnet som føde på grund af forhøjede sommertemperaturer.

I 2015 udkom en rapport, der præsenterede nye arter i Danmark i perioden fra 2000 til 2015[179]. Der var registreringer af i alt 367 nye insektarter. Ud af disse var der 97, hvor det blev vurderet, at indvandringen skyldtes et varmere klima[179]. Eksempler er blodcikade og stribetæge (se Figur 5.7).

Figur 5.7. Blodcikade (tv) og stribetæge (th) er to af de arter, der har spredt sig til Danmark som følge af et varmere klima. Foto: Christian Kjær.

5.3.3 Fænologisk forskydning

Et varmere klima giver en hurtigere udvikling og længere vækstsæson, både for planter og for mange insekter, og hermed mulighed for, at insektarter med flere generationer per år kan nå mindst en generation mere end tidligere observeret. Det kan vise sig at være en fordel for en given art, men det kan også være en ulempe. Ud over de fysiologiske muligheder for den enkelte art, som ændret klima kan give, er det også muligt, at arter kommer ud for en fænologisk forskydning. Det vil sige, at en arts udvikling ikke længere er synkroniseret med de klimatiske forhold[180] eller med føderessourcer[181]. Vejrandøje er en art, der er blevet asynkron med de klimatiske forhold. Den er over en periode med stigende temperaturer gået tilbage i Nordvesteuropa. Med en udvidet ynglesæson kan de stimuli, som signalerer, at det er tid for insektet at gå i vinterdvale, komme så sent, at den har startet en ny generation, som derfor risikerer at gå til grunde. Det er vist, at vejrandøje i de områder, hvor den er uddød, netop oplevede dette, mens der på steder, hvor den overlevede, var en lille del af populationen, som ramte det rigtige tidspunkt [180, 182]. Samtidig har det vist sig, at en række andre sommerfuglearter med flere generationer per år har en fordel i et varmere klima[16]. Der er også tegn på, at arter, der under nogle klimatiske forhold kun kan producere et kuld afkom, kan producere flere kuld under varmere forhold. Det er for nyligt vist for jagtedderkopper i Arktis[183]. Samlet set kan man sige, at der er flere muligheder for fænologiske forskydninger. Hvor disse opstår afhænger af en række faktorer. På nuværende tidspunkt er vores viden ikke god nok til at kunne konkludere, hvad der vil være mest udbredt i et fremtidigt klima[184-185]. Således fandt Karlsson[186], at sommerfuglepopulationer havde en meget variabel respons på temperaturstigninger. Der kan som nævnt også opstå et fænologisk mismatch mellem fødens forekomst og insektets tilstedeværelse.

5.3.4 Vinteroverlevelse

Oven for har vi kort nævnt effekten af en fænologisk forskydning, som kan medføre, at et individ ikke er i det rette udviklingsstadie, når vinteren sætter ind, og derfor har reduceret overlevelse. Det er også muligt, at varmere vintre betyder, at individer, der er gået i dvale på det tidspunkt, de er tilpasset til, alligevel ikke har en høj overlevelse [173, 187]. Det skyldes i givet fald, at de overvintrende individer bruger deres ressourcer hurtigere under varme vilkår. Der er også eksempler, der viser, at insekter, som i varme vintre opbruger deres energireserver, har en forringet reproduktionsevne i det efterfølgende forår[188]..

5.3.5 Ekstrem varme og nedbør

Man kan forestille sig, at en række ekstreme vejrhændelser vil give negative effekter på insektforekomsten. Der findes talrige undersøgelser af arters tolerance over for ekstremt høje og lave temperaturer, men viden om effekten af ekstremhændelser (mht. nedbør, tørke eller temperatur) i naturen er sjældne. Rai et al (2018)[189] fandt dog, at tidsmæssigt begrænsede oversvømmelser ikke påvirkede planter og insekter mere end almindeligt forekommende vandmætning af jordbunden. Derimod havde omfattende oversvømmelser og omfattende tørke en negativ indflydelse på planteædende insekter[189-190]. Ligeledes finder Oliver et al. (2015), at der var tydelige populationseffekter på sommerfugle som følge af ekstrem tørke[190]. Malinowska et al. (2014)[191] undersøgte betydningen af ekstreme vejrforhold, som var observeret i Holland over en 20 års periode, for lokal uddøen af guldsmede, græshopper og sommerfugle. De fandt, at de ekstreme vejrforhold ikke betød, at der forsvandt flere arter, og konkluderede, at ekstreme vejrforhold har mindre gennemgribende effekter, end opstillede modeller forudser. Dette skyldes nok, at modeller som præsenteret af Deutsch et al. (2008)[171] ikke tager alle ontogenetiske

stadier i betragtning (ontogenese: en enkelt organismes udvikling fra befrugtet ægcelle til fuldt udviklet voksenstadium), og de tager heller ikke hensyn til, at insekter ofte har en stor evne til fysiologisk tilpasning (akklimering) til stressende forhold. Modellerne er altså behæftet med store usikkerheder, primært fordi man mangler data, der tager hensyn til de nævnte forhold. Samlet er planteædende insekter følsomme over for ekstremhændelser, hvorved populationer reduceres, men der er ikke observeret uddøen.

5.3.6 Ændret planteforekomst og -kvalitet

Fordelingen, typen og mængden af planter kan påvirke antallet og diversiteten af planteædende insekter. Klimaændringer kan ændre forekomst af og kvalitet af de fødeplanter, insekter lever af. Der er manipulerede forsøg, som viser, at det fremtidige klima kan afstedkomme en ændret plantekvalitet bestemt af mængden af sekundære planteindholdsstoffer, næringsindhold og vandindhold[192]. Hertil kommer, at planternes udbredelse og relative forekomst kan ændres. Undersøgelser fra England viser, at kvalitet af en værtsplante kan blive forbedret som følge af en forhøjet temperatur. Det har muliggjort øget udbredelse af rødplettet blåfugl, således at den er vandret 79 km mod nord i forhold til den tidligere udbredelse[178]. Det er ikke på nuværende tidspunkt muligt at give en generel beskrivelse af de ændringer, der kan komme på planternes respons på ændret klima.

5.4 Invasive arter

Invasive arter betegner den lille gruppe af introducerede arter, som ved menneskets hjælp har spredt sig uden for det naturlige udbredelsesområde og udgør en trussel for hjemmehørende arter, deres levesteder og økosystemfunktioner (https://www.cbd.int/invasive/)[49]. Invasive arter anses på verdensplan for at udgøre en væsentlig trussel for biodiversiteten, dog af mindre betydning end fx ændret arealanvendelse og klimaforandringer[49].

Invasive arter kan potentielt påvirke hjemmehørende insekter på flere måder, og påvirkningerne kan skyldes invasive insekter, andre dyr, planter eller en eventuel bekæmpelse af invasive arter. Vi skelner mellem direkte effekter, der ses, hvor den invasive art optræder som prædator, eller hvor den via konkurrence eller giftighed har en effekt på hjemmehørende insekter. Indirekte effekter ses fx, hvor en invasiv plante påvirker en hjemmehørende planteart, der er en væsentlig fødekilde for insekter, således at fødeplanten bliver mindre hyppig eller forsvinder, eller hvor insekterne påvirkes som følge af bekæmpelsen af en invasiv art.

5.4.1 Direkte effekter

Vi kender relativt få arter af invasive insekter, der påvirker hjemmehørende arter negativt. Insekter, der ofte anses for invasive, som fx varroamiden (*Varroa destructor*) eller krainerbi (*Apis mellifera carnica*), påvirker dog ikke hjemmehørende insekter, omend de kan have stor negativ betydning for biavl. Et af de relativt få invasive insekter, der påvirker hjemmehørende insekter negativt, er harlekinmariehøne (*Harmonia axyridis*). Arten er hjemmehørende i Østasien, men er blevet brugt til biologisk bekæmpelse af skadedyr, bl.a. lus, og er i den forbindelse udsat i Nordamerika og Europa. Den er i meget begrænset omfang anvendt i danske væksthuse og er antageligt primært spredt til Danmark fra Tyskland og Polen. Den blev fundet første gang i 2007 i Københavnsområdet, men findes i dag i det meste af landet. Både voksne og larver af harlekinmariehøne er rovdyr og lever af andre insekter, heriblandt andre mariehønearter, og kan reducere bestande af hjemmehørende arter signifikant[193]. Harlekinmariehøne er også bærer af parasitiske mikrosporidier, der er dødelige for andre mariehønearter, fx syvplettet

mariehøne[194]. Desuden kan harlekinmariehøne indirekte påvirke andre insekter, der lever af lus, idet den reducerer fødegrundlaget for disse arter[195]. Flere arter af mejere, heriblandt gaffelmejer, orange vægmejer og storøjet mejer, er inden for de seneste årtier observeret i Danmark, og især gaffelmejer og orange vægmejer har spredt sig meget hurtigt. Orange vægmejer angives at påvirke andre murlevende mejer-arter negativt, herunder broget langbensmejer og plettet vægmejer, der tidligere var blandt de almindeligste arter, men i dag er tæt på at uddø.

5.4.2 Indirekte effekter

Generelt understøtter invasive plantearter færre insekter end hjemmehørende arter. Således viste en metaanalyse af 56 studier 17% færre arter på invasive planter sammenlignet med hjemmehørende arter tilhørende de samme slægter, og individtætheden var 29% lavere[196]. Sommerfugle og møl er blandt de insekter, der i højere grad understøttes af hjemmehørende plantearter fremfor introducerede arter, og hjemmehørende planter udgør generelt et bedre fødegrundlag for larverne[9, 197-199]. I visse tilfælde kan den introducerede planteart endog være toksisk for larverne.

Invasive planter kan potentielt påvirke insekter positivt såvel som negativt, og plante- såvel som insektart er af betydning, ligesom planteegenskaber og rum og tidslig variation i tilstedeværelse af planterne påvirker effekten[200] Således fandt Vilá et al. (2009)[201], at en række invasive planter, heriblandt kæmpebalsamin, ikke påvirkede plante-bestøver netværk negativt, hvorimod Stout & Morales[200], der har reviewet eksisterende studier, fandt såvel positive som stærkt negative effekter af invasive planter på bier. På positivsiden kan invasive planter, der er en attraktiv fødekilde, udgøre en betydelig fødekilde for insekter[202], og Russo et al. (2019)[203] fandt, at bier foretrak en introduceret art frem for hjemmehørende plantearter.

Flere studier har dokumenteret, at betydningen af en invasiv planteart varierer for insekter, afhængigt af om der er tale om specialister eller generalister. Generelt ses størst positiv effekt af invasive planter på generalister[202], hvorimod specialister i flere undersøgelser påvirkes negativt[204]. Gallien et al. (2017)[204] fandt således, at invasive planter havde størst negativ effekt på mindre mobile sommerfuglearter, heriblandt arter, der er almindeligt forekommende i Danmark (grøn køllesværmer, markperlemorssommerfugl, grøn busksommerfugl, stregbredpande, skråstregbredpande og seksplettet køllesværmer), men også arter, der i Danmark er rødlistede, fx rødlig perlemorssommerfugl og sortplettet blåfugl, samt arter, der er næsten truede (klitperlemorssommerfugl, kommabredpande, violetrandet ildfugl).

Selvom invasive plantearter kan tilføre en ny fødekilde til et område og dermed gavne insekterne, kan invasionen også betyde, at andre plantearter bliver sjældne, og at insekter, og det gælder især specialister, mister deres fødeplante, hvis denne fortrænges af den invasive art, hvilket kan tale for bekæmpelse af invasive arter[204-206].

Bekæmpelse af invasive arter er i flere tilfælde påvist at have indirekte men negativ effekt på insekter, såvel på individuelle insektarter som på samspillet mellem arter, idet fødegrundlaget for insekterne forsvinder[207], og Davis et al.[197] påpeger, at udryddelse af invasive arter, som det bl.a. kræves for arter, der optræder på EU-listen, kan have væsentlige biodiversitetsmæssige konsekvenser, hvorfor de anbefaler, at der foretages en grundig case-by-case vurdering forud for en eventuel bekæmpelse.

5.5 Levested og levestedskvalitet

De forskellige naturtyper, som insekter lever i, understøtter forskellige antal arter, afhængigt af deres ressourcehabitater. I det følgende vil vi gennemgå de faktorer, der er med til at forme de overordnede naturtyper og hermed en indirekte effektparameter for insekterne. I den periode, hvor insekterne er gået tilbage, er der i Danmark sket en udvikling i udbredelsen af de forskellige kategorier af levesteder. Agerlandet er arealmæssigt cirka af samme størrelse, som det har været i hele det forrige århundrede[74]. Til gengæld er der sket en strukturforandring/intensivering, som har medført, at markerne er blevet større[76], afgrødesammensætningen er ændret, og småbiotoper er mindsket i omfang og udbredelse[75]. Den lysåbne natur (heder, overdrev, enge, moser med videre) er desuden gået kraftigt tilbage. By-arealet og vejanlæg fylder mere og vokser stadig. Således er der blevet mindre areal til sammenhængende naturområder, og de eksisterende arealer med en given naturtype er blevet mere fragmenteret. Skovene har også fået en øget udbredelse. Frem til 1960erne var det primært arealet med nåletræ der steg, og herefter har det været løvtræ og blandingsskov[208]. I det følgende er der en generel beskrivelse af de overordnede levesteder for insekter og dertil en beskrivelse af, hvad der har betydning for insekter på de enkelte levesteder.

5.5.1 Lysåbne naturtyper

Beskrivelse af habitat
Lysåbne arealer som overdrev, heder, enge og nogle moser har brug for forstyrrelser for ikke at få skovlignende karakter. Områderne har udviklet sig til lysåben natur, fordi de igennem mange hundrede år er blevet brugt til græsning og høslæt. Disse naturtyper er således afhængige af at blive holdt på et successionsstadie, hvor træerne ikke overtager området. Behovet for forstyrrelse vil være forskelligt efter de vækstbetingelser, der er på habitatet, herunder næringsindhold i jorden, hydrologi og erosion. Den lysåbne natur er som nævnt historisk gået tilbage og er i dag presset i såvel udbredelse som areal.

Truslerne mod de lysåbne naturtyper er beskrevet i "Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2019"[209]. Af den rapport fremgår, at følgende trusler er vigtige at reducere/fjerne for opretholde de enkelte naturtyper i en god tilstand:

Strande og strandenge:
- Græsningsophør
- Afvanding
- Kystbeskyttelse
- Gødskning
- Invasive arter i form af rynket rose.

Klit, hede og krat:
- Græsningsophør (tilgroning)
- Intensiv sommergræsning, maskinel naturpleje (høslæt)
- Kystbeskyttelse
- Kvælstofnedfald
- Invasive vedplanter som bjergfyr, glansbladet hæg og rynket rose
- Afvanding af våd hede.

Eng og overdrev:
- Græsningsophør (tilgroning)
- Intensiv sommergræsning, maskinel naturpleje (høslæt) (overgræsning)
- Afvanding og ændret hydrologi i øvrigt
- Eutrofiering i form af gødsknings og atmosfærisk nedfald.

Figur 5.8. Sumpgræshoppe er de senere år gået tilbage. Tilgroning af enge og moser samt en generel ødelæggelse af vore vådområder har bevirket, at mange af dens levesteder er forsvundet. Foto: Christian Kjær.

Moser:

- Græsningsophør (tilgroning)
- Intensiv sommergræsning, maskinel naturpleje (høslæt) (overgræsning)
- Afvanding og ændret hydrologi i øvrigt
- Eutrofiering i form af gødsknings og atmosfærisk nedfald.

Vigtige faktorer for insekterne

Som det er beskrevet tidligere, er en vis forstyrrelse af lysåbne habitater nødvendig for at holde disse på et givet successionsstadie. En sådan forstyrrelse er eksempelvis græsning af store planteædere (køer, heste, hjorte m.m.), høslæt (oftest maskinel) eller afbrænding af arealer. Insekternes respons på disse tiltag afhænger i høj grad af den intensitet, de bliver gennemført med[210-214], størrelsen af det areal, det bliver udført på[215-216], og tidspunktet i sæsonen det bliver gennemført på[210, 215, 217]. Imidlertid vil insekternes respons variere fra art til art afhængigt af deres specifikke niche[217-218].

Der er direkte effekter på insekterne i form af utilsigtet prædation[219] og ved en konkurrence, hvor store græssere fjerner ressourcer, som ellers ville være til stede for planteædende insekter. Schtickzelle et al. (2007)[212] finder således, at et højt græsningstryk påvirker sortringet perlemorsommerfugl på våd eng, fordi køerne selektivt spiser værtsplanten topspirende slangeurt/pileurt, og fordi græstuer forsvinder. Sidstnævnte udgør mikroklimatiske refugier (beskyttelse mod oversvømmelse samt vind og kulde). Hertil kommer, at græsserne øger forstyrrelse af miljøet ved at trampe huller i vegetation etc. Men græsserne tilfører også ressourcer i form af møg for de arter af insekter, som er tilknyttet denne ressource. Møg har således god effekt, så længe der ikke bliver brugt antiparasitbehandling af græsserne (se veterinære lægemidler). De store græssere er en ressource for parasitter på pattedyr. Endelig vil ådsler af store græssere kan være et hotspot for ådselædere, hvis de døde dyr får lov til at blive liggende eller aktivt lagt ud (afhænger af forvaltning).

Men herudover vil græssere primært have en indirekte effekt gennem deres indflydelse på vegetationssammensætning og vegetationsstuktur. Plantediversitet er ikke en stærk prædiktor af insekternes diversitet i græssede områder, fordi der er andre faktorer, som er også er af betydning for insektet (ressourcehabitat), og samtidig kan der også ske en ændring af de abiotiske forhold[220]. Tilsvarende er det i mange undersøgelser vist, at den langsigtede betydning af at lade en habitat gro til reducerer antallet af leddyr (herunder insekter), fordi miljøet homogeniseres. Der er dog også undersøgelser, hvor dette generelle udsagn ikke gælder[221, 218, 222]. Et review over store græsseres betydning for leddyr[220] konkluderer, at store græssere kun kan øge leddyrdiversiteten, hvis de øger heterogeniteten i et sådant omfang, at det kompenserer for tabet af ressourcer og den forøgede dødelighed.

WallisDeVries et al. (2016)[217] finder forskel i respons til græsning mellem arter tilknyttet tidlige successionsstadier og arter tilknytte sene successionsstadier på hede. Græsning fremmer arter tilknyttet de tidlige successionsstader. Artiklen anbefaler på denne baggrund græsning med lav intensitet med køer eller får på store hedearealer, men rotationsgræsing, hvis arealerne er små. Proulx and Mazumder (1998)[223] har undersøgte græsseres effekt på plantediversitet i mange forskellige systemer. Generelt fandt de, at diversiteten faldt med græsningstryk i næringsfattige systemer, mens det i næringsrige systemer var muligt at opnå en øget diversitet med stigende græsningstryk. Bakker (2006)[224] finder ligeledes forskellig effekt af store græssere på plantediversiteten i hhv. næringsfattige og næringsrig habitater. De foreslår, at det skyldes, at planterne i det næringsfattige miljø ikke har ressourcerne til genvækst.

Figur 5.9. Skotsk højlandskvæg og heste er nogle af de store græssere som er brugt til helårsgræsning på overdrev, heder og enge. Foto: Christian Kjær.

Forskellige insekter responderer på påvirkninger og graden af forstyrrelse. Flere studier har således undersøgt betydningen af forvaltning af de lysåbne habitater af en vis størrelse og finder, at en varierende grad af påvirkning vil fremme diversiteten af insekter[213, 221, 225-228]. Det er derfor vigtigt, at store habitatarealer har mange forskellige grader af eksempelvis græsningstryk inden for mindre områder.

5.5.2 Skove

Beskrivelse af habitat

Under en almindelig succession uden forstyrrelse eller drift vil det meste af Danmarks areal over tid blive dækket af skovhabitattyper. Det, der i daglig tale bliver kaldt naturskov, er en naturtype, hvor naturlig processer som stormfald, henfald af gamle træer og eventuelt græsning af store græssere får lov til at skabe en heterogenitet med åbninger af kronelaget, hvor lyset kan komme ned. Vandet har naturlig hydrologi, der ligeledes skaber åbninger og giver livsvilkår for flere typer af insekter. Typen af skov bestemmes til dels af jordbundens næringsindhold og struktur. De danske skove er overvejende ung skov, med træer af samme alder og med en stor kronedækning. Truslerne mod en mere rig og divers skov er intensiv drift med hugst og fældning af store træer, udtynding, fjernelse af dødt ved og døende stammer samt afvanding[209].

Vigtige faktorer for insekterne

Som det tydeligt fremgik i kapitel 3 (Rødlistestatus for insektordner i Danmark), huser skovene en stor af del af de uddøde og meget truede arter. Det omfatter specielt arter, der er tilknyttet dødt ved og svampeinficeret træ (arter, der spiser det svampeinficerede træ eller er rovdyr eller parasitter på disse insekter) samt arter, der holder til i solrige habitater i skoven. Den sidste gruppe omfatter arter, som har høje krav til det abiotiske miljø, og som ofte bruger blomsterressourcer.

For de arter, der er tilknyttet dødt ved, er der er en række studier, som har undersøgt, hvilke forhold, der er vigtigst for deres antal og forekomst. De finder, at diversiteten er højest, hvor der er gammel skov med store træer med døde grene og hulheder, og hvor skovens naturlige forstyrrelser får lov til at skabe en heterogenitet i mikroklima, og hvor der ikke er langt mellem de gamle træer.

Kontinuerlig forekomst af skovområder over tid i samspil med "modenhed af skoven" bestemmer sammensætning af saproxyliske biller. Det er specielt skov, som i driftsmæssig sammenhæng er "overmoden" med stor stammediameter og megen henfald, der er positiv for diversiteten af disse biller[229]. Pilskog 2018[230] sammenstiller forekomsten af arter tilknyttet hule egetræer med historiske data (500 år) for hugst på arealet. De finder, at diversiteten stiger med kontinuiteten. Hertil kommer, at diversiteten bestemmes på landskabsniveau, men at mængden af insekter bestemmes af lokale forhold. O'Callaghan et al. (2015)[231] undersøger værdien af nyplantet skov for diversiteten og for specifikke arter. De finder, at for generalister er nyplantet skov et godt habitat, men den er et dårligt habitat for hjemmehørende og specialiserede skovarter. Undersøgelserne finder, at der er størst diversitet af insekter i gammel skov, hvor der en variation i træernes alder, og hvor der er åbninger i kronelaget skabt af stormfald og lignende[232]. Sådanne områder har en høj forekomst af dødt ved i form af døde grene på træer så vel som træer, der ligger i skovbunden. Insekterne i dødt ved er tilpasset forskellige grader af henfald og forskellige træarter, så for at opnå mange arter, er det vigtigt, at der er en variation i både træarter såvel som graden af henfald. Det er derfor samlet set vigtigt for de ved-tilknyttede insekter, at "gammel skov" beskyttes mod hugst.

Janssen et al. (2016)[233] har vist, at diversiteten af saproxyliske biller stiger med skovalder og primært er afhængig af diversitet i henfaldsstatus af de døde træer og "trædele". Der var ikke nogen tydelig spredningsbegrænsning. Komonen og Müller (2018)[234] finder ved fangst-genfangst metoder, at der maksimalt var nogle få kilometer mellem fangststederne, men genetiske metoder viste klart, at langdistancespredning finder sted. De konkludere således, at dødt ved af den rette kvalitet og grad af henfald er vigtigere end sammenhængende habitater. Pilskog et al. (2016)[235] undersøgte betydning af størrelse, grad af isolering og kvalitet (træform) for rødlistede saproxyliske biller i hule ege. Disse er hotspot for biodiversitet og rødlistede arter, men forekommer som enkeltstående fragmenterede enheder i landskabet. Enkeltstående træer havde lavere antal arter, men påvirkede ikke diversiteten. De rødlistede arter responderede kun på størrelse af træer og indikerer hermed, at egetræer med en stor krone og mange døde grene er specielt værdifulde. Alle disse undersøgelser er dog lavet i sammenhængende skovområder, og data kan ikke bruges til at sige noget om betydningen i et fragmenteret landskab.

I Danmark er der meget få gamle skove, og der hvor der er gamle træer, vil de oftest forekomme i små fragmenterede bestande. Derfor kommer insektarternes spredningsevne til at betyde meget. Samtidig finder Bergmann et al. (2011)[236], at tætheden af hule ege er af betydning for de saproxyliske arter, men at skala ikke er den samme for forskellige arter. Det er blandt andet fundet, at 82-86% af indfangede og mærkede eremitter (biller der lever i hule træer) blev genfanget ved det samme træ, hvor de var fanget, og af dem, der flyttede sig, blev 62% fundet i det nærmeste hule egetræ. I et andet studie blev det vist, at det ikke var billernes flyveevne, der var dårlig. I vindtunnelforsøg kunne billerne således flyve mellem 3 og 120 km[237], til trods for at de under normale omstændigheder havde en meget lille spredning på grund af deres adfærdsmønster. Mængden af dødt ved og habitatstørrelsen er altså overordnet vigtigere end den rumlige fordeling[237], selvom der er andre forhold, der spiller ind. Brin et al. (2016)[238] undersøgte mængden af saproxyliske biller i skovstykker, der ligger spredt ud i et agerlandsdomineret landskab. De fandt, at volumenet af dødt ved er betydende for mængden af disse insekter i gammel skov, men ikke i ny skov. Forfatterne vurderer derfor, at arterne i dette landskab er spredningsbegrænsede. Habitatforbindelse er mere betydende for specialister end for generalister i "veteran-træer"[239]. Data indsamlet i hule egetræer dokumenterer, at specialister har en positiv respons på habitatmængde på den lille skala (0,5 km), mens der for generalister kun er en svag sammenhæng, og det ved en større skala (25 km). Konklusionen er, at ved en fortsat framentering og biotisk homogenisering vil specialisterne gå tilbage.

Hertil kommer, at i de områder, hvor der ikke er grøftet og /eller drænet, vil der opstå habitater, der kan understøtte eksempelvis vandtilknyttede insektarter og specialiserede arter hjemmehørende i skovlysninger, som har et lysere og varmere klima. Specielt forekomsten af solrige områder i skoven og de medfølgende habitatovergange er vigtige. Seibold et al. (2016)[240] finder højere diversitet i solrige plots (åben kronelag), og samtidig er der en positiv effekt af både mængde og diversitet af dødt ved og svampe. I skyggefulde skove var diversiteten af dødt ved den vigtigste parameter. Horak og Rebl (2013)[241] undersøgte, hvilke faktorer der bestemmer smelder-diversiteten i urørt skov. Flest arter foretrak enkeltstående soleksponerede habitater og undgik træer i skygge med lukket kronelag. Det mønster var gældende både for saproxyliske og non-saproxyliske arter. To studier har undersøgt rovlevende løbebillers adfærd i og ved skov. I det ene studie bruger arterne træernes overgang mellem rod og stamme eller skjulesteder under liggende dødt ved som gemmested gennem dagen[242]. Barahona-Segovia et al. (2019)[243] har undersøgt en chilensk løbebilles forekomst i kantbiotop op til fældet skov og undersøger de mikroklimatiske forhold i tilbageværende skov, kant og på det fældede areal. De finder, at denne art findes i kanten og skoven, men at det fældede areal mikroklimatisk ikke er egnet. Arten har i stedet brug for strukturel kompleksitet for at kunne finde egnede opholdssteder.

5.5.3 Søer og vandløb

Beskrivelse af habitat

Vandløb
Disse økosystemer opstår, når vand strømmer gennem landskabet. Vandet kommer fra nedbør, som ikke danner grundvand eller når at fordampe, samt fra udsivning af mere eller mindre dybt liggende grundvand. Vandløb har tæt fysisk, kemisk og biologisk kontakt til de tilstødende økosystemer med gensidig påvirkning. Hvor vandløbene bliver meget brede, og vandet tilsyneladende er stillestående, danner de en flydende overgang til søer. Vandløb findes i alle egne af Danmark. De fleste er skabt ved naturlige processer, men mange er kunstigt anlagte kanaler og grøfter.

Vandløbene og deres ådale blev skabt under og efter den seneste istid[244], hvor smeltevandet gravede dybe dale og aflejrede sand, grus og sten. Floder dannede desuden store udvaskningsflader i Vestjylland, hvor der blev aflejret sand, grus og sten. De dynamiske processer pågår stadig i en naturlig dynamisk ligevægt mellem vandløb og ådal og flodslette [244]. Energien til processerne skyldes terrænhældning og selve det strømmende vand. I de øvre dele af et vandløbssystem, hvor vandløbene er mange og små, er faldet og erosionen størst. I de nedre dele er faldet mindre, og vandløbene svømmer naturligt over i perioder hvorved fint materiale aflejres på flodsletterne. Udviklingen af naturtyper som ådalenes enge, moser og temporære søer er helt afhængig af dette nære samspil mellem vandløb og ådal, ligesom et stadigt skiftende forløb via dannelse af "døde" åslynger bidrager til dannelse af småsøer, damme eller moser.

Den naturlige vegetation langs vore vandløb er skov eller kratskov, mens bæveres fældning af træer, store hovdyrs græsning, naturlige brande, vandløbets egen erosion og stormfald sørger for lysåbne strækninger [245]. Træerne leverer hel eller delvis skygge samt dødt bladmateriale og ved til selve vandløbet. Både blade og ved udgør føden for mange insekter (og andre smådyr) og mikroorganismer. De store træstammer og grene er desuden strukturerende elementer, idet de tvinger strømmen i nye retninger og skaber variation. I de små vandløbs samlede stof- og energikredsløb dominerer det udefra kommende organiske stof i forhold til egenproduktionen (alger, mosser), mens denne balance ændres, når vandløbene bliver bredere, og neddykkede og svømmende planter får lys og plads[246].

En del vandløb er født af grundvand med ret konstant temperatur året rundt. Andre har indskudte søer. Desuden er der forskel mellem vandløb vest og øst for israndslinjen: Vest for er de overvejende grundvandsfødte, med relativt stabil vandføring og overvejende sandet bund [247]. Øst for varierer vandføringen meget mere, idet kun en ret lille del af vandføringen skyldes grundvand, og størstedelen er direkte afstrømning i forbindelse med nedbørshændelser. Bunden er her meget mere stenet og gruset. Nogle mindre vandløb er helt nedbørsafhængige og sommerudtørrer regelmæssigt.

De naturlige processer er udfordret dramatisk gennem vore egne aktiviteter og arealudnyttelse. For at opnå bedre muligheder for dyrkning er store dele af de dyrkede marker drænet, og flertallet af vandløbene reguleret (udrettet, uddybet, inddiget, rørlagt). Desuden er vandet stemmet op til dambrug og vandmøller. Det har afkoblet den naturlige hydrologiske forbindelse mellem vandløbene og deres ådal. Desuden er den naturligt forekommende skov langs vandløbene fjernet, og arealer med græsning/høslæt er afløst af kornmarker. Lovbestemt vedligeholdelse ved oprensning af bundmateriale og grødeskæring har yderligere hæmmet de naturlige processer. Indvinding af grundvand til fx hovedstadsregionen har endvidere næsten tørlagt flere sjællandske vandløb om sommeren.

Skønsmæssigt er kun ca. 10 % af vandløbsstrækninger i nærheden af at være i naturlig tilstand med gode levesteder for fx insekter. Der findes dog også pletvist egnede levesteder i de mere eller mindre regulerede vandløb. En del af vandløbsinsekternes biodiversitet er afhængig af hurtig strøm og sten/grus, andre foretrækker undervandsplanter som levested, enten i strømmen eller i strømlæ langs bredderne eller i ophobet groft organisk materiale, hvor strømmen er ringe.

Søer

Overalt i det danske landskab findes søer. Vi har ca. 120.000 permanente søer/vandhuller større end 100 m^2 [248]. Dertil kan lægges ca. 50.000 tidvist vandfyldte (temporære) vandhuller [249]. De fleste af disse stillestående vandområder er små; kun ca. 80 er større end 100 hektar, og 3.200 større end 1 hektar. De fleste af vore dages større søer opstod lige efter istidens ophør i det kuperede morænelandskabs mange lavninger. Der blev også dannet mange mindre søer og vandhuller, som efterfølgende er forsvundet pga. naturlig tilgroning. Men herefter er nye søer opstået i ådalene pga. vandløbenes dynamik (se ovenfor), ved afblæsning af sand, afskæring af fjordarme samt ved naturlige oversvømmelser. Mange (2/3) af nutidens småsøer og vandhuller er dog kunstige, dannet ved indvinding af mergel, ler, tørv, grus og sand, eller som mølledamme ved opstemning af vandløb. Kun omkring 1/3 af de danske småsøer og vandhuller skønnes at være dannet af naturlige processer [249].

Vore søer inddeles i hovedtyper ud fra forskelle i kalkholdighed, vanddybde, humusindhold og saltholdighed ([250], [251]). Størsteparten er kalkrige, mens omkring 10 % er kalkfattige [251]. Flertallet er lavvandede; kun ca. 1/3 har en middelvanddybde over 3 m, og kun enkelte af disse er dybe nok til, at der kan dannes springlag (stabil temperaturlagdeling) om sommeren. I skov- og hedeområder findes brunvandede søer med højt indhold af humusstoffer. De er typisk også sure. Saltvandsprægede søer findes langs kysterne, især dele af Jyllands vestkyst og dele af Limfjorden.

Selvom søer er velafgrænsede økosystemer, der ligger som "øer" i landskabet, afhænger og påvirkes deres biodiversitet af oplandet. Søer med store oplande får tilført store mængder næringsstoffer og bliver derfor næringsrige. Modsat er tilførslen relativt mindre, når oplandet er lille, og søerne bliver mere næringsfattige. Næringsstofniveauet styrer søens biologiske struktur, herunder forholdet mel-

lem planktonalger og planter, som vokser på bunden. Tilførslen af næringsstoffer samt nedfald af døde blade og sediment fra oplandet fremmer den naturlige tilgroning; søerne bliver over tid mere og mere lavvandede for til sidst at blive til moser eller enge.

Søers biodiversitet, fx af insekter, er størst på lavt vand i bredzonen, men afhænger også af kontakten til andre vandområder. Jo mere isolerede, des mindre biodiversitet[252 253]. Nogle arter kræver stor tæthed af vandhuller for at trives[254 255].

Vigtige faktorer for insekterne

Vandløb
Fortsat fastholdelse af vandløbene i en unaturlig fysisk tilstand via grødeskæring og anden oprensning er den mest betydende trussel mod vandløbenes naturlige processer, levesteder og arter. Vedligeholdelsen bestemmes af vandløbsloven og gennem politisk vedtagne bestemmelser (såkaldte regulativer). Vedligeholdelsen påvirker vandplanterne. Væksten af nogle arter hæmmes, mens andre bedre tåler skæring og derved udkonkurrerer de følsomme arter [256]. Vedligeholdelsen er også negativ for insekter (og andre smådyr) og fisk, idet den fjerner eller ændrer deres levesteder. Insekter påvirkes også af organisk forurening i form af spildevand fra spredt bebyggelse, mens spildevandet fra renseanlæggene pga. disse effektivitet udgør et minder problem. Visse sprøjtegifte mod insekter har lokalt og periodevis negativ virkning på insekterne (se fx Wiberg-Larsen og Nørum (2009)[257]). Okker har lokalt og regionalt (vestlige Jylland) betydelig effekt på insekterne, ligesom indvinding af vand til offentlig vandforsyning, specielt på store dele af Sjælland, mindsker vandløbenes sommervandføringen til et kritisk lavt niveau. De nævnte faktorers betydning er dog ikke stigende. Der er til gengæld sket fysiske forbedringer i en del vandløb via mere miljøvenlig vedligeholdelse, og enkelte vandløb er blevet søgt restaureret.

Søer
Danmark er rig på søer og vandhuller, men antallet har historisk set været i tilbagegang, men dog senest i stigning. Der er således retableret flere store søer og ikke mindst mange vandhuller, ligesom råstofindvinding skaber ny højkvalitetssøer. Der er dog stadig stor mangel på temporære vandhuller i det åbne land, hvor de i særlig grad har været udsat for bortdræning. Tilstanden i søer og vandhuller er dog langt fra god (fx Bjerring et al. (2010)[258]) pga. for mange tilførte næringsstoffer.

De danske søer har i århundreder været udsat for menneskeskabte påvirkninger: fra fuldstændig tørlægning til ændret arealanvendelse i deres oplande via skovfældning, opdyrkning og bebyggelse[250, 259]). Størst har påvirkningen været gennem det sidste århundrede via øget tilførsel af næringsstoffer. Kilderne har været spildevandsudledninger fra bysamfund, dambrug, industri og de spredt liggende ejendomme på landet. Belastningen er dog mindsket betydeligt de sidste 20-30 år (fx Wiberg-Larsen[260]). Desværre er næringsstoftilførsel stadig for høj. Bidraget fra landbruget betyder relativt meget, og mange vandhuller trues af næringsholdigt drænvand, og i nyeste tid også af udsætning og fodring af ænder[261]. Klimaforandringerne i form af forøgede nedbørsmængder kan i øvrigt øge tilførslen af næringsstoffer[262].

5.5.4 Småbiotoper/agerland

Beskrivelse af habitat
Agerlandet består først og fremmest af dyrkningsfladen, hvor der lever en række insekter, som enten er tilknyttet afgrøden eller ukrudtsplanter, er jordlevende, eller som udnytter andre organismer (svampe m.m.). Ud over dyrkningsfladen

består agerlandet af spredte forekomster af de tidligere nævnte naturtyper. Naturtyperne består oftest af små arealer, som for nogle arter kan udgøre et habitat, men for andre kun er et midlertidigt opholdssted, som eventuelt kan fungere som retningsgivere eller er deciderede barrierer for yderligere spredning (se tidligere). Da småbiotoper ligger i agerlandet, er de specielt udsat for kraftig påvirkning fra såvel ændringer i landbrugsarealet såvel om de påvirkningsfaktorer, der generelt hører til på dyrkningsfladen, i form af sprøjtemidler, kvælstof, jordbearbejdning og den struktur, som landbrugslandet har (markstørrelser og småbiotopfordeling). Det, vi i daglig tale benævner småbiotoper, kan eksempelvis omfatte stendiger, hegn, damme, enkelttræer og vejkanter. Småbiotoper kan også forekomme i og omkring vejanlæg.

Vigtige faktorer for insekterne

Undersøgelser, der beskriver betydningen af småbiotoper for forekomst og diversitet af insekter, er primært gennemført i linjeformede habitater. Det betyder her vejkanter, markkanter samt bredvegetation ved vandløb. Disse habitater skaber rammerne for, at der er føde og strukturel diversitet, herunder overvintringssteder og habitater. De repræsenterer i et vist omfang en kontinuert habitat i et meget variabelt agerland. Der er lavet en række undersøgelser af, hvad der påvirker diversiteten af insekter i disse habitater. Det er således fundet, at tilstedeværelse af træarter i de linjeformede habitater øger plantediversiteten og den strukturelle variabilitet. Det er fundet, at det giver en større diversitet af insekter[263]. Det kan tilskrives, at flere planteædende insekter i så fald kan udnytte ressourcerne, ligesom mængden af blomsterressourcer stiger for bestøvere. Undersøgelser af blomsterressourcernes betydning for bestøvende insekter viser, at den er stor, og at nogle få plantearter er meget vigtige[22, 264]. Dette understøttes af, at Batary et al. (2009)[265] finder, at blomsterforekomsten er en god indikator for bestøverfaunaens størrelse.

Hertil kommer, at den strukturelle variabilitet giver mulighed for at skyggeelskende arter kan være der, og at der kan være overvintringshabitater for insekter. Det er i øvrigt vist, at hegn, som både har en fodpose, krat og træer, beskytter de tilknyttede arter mod landbrugspraksis i form af sprøjtemidler[266]. Når der er skygge og førne tilstede, betyder det, at der er en øget forekomst af overvintrende løbe- og rovbiller[266-268]. Det er vigtig i den sammenhæng at pointere, at selvom hegn og småbiotoper kan give ressourcer, der gavner bestøvere, rovlevende insekter og planteædere, så har andre sammenlignelige habitater som skovkanter og overdrev en større diversitet[22].

Hvis der forekommer linjeformede småbiotoper i landskabet, hvordan kan deres betydning for insekterne så øges? Undersøgelser har fundet, at jo bredere disse er, desto større betydning har de[22, 269]. Hertil kommer, at heterogeniteten af blomsterplanter skal være stor[270-271] samtidig med, at der også gerne må være en variation i forvaltningen langs med hegnet, da et enkelt tiltag ikke tilgodeser alle arter[266, 270]. En undersøgelse har vist, at blomsterdiversitet er negativt korreleret til markstørrelse, antal herbicidbehandlinger og gødning[269]. Ligeledes har Dupont et al. (2018)[128] og Marshall (1989)[272] fundet, at herbicider reducerer forekomst af blomsterressourcer. Betydningen af herbicider understøttes af et studie[273], som undersøgte forekomst af insekter både på marksiden af hegn såvel som på den side, som vendte ud mod en vej. Her blev fundet en højere forekomst og diversitet af insekter på den side, der vendte ud mod vejen.

I hegn og i vejkanter bliver vegetationen ofte beskåret eller slået. Dette kan have betydning for blomsterressourcer[271]. Sparks et al. (1996)[274] finder, at stævningsdrift er bedst for insektmængden og diversiteten i hegnene. Desuden viser Amy et al. (2015)[275], at beskæringsformer, hvor man efterlader det afskårne i hegnet,

forøger antallet af livsformer, der er tilstede. Vejkanter understøtter helt generelt bestøvere, men betydningen reduceres af slåning[276].

Det skal dog afslutningsvis understreges, at selvom diversiteten i småbiotoper kan være god, så er de ikke på højde med større sammenlignelige habitater[277]. For småbiotoper gælder i øvrigt det samme som for andre habitater, nemlig at i takt med at habitaterne bliver større, bliver andelen af specialister også større, hvor de små habitater specielt understøtter generalister. I et landskab med begrænsede ressourcer vil disse habitater kunne være en værdifuld ressource, specielt for arter, der er gode flyvere og samler føde ind til et bo (forskellige arter af bier).

5.5.5 Byer

Beskrivelser af habitat
Byer er kendetegnet ved, at forekomsten af naturelementer er fragmenteret med mange barrierer. Habitater i byer og bymæssig bebyggelser er ofte meget homogene og i nogle tilfælde tidsbegrænsede. Det kan være rundkørsler og vejkanter, som løbende slås, og så er der mange vandhabitater af midlertidig karakter (forsinkelsesbassiner m.m.). Byen er ofte også varmere, fordi husene og befæstede arealer afgiver varme. Endelig er det et levested, der er kendetegnet ved en stor lysforurening. Man må endvidere forvente, at der er en vis luftforurening.

Vigtige faktorer for insekterne
Der er lavet undersøgelser af forekomst og diversitet af insekter i bymiljøer fra en række byer i Europa. Undersøgelser fandt, at der generelt var en gradient fra byens periferi og ind mod centrum. I en svensk undersøgelse fandt Haaland (2017)[278], at dukatsommerfugl trives i uplejede habitater i periferien af byen, mens den ikke findes i byens parker. Penone et al. 2012[279] fandt, at urbanisering har en negative effekt på artsrigdom og forekomst af insekter langs jernbanespor ind mod byen. Endelig kunne Tzortzakaki et al. (2019)[280] observere en gradient i artsrigdom gående fra åbent landskab, forstæder og til by. By og forstæder havde lavere diversitet af sommerfugle. Det viste sig også, at selvom der var samme fødemængde i en habitat, var der færre sommerfugle. Undersøgelser af nataktive sommerfugle viser, at der sker en homogenisering sted af arter, hvilket blandt andet hænger sammen med arternes specifikke mobilitet og med en tydelig reduktion i de nataktive sommerfugle[281] [282]. Antallet af generalister stiger desuden, mens antallet af specialister falder[283] [284]. Der er flere undersøgelser, der har fundet, at artsrigdommen falder med temperaturen[285].

En del insekter, der lever i vand, har et voksenstadie på land. Når hunnerne skal lægge æg i vandet, bruger de ofte polariseret lys til at lokalisere vandspejlet. Huse i nærheden af vandløb og søer med en stor glasflade udsender også polariseret lys og kan derfor forvirre arter, der søger efter vandoverflader[287]. Hertil kommer, at insekter i bymiljøet ofte vil møde en høj andel af fysiske barrierer.

Data bekræfter således trends fra de andre levesteder. Fragmentering resulterer også her i en homogenisering af habitatet med overvægt af arter med god spredningskapacitet. Det ser endvidere ud til, at rovinsekter profiterer af den store lysmængde som tidligere diskuteret. Generelt må man forvente, at en række faktorer har betydning i fællesskab (byens lys, forurening, fragmentering, opvarmning). Det er dog vigtigt at huske, at der kun er få spredte data, som ligger til grund for disse konklusioner.

6 Hvad kan vi gøre for at forbedre vilkårene for insekter i tilbagegang

I dette afsnit præsenteres mulige forandringer, som vil kunne forbedre vilkårene for insekter. Forslagene er begrundet i den viden, som er blevet præsenteret i de forudgående afsnit.

Insektfaunaen i Danmark og resten af verden er rig og variabel i forhold til andre taksonomiske grupper. Det har den konsekvens, at i tilfælde, hvor der bliver igangsat tiltag for at forbedre vilkårene for en konkret art, er der altid en risiko for at påvirke andre arter i området negativt, fordi mange insektarters niche generelt er meget specifikke. Det gælder i hvert fald de arter, som er set gå tilbage, nemlig specialister og arter med en relativ lille spredningskapacitet. Hvis man skal tilgodese de mangeartede behov og den samlede diversitet, er det derfor vigtigt at skabe en lokal heterogenitet, således at mange forskellige og nødvendige ressourcer er til stede inden for arternes rækkevidde og er tilstede i habitatet. Det betyder, at grundlaget for mange arter kan være til stede gennem en varierende topografi, varierede mikroklimatiske forhold, naturlig hydrologi, en divers plantesammensætning og ofte en lav tilstedeværelse af næringsstoffer (Afsnit 5.1). Det har også vist sig, at på lidt større skala er det vigtigt, at der er sammenlignelige habitater tilstede i nærheden, specielt for fragmenterede habitatarealer. I afsnittet om habitattab og habitatfragmentering fandt vi, at habitat størrelse er vigtig, men også afstanden til tilsvarende habitater. I små habitater er der en relativ høj emigration (og generelt en lille immigration). Det betyder, at der er en højere sandsynlighed for, at arter uddør lokalt. Hvis habitatet skal bebos igen, kræver det, at der er beboede habitater inden for arternes spredningsrækkevidde, og for mange specialister er denne lille. Det er således vigtigt, at et habitat er er stort nok, til at de tilknyttede arter kan forekomme der i længere perioder.

De undersøgelser, som blev præsenteret i kapitel 2, viser en generel tilbagegang for insekter i Nordvesteuropa. Det kunne specielt dokumenteres for sommerfugle, hvor mere end 90% af studierne viser en tilbagegang i diversitet, forekomst eller individantal. Der er dog et studie, der afviger klart fra denne tendens. I dette studie fra Estland, blev fordelingen af den samlede sommerfuglefauna registreret i hhv. 1992 og 2016-2017. For 75% af arterne var der ikke sket nogen tydelig forandring, og for de resterende 25% var der snarere tale om en stigende forekomst end en tilbagegang. For arterne med stigende forekomst kunne denne tilskrives klimaforandringer. Disse observationer peger på, at de negative effekter ikke var afstedkommet af de klimamæssige ændringer, men at andre faktorer har været mere betydende. Det kan selvfølgelig ikke afvises, at enkelte arter påvirkes negativt under ændrede klimatiske forhold. I Tabel 6.1 findes en overordnet præsentation af forskellene mellem Danmarks og Estlands arealanvendelse. Landene har cirka samme arealmæssige udstrækning, mens Danmark et landbrugsland og Estland et skovdyrkningsland. De befæstede arealer og landbrugsarealet i Estland er kun 25% af det, det er i Danmark. Samtidig har Estland et større areal med natur. Det samlede areal, som i Estland er udpeget som Natura2000 under habitatdirektivet, er dobbelt så stort som i Danmark og desuden i en bedre naturtilstand. Således er cirka 50% i gunstig bevaringsstatus i Estland mod 5% i Danmark. Konklusionen er, at alle naturtyper har en større udbredelse end i Danmark. Undersøgelsen illustrerer, at arealanvendelsen må have en gennemgribende effekt på insektforekomsten.

Hvis man skal imødegå den negative udvikling i bestande af insekter, indebærer det, at arealet og sammenhængende udbredelse af værdifulde lysåbne naturtyper øges, og at de negative effekter af byudvikling og infrastruktur og de afledte effekter af landbrugsdrift og skovdrift begrænses.

Tabel 6.1. Oversigt over arealanvendelsen i hhv. Danmark og Estland i 2012 (Miljøagenturet 2017: Country fact sheet: Land cover 2012 for henholdsvis Estland og Danmark) samt deres respektive udpegning og bevaringsstatus for Natura2000[209, 288].

Parameter		Danmark	Estland
Areal, km^2		42.933	45.226
Befolkning		5.806 mio.	1.33 mio.
Arealanvendelse	Befæstede arealer (byer og veje)	8%	2%
	Landbrug	63%	15%
	Skov	11%	56%
	Vådområder	3%	5%
	Søer og vandløb	2%	5%
	Vedvarende græs	11%	15%
	Seminatur	1%	2%
Natura2000	Udpeget areal	8,3%	18%
	Andel i gunstig bevaringsstatus	5%	50%

Hvilke arter er det så, der er mest påvirket under danske forhold? Analyser, der er baseret på den danske Rødliste fra 2019[12], understøtter de tendenser, der blev fundet fra tidligere undersøgelser, som er sammenfattet i kapitel 2, men tilføjer nogle flere ordener til rækken af truede organismer. Specielt viser rødlistevurderingerne, at flere specifikke livsformer er under pres. Det gælder arter, der udnytter følgende føderessourcer:

- Blomster (pollen og nektar)
- Specialiserede planteæderes værtsplanter
- Døde grene og svampeinficeret ved
- Dødt organisk materiale (bladmateriale)
- Møg
- Ådsler.

Hertil kommer nogle insektarter, som kræver nogle specifikke fysiske vilkår opfyldt. Det gælder insekter, der lever i vandløb og vandhuller. De truede arter har behov for, at vandløbene i højere grad bliver mindre regulerede, således at insekter, der er specialiserede til store uregulerede vandløb og arter i rene, lysåbne og let sure vandhuller, får genoprettet deres levested. Desuden er der nogle arter, som kræver tørre og solrige habitater, der også er gået kraftigt tilbage. Det er eksempelvis arter, der er tilknyttet tørre ugødede kystskrænter og overdrev samt skovlysninger.

Det er vigtigt at huske, at der er en række artsgrupper (herunder specialist parasitter og parasitoider), hvor der er meget begrænset viden om bestandsudvikling og status. Som udgangspunkt vil vi antage, at de også vil have en fordel af de tiltag, som vi foreslår for deres værtsarter.

Der skal således tages hånd om en række negative påvirkningsfaktorer, som virker samtidigt og påvirker forskellige grupper i varierende omfang og dermed kan have negative samspilseffekter. I det følgende (Afsnit 6.1) vil vi tage udgangspunkt i observationer af, hvilke artsgrupper, der er gået tilbage, vurderet ud fra den videnskabelige litteratur og den danske Rødliste.

Det er vigtigt at forholde sig til udfordringerne og målrettet gå efter at forbedre forholdene for de truede arter. Tidligere erfaringer viser, at det nytter at foretage en koordineret indsats. Det ene eksempel har rødder tilbage i 70'erne, hvor der var en høj luftforurening. Den medførte en meget lav forekomst af lav og hermed også af lavspindere (sommerfugle). Som følge af en koordineret indsats i Europa (og Danmark) blev luftforureningen reduceret. I denne periode blev vilkårene for lav således forbedret, og dermed gik lavspinderne frem igen[14]. Dertil kommer forekomsten af blandt andet slørvinger, døgnfluer og vårfluer er blevet forøget som følge af en målrette forbedringer af vandkvaliteten fra og med 1990 (Wiberg-Larsen Bilag 2). Derudover er der også observationer af, at veltilrettelagte forvaltningstiltag har forbedret insektforekomsten og diversiteten på overdrev[289]. Disse undersøgelser er alle eksempler på, at det med velvalgte virkemidler er muligt at vende en negativ udvikling.

Det næste afsnit er en gennemgang af, hvad man kan gøre for at forbedre ressourcerne for de truede insekt arter. Gennemgangen er organiseret efter de enkelte ressourcer.

Gennemgang af tiltag der kan forbedre ressourcetilgængelighed for insektgrupper i tilbagegang

6.1 Blomster- og plantetilknyttede insekter

Forekomsten af blomster og planter bestemmes af de forhold, der skaber deres levesteder (afsnit 5.5), men også af en række påvirkningsfaktorer, som eksempelvis omfatter habitaternes udbredelse, herbicideksponering, næringstilførsel, græsning (for meget og for lidt) og hydrologien i området. Nogle af disse parametre kan ændres gennem en ændret arealanvendelse og forvaltning af habitaterne.

Arealet af de lysåbne habitater er gået kraftigt tilbage. Det er derfor vigtigt at genoprette områder med lysåben natur, og at disse områder forvaltes, så der opstår en mosaik af naturtyper. Derved skabes muligheden for høj diversiteten af insekter. Endelig bør arealerne være mere eller mindre stabile over tid for at øge insektbestandene.

Som det er beskrevet tidligere, er en vis forstyrrelse af lysåbne habitater nødvendig for at holde habitatet i det lysåbne successionsstadie. En sådan forstyrrelse er eksempelvis græsning af store planteædere (køer, heste, hjorte m.m.), høslæt (oftest maskinel) eller afbrænding af arealerne. Det er forvaltningstiltag, som allerede er i brug. De kan påvirke insekter negativt, ifald de bliver forvaltet ensartet og intensivt på store arealer. Det skyldes, at en sådan forvaltning reducerer den heterogenitet, som har været omtalt flere gange, og fordi arter, der kortvarigt ikke får opfyldt deres krav til omgivelserne, kan uddø lokalt. Herefter vil de være afhængige af at kunne indvandre igen. Det vil, for en række spredningsbegrænsede arter, enten være en meget lang proces eller med meget begrænset succes. Det er derfor vigtigt, at græsning og høslæt afpasses og løbende reguleres, så der skabes heterogenitet, og insekter med forskellige livscykler tilgodeses (eksempelvis arter, der kræver skjul i højt græs, arter der er tilknyttet hhv. tidlig og sent successionsstadie samt forskellige hydrologisk gradienter).

I de tilfælde, hvor der igangsættes plejetiltag, er det derfor nødvendigt at begrænse det til dele af arealet, så forskellige vilkår fremmes, og insekterne ikke rammes af den omtalte spredningsbegrænsning.

Der har endvidere i de senere år været en del fokus på det, der kaldes rewilding, her forstået således, at der sættes et antal græssere ud på et areal, og at de natur-

lige processer får lov til at gå sin gang. I et land som Danmark, hvor der ikke er udstrakte naturområder, er det vigtigt, at græsningstrykket kan fastholdes på et niveau, som er tilpasset områdets produktivitet og den type græssere der er på arealet[290]. Da arealerne ofte vil være indhegnede, og der samtidig ikke er nogen rovdyr, som angriber de store græssere, vil det være nødvendigt at fastsætte det ønskede græsningstryk og herefter styre dette ved at udtage dyr fra arealet. For små arealer kan det være nødvendigt at anvende rotationsgræsning for at skabe det heterogene græsningstryk, som tilgodeser flest mulige blomstersøgende insekter og specialiserede planteædende insekter.

Et andet tiltag for at skabe heterogenitet er at tillade naturlig hydrologi. Det vil sige at fylde etablerede grøfter op og sløjfe dræn. Det vil øge antallet af de specialiserede herbivore insekter, som er tilknyttet planter i fugtige habitater så som moser og enge.

En del af de arter, som omtales senere under dødt ved, er i larvestadiet afhængige af dødt svampeinficeret ved, mens de voksne ofte bruger af blomsterressourcerne i form af pollen og nektar. På samme måde er hovedparten af sommerfuglelarverne planteædere, hvor de voksne individer er afhængige af blomsterressourcer. Disse to eksempler understreger behovet for heterogenitet i landskabet.

Der er store arealer i Danmark, hvor det i en vis grad er småbiotoperne, der understøtter forekomsten af blomstertilknyttede og planteædende insekter. Hovedparten af disse er marknære habitater, vejkanter og bredzonen ved vandløb. Undersøgelser har vist, at de er meget påvirket af sprøjtemidler, specielt ukrudtsmidler, og af næringsstoffer. Et effektivt tiltag vil derfor være at etablere ubehandlede randzoner, som begrænser sprøjtemiddelafdrift og kvælstofinput fra dyrkningsarealet. Det har endvidere vist sig, at en reduceret eller et fravær af slåning af vejkanter forbedrer blomsterressourcerne, og at insektforekomsten her også kan øges ved at så/udplanter blomsterblandinger. Undersøgelser har også fundet, at jo bredere de lineære habitater (hegn og bredvegetations ved vandløb) er, desto større betydning har de. Hertil kommer, at heterogeniteten af blomsterplanter skal være stor samtidig med, at der også gerne må være en variation i forvaltningen af hegnet langs habitatet, da et enkelt tiltag ikke tilgodeser alle arter.

Byerne er specielle ved, at de er et kunstigt habitat, hvor rammerne for insekterne bestemmes gennem planlægning af byggerier, vejanlæg og meget andet. Generelt må man forvente, at en række faktorer påvirker insekterne samtidig, nemlig byens lys, forurening, fragmentering og opvarmning såvel som praksis med rundkørsler, vejkanter, parker og eksempelvis forsinkelsesbassiner med tilhørende arealer. Der er nogle vigtige studier fra byer rundt om i Europa. De viser, at man kan forøge forekomsten af insekter, hvis naturelementerne i byerne samles i større enheder, hvor der er en stor variation i habitattypen inden for arealet[282, 291-293,]. Kalarus et al. (2019)[291] har vist, at byparker, som er omkranset af træer med en mosaik af seminatur, har høj diversitet. Sattler et al. (2010)[284] undersøgte 92 schweiziske lokaliteter i byer og fandt, at heterogenitet og alder af græsarealer er positive for insektdiversiteten og bestandsstørrelser, men at diverse barrierer er en negativ faktor. Det skal dog fremhæves, at de primært finder arter med højt spredningspotentiale. Der var generelt lav forekomst af bestøvere og høj forekomst af rovinsekter. Det kan bero på den forøgede nattebelysning, som giver gode vilkår for visse rovdyr. Generelt er det vist, at nataktive insekter påvirkes negativet af nattebelysning. Denne påvirkning kan reduceres i bymiljøet, idet det er fundet, at man kan vælge lyskilder, som påvirker insekterne mindre. Studierne viser, at lyset skal have en lang bølgelængde og ikke afgive UV-lys[162, 166, 294]. Det er endelig vist, at diversiteten af insekter falder fra periferien af byen og ind mod midten [278-280]. Det indikerer, at grønne korridorer kunne være en fordel for insekterne.

6.2 Møgtilknyttede insekter

Det er klart, at for insekter, der er tilknyttet møg, er det vigtigt, at mængden af møg i landskabet øges ved, at en højere andel af vores natur- og seminaturarealer græsses (at flere dyr kommer på græs) og helst i meget lange perioder eller som helårsgræsning. Rammerne herfor er beskrevet mere detaljeret i det foregående afsnit om blomster og plantetilknyttede insekter. Der er dog et andet forhold, som også kan have betydning for denne gruppe. Nogle af dyrene behandles ofte med antiparasitmidler som ivermectin eller lignende stoffer, enten ved sygdomstegn og/eller præventivt, når græsningssæsonen starter. Umiddelbart findes der ikke data for, hvor udbredt brugen af stofferne er, eller om der er forskel mellem forskellige typer af husdyrshold. Fordi ormemidlerne er så giftige, er det vigtigt, at få styr på, hvor mange af de græssende dyr, der er behandlet. For at reducere effekterne vil det formodentlig være nødvendigt at behandlede dyr tages på stald, og at man sikrer sig, at kun dyr, som har fået konstateret orm, behandles. Der er p.t. ikke nogen viden, om det gør sig gældende allerede, eller i hvor stort omfang disse midler bruges i danske besætninger.

6.3 Insekter tilknyttet døde grene og svampeinficeret ved

Arter af insekter, som er afhængige af døde plantedele, og som er truet, findes i skovhabitater og i vandløb. For de arter, der er tilknyttet dødt ved i skove, er der en række studier, som har undersøgt, hvilke forhold, der er vigtigst for deres antal og forekomst. De finder, at diversiteten er højest, hvor der er gammel skov med store træer med døde grene og hulheder, og hvor skovens naturlige forstyrrelser får lov til at skabe en heterogenitet i mikroklima, og hvor der ikke er langt mellem de gamle træer. Specielt forekomsten af solrige områder i skoven og de medfølgende habitatovergange er vigtige. Samtidig er der en positiv effekt af både mængde og diversitet af dødt ved og svampe. Det kan således konkluderes, at en heterogenitet i skovstrukturen fremmer diversiteten af arter på grund af arternes forskellige krav til levevilkår. Fordi træerne er så lang tid om at nå til et stadie, hvor de har en høj værdi for de saproxyliske arter, er det vigtigt at stoppe hugsten af gamle træer med det samme og at lade store områder stå som urørt skov. Det er her igen vigtigt ikke at fjerne store træer (som det er hidtil har været tilfældet). For at øge heterogeniteten kan det dog være nødvendigt at åbne kronlaget ved en fokuseret hugst, men ellers i øvrigt lade stormfald og lignende hændelser skabe denne heterogenitet. Da arterne af insekter er tilknyttet forskellig grad af henfald, er det vigtigt for diversiteten, at der skabes et forskelligt henfald af døde træer.

6.4 Ådselstilknyttede insekter

Der er flere arter af insekter, som spiser ådsler. Det er specielt gruppen af ådselbiller, hvor det er dokumenteret, at de er truet. For at hjælpe denne gruppe af insekter, kan man etablere kadaverpladser, hvor blandt andet trafikdræbte dyr kunne komme hen. Vi er klar over, at der er flere forskellige love, der skal ændres, for at dette bliver muligt. Det ligger imidlertid ikke inden for forfatterkredsens kompetence at foreslå, hvordan dette i givet fald skal sikres.

6.5 Akvatiske insekter med specifikke fysiske krav

Målet må være at genskabe så mange naturlige vandløb som muligt – og det på hele skalaen fra kildeudspring til vores største og potentielt mest artsrige levesteder. Ideelt set bør det være et mål at genskabe hele, naturlige og velfungerende vandløbssystemer. Det vigtigste udestående er de fysiske forhold, herunder sikring af en tilstrækkelig grundvandstilstrømning, hvor dette overhovedet er muligt. Således er tilførslerne af let-omsætteligt organisk stof, som for årtier tilbage var et meget stort problem for kvaliteten af vandløbene, reduceret markant som

følge af omfattende spildevandsrensning, suppleret med indgreb over for ulovlige udledninger af gylle, ajle og møddingsvand fra landbrugsejendomme. Der er dog stedvis stadig for store udledninger af organisk stof.

Ligeledes skal flest mulige søer (og vandhuller) bringes tilbage til en tilstand med klart vand (og derfor med lavt indhold af næringsstoffer) samt rig vegetation af undervandsplanter. Det kræver restriktioner i arealanvendelsen i det nære opland, ikke bare reduktion af udledninger fra bysamfund og spredtliggende ejendomme. Det er vigtigt, at også landbrugets bidrag fra dyrkede marker reduceres. Det kan også være nødvendigt at lægge restriktioner på udnyttelse af søerne til rekreative formål, da omfattende badeaktiviteter kan ødelægge levestedet for de arter der er tilknyttet bredvegetationen.

Der mangler rene vandhuller i det åbne land (uden næringsstoftilførsel fra dyrkede marker og andehold), ligesom de mangler i skovene pga. grøftning som følge af intensiv skovdrift. Pesticider udgør formodentlig en undervurderet faktor for insekterne i vandløb og søer. Især har periodevis tilførsel af pesticider via dræn umiddelbart efter kraftig regn i forbindelse med sprøjtning vist sig at være en vigtig negativ påvirkning. Det kan heller ikke negligeres, at voksne vandinsekter er potentielt truet af pesticider via vinddrift, når den optræder langs deres vandige ynglesteder.

Danmark har en helt igennem reguleret "natur". Det gælder ikke mindst for de ferske vandområder. Det betyder, at naturlige processer i vid udtrækning er sat ud af kraft. Opstår der på naturlig vis søer og vandhuller, fx i skov eller på landbrugsarealer, vil de ofte blive reguleret gennem dræning eller grøftning. Ligeledes er vandløbenes dybde og bredde og forløb fastlagt via specifikke krav i vandløbsregulativerne. Det betyder, at der er færre levesteder for ferskvandsinsekterne. Med de aktuelle klimaændringer, som betyder mere nedbør i vinterhalvåret (og tørkeperioder i sommer halvåret), er det oplagt at give vandløbene fri i deres ådale. Faktisk skal vandløbene og deres ådal betragtes som en samlet ramme for vandets naturlige processer. Her skal vandløbene kunne bevæge sig frit over tid, så store afstrømninger ophobes og tilbageholdes, og søer/vandhuller opstår og forsvinder igen. Det kræver, at bebyggelser og landbrugs påvirkninger reduceres. Det samme gælder for vandet i vore skove.

6.6 Opsamling

I det følgende præsenteres overordnede anbefalinger til tiltag, der kan forbedre vilkårene for arter, der er truede eller i tilbagegang.

- Det er vigtigt, at der er store og sammenhængende arealer, herunder kontinuerlig lysåben- og skovnatur, samt desuden at sikre at eksisterende habitater ikke nedlægges for til gengæld at anlægge kompensationsarealer andre steder, da der derved er risiko for at tabe de spredningsbegrænsede arter (vist at nogle arter har meget lille spredning).
- Undlade hugst af veterantræer og skabe mere urørt skov og i denne proces sikre, at eksisterende ved ikke udtages af skoven; dertil tillade naturlige processer for vand og stormfald, bl.a. i skov ned til vandløb, for at sikre grundlaget for detritivore arter og de arter, der er tilknyttet dødt ved.
- Græsning etableres på større arealer og tilpasses til disses produktivitet/naturtype. Det indebærer, at græsningstrykket ikke er for højt i blomstringsperioden og ikke skaber problemer for planteædende insekter, der er afhængige af adgang til biomasse fra specifikke plantearter.
- Reducere landbrugets påvirkning med kvælstof og herbicider i overgangszoner mellem landbrug og naturarealer.

- Udvide randzoner omkring vandløbshabitater og midlertidige vandhuller og herved reducere tilførslen af kvælstof og sprøjtemidler.
- I byområder sikre så store grønne arealer som muligt med en varieret vegetation og herunder reducere lysforureningen mest muligt, fx ved vælge den type pærer i gadebelysningen, som tiltrækker færrest insekter.
- Småbiotoper i agerlandet og bylandskabet skal optimeres med større arealer, reduktion i slåning af arealerne samt ved udplantning/såning af hjemmehørende blomster. Desuden sikre at hegn gøres bredere med en udviklet fodpose, og at hegnene med bufferzoner skærmes for påvirkninger af sprøjtemidler og kvælstoftilførsel.

Når der i givet fald igangsættes tiltag på givne lokaliteter, er det vigtig med lokal forankring med kendskab til området og forekomsten af værdifuld natur, ligesom det er vigtigt at høste viden fra de tiltag, der allerede er prøvet rundt om i landet. Efterfølgende bør der laves analyse af, hvor det er nemmest at opnå store sammenhændende arealer af natur i forhold til, hvordan arealanvendelsen er i dag, samt hvor der er størst sandsynlighed for, at insekterne hurtigst vil kunne få større diversitet og bestandsstørrelser. Dette indebærer også at tage hensyn til, at en kontinuerlig tilstedeværelse af et habitat giver en højere diversitet.

7 Referencer

1. Stork, N.E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annu Rev Entomol*, *63*, 31-45.
2. Skipper, L. (2017). *Allearter.dk Status 2016 - Oversigt over dansk biodiversitet*.
3. Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Muller, A., Sumser, H., Horren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One*, *12* (10).
4. Sanchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, *232*, 8-27.
5. Bruun, H.H. (2019). Er insekterne ved at forsvinde? *Aktuel naturvidenskab 3*, 8-12.
6. Hallmann, C.A., Zeegers, T., Van Klink, R., Vermeulen, R., Van Wielink, P., Spijkers, H., Van Deijk, J., Van Steenis, W., Jongejans, E., Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conserv Diver* 2020.
7. van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., Chase, J. M., Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 2020, *368*, 417-420.
8. Miljøministeriet, N., Vejledning til bekendtgørelse nr. 408 af 1. maj 2007 (juni 2011). 2011.
9. Eskildsen, A., Carvalheiro, L. G., Kissling, W. D., Biesmeijer, J. C., Schweiger, O., Hoye, T. T., Ecological specialization matters: long-term trends in butterfly species richness and assemblage composition depend on multiple functional traits. *Divers Distrib* 2015, *21* (7), 792-802.
10. Dupont, Y. L., Damgaard, C., Simonsen, V., Quantitative Historical Change in Bumblebee (Bombus spp.) Assemblages of Red Clover Fields. *Plos One* 2011, *6* (9).
11. Bangsholt, F., Sandspringernes og lobebiliernes udbredelse og forekomst i Danmark ca. 1830–1981 (Coleoptera: Cicindelidae and Carabidae). *Dansk faunistik Bibl.* 1983, *4*, 1-271.
12. Moeslund, J. E., Nygaard, B., Erjnæs, R., Bell, N., Bruun, L. D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H. B., Misser, J., Møller, P. R., Nielsen, O. F., Olsen, K., Sterup, J., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P., Wind, P. Den danske Rødliste 2019. redlist.au.dk.
13. Augenstein, B., Ulrich, W., Habel, J. C., Directional temporal shifts in community structure of butterflies and ground beetles in fragmented oligotrophic grasslands of Central Europe. *Basic Appl Ecol* 2012, *13* (8), 715-724.
14. Conrad, K. F., Woiwod, I. P., Parsons, M., Fox, R., Warren, M. S., Long-term population trends in widespread British moths. *J Insect Conserv* 2004, *8* (2-3), 119-136.
15. Conrad, K. F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S., Woiwod, I. P., Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation* 2006, *132* (3), 279-291.
16. Macgregor, C. J., Thomas, C. D., Roy, D. B., Beaumont, M. A., Bell, J. R., Brereton, T., Bridle, J. R., Dytham, C., Fox, R., Gotthard, K., Hoffmann, A. A., Martin, G., Middlebrook, I., Nylin, S., Platts, P. J., Rasteiro, R., Saccheri, I. J., Villoutreix, R., Wheat, C. W., Hill, J. K., Climate-induced phenology shifts linked to range expansions in species with multiple reproductive cycles per year. *Nat Commun* 2019, *10*.
17. Fox, R., Oliver, T. H., Harrower, C., Parsons, M. S., Thomas, C. D., Roy, D. B., Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology* 2014, *51* (4), 949-957.

18. Groenendijk, D., van der Meulen, J., Conservation of moths in The Netherlands: population trends, distribution patterns and monitoring techniques of day-flying moths. *J Insect Conserv* 2004, *8* (2-3), 109-118.

19. Groenendijk, D., Ellis, W. N., The state of the Dutch larger moth fauna. *J Insect Conserv* 2011, *15* (1-2), 95-101.

20. Tiitsaar, A., Valdma, D., Ounap, E., Remm, J., Teder, T., Tammaru, T., Distribution of butterflies (Lepidoptera : Papilionoidea) in Estonia: Results of a systematic mapping project reveal long-term trends. *Annales Zoologici Fennici* 2019, *56* (1-6), 147-185.

21. Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W. W., Schmitt, T., Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 2016, *30* (4), 754-762.

22. Kuussaari, M., Heliola, J., Poyry, J., Saarinen, K., Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *J Insect Conserv* 2007, *11* (4), 351-366.

23. Maes, D., Van Dyck, H., Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation* 2001, *99* (3), 263-276.

24. Shortall, C. R., Moore, A., Smith, E., Hall, M. J., Woiwod, I. P., Harrington, R., Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conserv Diver* 2009, *2* (4), 251-260.

25. Prendergast, J. R., Eversham, B. C., Butterfly Diversity in Southern Britain - Hotspot Losses since 1930. *Biological Conservation* 1995, *72* (1), 109-114.

26. van Strien, A. J., van Swaay, C. A. M., van Strien-van Liempt, W. T. F. H., Poot, M. J. M., WallisDeVriesb, M. F., Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation* 2019, *234*, 116-122.

27. Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M., Seitz, A., The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. *Biological Conservation* 2006, *128* (4), 542-552.

28. Nilsson, S. G., Franzen, M., Jonsson, E., Long-term land-use changes and extinction of specialised butterflies. *Insect Conserv Diver* 2008, *1* (4), 197-207.

29. Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., Smith, H. G., The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* 2006, *128* (4), 564-573.

30. Polus, E., Vandewoestijne, S., Choutt, J., Baguette, M., Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity and Conservation* 2007, *16* (12), 3423-3436.

31. Thomsen, P. F., Jorgensen, P. S., Bruun, H. H., Pedersen, J., Riis-Nielsen, T., Jonko, K., Slowinska, I., Rahbek, C., Karsholt, O., Resource specialists lead local insect community turnover associated with temperature - analysis of an 18-year full-seasonal record of moths and beetles. *Journal of Animal Ecology* 2016, *85* (1), 251-261.

32. Van Dyck, H., Van Strien, A. J., Maes, D., Van Swaay, C. A. M., Declines in Common, Widespread Butterflies in a Landscape under Intense Human Use. *Conservation Biology* 2009, *23* (4), 957-965.

33. Macgregor, C. J., Williams, J. H., Bell, J. R., Thomas, C. D., Moth biomass increases and decreases over 50 years in Britain. *Nature Ecology & Evolution* 2019.

34. Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E., Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 2006, *313* (5785), 351-354.

35. Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijal, J., Krol, W., Solarz, W., Plonka, P., The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera : Apidae : Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 2007, *41* (1), 79-88.

36. Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G., Rundlof, M., Drastic historic shifts in bumblebee community composition in Sweden. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2012, *279* (1727), 309-315.

37. Powney, G. D., Carvell, C., Edwards, M., Morris, R. K. A., Roy, H. E., Woodcock, B. A., Isaac, N. J. B., Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nat Commun* 2019, *10*.

38. Desender, K., Turin, H., Loss of Habitats and Changes in the Composition of the Ground and Tiger Beetle Fauna in 4 West European-Countries since 1950 (Coleoptera, Carabidae, Cicindelidae). *Biological Conservation* 1989, *48* (4), 277-294.

39. Turin, H., Denboer, P. J., Changes in the Distribution of Carabid Beetles in the Netherlands since 1880 .2. Isolation of Habitats and Long-Term Time Trends in the Occurrence of Carabid Species with Different Powers of Dispersal (Coleoptera, Carabidae). *Biological Conservation* 1988, *44* (3), 179-200.

40. Brooks, D. R., Bater, J. E., Clark, S. J., Monteith, D. T., Andrews, C., Corbett, S. J., Beaumont, D. A., Chapman, J. W., Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 2012, *49* (5), 1009-1019.

41. Popov, S., Milicic, M., Diti, I., Marko, O., Sommaggio, D., Markov, Z., Vujic, A., Phytophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae) as indicators of changing landscapes. *Community Ecol* 2017, *18* (3), 287-294.

42. Schuch, S., Bock, J., Krause, B., Wesche, K., Schaefer, M., Long-term population trends in three grassland insect groups: a comparative analysis of 1951 and 2009. *Journal of Applied Entomology* 2012, *135* (5), 321-331.

43. Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M., Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 2012, *149* (1), 75-83.

44. Schuch, S., Bock, J., Leuschner, C., Schaefer, M., Wesche, K., Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *J Insect Conserv* 2011, *15* (6), 811-822.

45. Loffler, F., Poniatowski, D., Fartmann, T., Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change - Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 2019, *236*, 315-323.

46. Bojkova, J., Radkova, V., Soldan, T., Zahradkova, S., Trends in species diversity of lotic stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic over five decades. *Insect Conserv Diver* 2014, *7* (3), 252-262.

47. Thomas, J. A., Edwards, M., Simcox, D. J., Powney, G. D., August, T. A., Isaac, N. J. B., Recent trends in UK insects that inhabit early successional stages of ecosystems. *Biological Journal of the Linnean Society* 2015, *115* (3), 636-646.

48. Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W. W., Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 2019, *574* (7780), 671-674.

49. E. S. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. e., *IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.* IPBES secretariat, Bonn, Germany: 2019.

50. Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Dirzo, R., Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 2017, *114* (30), E6089-E6096.

51. Egri, A., Szaz, D., Pereszlenyi, A., Bernath, B., Kriska, G., Quantifying the polarised light pollution of an asphalt road: an ecological trap for the stonefly, Perla abdominalis (Guerin-Meneville, 1838) (Plecoptera: Perlidae). *Aquat Insect* 2019, *40* (3), 257-269.

52. Singer, M. C., Parmesan, C., Lethal trap created by adaptive evolutionary response to an exotic resource. *Nature* 2018, *557* (7704), 238-+.

53. Adamski, P., Michalcewicz, J., Bohdan, A., Ciach, M., Potential range of impact of an ecological trap network: the case of timber stacks and the Rosalia longicorn. *J Insect Conserv* 2018, *22* (2), 209-219.

54. Turlure, C., Schtickzelle, N., Dubois, Q., Baguette, M., Dennis, R. L. H., Van Dyck, H., Suitability and Transferability of the Resource-Based Habitat Concept: A Test With an Assemblage of Butterflies. *Front Ecol Evol* 2019, *7*.

55. Van Dyck, H., Changing organisms in rapidly changing anthropogenic landscapes: the significance of the Umwelt'-concept and functional habitat for animal conservation. *Evol Appl* 2012, *5* (2), 144-153.

56. Brittain, J. E., Life History Strategies in Ephemeroptera and Plecoptera. In: Campbell I.C. (eds) Mayflies and Stoneflies: Life Histories and Biology. Series Entomologica, vol 44. Springer, Dordrecht. In *Mayflies and Stoneflies: Life Histories and Biology.*, I.C., C., Ed. Springer: Dordrecht, 1990.

57. Wiklund, C., Lehmann, P., Friberg, M., Diapause decision in the small tortoiseshell butterfly, Aglais urticae. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 2019, *167* (5), 433-441.

58. Tauber, M. J., Tauber, C. A., Insect Seasonality - Diapause Maintenance, Termination, and Postdiapause Development. *Annual Review of Entomology* 1976, *21*, 81-107.

59. Saunders, D. S., Insect photoperiodism: Measuring the night. *Journal of Insect Physiology* 2013, *59* (1), 1-10.

60. Kelager, A., Bruun, H. H., Nash, D. R., Tøttrup, A. P. *Status og forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Vadehavet*, Københavns Universitet: Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Statens Naturhistoriske Museum 2017, p 82.

61. Nash, D., Als, T., Boomsma, J., Survival and growth of parasitic Maculinea alcon caterpillars (Lepidoptera, Lycaenidae) in laboratory nests of three Myrmica ant species. *Insectes Soc* 2011, *58*, 391-401.

62. Nash, D. R., Als, T. D., Boomsma, J. J., Survival and growth of parasitic Maculinea alcon caterpillars (Lepidoptera, Lycaenidae) in laboratory nests of three Myrmica ant species. *Insect Soc* 2011, *58* (3), 391-401.

63. Andersen, A., Spatiotemporal and conservation genetics of the large blue butterfly. 2018.

64. Madsen, H. B., Bier. In *Den danske Rødliste*, Moeslund, J. E. m. f., Ed. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi: 2019.

65. Madsen, H. B., Calabuig, I., Kommenteret checkliste over Danmarks bier – Del 5: Apidae (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologiske Meddelelser* 2012, *80*, 7-52.

66. Larsson, M., Franzen, M., Critical resource levels of pollen for the declining bee Andrena hattorfiana (Hymenoptera, Andrenidae). *Biological Conservation* 2007, *134* (3), 405-414.

67. Gebhardt, M., Röhr, G., Zurbionomie der Sandbienen Andrena clarkella (Kirby), A. cineraria (L.), A. fuscipes (Kirby) und ihrer Kuckucksbienen. *Drosera* 1987, *87*, 89-114.

68. Malyshev, S. I., The nesting habits of solitary bees, a comparative study. *Eos* 1935, *11*, 201-309.

69. Nieto, A., Roberts, S. P. M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J. C., Bogusch, P., Dathe, H. H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F. J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S. G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V. G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J., Michez, D., European Red List of bees. *Luxembourg: Publication Office of the European Union* 2014.

70. Madsen, H. B., Schmidt, H. T., Rasmussen, C., Distriktskatalog over Danmarks bier (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologiske Meddelelser* 2016, *83*, 43-70.

71. Strandberg, B., Bruun, H. H., Hansen, M. D. D., Vilde bier i Danmark. *Kaskelot* 2018, *220*, 18-21.

72. Wiberg-Larsen, P., Identification of Danish adult females of Lype (Trichoptera: Psychomyiidae), with notes on reproduction. *Aquat Insect* 1995, *17*, 65-70.

73. Sode, A., Wiberg-Larsen, P., Dispersal of adult TRichoptera at a Danish forest brook. *Freshwater Biology* 1993, *30*, 439-446.

74. Levin, G., Normander, B. *Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet* Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet: 2008, p 46.

75. Fredshavn, J. F., Levin, G., Nygaard, B. *Småbiotoper 2007 og 2013*, Aarhus Universitet, DCE-Nationalt center for Miljø og energi: 2015, p 38.

76. Caspersen, O. H., Nyed, P. K. *Udviklingen i agerlandet 1954-2025. Kortlægning af markstørrelser, markvejde og småbiotoper*, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet: 2017, p 67.

77. Schtickzelle, N., Mennechez, G., Baguette, M., Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. *Ecology* 2006, *87* (4), 1057-1065.

78. Cassel-Lundhagen, A., Sjogren-Gulve, P., Limited dispersal by the rare scarce heath butterfly - potential consequences for population persistence. *J Insect Conserv* 2007, *11* (2), 113-121.

79. Schultz, C. B., Haddad, N. M., Henry, E. H., Crone, E. E., Movement and Demography of At-Risk Butterflies: Building Blocks for Conservation. *Annual Review of Entomology, Vol 64* 2019, *64*, 167-184.

80. Smith, J. R., Hough-Goldstein, J., Phototaxis, Host Cues, and Host-Plant Finding in a Monophagous Weevil, Rhinoncomimus latipes. *Journal of Insect Behavior* 2013, *26* (1), 109-119.

81. Williams, I. H., Frearson, D. J. T., Barari, H., McCartney, A., First field evidence that parasitoids use upwind anemotaxis for host-habitat location. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 2007, *123* (3), 299-307.

82. Kjær-Pedersen, C., Flight behaviour of the cabbage seedpod weevil. *Entomol. exp. appl.* 1992, *62*, 61-66.

83. Sylven, E., Field movement of radioactivively labelled adults of Dasynoura brassicae Winn. (Dipt. , Cecidomyiidae). *WEnt. Scand.* 1970, *I*, 161-187.

84. Spieth, H. R., Cordes, R. G., Dorka, M., Flight Directions in the Migratory Butterfly Pieris Brassicae - Results From Semi-Natural Experiments. *Ethology* 1998, *104* (4), 339-352.

85. Vet, L. E. M., Dicke, M., Ecology of infochemical use by natural enemies in a tritrophic context. *Annu. Rev. Entomol.* 1992, *37*, 141-172.

86. Silva, R., Clarke, A. R., The "sequential cues hypothesis": a conceptual model to explain host location and ranking by polyphagous herbivores. *Insect Sci* 2019.

87. Sun, F., Bao, C., Jing, T. Z., Locating host plants via orientation to standing visual targets has dispersal benefits for the monophagous leaf beetle Ambrostoma quadriimpressum. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 2016, *158* (3), 229-235.

88. Finch, S., Collier, R. H., Host-plant selection by insects - a theory based on 'appropriate/inappropriate landings' by pest insects of cruciferous plants. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 2000, *96* (2), 91-102.

89. Vinson, S. B., The general host selection behavior of parasitoid hymenoptera and a comparison of initial strategies utilized by larvaphagous and oophagous species. *Biological Control* 1998, *11* (2), 79-96.

90. Steidle, J. L. M., van Loon, J. J. A., Dietary specialization and infochemical use in carnivorous arthropods: testing a concept. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 2003, *108* (3), 133-148.

91. Zera, A. J., Denno, R. F., Physiology and ecology of dispersal polymorphism in insects. *Annual Review of Entomology* 1997, *42*, 207-230.

92. Van Dyck, H., Baguette, M., Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? *Basic Appl Ecol* 2005, *6* (6), 535-545.

93. Mair, L., Thomas, C. D., Franco, A. M. A., Hill, J. K., Quantifying the activity levels and behavioural responses of butterfly species to habitat boundaries. *Ecological Entomology* 2015, *40* (6), 823-828.

94. Thomas, J. A., Bourn, N. A. D., Clarke, R. T., Stewart, K. E., Simcox, D. J., Pearman, G. S., Curtis, R., Goodger, B., The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2001, *268* (1478), 1791-1796.

95. Thomas, C. D., Thomas, J. A., Warren, M. S., Distributions of Occupied and Vacant Butterfly Habitats in Fragmented Landscapes. *Oecologia* 1992, *92* (4), 563-567.

96. Dennis, R. L. H., Eales, H. T., Patch occupancy in Coenonympha tullia (Muller, 1764) (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. *J Insect Conserv* 1997, *1* (3), 167-176.

97. Baguette, M., Schtickzelle, N., Negative relationship between dispersal distance and demography in butterfly metapopulations. *Ecology* 2006, *87* (3), 648-654.

98. Sweaney, N., Lindenmayer, D. B., Driscoll, D. A., Is the matrix important to butterflies in fragmented landscapes? *J Insect Conserv* 2014, *18* (3), 283-294.

99. Shreeve, T. G., Dennis, R. L. H., Landscape scale conservation: resources, behaviour, the matrix and opportunities. *J Insect Conserv* 2011, *15* (1-2), 179-188.

100. Krewenka, K. M., Holzschuh, A., Tscharntke, T., Dormann, C. F., Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biological Conservation* 2011, *144* (6), 1816-1825.

101. Dennis, R. L. H., Dapporto, L., Dover, J. W., Shreeve, T. G., Corridors and barriers in biodiversity conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies. *Biodiversity and Conservation* 2013, *22* (12), 2709-2734.

102. Toivonen, M., Peltonen, A., Herzon, I., Heliola, J., Leikola, N., Kuussaari, M., High cover of forest increases the abundance of most grassland butterflies in boreal farmland. *Insect Conserv Diver* 2017, *10* (4), 321-330.

103. Coulthard, E., McCollin, D., Littlemore, J., The use of hedgerows as flight paths by moths in intensive farmland landscapes. *J Insect Conserv* 2016, *20* (2), 345-350.

104. Thomaes, A., Dhont, P., Dekeukeleire, D., Vandekerkhove, K., Dispersal behaviour of female stag beetles (Lucanus cervus) in a mosaic landscape: when should I stay and where should I go. *Insect Conserv Diver* 2018, *11* (6), 523-533.

105. Miljøstyrelsen, Bekæmpelsesmiddelstatistik 2016 - Behandlingshyppighed og pesticidbeslastning baseret på salg og forbrug. *Orientering fra Miljøstyrelsen* 2017, *22*.

106. Kjaer, C., Bruus, M., Bossi, R., Lofstrom, P., Andersen, H. V., Nuyttens, D., Larsen, S. E., Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. *Journal of Pesticide Science* 2014, *39* (1-2), 14-21.

107. Schulz, R., Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: A review. *Journal of Environmental Quality* 2004, *33* (2), 419-448.

108. Kjaer, J., Ernsten, V., Jacobsen, O. H., Hansen, N., de Jonge, L. W., Olsen, P., Transport modes and pathways of the strongly sorbing pesticides glyphosate and pendimethalin through structured drained soils. *Chemosphere* 2011, *84* (4), 471-479.

109. Bernhardt, A., Ruck, W., Determination of herbicides in sternflow and throughfall of beeches (Fagus sylvatica L.) and in rainfall. *Chemosphere* 2004, *57* (10), 1563-1570.

110. Bossi, R., Vejrup, K. V., Mogensen, B. B., Asman, W. A. H., Analysis of polar pesticides in rainwater in Denmark by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A* 2002, *957* (1), 27-36.

111. Potter, T., Coffin, A., Assessing pesticide wet depostion risks in agricultural watersheds. *Abstr Pap Am Chem S* 2017, *254*.

112. Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H. G., Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness, A review. *Science of the Total Environment* 2007, *384*, 1-35.

113. Arvidsson, T., Bergstrom, L., Kreuger, J., Spray drift as influenced by meteorological and technical factors. *Pest Manag Sci* 2011, *67* (5), 586-598.

114. Glinski, D. A., Purucker, S. T., Van Meter, R. J., Black, M. C., Henderson, W. M., Analysis of pesticides in surface water, stemflow, and throughfall in an agricultural area in South Georgia, USA. *Chemosphere* 2018, *209*, 496-507.

115. Ørum, J. E., Martensen, K. Ø. *Bekæmpelsesmiddelstatistik 2017 - Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug*, Miljøstyrelsen (Dansih EPA): 2019, pp 1-97.

116. Stark, J. D., Wennergren, U., Can population effects of pesticides be predicted from demographic toxicological studies? *Journal of Economic Entomology* 1995, *88* (5), 1089-1096.

117. Siegfried, B. D., Comparative Toxicity of Pyrethroid Insecticides to Terrestrial and Aquatic Insects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1993, *12* (9), 1683-1689.

118. Magalhaes, L. C., Walgenbach, J. F., Life Stage Toxicity and Residual Activity of Insecticides to Codling Moth and Oriental Fruit Moth (Lepidoptera: Tortricidae). *Journal of Economic Entomology* 2011, *104* (6), 1950-1959.

119. Tosi, S., Nieh, J. C., Sgolastra, F., Cabbri, R., Medrzycki, P., Neonicotinoid pesticides and nutritional stress synergistically reduce survival in honey bees. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2017, *284* (1869).

120. Dinh, K. V., Janssens, L., Stoks, R., Exposure to a heat wave under food limitation makes an agricultural insecticide lethal: a mechanistic laboratory experiment. *Global Change Biol* 2016, *22* (10), 3361-3372.

121. Goulson, D., Nicholls, E., Botias, C., Rotheray, E. L., Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 2015, *347* (6229).

122. Kenna, D., Cooley, H., Pretelli, I., Rodrigues, A. R., Gill, S. D., Gill, R. J., Pesticide exposure affects flight dynamics and reduces flight endurance in bumblebees. *Ecol Evol* 2019, *9*, 5637-5650.

123. Aude, E., Tybirk, K., Pedersen, M. B., Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2003, *99* (1-3), 135-147.

124. Bruus Pedersen, M., Tybirk, K., Aude, E. *Adskillelse af effekter af herbicider og kvælstof på vegetation og leddyr i hegn og græslandsvegetation*, 87, Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 2004, p 103.

125. Strandberg, B., Bruus, M., Kjær, C., Damgaard, C., V., A. H., Bossi, R., Løfstrøm, P., Larsen, S. E., Bak, J. L., Kudsk, P. *Effects of herbicides on non-target plants: How do effects in standard plant tests relate to effects in natural habitats?*. 137, Pesticide Research: Danish EPA, 2012, p 116.

126. Strandberg, B., Sørensen, P. B., Damgaard, C., Bruus, M., Strandberg, M. T., Navntoft, S., Nielsen, K. E. *Indikatorer for biodiversitetsforbedringer i marknære småbiotoper ved etablering af sprøjtefri randzoner*, 149, Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 2013.

127. Strandberg, B., Boutin, C., Carpenter, D., Mathiassen, S. K., Damgaard, C. F., Sørensen, P. B., Bruus, M., Dupont, Y. L., Bossi, R., Andersen, D. K., Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S. E. *Pesticide effects on non-target terrestrial plants at individual, population and ecosystem level: (Penta)*, 182, Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 2019.

128. Dupont, Y. L., Strandberg, B., Damgaard, C., Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and indirect effects on pollination in Tanacetum vulgare (Asteraceae). *Agriculture Ecosystems & Environment* 2018, *262*, 76-82.

129. Brunbjerg, A. K., Bruun, H. H., Dalby, L., Flojgaard, C., Froslev, T. G., Hoye, T. T., Goldberg, I., Laessoe, T., Hansen, M. D. D., Brondum, L., Skipper, L., Fog, K., Ejrnaes, R., Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods Ecol Evol* 2018, *9* (12), 2372-2382.

130. Haddad, N. M., Crutsinger, G. M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J. M. H., Tilman, D., Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters* 2009, *12* (10), 1029-1039.

131. White, T. R. C., *The inadequate environment - nitrogen and the abundance of animals*. Springer: Berlin, Heidelberg, 1993.

132. Chen, Y. Z., Lin, L., Wang, C. W., Yeh, C. C., Hwang, S. Y., Response of two Pieris (Lepidoptera : Pieridae) species to fertilization of a host plant. *Zool Stud* 2004, *43* (4), 778-786.

133. Myers, J. H., Post, B. J., Plant Nitrogen and Fluctuations of Insect Populations - a Test with the Cinnabar Moth - Tansy Ragwort System. *Oecologia* 1981, *48* (2), 151-156.

134. Klop, E., Omon, B., WallisDeVries, M. F., Impact of nitrogen deposition on larval habitats: the case of the Wall Brown butterfly Lasiommata megera. *J Insect Conserv* 2015, *19* (2), 393-402.

135. Slansky, F., Feeny, P., Stabilization of Rate of Nitrogen Accumulation by Larvae of Cabbage Butterfly on Wild and Cultivated Food Plants. *Ecological Monographs* 1977, *47* (2), 209-228.

136. Fischer, K., Fiedler, K., Response of the copper butterfly Lycaena tityrus to increased leaf nitrogen in natural food plants: evidence against the nitrogen limitation hypothesis. *Oecologia* 2000, *124* (2), 235-241.

137. Kurze, S., Heinken, T., Fartmann, T., Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia* 2018, *188* (4), 1227-1237.

138. Kurze, S., Heinken, T., Fartmann, T., Nitrogen enrichment of host plants has mostly beneficial effects on the life-history traits of nettle-feeding butterflies. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 2017, *85*, 157-164.

139. Poyry, J., Carvalheiro, L. G., Heikkinen, R. K., Kuhn, I., Kuussaari, M., Schweiger, O., Valtonen, A., van Bodegom, P. M., Franzen, M., The effects of soil eutrophication propagate to higher trophic levels. *Global Ecol Biogeogr* 2017, *26* (1), 18-30.

140. Midolo, G., Alkemade, R., Schipper, A. M., Benitez-Lopez, A., Perring, M. P., De Vries, W., Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis. *Global Ecol Biogeogr* 2019, *28* (3), 398-413.

141. Liira, J., Ingerpuu, N., Kalamees, R., Moora, M., Partel, M., Pussa, K., Roosaluste, E., Saar, L., Tamme, R., Zobel, K., Zobel, M., Grassland diversity under changing productivity and the underlying mechanisms - results of a 10-yr experiment. *Journal of Vegetation Science* 2012, *23* (5), 919-930.

142. Humbert, J. Y., Dwyer, J. M., Andrey, A., Arlettaz, R., Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biol* 2016, *22* (1), 110-120.

143. De Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K., Verheyen, K., Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecol Biogeogr* 2011, *20* (6), 803-816.

144. Pellissier, L., Wisz, M. S., Strandberg, B., Damgaard, C., Herbicide and fertilizers promote analogous phylogenetic responses but opposite functional responses in plant communities. *Environ Res Lett* 2014, *9* (2).

145. Strandberg, B., Plante- og faunadiversitet i minivådområder. *Vand og Jord* 2017, *3*, 89-92.

146. Haddad, N. M., Haarstad, J., Tilman, D., The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 2000, *124* (1), 73-84.

147. Wallisdevries, M. F., Van Swaay, C. A. M., Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. *Global Change Biol* 2006, *12* (9), 1620-1626.

148. Nieman, C. C., Floate, K. D., During, R. A., Heinrich, A. P., Young, D. K., Schaefer, D. M., Eprinomectin from a sustained release formulation adversely affected dung breeding insects. *Plos One* 2018, *13* (8).

149. Blanckenhorn, W. U., Puniamoorthy, N., Scheffczyk, A., Rombke, J., Evaluation of eco-toxicological effects of the parasiticide moxidectin in comparison to ivermectin in 11 species of dung flies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2013, *89*, 15-20.

150. Gonzalez-Tokman, D., Martinez, M. I., Villalobos-Avalos, Y., Munguia-Steyer, R., Ortiz-Zayas, M. D., Cruz-Rosales, M., Lumaret, J. P., Ivermectin alters reproductive success, body condition and sexual trait expression in dung beetles. *Chemosphere* 2017, *178*, 129-135.

151. Verdu, J. R., Lobo, J. M., Sanchez-Pinero, F., Gallego, B., Numa, C., Lumaret, J. P., Cortez, V., Ortiz, A. J., Tonelli, M., Garcia-Teba, J. P., Rey, A., Rodriguez, A., Duran, J., Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: An interdisciplinary field study. *Science of the Total Environment* 2018, *618*, 219-228.

152. Adler, N., Bachmann, J., Blanckenhorn, W. U., Floate, K. D., Jensen, J., Rombke, J., Effects of ivermectin application on the diversity and function of dung and soil fauna: Regulatory and scientific background information. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2016, *35* (8), 1914-1923.

153. Floate, K. D., During, R. A., Hanafi, J., Jud, P., Lahr, J., Lumaret, J. P., Scheffczyk, A., Tixier, T., Wohde, M., Rombke, J., Sautot, L., Blanckenhorn, W. U., Validation of a standard field test method in four countries to assess the toxicity of residues in dung of cattle treated with veterinary medical products. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2016, *35* (8), 1934-1946.

154. Jochmann, R., Blanckenhorn, W. U., Non-target effects of ivermectin on trophic groups of the cow dung insect community replicated across an agricultural landscape. *Basic Appl Ecol* 2016, *17* (4), 291-299.

155. Jochmann, R., Lipkow, E., Blanckenhorn, W. U., A field test of the effect of spiked ivermectin concentrations on the biodiversity of coprophagous dung insects in Switzerland. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2016, *35* (8), 1947-1952.

156. Roessink, I., Merga, L. B., Zweers, H. J., Van den Brink, P. J., The Neonicotinoid Imidacloprid Shows High Chronic Toxicity to Mayfly Nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2013, *32* (5), 1096-1100.

157. EFSA, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for aquatic organisms for the active substance imidacloprid. *EFSA Journal* 2014, *12 (10) 3835*.

158. USEPA, Office of Pesticide Program's Aquatic Life Benchmarks. 2014.

159. Teerlink, J., Hernandez, J., Budd, R., Fipronil washoff to municipal wastewater from dogs treated with spot-on products. *Science of the Total Environment* 2017, *599*, 960-966.

160. Kyba, C. C. M., Ruhtz, T., Fischer, J., Holker, F., Cloud Coverage Acts as an Amplifier for Ecological Light Pollution in Urban Ecosystems. *Plos One* 2011, *6* (3).

161. Desouhant, E., Gomes, E., Mondy, N., Amat, I., Mechanistic, ecological, and evolutionary consequences of artificial light at night for insects: review and prospective. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 2019, *167* (1), 37-58.

162. van Geffen, K. G., van Eck, E., de Boer, R. A., van Grunsven, R. H. A., Salis, L., Berendse, F., Veenendaal, E. M., Artificial light at night inhibits mating in a Geometrid moth. *Insect Conserv Diver* 2015, *8* (3), 282-287.

163. Macgregor, C. J., Evans, D. M., Fox, R., Pocock, M. J. O., The dark side of street lighting: impacts on moths and evidence for the disruption of nocturnal pollen transport. *Global Change Biol* 2017, *23* (2), 697-707.

164. Davies, T. W., Bennie, J., Gaston, K. J., Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biol Letters* 2012, *8* (5), 764-767.

165. Veerman, A., Beekman, M., Veenendaal, R. L., Photoperiodic induction of diapause in the large white butterfly, Pieris brassicae: evidence for hourglass time measurement. *Journal of insect physiology* 1988, *34* (11), 1063-1069.

166. van Langevelde, F., Ettema, J. A., Donners, M., WallisDeVries, M. F., Groenendijk, D., Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological Conservation* 2011, *144* (9), 2274-2281.

167. van Langevelde, F., Braamburg-Annegarn, M., Huigens, M. E., Groendijk, R., Poitevin, O., van Deijk, J. R., Ellis, W. N., van Grunsven, R. H. A., de Vos, R., Vos, R. A., Franzen, M., WallisDeVries, M. F., Declines in moth populations stress the need for conserving dark nights. *Global Change Biol* 2018, *24* (3), 925-932.

168. ICPP *Climate Change 2014 Synthesis Report, Summary for Policymakers*, 2014.

169. Olsen, M., Madsen, K. S., Ludwigsen, C. A., Boberg, F., Christensen, T., Cappelen, J., Christensen, O. B., Andersen, K. K., Christiansen, J. H. Fremtidige klimaforandringer i Danmark. www.dmi.dk/klimaforandringer.

170. Sinclair, B. J., Marshall, K. E., Sewell, M. A., Levesque, D. L., Willett, C. S., Slotsbo, S., Dong, Y. W., Harley, C. D. G., Marshall, D. J., Helmuth, B. S., Huey, R. B., Can we predict ectotherm responses to climate change using thermal performance curves and body temperatures? *Ecology Letters* 2016, *19* (11), 1372-1385.

171. Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C., Martin, P. R., Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *P Natl Acad Sci USA* 2008, *105* (18), 6668-6672.

172. Parmesan, C., Yohe, G., A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 2003, *421* (6918), 37-42.

173. Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W. J., Thomas, J. A., Warren, M., Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 1999, *399* (6736), 579-583.

174. Hill, J. K., Thomas, C. D., Fox, R., Telfer, M. G., Willis, S. G., Asher, J., Huntley, B., Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2002, *269* (1505), 2163-2171.

175. Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Thomas, C. D., A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biol* 2005, *11* (3), 502-506.

176. Thomas, C. D., Bodsworth, E. J., Wilson, R. J., Simmons, A. D., Davies, Z. G., Musche, M., Conradt, L., Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 2001, *411* (6837), 577-581.

177. Pyke, G. H., Thomson, J. D., Inouye, D. W., Miller, T. J., Effects of climate change on phenologies and distributions of bumble bees and the plants they visit. *Ecosphere* 2016, *7* (3).

178. Pateman, R. M., Hill, J. K., Roy, D. B., Fox, R., Thomas, C. D., Temperature-Dependent Alterations in Host Use Drive Rapid Range Expansion in a Butterfly. *Science* 2012, *336* (6084), 1028-1030.

179. Hansen, M. D. D., Olsen, K., Jensen, T. S. *Nye arter i Danmark - Terrestriske arthropoder og vertebrater*, 2015, p 80.

180. Bale, J. S., Masters, G. J., Hodkinson, I. D., Awmack, C., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J. C., Farrar, J., Good, J. E. G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T. H., Lindroth, R. L., Press, M. C., Symrnioudis, I., Watt, A. D., Whittaker, J. B., Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biol* 2002, *8* (1), 1-16.

181. Boggs, C. L., Inouye, D. W., A single climate driver has direct and indirect effects on insect population dynamics. *Ecology Letters* 2012, *15* (5), 502-508.

182. Van Dyck, H., Bonte, D., Puls, R., Gotthard, K., Maes, D., The lost generation hypothesis: could climate change drive ectotherms into a developmental trap? *Oikos* 2015, *124* (1), 54-61.

183. Høye TT, K. J.-C., Koltz, AM, B. J., Earlier springs enable high-Arctic wolf spiders to produce a second clutch. *Proc. R. Soc. B* 2020 (in press).

184. Kharouba, H. M., Ehrlen, J., Gelman, A., Bolmgren, K., Allen, J. M., Travers, S. E., Wolkovich, E. M., Global shifts in the phenological synchrony of species interactions over recent decades. *P Natl Acad Sci USA* 2018, *115* (20), 5211-5216.

185. Renner, S. S., Zohner, C. M., Climate Change and Phenological Mismatch in Trophic Interactions Among Plants, Insects, and Vertebrates. *Annu Rev Ecol Evol S* 2018, *49*, 165-182.

186. Karlsson, B., Extended season for northern butterflies. *Int J Biometeorol* 2014, *58* (5), 691-701.

187. Radchuk, V., Turlure, C., Schtickzelle, N., Each life stage matters: the importance of assessing the response to climate change over the complete life cycle in butterflies. *Journal of Animal Ecology* 2013, *82* (1), 275-285.

188. Irwin, J. T., Lee, R. E., Cold winter microenvironments conserve energy and improve overwintering survival and potential fecundity of the goldenrod gall fly, Eurosta solidaginis. *Oikos* 2003, *100* (1), 71-78.

189. Rai, B., Klein, A. M., Walter, J., Chronic dryness and wetness and especially pulsed drought threaten a generalist arthropod herbivore. *Oecologia* 2018, *188* (3), 931-943.

190. Oliver, T. H., Marshall, H. H., Morecroft, M. D., Brereton, T., Prudhomme, C., Huntingford, C., Interacting effects of climate change and habitat fragmentation on drought-sensitive butterflies. *Nat Clim Change* 2015, *5* (10), 941-+.

191. Malinowska, A. H., van Strien, A. J., Verboom, J., WallisdeVries, M. F., Opdam, P., No Evidence of the Effect of Extreme Weather Events on Annual Occurrence of Four Groups of Ectothermic Species. *Plos One* 2014, *9* (10).

192. Scherber, C., Gladbach, D. J., Stevnbak, K., Karsten, R. J., Schmidt, I. K., Michelsen, A., Albert, K. R., Larsen, K. S., Mikkelsen, T. N., Beier, C., Christensen, S., Multi-factor climate change effects on insect herbivore performance. *Ecol Evol* 2013, *3* (6), 1449-1460.

193. Roy, H. E., Adriaens, T., Isaac, N. J. B., Kenis, M., Onkelinx, T., San Martin, G., Brown, P. M. J., Hautier, L., Poland, R., Roy, D. B., Comont, R., Eschen, R., Frost, R., Zindel, R., van Vlaenderen, J., Nedveˇd, O., Ravn, H. P., Gre´goire, J.-C., de Biseau, J.-C., Maes, D., Invasive alien predator causes rapid declines of native European ladybirds. . *Divers. Distrib.* 2012, *18*, 717–725.

194. Vilcinskas, A., Stoecker, K., Schmidtberg, H., Rohrich, C. R., Vogel, H., Invasive Harlequin Ladybird Carries Biological Weapons Against Native Competitors. *Science* 2013, *340* (6134), 862-863.

195. Katsanis, A., Babendreier, D., Nentwig, W., Kenis, M., Intraguild predation between the invasive ladybird Harmonia axyridis and non-target European coccinellid species. *Biocontrol* 2013, *58* (1), 73-83.

196. van Hengstum, T., Hooftman, D. A. P., Oostermeijer, J. G. B., van Tienderen, P. H., Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 2014, *102* (1), 4-11.

197. Davis, S. L., Cipollini, D., Do mothers always know best? Oviposition mistakes and resulting larval failure of Pieris virginiensis on Alliaria petiolata, a novel, toxic host. *Biol Invasions* 2014, *16* (9), 1941-1950.

198. Tallamy, D. W., Shropshire, K. J., Ranking Lepidopteran Use of Native Versus Introduced Plants. *Conservation Biology* 2009, *23* (4), 941-947.

199. Bezemer, T. M., Harvey, J. A., Cronin, J. T., Response of Native Insect Communities to Invasive Plants. *Annual Review of Entomology, Vol 59, 2014* 2014, *59*, 119-U740.

200. Stout, J. C., Morales, C. L., Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie* 2009, *40* (3), 388-409.

201. Vila, M., Bartomeus, I., Dietzsch, A. C., Petanidou, T., Steffan-Dewenter, I., Stout, J. C., Tscheulin, T., Invasive plant integration into native plant-pollinator networks across Europe. *P Roy Soc B-Biol Sci* 2009, *276* (1674), 3887-3893.

202. Lopezaraiza-Mikel, M. E., Hayes, R. B., Whalley, M. R., Memmott, J., The impact of an alien plant on a native plant-pollinator network: an experimental approach. *Ecology Letters* 2007, *10* (7), 539-550.

203. Russo, L., Vaudo, A. D., Fisher, C. J., Grozinger, C. M., Shea, K., Bee community preference for an invasive thistle associated with higher pollen protein content. *Oecologia* 2019, *190* (4), 901-912.

204. Gallien, L., Altermatt, F., Wiemers, M., Schweiger, O., Zimmermann, N. E., Invasive plants threaten the least mobile butterflies in Switzerland. *Divers Distrib* 2017, *23* (2), 185-195.

205. Morales, C. L., Arbetman, M. P., Cameron, S. A., Aizen, M. A., Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive species. *Front Ecol Environ* 2013, *11* (10), 529-534.

206. Schweiger, O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E., Klotz, S., Kuhn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemuller, R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pysek, P., Stout, J. C., Sykes, M. T., Tscheulin, T., Vila, M., Walther, G. R., Westphal, C., Winter, M., Zobel, M., Settele, J., Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biol Rev* 2010, *85* (4), 777-795.

207. Valdovinos, F. S., Ramos-Jiliberto, R., Flores, J. D., Espinoza, C., Lopez, G., Structure and dynamics of pollination networks: the role of alien plants. *Oikos* 2009, *118* (8), 1190-1200.

208. Nord-Larsen, T., Johannsen, V. K., Riis-Nielsen, T., Thomsen, I. M., Bentsen, N. S., Gundersen, P., Jørgensen, B. B. *Skove og plantager 2017*, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning: Københavns Universitet, Frederiksberg, 2018.

209. Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O. R., Elmeros, M., Wind, P., Johansson, L. S., Alnøe, A. B., Dahl, K., Nielsen, E. H., Pedersen, H. B., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J. *Bevaringsstatus for Naturtyper og arter - 2019*, 2019, p 52.

210. Morris, M. G., Clarke, R. T., Rispin, W. E., The success of a rotational grazing system in conserving the diversitey of chalk grassland Auchenorrhyncha. *J Insect Conserv* 2005, *9*, 363-374.

211. Weiner, C. N., Werner, M., Linsenmair, K. E., Bluthgen, N., Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. *Basic Appl Ecol* 2011, *12* (4), 292-299.

212. Schtickzelle, N., Turlure, C., Baguette, M., Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly Proclossiana eunomia. *Biological Conservation* 2007, *136* (4), 651-660.

213. Chiste, M. N., Mody, K., Gossner, M. M., Simons, N. K., Kohler, G., Weisser, W. W., Bluthgen, N., Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere* 2016, *7* (11).

214. Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R., Humbert, J. Y., Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 2016, *196*, 196-202.

215. Schippers, P., van Teeffelen, A. J. A., Verboom, J., Vos, C. C., Kramer, K., Wallis-DeVries, M. F., The impact of large herbivores on woodland-grassland dynamics in fragmented landscapes: The role of spatial configuration and disturbance. *Ecol Complex* 2014, *17*, 20-31.

216. With, K. A., Pavuk, D. M., Habitat area trumps fragmentation effects on arthropods in an experimental landscape system. *Landscape Ecology* 2011, *26* (7), 1035-1048.

217. WallisDeVries, M. F., Noordijk, J., Colijn, E. O., Smit, J. T., Veling, K., Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2016, *234*, 72-80.

218. Vodickova, V., Vrba, P., Grill, S., Bartonova, A., Kollross, J., Potocky, P., Konvicka, M., Will refaunation by feral horse affect five checkerspot butterfly species (Melitaea Fabricius, 1807) coexisting at xeric grasslands of Podyji National Park, Czech Republic? *J Nat Conserv* 2019, *52*.

219. van Noordwijk, G. C. E., Flierman, D. E., Remke, E., Wallis DeVries, M. F., Berg, M. P., Impact of grazing management on hibernating catepillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcereous grassland. *J. Ensect Conserv.* 2012, *16*, 909-920.

220. van Klink, R., van der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E. T., WallisDeVries, M. F., Olff, H., Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 2015, *90*, 347-366.

221. Kruess, A., Tscharntke, T., Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 2002, *16* (6), 1570-1580.

222. Hansen, R. R., Nielsen, K. E., Offenberg, J., Damgaard, C., Byriel, D. B., Schmidt, I. K., Sorensen, P. B., Kjaer, C., Strandberg, M. T., Implications of heathland management for ant species composition and diversity - Is heathland management causing biotic homogenization? *Biological Conservation* 2020, *242*.

223. Proulx, M., Mazumder, A., Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology* 1998, *79* (8), 2581-2592.

224. Bakker, J. P., Berendse, F., Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *TREE* 1999, *14* (2), 63-68.

225. Fritch, R. A., Sheridan, H., Finn, J. A., McCormack, S., hUallachain, D. O., Enhancing the diversity of breeding invertebrates within field margins of intensively managed grassland: Effects of alternative management practices. *Ecol Evol* 2017, *7* (22), 9763-9774.

226. Sjodin, N. E., Bengtsson, J., Ekbom, B., The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology* 2008, *45* (3), 763-772.

227. Kruess, A., Tscharntke, T., Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 2002, *106* (3), 293-302.

228. Joern, A., Laws, A. N., Ecological Mechanisms Underlying Arthropod Species Diversity in Grasslands. *Annual Review of Entomology, Vol 58* 2013, *58*, 19-+.

229. Janssen, P., Fuhr, M., Cateau, E., Nusillard, B., Bouget, C., Forest continuity acts congruently with stand maturity in structuring the functional composition of saproxylic beetles. *Biological Conservation* 2017, *205*, 1-10.

230. Pilskog, H. E., Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Framstad, E., Birkemoe, T., Long-lasting effects of logging on beetles in hollow oaks. *Ecol Evol* 2018, *8* (20), 10126-10137.

231. O'Callaghan, C. J., Irwin, S., Byrne, K. A., O'Halloran, J., The role of planted forests in the provision of habitat: an Irish perspective. *Biodiversity and Conservation* 2017, *26* (13), 3103-3124.

232. Grove, S. J., Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annu Rev Ecol Syst* 2002, *33*, 1-23.

233. Janssen, P., Cateau, E., Fuhr, M., Nusillard, B., Brustel, H., Bouget, C., Are biodiversity patterns of saproxylic beetles shaped by habitat limitation or dispersal limitation? A case study in unfragmented montane forests. *Biodiversity and Conservation* 2016, *25* (6), 1167-1185.

234. Komonen, A., Muller, J., Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology* 2018, *32* (3), 535-545.

235. Pilskog, H. E., Birkemoe, T., Framstad, E., Sverdrup-Thygeson, A., Effect of Habitat Size, Quality, and Isolation on Functional Groups of Beetles in Hollow Oaks. *J Insect Sci* 2016, *16*.

236. Bergman, K. O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M. W., Milberg, P., How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecol Manag* 2012, *265*, 133-141.

237. Seibold, S., Bassler, C., Brandl, R., Fahrig, L., Forster, B., Heurich, M., Hothorn, T., Scheipl, F., Thorn, S., Muller, J., An experimental test of the habitat-amount hypothesis for saproxylic beetles in a forested region. *Ecology* 2017, *98* (6), 1613-1622.

238. Brin, A., Valladares, L., Ladet, S., Bouget, C., Effects of forest continuity on flying saproxylic beetle assemblages in small woodlots embedded in agricultural landscapes. *Biodiversity and Conservation* 2016, *25* (3), 587-602.

239. Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T., Evju, M., Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecol Manag* 2017, *403*, 96-102.

240. Seibold, S., Bassler, C., Brandl, R., Buche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M. D., Muller, J., Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 2016, *53* (3), 934-943.

241. Horak, J., Rebl, K., The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *J Insect Conserv* 2013, *17* (2), 307-318.

242. Negro, M., Caprio, E., Leo, K., Maritano, U., Roggero, A., Vacchiano, G., Palestrini, C., Rolando, A., The effect of forest management on endangered insects assessed by radio-tracking: The case of the ground beetle Carabus olympiae in European beech Fagus sylvatica stands. *Forest Ecol Manag* 2017, *406*, 125-137.

243. Barahona-Segovia, R. M., Crespin, S. J., Grez, A. A., Veloso, C., Anthropogenic thermal gradient in managed landscapes determines physiological performance and explains the edge-biased distribution of ectothermic arthropods. *Forest Ecol Manag* 2019, *440*, 147-157.

244. Pedersen, M. L., Kronvang, B. S.-J., K, Hoffmann, C. C., Lowland river systems,- processes, form and function. In *Running waters - Historical development and restoration of lowland Danish streams*, Sand-Jensen, K., Friberg, N., Murphy, J., Eds. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark: 2006, pp 13-25.

245. Svenning, J. C., A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* 2002, *104* (2), 133-148.

246. Petersen, R. C. J., Gíslason, G. M., Vought, L. B.-M., Rivers of the Nordic countries. In *River and stream ecosystems*, C.E. Cushing, C. E., Cummins, K. W., Minshall, G. W., Eds. Elsevier: Amstedam, 1995, pp 295-341.

247. Kronvang, B., Grant, R., Hoffmann, C. C., Ovesen, N. B., Pedersen, M. L., Hydrology, sedimant transport and water chemistry. In *Running waters - Historical development and restoration of lowland Danish streams*, Sand-Jensen, K., Friberg, N., Murphy, J., Eds. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark: 2006, pp 27-43.

248. Søndergaard, M., Skriver, J., Henriksen, P. *Vandmiljøø, biologisk tilstand*, 2006.

249. Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppsen, E. *Småsøer og vandhuller*, 2002.

250. Mathiesen, H., Søernes planter. In *Danmarks Natur, bind 5: De ferske vande*, Politikens Forlag: 1969, pp 237-280.

251. Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P., Bradshaw, E., Skovgaard, H., Grünfeld, S. *Vandrammedirektivet og danske søer - søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser*, 2003, p 140.

252. Møller, T. R., Rørdam, C. P., Species Numbers of Vascular Plants in Relation to Area, Isolation and Age of Ponds in Denmark. *Oikos* 1985, *45* (1), 8-16.

253. Linton, S., Goulder, R., Species richness of aquatic macrophytes in ponds related to number of species in neighbouring water bodies. *Arch Hydrobiol* 2003, *157* (4), 555-565.

254. Marsh, D. M., Trenham, P. C., Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 2001, *15* (1), 40-49.

255. Smith, M. A., Green, D. M., Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 2005, *28* (1), 110-128.

256. Baatrup-Pedersen, A. *Planter i vandløb - fortid, nutid og fremtid*, 2000.

257. Wiberg-Larsen, P., Nørum, U. *Effekter af pyrethroidet lambdacyhalothrin på biologisk struktur, funktion og rekolonisering i vandløb*, 2009, p 166.

258. Bjerring, R., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Landkildehus, F., Sortkjær, O., Windolf, J. *Søer 2009 NOVANA*, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Univeristet: 2010, p 96.

259. Sand-Jensen, K., *Søer en beskyttet naturtype*. Gads Forlag, Miljø- og Enewergiministeriet, Skov og Naturstyrelsen: 2001.

260. Wiberg-Larsen, P. r. *Vandløb 2008. NOVANA*, 2010, p 66.

261. Wiberg-Larsen, P., Fog, K., Ejbye-Ernst, M., Jensen, P. N., Myssen, P., Franko-Dossar, F., Når sømiljøet for et 'rap'. *Vand og Jord* 2000, *7*, 90-94.

262. Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Sondergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen, A., Olesen, J. E., Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. *Journal of Environmental Quality* 2009, *38* (5), 1930-1941.

263. Lewis, T., Distribution of Flying Insects near a Low Hedgerow. *Journal of Applied Ecology* 1969, *6* (3), 443-&.

264. Cole, L. J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., McCracken, D. I., Exploring the interactions between resource availability and the utilisation of semi-natural habitats by insect pollinators in an intensive agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2017, *246*, 157-167.

265. Batary, P., Baldi, A., Saropataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., Kleijn, D., Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2010, *136* (1-2), 35-39.

266. Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., Staley, J. T., The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation* 2018, *220*, 122-131.

267. Pfiffner, L., Luka, H., Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2000, *78* (3), 215-222.

268. Maudsley, M., Seeley, B., Lewis, O., Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2002, *89* (1-2), 77-89.

269. Fried, G., Villers, A., Porcher, E., Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2018, *261*, 33-44.

270. Munguira, M. L., Thomas, J. A., Use of Road Verges by Butterfly and Burnet Populations, and the Effect of Roads on Adult Dispersal and Mortality. *Journal of Applied Ecology* 1992, *29* (2), 316-329.

271. Staley, J. T., Sparks, T. H., Croxton, P. J., Baldock, K. C. R., Heard, M. S., Hulmes, S., Hulmes, L., Peyton, J., Amy, S. R., Pywell, R. F., Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation* 2012, *145* (1), 24-29.

272. Marshall, E. J. P., Susceptibility of 4 Hedgerow Shrubs to a Range of Herbicides and Plant-Growth Regulators. *Annals of Applied Biology* 1989, *115* (3), 469-479.

273. Hanley, M. E., Wilkins, J. P., On the verge? Preferential use of road-facing hedgerow margins by bumblebees in agro-ecosystems. *J Insect Conserv* 2015, *19* (1), 67-74.

274. Sparks, T. H., Bellamy, P. E., Eversham, B. C., Greatorexx-Davies, J. N., Hinsley, S. A., Jones, S. M., Mountford, J. O., The effect of three hedge amnagement treatments on the wildlife of a Cambridgeshire hedgerow. *Aspects of Applied Biology* 1996, *44*, 277-284.

275. Amy, S. R., Heard, M. S., Hartley, S. E., George, C. T., Pywell, R. F., Staley, J. T., Hedgerow rejuvenation management affects invertebrate communities through changes to habitat structure. *Basic Appl Ecol* 2015, *16* (5), 443-451.

276. Phillips, B. B., Gaston, K. J., Bullock, J. M., Osborne, J. L., Road verges support pollinators in agricultural landscapes, but are diminished by heavy traffic and summer cutting. *Journal of Applied Ecology* 2019, *56* (10), 2316-2327.

277. Botham, M. S., Fernandez-Ploquin, E. C., Brereton, T., Harrower, C. A., Roy, D. B., Heard, M. S., Lepidoptera communities across an agricultural gradient: how important are habitat area and habitat diversity in supporting high diversity? *J Insect Conserv* 2015, *19* (2), 403-420.

278. Haaland, C., How to preserve a butterfly species within an urbanising settlement and its surroundings: a study of the scarce copper (Lycaena virgaureae L.) in southern Sweden. *J Insect Conserv* 2017, *21* (5-6), 917-927.

279. Penone, C., Machon, N., Julliard, R., Le Viol, I., Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation* 2012, *148* (1), 126-133.

280. Tzortzakaki, O., Kati, V., Panitsa, M., Tzanatos, E., Giokas, S., Butterfly diversity along the urbanization gradient in a densely-built Mediterranean city: Land cover is more decisive than resources in structuring communities. *Landscape Urban Plan* 2019, *183*, 79-87.

281. Merckx, T., Van Dyck, H., Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects. *Global Ecol Biogeogr* 2019, *28* (10), 1440-1455.

282. Corcos, D., Cerretti, P., Caruso, V., Mei, M., Falco, M., Marini, L., Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. *Plos One* 2019, *14* (4).

283. Nagy, D. D., Magura, T., Horvath, R., Debnar, Z., Tothmeresz, B., Arthropod assemblages and functional responses along an urbanization gradient: A trait-based multitaxa approach. *Urban for Urban Gree* 2018, *30*, 157-168.

284. Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz, R., Moretti, M., Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology* 2010, *25* (6), 941-954.

285. Hamblin, A. L., Youngsteadt, E., Frank, S. D., Wild bee abundance declines with urban warming, regardless of floral density. *Urban Ecosyst* 2018, *21* (3), 419-428.

286. Gomez, G. S. Y., Van Dyck, H., Ecotypic differentiation between urban and rural populations of the grasshopper Chorthippus brunneus relative to climate and habitat fragmentation. *Oecologia* 2012, *169* (1), 125-133.

287. Kriska, G., Malik, P., Szivak, I., Horvath, G., Glass buildings on river banks as "polarized light traps" for mass-swarming polarotactic caddis flies. *Naturwissenschaften* 2008, *95* (5), 461-467.

288. OECD/ECLAC, OECD Environmental Performance Reviews: Estonia 2017. OECD Publishers: Paris, 2018.

289. Carvalheiro, L. G., Kunin, W. E., Keil, P., Aguirre-Gutierrez, J., Ellis, W. N., Fox, R., Groom, Q., Hennekens, S., Van Landuyt, W., Maes, D., Van de Meutter, F., Michez, D., Rasmont, P., Ode, B., Potts, S. G., Reemer, M., Roberts, S. P. M., Schaminee, J., WallisDeVries, M. F., Biesmeijer, J. C., Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* 2013, *16* (7), 870-878.

290. van Klink, R., WallisDeVries, M. F., Risks and opportunities of trophic rewilding for arthropod communities. *Philos T R Soc B* 2018, *373* (1761).

291. Kalarus, K., Halecki, W., Skalski, T., Both semi-natural and ruderal habitats matter for supporting insect functional diversity in an abandoned quarry in the city of Krakow (S Poland). *Urban Ecosyst* 2019, *22* (5), 943-953.

292. Soga, M., Yamaura, Y., Koike, S., Gaston, K. J., Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 2014, *51* (5), 1378-1386.

293. Mata, L., Threlfall, C. G., Williams, N. S. G., Hahs, A. K., Malipatil, M., Stork, N. E., Livesley, S. J., Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Sci Rep-Uk* 2017, *7*.

294. Wakefield, A., Broyles, M., Stone, E. L., Harris, S., Jones, G., Quantifying the attractiveness of broad-spectrum street lights to aerial nocturnal insects. *Journal of Applied Ecology* 2018, *55* (2), 714-722.

Bilag 1. Tidsperiode dækket af undersøgelserne i for forskellige artsgruppe

Insektorden	Tidsperiode	Artsgruppe	Reference
Årevingede	1940-2010	Bier	Biesmeijer et al. 2006[1]
	1930-2009	Humlebier	Dupont et al. 2011[2]
	1951-2000	Humlebier	Kosior et al. 2007[3]
	1980-2013	Bier	Powney et al. 2019[4]
	1942-2002	Humlebier	Bommarco et al. 2012[5]
Biller	1987-2011	Løbebiller	Augenstein et al 2012[6]
	1994-2008	Løbebiller	Brooks et al. 2012[7]
	1870-1988	Løbebiller	Turin & Den Boer[8]
	1890-1975	Løbebiller og sandspringere	Desneder & Turin[9]
	1992-2009	Biller generelt	Thomsen et al 2016[10]
Tovinger	1940-2010	Svirrefluer	Biesmeijer et al. 2006[1]
	1990-2014	Svirrefluer	Popov et al. 2017[11]
	1980-2013	Svirrefluer	Powney et al. 2019[4]
	1973-2002	Tovinger generelt og hårmyg specifikt	Shortall et al[12]
Næbmunde	1951-2009	Cikader og tæger	Schuch 2012[13]
	1963-2009	Cikader og tæger	Schuch et al. 2012[14]
Græshopper	1960-2009	Græshopper	Schuch 2011[15]
	1951-2009	Græshopper	Schuch 2012[13]
	1994-2015	Græshopper	Löffler 2019[16]
Slørvinger	1955-2011	Slørvinger	Bojkova 2014[17]
	1984-2006	Slørvinger	Bilag 4
Vandinsekter	1974-2014	Vårfluer, slørvinger, døgnfluer og biller	Bilag 3
Insekter generelt	1973-2002		Shortall et al. 2009[12]
	1992-2012		Thomas et al. 2015[18]
	1989-2016		Hallmann et al. 2017[19]
	2008-2017		Seibold et al. 2019[20]

1. Biesmeijer, J.C. *et al.* Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351-354 (2006).
2. Dupont, Y.L., Damgaard, C. & Simonsen, V. Quantitative Historical Change in Bumblebee (Bombus spp.) Assemblages of Red Clover Fields. *Plos One* 6 (2011).
3. Kosior, A. *et al.* The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera : Apidae : Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41, 79-88 (2007).
4. Powney, G.D. *et al.* Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nat Commun* 10 (2019).
5. Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H.G. & Rundlof, M. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *P Roy Soc B-Biol Sci* 279, 309-315 (2012).
6. Augenstein, B., Ulrich, W. & Habel, J.C. Directional temporal shifts in community structure of butterflies and ground beetles in fragmented oligotrophic grasslands of Central Europe. *Basic Appl Ecol* 13, 715-724 (2012).
7. Brooks, D.R. *et al.* Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49, 1009-1019 (2012).

8. Turin, H. & Denboer, P.J. Changes in the Distribution of Carabid Beetles in the Netherlands since 1880 .2. Isolation of Habitats and Long-Term Time Trends in the Occurrence of Carabid Species with Different Powers of Dispersal (Coleoptera, Carabidae). *Biological Conservation* 44, 179-200 (1988).

9. Desender, K. & Turin, H. Loss of Habitats and Changes in the Composition of the Ground and Tiger Beetle Fauna in 4 West European-Countries since 1950 (Coleoptera, Carabidae, Cicindelidae). *Biological Conservation* 48, 277-294 (1989).

10. Thomsen, P.F. *et al.* Resource specialists lead local insect community turnover associated with temperature - analysis of an 18-year full-seasonal record of moths and beetles. *Journal of Animal Ecology* 85, 251-261 (2016).

11. Popov, S. *et al.* Phytophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae) as indicators of changing landscapes. *Community Ecol* 18, 287-294 (2017).

12. Shortall, C.R. *et al.* Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conserv Diver* 2, 251-260 (2009).

13. Schuch, S., Bock, J., Krause, B., Wesche, K. & Schaefer, M. Long-term population trends in three grassland insect groups: a comparative analysis of 1951 and 2009. *Journal of Applied Entomology* 135, 321-331 (2012).

14. Schuch, S., Wesche, K. & Schaefer, M. Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149, 75-83 (2012).

15. Schuch, S., Bock, J., Leuschner, C., Schaefer, M. & Wesche, K. Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *J Insect Conserv* 15, 811-822 (2011).

16. Loffler, F., Poniatowski, D. & Fartmann, T. Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change - Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 236, 315-323 (2019).

17. Bojkova, J., Radkova, V., Soldan, T. & Zahradkova, S. Trends in species diversity of lotic stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic over five decades. *Insect Conserv Diver* 7, 252-262 (2014).

18. Thomas, J.A. *et al.* Recent trends in UK insects that inhabit early successional stages of ecosystems. *Biological Journal of the Linnean Society* 115, 636-646 (2015).

19. Hallmann, C.A. *et al.* More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One* 12 (2017).

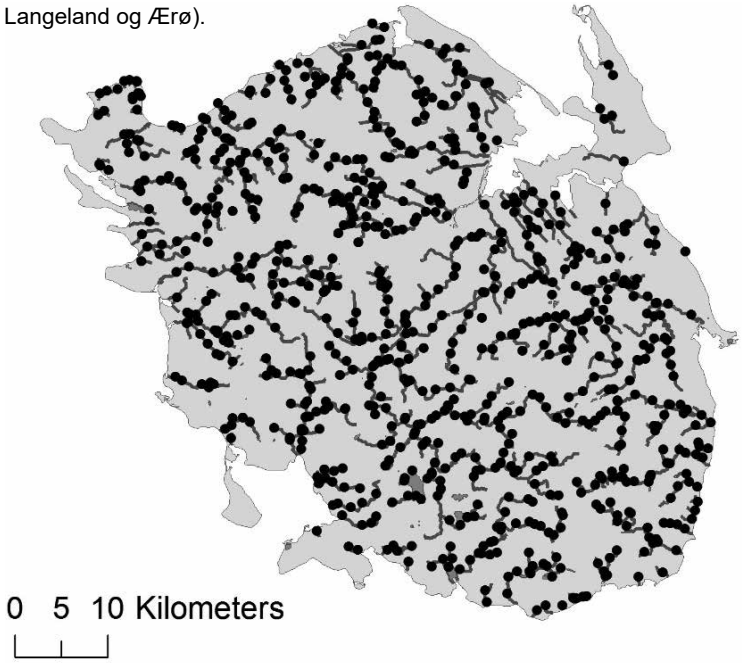
20. Seibold, S. *et al.* Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671-674 (2019).

Bilag 2. Fremgang for insekter i fynske vandløb

Peter Wiberg-Larsen, Bioscience, AU.

(Ansat i Fyns Amt, 1978-1985 & 1988-2006, med ansvar for overvågning af søer og vandløb).

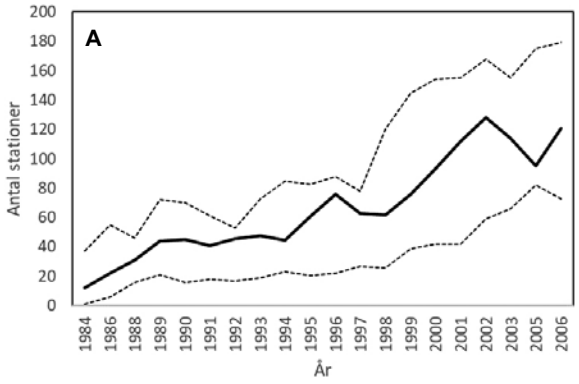
Fyns Amt foretog, inden det lukkede i 2007, årlige undersøgelser af de fynske vandløbs miljøtilstand i mere end 20 år. Det foregik ved de samme ca. 900 stationer, jævnt fordelt over hele amtets areal. Stationerne var placeret med en gennemsnitlig afstand på ca. 1,5 km, og samtlige større vandløb og langt de fleste små var medtaget. På hver station blev der i sommerhalvåret udført standardiserede undersøgelser af smådyrsfaunaen. Resultaterne blev omsat til en forureningsgrad/faunaklasse på en 7-trins skala og afrapporteret årligt.

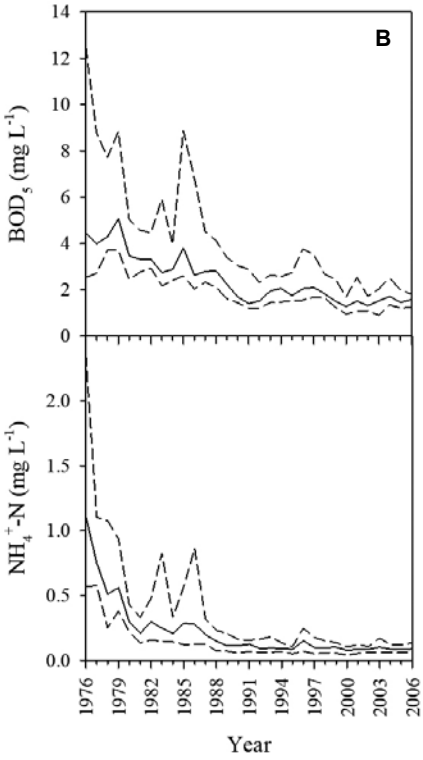


Figur 1. Oversigt over biologiske overvågningsstationer i Fyns Amt i perioden 1984-2006. Bemærk at der kun er vist stationer på selve Fyn (der mangler stationer på Langeland og Ærø).

Størstedelen af smådyrene i vandløb er repræsenteret ved forskellige arter af insekter, fx døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer. Flere af disse er knyttet til eller afhængige af gode miljøforhold, såvel fysiske som vandkvalitetsmæssige (primært let-omsætteligt organisk stof, som findes i spildevand fra husholdninger og renseanlæg).

Til nærværende analyse er udvalgt i alt 13 forskellige taksonomiske grupper, repræsenterende i alt 15 arter. Samtlige af disse er gode indikatorer for god miljøkvalitet. På figur 2 er vist udviklingen i antal forekomster (stationer) med arterne over perioden 1984-2006. Der er angivet median antal "besatte" stationer (fed linje), samt hhv. 75 og 25% percentilerne (stiplede linjer). Figuren viser en markant signifikant positiv udvikling over perioden (lineær regression: $r^2 = 0,88$, $P<0,001$).





Figur 2. A: Udvikling i antal af forekomster (stationer) med 15 udvalgte arter af vandløbsinsekter i fynske vandløb i perioden 1984-2006. De pågældende arter er vist i tabel 1. Fuldt optrukken linje angiver median, stiplede linjer 75% og 25% percentilerne. **B:** Udvikling i kemisk vandkvalitet (hhv. BOD5 og ammonium-N) i 15 fynske amtsvandløb i perioden 1986-2006. Fuldt optrukken linje angiver årsmiddel, stiplede linjer 75% og 25% percentilerne. Det er i andre studier vist, at koncentrationer under 2 mg BOD5/L muliggør tilstedeværelsen af adskillige arter af "rentvandskrævende" insekter.

Bagrunden for denne udvikling er følgende. Frem til omkring slutningen af 1980'erne var tilstanden i de fynske vandløb dårlig. Udledning af urenset spildevand fra byer, slagterier, mejerier og såkaldte møgsafter fra landbruget, ikke mindst ensilagesaft fra omfattende dyrkning af sukkerroer, havde mere eller mindre lagt vandløbene "øde". Fx var de oprindelige ørredbestande stort set udryddet. Før da (i 1940'erne) er det dokumenteret, at enkelte vandløb (Odense Å og Stavis Å) havde en meget fin kvalitet med flere arter, som siden forsvandt fuldstændig fra Fyn. Med den første miljølov fra 1974 begyndte en genopretning af vandløbene. Men opgaven var stor. Mange vandløb var i tidens løb reguleret og hårdt oprenset, spildevandet fra byerne dårligt renset, ligesom hyppige udledninger af ajle, møddingsvand og ensilagesaft var et massivt problem. Først med regionale initiativer og statslige bekendtgørelser kom der omkring 1990 styr på dels spildevandet, dels de ulovlige udledninger. Der kom også styr på ulovlige udledninger af pesticider (insekt- og svampemidler) fra landbrug (og til dels også udslip fra væksthusgartnerier). Frem for alt blev indholdet af iltforbrugende stoffer (målt som BOD_5) reduceret i vandløbene (se figur 2), således at niveauet omkring 1990 nåede ned på et niveau, hvor rentvandskrævende insekter havde mulighed for at trives. Endelig blev oprensningen af amtsvandløbene gjort mere miljøvenlig, ligesom der blev foretaget enkelte restaureringer af den fysiske vandkvalitet.

Disse forbedringer af vandløbenes tilstand er den primære årsag til den konstaterede fremgang i arternes udbredelse. Forbedringen har herefter været afhængig af de enkelte arters spredningsevne. I de enkelte vandsystemer kan spredningen foregå relativt hurtigt (<2-3 år), enten ved såkaldt "drift" af dyrene med strømmen nedstrøms, eller ved en vis opstrøms vandring. Den sidste foregår primært ved de ægbærende hunners opstrømsflugt langs vandløbet. Sværere er spredning fra et vandsystem til et andet, fordi det primært sker ved, at en lille del af en bestands hunner spreder sig længere bort end den "korridor", hvor de generelt færdes. Her er der tale om tilfældig spredning, afhængig af gunstige vejrforhold, frem for alt vinden. Det er i anden sammenhæng dokumenteret, at hunnerne kan sprede sig op til 10 km eller mere fra deres "fødested". Men der kan formodentlig let gå op til 10 år eller mere, før det sker.

Den beskrevne positive udvikling i biodiversitet er et generelt fænomen i danske vandløb, om end udviklingen er sket senere andre steder end på Fyn. Resultaterne fra Fyn er unikke, dels fordi der i samme periode ikke findes lignende datasæt eller dokumentation for en tidlig indsats til begrænsning af den tidligere spildevandspåvirkning, dels pga. datasættets omfang af stationer, tidsseriens længde og overvågnings konsistens.

Tabel 1. Udvalgte insektarter til analyse for rumlig og tidslig udbredelse i fynske vandløb. Agapetus spp. omfatter arterne A. fuscipes og A. ochripes, mens Lype spp. Omfatter L. phaeopa og L. reducta, alle med forekomst i de fynske vandløb.

Insekt orden	Art/slægt
Slørvinger (Plecoptera)	*Leuctra fusca*
	Isoperla grammatica
Døgnfluer (Ephemeroptera)	*Ephemera danica*
	Heptagenia sulphurea
	Paraleptophlebia submarginata
	Serratella ignita
Biller (Coleoptera)	*Elmis aenea*
	Limnius volckmari
Vårfluer (Trichoptera)	*Rhyacophila fasciata*
	Agapetus spp.
	Tinodes pallidulus
	Lype spp.
	Lepidostoma hirtum

Bilag 3. Udviklingen i vårfluefaunaen i det nordlige Finland

v/Peter Wiberg-Larsen & Aki Rinne

Dette studie er ikke publiceret, men forventes at blive det i løbet af 2020 (i Acta Zoologica Fennica).

Lokalitet og metoder

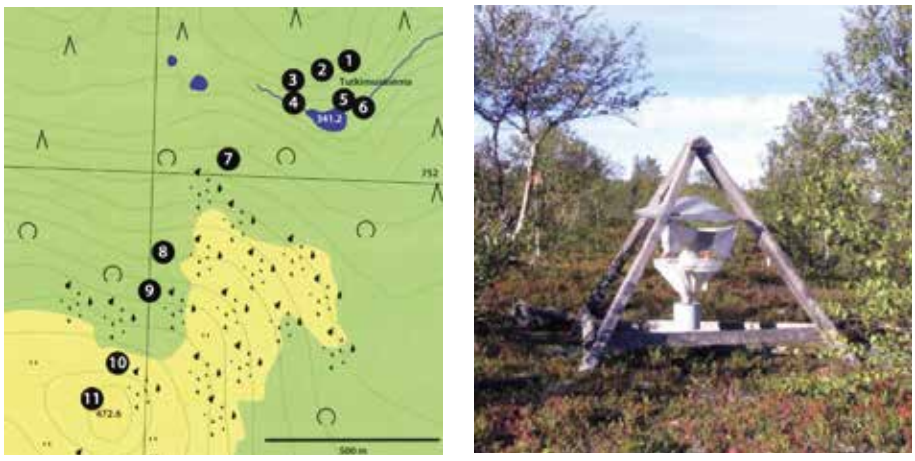
En række finske amatørentomologer gennemførte i perioden 1974-2014 indsamlinger af primært sommerfugle, men også andre insektgrupper, i den subarktiske del af Finland (67°44'N, 29°37'E). Stedet ligger tæt på den russiske grænse i et kuperet område. Her blev opsat 11 lysfælder (se figur 1), hver forsynet med en 500W blandet-lys lampe. Fælderne 1-3 var opstillet i gammel bevoksning af skovfyr (*Pinus sylvestris*), fælderne 4-6 i "våd" ravine med dominans af rødgran (*Picea abies*), fælderne 7-9 i højere liggende område (fjeldskråning) med primært dunbirk (*Betula pubescens*), og fælderne 10-11 på lysåben fjeldtop.

Fælderne blev opereret fra snesmeltning til snefald og tømt på daglig basis. Resultatet af fangsten af sommerfugle er rapporteret i Itämies & Pulliainen (2006).

Bifangsten i form af vårfluer blev frasorteret komplet i årene 1978-1979 og 1998-2013. Samtlige arter, på nær "mikrovårfluer" tilhørende familien Hydropyilidae, blev identificeret til art og optalt (for sidste periode af Aki Rinne). Det er dette sammenlignelige data sæt, som er analyseret i nærværende studie. Analyserne er foretaget på den samlede pulje af fælder og på årsbasis.

Til støtte for fortolkningen af data er der indhentet meteorologiske data (nedbør og lufttemperatur) fra Det Finske Meteorologiske Institut, som har en målestation relativt tæt på lokaliteten.

Artssammensætningen er analyseret ved beregning af antal arter og antal individer. Desuden er foretaget ordinationer i form af (i) nonmetric Multidimensionel Scaling (nMDS) på Bray-Curtis similariteter efter log (x+1) transformering af individantal og (ii) gradientanalyse i form af Detrended Correspondance Analysis (DCA) med nedvægtning af de hyppige arter. Programmet PRIMER blev anvendt til nMDS, PcOrd til DCA. Forskelle mellem tidsperioder blev i PRIMER testet med ANOSIM, mens identifikation af arter som primært var ansvarlige for disse forskelle blev analyseret ved brug af SIMPER. Test af sammenhænge mellem biologiske og meteorologiske parametre blev testet ved brug af programmet SIGMAplot.



Figur 1. Undersøgelsesområde med placering af fælder (tv) samt lysfælde nr. 8.

Resultater

Der blev over perioden på 18 år i alt fundet 83 arter, repræsenteret med i alt 85.892 individer. Artsantallet varierede med 33-55 og individantallet med 2.233-13.351.

Omkring halvdelen af de fundne arter er primært knyttet til strømmende vand, alt fra kilder, bække og større "elve". Den anden halvdel forekommer primært i stillestående vand, fra de mindst pytter på blot 1-2 m^2, permanente og sommerudtørrende damme, til store søer. En del arter forekommer både i større vandløb og i bredzonen af større søer.

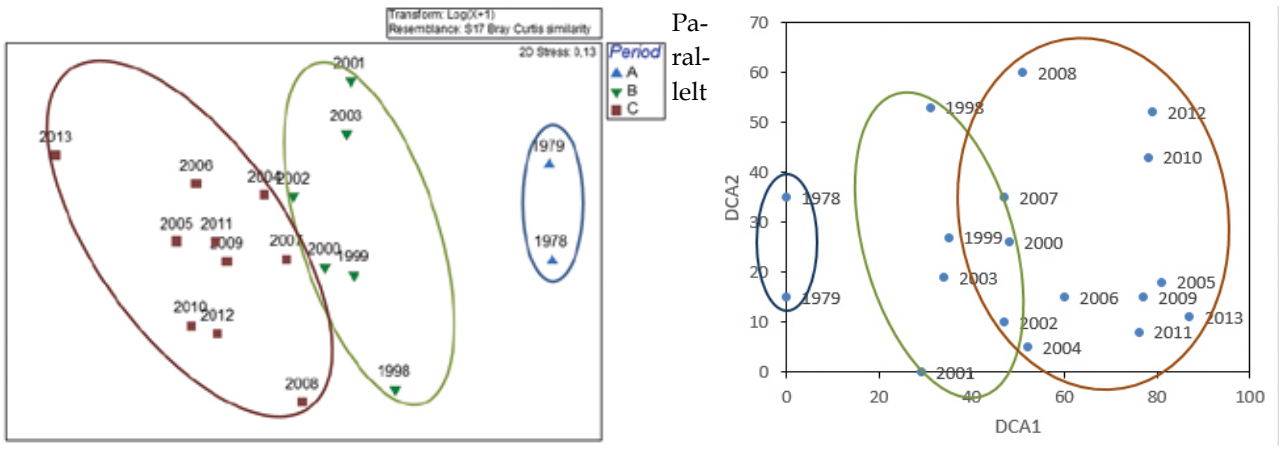
Omkring ¼ af de fundne arter var relativt til meget hyppige (tabel 1). Hele 35 arter forekom til gengæld yderst sparsomt (<10 individer for hele perioden). En sådan fordeling er helt almindelig i lignende undersøgelser.

Tabel 1. Oversigt over arter, som i middel forekom med mindst 25 individer pr. år i perioden 1978-2013. Angivet det samlede antal individer igennem periode, standard afvigelsen samt levestedet for larverne af de enkelte arter.

Art	I alt 1978-2013	Middel	StDev	Habitat
Asynarchus lapponicus	17976	999	1258	Damme
Halesus digitatus	12630	702	340	Vandløb
Potamophylax cingulatus	9622	535	578	Vandløb
Limnephilus coenosus	7587	422	322	Vandløb
Micrasema gelidum	6776	376	206	Vandløb
Rhyacophila nubila	6249	347	186	Vandløb
Limnephilus vittatus	6039	336	442	Damme
Plectrocnemia conspersa	3405	189	126	Vandløb
Potamophylax nigricornis	1901	106	73	Vandløb
Limnephilus borealis	1891	105	85	Søer
Potamophylax latipennis	1314	73	189	Vandløb
Limnephilus picturatus	1159	64	51	Damme
Limnephilus rhombicus	1111	62	117	Vandløb
Limnephilus extricatus	976	54	65	Vandløb
Asynarchus contumax	856	48	79	Damme
Rhadicoleptus alpestris	753	42	42	Damme
Brachypsyche sibirica	593	33	32	Damme
Apatania stigmatella	571	32	14	Vandløb
Limnephilus sericeus	557	31	28	Damme
Halesus tessellatus	457	25	18	Vandløb

Der forekom konsistente mønstre i datamateriale, når der blev analyseret for ændringer igennem perioden. Således var der en signifikant stigning i artsantal, men ingen trend overhovedet mht. individantal (se tabel 2). Til gengæld var der signifikant tidslig ændring i både nMDS1 og DCA1, dvs. første akserne, i ordinationen, som forklarede størstedelen af variationen i artssammensætning (tabel 2, figur 2). En sådan signifikant sammenhæng blev ikke fundet for nMDS2 og DCA2, de næst bedst forklarende akser i ordinationerne. nMDS/DCA1 og nMDS2/DCA2 var i øvrigt stærkt signifikant korreleret (hhv. r^2(akse1)=0,93 og r^2(akse 2)=0,78).

Videre analyser af de meteorologiske variable viste en statistisk signifikant stigning i årsmiddeltemperaturen igennem den undersøgte periode, men ingen sammenhæng for årsmiddelnedbøren (tabel 2). Der var primært tale om en stigning i vintertemperatur.



Figur 2. nMDS (tv) og DCA (th) visende en tydelig opdeling af artssammensætningen i 3 perioder (1978-1979, 1998-2003, og 2004-2013). X-akserne, hhv. nMDS1 og DCA1, repræsenterer størstedelen af variationen i data; Y-akserne, hhv. nMDS2 og DCA2, repræsenterer næst-størstedelen af variationen i data. I nMDS ordinationen er perioderne A (1978-1979), B (1998-2003) og C (2004-2013) signifikant adskilt (ANOSIM, Global R = 0,55, P=0,001; parvise R = 0,35-0,98, P<0,05).

Paralelt med denne "klimaændring" ses en signifikant forøgelse af *artsantallet* (α-biodiversitet) og ikke mindst en stærkt signifikant ændring i *artssammensætning* igennem perioden (illustreret ved ordinationernes 1. akser: nMDS1 og DCA1). Derimod er der ingen signifikant ændring i individantal.

Mere detaljerede analyser af sammenhængen mellem temperatur/nedbør og de biologiske variable viser en stærk signifikant positiv sammenhæng mellem årsmiddelnedbøren og *antal arter* (og svagere sammenhæng for vinternedbøren), og en svagere men signifikant positiv sammenhæng mellem årsmiddelnedbøren (samt sammenhæng med sommernedbøren) og antallet af individer. Endnu mere markant er en stærk sammenhæng mellem årsmiddel temperatur og ordinationernes 1. akser (i tabel 2 kun vist for nMDS), mens ordinationernes 2. akser er signifikant korreleret med årsmiddelnedbøren.

Tabel 2 viser endvidere, at sommermiddel temperaturen forklarer variationen i artssammensætning (nMDS1) bedre end vintermiddel temperaturen. Ligeledes forklarer sommermiddel nedbøren artssammensætningen (nMDS2) bedre end vinternedbøren.

En række arter, i alt 20, var primært ansvarlige for den tidslige udvikling i artsammensætning (tabel 3). Af disse havde 5 arter negativ udvikling og 7 arter positiv udvikling i individantal. Desuden havde flertallet af såvel arterne med negativ udvikling en udpræget nordlig udbredelse i Finland, mens flertallet af arterne med positiv udvikling havde udpræget sydlig udbredelse (Rinne & Wiberg-Larsen 2017). Der var ikke umiddelbart noget mønster for de to grupper arter mht. levested (tabel 3).

Diskussion

Undersøgelsen af vårfluefaunaen i lysfælder i det nordøstlige Finland er foretaget i et område, som vurderes som helt typisk. Der er tale om meget sparsomt befolkede områder helt uden landbrug og højest med begrænset skovbrug. Det vurderes, at der ikke forekommer nogen lokal påvirkning med fx pesticider eller anden menneskabt forurening. Ligeledes er ændringer i form af ren-afdrift af skov formodentlig begrænset, fordi skovbrug ikke er rentabelt så langt nordpå.

Tabel 2.Lineære sammenhænge (lineær regression) mellem (i) år og hhv. artsrigdom (antal arter), antal individer, nMDS1/ nMDS2 scorer, og DCA1/DCA2 scorer, samt (ii) temperatur/nedbør og hhv. artsrigdom (antal arter), antal individer, nMDS1/ nMDS2 scorer, og DCA1/DCA2 scorer. For (i) er anvendt middelværdier for samme år (årsmiddel: januar-december, vintermiddel: januar-april & oktober-december, sommermiddel: maj-september). For (ii) er ligeledes anvendt sommermidler for samme år, mens de biologiske variable er korreleret med middel temperatur/nedbør for hhv. perioderne: oktober året før – september samme år (årsmiddel) og oktober året før – april samme år (vintermiddel).

b	Y-variabel	r^2	P-værdi	Trend
År	Årsmiddel temperatur	0,37	0,004	P
År	Sommermiddel temperatur	0,14	0,07	(P)
År	Vintermiddel temperatur	0,31	0,01	P
År	Årsmiddel nedbør	0,00	0,78	
År	Antal arter	0,43	0,002	P
År	Antal Individer	0,00	0,63	
År	nMDS1	0,83	<0,001	N
År	DCA1	0,80	<0,001	P
År	nMDS2	0,00	0,56	
År	DCA2	0,00	0,90	
Årsmiddel temperatur	Antal arter	0,41	0,002	P
Årsmiddel nedbør	Antal arter	0,00	0,56	
Årsmiddel temperatur	Antal individer	0,15	0,063	(N)
Årsmiddel nedbør	Antal individer	0,18	0,043	P
Årsmiddel temperatur & nedbør	Antal arter	0,42	0,007	
Årsmiddel temperatur	nMDS1	0,57	<0,001	N
Årsmiddel nedbør	nMDS1	0,00	0,85	
Årsmiddel temperatur	nMDS2	0,00	0,44	
Årsmiddel nedbør	nMDS2	0,26	0,017	N
Årsmiddel temperatur & nedbør	nMDS1	0,55	0,001	
Årsmiddel temperatur & nedbør	nMDS2	0,24	0,051	
Sommermiddel temperatur	nMDS1	0,38	0,004	N
Vintermiddel temperatur	nMDS1	0,26	0,017	N
Sommermiddel nedbør	nMDS2	0,18	0,045	N
Vintermiddel nedbør	nMDS2	0,01	0,28	
Sommermiddel temperatur	Antal arter	0,00	0,56	
Vintermiddel temperatur	Antal arter	0,19	0,038	P
Sommermiddel temperatur	Antal individer	0,30	0,01	N
Vintermiddel temperatur	Antal individer	0,07	0,14	

Tabel 3.Vårfluearter, som primært er ansvarlige for de fundne tidslige ændringer i nMDS ordinationen (se figur 2 og teksten til denne). A: 1978-1979, B: 1998-2003, C: 2004-2013. Negativ trend: N/(N), positiv trend: P/(P), hvor (P)/(N) angiver relativt svag trend. ¤ Art med nordlig udbredelse i Finland, #Art med sydlig udbredelse i Finland.

	A/B	A/C	B/C	Generel trend	Habitat
Annitella obscurata	N	#	P	(P)	Vandløb
Asynarchus lapponicus	P	#	#		Pytter
Brachypsyche sibirica	P	#	N	(N)¤	Vandløb
Chaetopteryx sahlbergi	#	#	N	(N) ¤	Vandløb
Lenarchus productus	N	N	N	N¤	Pytter
Limnephilus extricatus	#	P	P	P#	Vandløb
Limnephilus fenestratus	#	#	N	(N)	Damme
Limnephilus nigriceps	#	P	P	P#	Søer, damme
Limnephilus pantodapus	P	P	P	P	Søer, damme
Limnephilus rhombicus	P	#	(N)		Søer, vandløb
Limnephilus sericeus	#	P	#		Damme
Limnephilus sparsus	#	P	P	P#	Damme
Limnephilus subnitidus	#	P	#		Damme
Limnephilus vittatus	P	P	(N)		Pytter, damme
Micropterna sequax	#	P	P	P#	Vandløb
Oligotricha lapponica	N	#	#		Damme
Polycentropus flavomaculatus	P	#	#		Vandløb, søer
Potamophylax cingulatus	P	P	#		Vandløb
Potamophylax latipennis	N	N	N	N	Vandløb
Tinodes waeneri	#	P	P	P#	Søer

På den baggrund vurderes det at være et ideelt sted at studere en effekt af klimaforandringer. Det er derfor ikke overraskende, at analyserne viser tydelige effekter af forskelle i temperatur og nedbør. Vårfluer er som larver helt afhængige af vandområder. De forekommer i alle typer af disse fra de mindst få m^2 store pytter, sommerudtørrende som permanente damme, små til meget store søer, og alle størrelser af vandløb (herunder sommerudtørrende) og kilder. Som voksne lever en stor del af dem relativt længe. Det gælder primært arter af familien Limnephilidae, som dominerede de samlede fangst og ikke mindst for de betydende arter. Flere af disse er også tilknyttet hydrologisk mindre stabile levesteder. Lige præcis hvordan hhv. temperatur og nedbør påvirker den enkelte art, er dog vanskeligt at afgøre.

Samlet set viser undersøgelsen, at der har været en markant udvikling i artssammensætningen igennem perioden. Ligeledes er artsrigdommen øget, om end i mindre grad. Størstedelen af denne ændring over tid kan utvivlsomt tilskrives en stigning i temperatur. Dette afspejles ved en tilbagegang i antal for nordlige arter og samtidig fremgang for sydlige arter. Dette er ikke overraskende, men forventeligt.

Ud over denne tidslige trend er der fundet markante sammenhænge mellem artsantal, individantal samt artssammensætning og hhv. temperatur og nedbør. Der ses både sammenhæng for forholdene i den foran liggende vinterperiode samt

INSEKTERS TILBAGEGANG

Hvilke insekter går tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres?

Vi har i denne rapport undersøgt baggrunden for at insekter er gået tilbage. Tilbagegangen er tydeligst for sommerfugle, bier og løbebiller. Det er gennemgående, at arter, der enten har en begrænset spredningsevne, er specialister, er tilknyttet næringsfattige habitater eller lever i områder med lav landskabsdiversitet, alle går tilbage. Analyser af rødlistedata understøtter de tendenser, som er beskrevet i litteraturen, men tilføjer nogle flere insektordener til rækken af truede insektgrupper. Det er blandt andet ordner, som indeholder insektfamilier, der ikke er specialister eller spredningsbegrænsede, men som er afhængige af ressourcer, som ikke længere er så almindelige som tidligere (blomster, dødt ved, ådsler, møg, og specifikke planter). Hertil kommer, at der er nogle arter, som kræver specielle fysiske forhold. De omfatter vandløbsarter og arter, der er tilknyttet tørre, solrige og næringsfattige habitater.

Rapporten gennemgår, hvilke forhold, der er af betydning for, om et insekt trives. På baggrund disse levevilkår, diskuteres de eksterne faktorer, der kan påvirke insekterne. Påvirkningsfaktorerne omfatter således: Habitatødelæggelse og fragmentering, forurening (sprøjtemidler, organisk stof, kvælstof/fosfor, veterinære lægemidler og lysforurening), invasive arter, klimaforandringer og forvaltning af levesteder.

På den baggrund anbefales en række overordnede tiltag, der kan forbedre vilkårene for arter, der er truede og i tilbagegang.

ISBN: 978-87-7156-508-9
ISSN: 2244-9981

for sommerperioden. Dette giver god mening, fordi sommertemperaturen både påvirker larverne, som primært vokser når temperaturen er relativt høj, samt de voksne pga. forventet bedre overlevelse. Det kan dog ikke afvises, at højere sommertemperatur i den periode, hvor fælderne har været i funktion, kan have ført til større flyveaktivitet, og derved større chance for at blive fanget i lysfælderne. Derudover vil ringe sommernedbør virke negativt, fordi visse lokaliteter måske udtørrer før de voksne kommer på vingerne.

Det kunne have været interessant at sammenligne resultaterne for vårfluerne med den publicerede undersøgelse af ændringerne i lyslokkede sommerfugle fra samme sted (Itämies & Pulliainen 2006). I denne blev der ligeledes fundet betydelige ændringer i artssammensætningen, men disse blev ikke sat i relation til hverken tid eller miljøvariable.

Konklusion

Samlet set viser undersøgelsen:

- en markant udvikling i artssammensætningen igennem perioden
- en næsten lige så markant øgning af artsrigdommen
- at størstedelen af ændringerne utvivlsomt tilskrives en stigning i temperatur, hvilket afspejles ved en tilbagegang i antal for nordlige arter og samtidig fremgang for sydlige arter.

Referencer

Itämies, J. & Pulliainen, E. (2006). Sallan Värriötunturin suurperhosfauna valorysäsaaliiden perusteela vuosina 1978-2004. BAPTRIA 2-3/2006: 63-93.

Rinne, A. & Wiberg-Larsen, P. (2017) Trichoptera larvae of Finland. A key to the caddis larvae of Finland and nearby countries. Trificon, Finland, 152 pp.