



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Hva er gode landskap for pollinerende insekter?

Og kan vi overvåke dem?

NIBIO RAPPORT | VOL. 8 | NR. 65 | 2022



Jutta Kapfer, Christian Pedersen, Hanne Sickel, Grete Stokstad, Wenche Dramstad
Divisjon for kart og statistikk

TITTEL/TITLE

Hva er gode landskap for pollinerende insekter? Og kan vi overvåke dem?

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Jutta Kapfer, Christian Pedersen, Hanne Sickel, Grete Stokstad, Wenche Dramstad

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
25.04.2022	8/65/2022	Åpen	567027	22/00544
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03071-3	2464-1162	43		

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

NIBIO

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Wenche Dramstad

STIKKORD/KEYWORDS:

Biomangfold; pollinator; jordbrukslandskap;
landskapsstruktur; økosystemtjenester;

Biodiversity; pollinators; agricultural landscape;
landscape structure; ecosystem services;

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Biomangfold, landskapsøkologi

Biodiversity, landscape ecology

SAMMENDRAG:

Pollinerende insekter er i tilbakegang over store deler av verden. Denne globale nedgangen forventes å ha uheldige konsekvenser for biomangfold, økosystemtjenester og matproduksjon i fremtiden. Norge har utarbeidet en pollinatorstrategi hvor målet bl.a er å sikre levedyktige bestander av pollinerende insekter for å opprettholde pollinering i matproduksjon.

Denne rapporten gir en bred oversikt over forskningsbasert kunnskap om faktorer som påvirker pollinatorer og pollineringstjenester i ulike landskap, samt en oversikt over ulike modeller for å predikere forekomst av pollinatorer.

LAND/COUNTRY:

Norge/Norway

STED/LOKALITET:

Tromsø/Ås

GODKJENT /APPROVED

Hildegunn Norheim

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Jutta Kapfer

NAVN/NAME

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

1	Å bevare pollinerende insekter er et nasjonalt ansvar	4
2	Hvilke faktorer begunstiger pollinerende insekter?.....	8
2.1	Forekomst av insekt-pollinerte plantearter	8
2.2	Pollinatorvennlige naturtyper og landskapselementer	9
2.3	Heterogene landskap.....	13
3	Trusler mot pollinerende insekter	15
3.1	Ødeleggelse og fragmentering av levesteder	15
3.2	Intensivering av landbruk og monokulturer	17
3.3	Urbanisering	19
3.4	Sprøytemidler og andre miljøgifter	20
3.5	Klimaendringer	21
3.6	Andre faktorer	23
4	Estimater på sammenheng mellom pollinatorer og ulike landskap	25
4.1	Indikatorer for nivåforskjeller på pollinatortjenester	25
4.2	Indeks over årsvariasjon i pollineringstjenester	26
4.3	Pollinator forekomst.....	27
4.4	Relative Pollination Potential Index.....	28
4.5	Tilbud og etterspørsel etter pollinering.....	29
4.6	High Nature Value Index.....	29
5	Hva kan inngå i en helhetlig vurdering av potensielle pollinatorvennlige landskap.....	31
6	Konklusjon	34
	Referanser	35

1 Å bevare pollinerende insekter er et nasjonalt ansvar

Pollinerende insekter er, på samme måte som insekter generelt, i tilbakegang over store deler av verden (Dirzo et al., 2014; Potts et al., 2010; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Denne globale nedgangen har vekket stor internasjonal interesse blant forskere, økonomer, politikere og allmennheten. Det antas at tap av insekter vil ha uheldige konsekvenser for biomangfold (IPBES, 2016), for matproduksjon (Winfree et al., 2018) og økosystemtjenester på grunn av insektenes sentrale rolle i en rekke økologiske prosesser (Dicks et al., 2020). Prosessene omfatter, for eksempel, pollinering av villblomster, kultur- og matplanter (Ollerton et al., 2011; Öckinger & Smith, 2007), nedbryting av organisk materiale, herbivori, og resirkulering av næringsstoffer i naturen (Yang & Gratton, 2014). I tillegg har insekter en viktig funksjon som matkilde for andre dyregrupper slik som fugler, pattedyr, krypdyr og amfibier. For eksempel er omtrent 60 prosent av fugleartene avhengige av insekter som matkilde (Morse, 1971).

Det anslås at over 80 prosent av de ville plantene og 75 prosent av matplantene er avhengige av insekter for pollinering (Ollerton et al., 2011). Frømodning og formering er avhengig av at pollinerende insekter er til stede, og mangfoldet av blomsterplanter er funnet å være positivt korrelert med blomsterbesøk av bestøvende insekter (Jones et al., 2019). Sammenhenger som dette forklarer også at en forenkling av pollinatorsamfunn vil kunne føre til nedsatt stabilitet i frøproduksjonen og reduserte avlinger av matplanter som er avhengig av pollinatorer (IPBES, 2016).

Arealet med pollineringsavhengige avlinger har økt over hele verden, og behovet for insektbestøvning er tredoblet siden 1961 (Aizen & Harder, 2009). Et slikt behov for bestøvning ved hjelp av insekter kan ikke bæres av honningbier (*Apis mellifera*) alene. Dette skyldes delvis at aktiviteten til honningbier ofte ikke er tilstrekkelig for å levere både mengde og kvalitet av pollen til riktig tid og sted (Garibaldi et al., 2011). Samtidig har forekomsten av honningbier generelt blitt redusert blant annet fordi de er utsatt for et fenomen kalt «Colony Collapse Disorder» (CCD) (Dainat et al., 2012), trolig forårsaket av multi-stressfaktorer som parasitter og sykdommer (Le Conte et al., 2010; Simon-Delso et al., 2014), habitatødeleggelse og fragmentering (Naug, 2009), pesticider og andre miljøgifter (Goulson, 2013; Lupi et al., 2021), elektromagnetiske felt (Balmori, 2021; Lupi et al., 2021; Lupi et al., 2020), og endringer i det fysiske miljøet som f.eks. klima (González-Varo et al., 2013). De totale konsekvensene av redusert pollinering er ukjente. Men den økonomiske verdien av økosystemtjenestene som leveres av ville insekter er estimert til 57 milliarder dollar årlig i USA alene (IPBES, 2016). Naturlige habitater gir leveområder for mange ville pollinatorer, og gir grunnlag for en stabil og komplementær pollinerings-tjeneste som øker avlingene (Carvalho et al., 2011; Garibaldi et al., 2011).

Det er opplagt at det å ta vare på mangfold og forekomst av insekter må være en viktig målsetning i arbeidet med å ta vare på det biologiske mangfoldet. Det er nå generelt en bred erkjennelse av viktigheten av de pollinerende insektene også for matproduksjonen. Dette har blant annet gitt seg utslag i finansiering av forskning på temaet. I Norge, har det også ført til at flere regioner i dag gir økonomisk støtte, via landbrukets Regionale Miljøprogram (RMP) midler (SLF, 2012), for eksempel til såkalte «pollinatorstriper» – 2 m brede striper i jordekanter som sås med blandinger av blomsterfrø (Figur 1). Flere frøblandinger er tilgjengelige. De blandningene som er tilgjengelig kommersielt i store volum har litt ulik sammensetning av arter. Det finnes både ettårige og flerårige blandinger, men felles for dem er at de inneholder importerte frø av f.eks. honningurt (*Phacelia tanacetifolia*) og ulike kløverarter som ikke vokser naturlig i Norge. Ordningen er populær, og i Norge ble det i 2020 sådd mer enn 1000 km med slike frøblandinger (www.landbruksdirektoratet.no/nb/statistikk-og-utviklingstrekk/miljostatistikk/biologisk-mangfold). Ved NIBIO Landvik, Norsk kompetansesenter for blomstereng og naturfrø (www.blomstereng.no), utvikles det en robust frøblending med frø fra norske arter som tåler litt

nitrofile forhold. Frøblandingen er tenkt å være et alternativ til øvrige frøblandinger med fremmede arter, for flerårige pollinatorstriper, og er planlagt å komme i salg fra 2022.



Figur 1. En typisk pollinatorstripe sådd i en åkerkant i Viken. Foto: Wenche Dramstad, NIBIO.

Konvensjonen om biologisk mangfold har definert internasjonale rammer for å sikre biomangfoldet på kloden og en bærekraftig bruk av naturressursene. I 2016 utviklet IPBES en rapport om pollinatorer og matproduksjon («International Pollinator Initiative», <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7147>) med bl.a. anbefalinger til myndigheter om hvordan de kan ivareta insektpopulasjoner på en effektiv måte (IPBES, 2016). Der fremheves betydningen av å redusere trusler mot pollinerende insekter, i særdeleshet uheldig arealbruk (Winfrey et al., 2011), klimaendringer (Northrup et al., 2019; Powers & Jetz, 2019), eller bruk av plantevernmidler og miljøgifter (Crall et al., 2018; Sponsler et al., 2019). Mange land, inkludert Norge, har ratifisert denne avtalen.

Den internasjonale «Coalition of the Willing on Pollinators» skal bidra til å redusere negative effekter på pollinatorer og pollineringsstjenester. Dette skal gjøres ved hensynsfull forvaltning av landområder og god arealplanlegging, som igjen skal sikre tilgjengelighet av egnet habitat for pollinatorer. Det er også viktig å ivareta pollinatorenes mulighet for forflytning mellom egnede habitat i landskapet, noe som igjen er forventet å bidra til pollinering til nytte for jordbruket (Coalition of the Willing, 2019). Norges regjering har signert denne avtalen og som følge av dette utviklet en nasjonal pollinatorstrategi for å bevare levedyktige bestander av villbier og andre pollinerende insekter som sikrer pollineringsstjenester i matproduksjon og naturlige økosystemer (Regjeringen, 2018). I 2020 ble Pollinatorstrategien fulgt av en handlingsplan (Departementene, 2021). I tiltaksplanen presenteres totalt 24 konkrete tiltak. Målet med tiltaksplanen er «...bidra til å nå strategiens overordnede mål om å sikre levedyktige bestander av villbier og andre pollinerende insekter for å opprettholde pollinering i matproduksjon og naturlige økosystemer.» (side 9). Tilsvarende strategier er utviklet i andre land, for eksempel den nasjonale pollinatorstrategien i England (Defra, 2014), eller «All-Ireland pollinator plan» i Irland

(National Biodiversity Data Centre, 2022). I 2018 lanserte dessuten EU sitt «pollinator initiativ» (European Commission, 2018).

I 2019 ble det videre etablert et pollinatorforum som ledes av Miljødirektoratet. Målet var å samle representanter fra kunnskapssektoren, offentlig sektor, samt organisasjoner fra privat og frivillig sektor. Forumet skal stimulere til økt samarbeid og aktiviteter som utvikler og omsetter tiltak som sikrer insektbestandene i Norge. Dette forumet skal prioritere tre hovedaktiviteter:

1. Økt vitenskapelig kunnskap og formidling til ulike aktører som styrker overvåking av pollinerende insekter og deres leveområder, grønn infrastruktur og utforming og bevaring av gode habitater i (jordbruks)landskapet.
2. Bevaring av insektvennlige leveområder for pollinerende insekter, som omfatter handlingsplaner og andre aktiviteter som bidrar til en mer insektvennlig utvikling både i byer og i distriktene bl.a. oppfølging av handlingsplaner for utvalgte naturtyper (<https://lovdata.no/dokument/SF/for-skrift/2011-05-13-512>);
3. Fremme formidling av den opparbeidete kunnskapen og resultater for en bedre forståelse i samfunnet og øke interesse og aktive tiltak for bevaring, tilrettelegging og forbedring.

Et felles mål for aktivitetene er at betingelsene for pollinerende insekter enten må opprettholdes eller forbedres, noe som krever omfattende kunnskap om utvikling i rom og tid for å muliggjøre en hensiktsmessig forvaltning av landskapet. Det finnes imidlertid forholdsvis lite kunnskap om hvordan ulike insektsamfunn har forandret seg over tid (men se f.eks. Thomson (2019)), og hvilke faktorer som er ansvarlig for dette. Studier i seinere tid har pekt på at intensivt arealbruk er en viktig driver bak nedgangen av insektarter og mengden insekter (biomasse), men det er få eller ingen tidsserier fra et stort utvalg lokaliteter, med data på insektforekomster langs ulike gradienter av arealbruk-intensitet, som kan stadfeste kausale sammenhenger (Seibold et al., 2019).

Kartlegging og overvåking av pollinerende insekter, habitater og pollinering som økosystemtjeneste er særlig viktig for å avsløre trender over tid og for å forstå komplekse samspill mellom insekter og påvirkningsfaktorer og dets romlige variasjon (Betts et al., 2019). En slik overvåking er nå igangsatt i Norge, med første år for registrering i 2020 (S. Åström et al., 2020). Overvåkingen baserer seg på fangst av insekter i malaisefeller. Fellene blir plassert i ulike naturtyper, med gjentak i et femårsintervall. I første omgang er skog og seminaturlig mark / jordbruksmark valgt ut for overvåking (J. Åström et al., 2020).

Kartlegging av faktorer og elementer i landskapet kan også bidra til å identifisere områder som er spesielt insektrike. De siste 20 årene har det blitt forsket mer på hvordan landskapsegenskaper og -struktur henger sammen med dynamikken i forekomster av pollinerende insekter og pollinering (f.eks. Hadley & Betts, 2012; Hass et al., 2018; Kormann et al., 2016; Sabatino et al., 2010). Seibold et al. (2019) kom frem til at de viktigste drivkreftene bak insektnedgangen sannsynligvis opererer på store romlige skalaer, assosiert med landbruk på landskapsnivå. Banaszak (2000) demonstrerte hvordan habitatsheterogenitet hadde betydning både for antall biearter og for tettheten av deres forekomst. Osborne et al. (2008) dokumenterte hvordan hager, kantsoner og smale strukturer i jordbrukslandskapet som de man ofte finner langs gjerder for eksempel, var spesielt viktige som arealer for humlebol. Dette er i tråd med funn presentert av Goulson et al. (2010) som uttalte «The substantial effects that even small areas of local resources such as rough grassland or clover leys can have on bumblebee nest numbers and survival is of clear relevance for the design of pollinator management strategies.» (side 1207). Tilsvarende fant Herbertsson et al. (2016) at honningbier kunne utkonkurrere humler når det gjaldt tilgang til de begrensede ressursene i homogene landskap.

Også i Norge er ulike prosjekter igangsatt som kartlegger tilstand og romlig fordeling av f.eks. utvalgte leveområder, grøntområder i byer, eller grønn infrastruktur, og deres betydning for villbier og andre pollinerende insekter. Prosjektet «POLLILAND» i regi av Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), for eksempel, tar for seg habitatkvalitet, og modellerer den romlige fordelingen av habitater som er

viktige for pollinatorer. Prosjektet ser på utvalgte områder som er positive eller viktige ellers i bevaringssammenheng (f.eks. forvaltede, restaurerte og truede habitater) med mål om å identifisere områder som skal bevares gjennom tilpassete tiltak og skjøtsel. «BeeDiverse», et prosjekt som ledes av NIBIO, setter søkelys på viktige levesteder for pollinatorer i tettsteder (byer) og hvilke konsekvenser urbanisering har for pollinerende insekter og ville planter. Også på internasjonalt nivå (f.eks. EU) finnes det prosjekter som skal bidra til å øke kunnskap og oversikt over gode leveområder for insekter. Eksempelvis er «ESTIMAP» (en metode for «Ecosystem service mapping») brukt på tvers av landene for å modellere insektforekomster på nasjonalt nivå basert på forekomster av viktige utvalgte habitattyper og ulike egenskaper til insekter (Zulian, Paracchini, et al., 2013).

Selv om mange prosjekter er igangsatt og det drives et omfattende arbeid med metodeutvikling, mangler vi likevel en helhetlig oversikt, dvs. en samling og sammenkobling av samtlige elementer og faktorer som er viktige for insektenes tilstedeværelse, positive så vel som negative. Målsetningen vil være å kunne identifisere og evaluere et landskap for dets betydning for pollinerende insekter. Å predikere forekomsten og den romlige fordelingen av pollinatorvennlige landskap krever god kunnskap både om de ulike artene av pollinatorer og grunnleggende faktorer som påvirker deres suksess i landskapet. I tillegg må andre relevante data om leveområdene og kartgrunnlag på riktig skala være tilgjengelig som kilde for å kunne danne et helhetlig bilde av tilstand, utfordringer og muligheter. Tilgang til data om forekomst og romlig fordeling av pollinatorrelevante faktorer og landskapselementer er helt avgjørende for en helhetlig vurdering av et pollinatorvennlig landskap, samtidig som prosesser og påvirkningsfaktorer som truer pollinatorer må bli tatt med i betraktningen.

Denne rapporten beskriver og gir en oversikt over kunnskapsstatus når det gjelder hvilke faktorer som er kritiske for pollinerende insekter, basert på nye internasjonale forskningsresultater. Vi vil først informere om faktorer som er funnet å generelt bidra positivt til pollinatorenmangfoldet. Så beskriver vi trusselfaktorer som i hovedsak bidrar til en nedgang i insektbestander. Videre presenterer vi ulike metoder og modeller som allerede er utviklet og er i internasjonal bruk for å predikere forekomsten og mangfold av pollinerende insekter på landskapsnivå. I oppsummeringen diskuterer vi den eksisterende kunnskapen om insektvennlige landskap, hvilke styrker og svakheter eksisterende modeller og metoder har, og hvordan kunnskapen kan anvendes/utvikles for pollinerende insekter i norske landskap. I tillegg vil vi dokumentere viktige kunnskapshull vi ser, og vi vil diskutere hvordan kunnskapen kan brukes i en overvåking av landskapet.

2 Hvilke faktorer begunstiger pollinerende insekter?

Mangfoldet av pollinatorer er stort og omfatter hovedsakelig ulike arter av humler, solitære bier, tam-bier/honningbier, så vel som mange arter av fluer (f.eks. blomsterfluer), sommerfugler, biller, maur og snegler (Landolt et al., 2010). I Norge er det registrert 208 arter av villbier, hvorav 35 er humler (<https://www.artsdatabanken.no/arter-pa-nett/villbier>, status 28.01.2022). Det er påvist at et høyt mangfold av pollinatorer f.eks. øker utviklingen av frukt og frøanlegg hos planter, noe som kan brukes som et estimat for avling (Garibaldi et al., 2016; Lowenstein et al., 2015). Et stort pollinatorenmangfold stiller imidlertid også krav til pollinatorvennlige leveområder, dvs. at et landskap må være egnet for pollinatorer ved at det byr på ulike elementer og funksjoner som tiltrekker seg flest mulig pollinatorarter og som tillater etablering og overlevelse av livskraftige bestander. I tillegg til tilstrekkelige forekomster av næring og vann må et pollinatorvennlig landskap by på muligheter for å etablere bol og reir, gi beskyttelse mot trusler av ulik natur (f.eks. predatorer, klimatiske forhold), og sikre trygg overvintring.

2.1 Forekomst av insekt-pollinerte plantearter

Forekomst av pollinatorplanter som byr på nektar og pollen er den mest grunnleggende forutsetningen for at bestøvende insekter tiltrekkes av og finnes i et landskap. Overlevelsen av pollinatorer og deres avkom krever at artsspesifikke blomsterplanter er tilgjengelige og at sammensetningen av disse garanterer kontinuerlig næringstilgang gjennom blomstring i hele sesongen. For humler, som er aktive ved lavere temperaturer og våtere vær enn andre villbiearter, er det spesielt viktig at planter som blomstrer veldig tidlig (f.eks. korsknapp *Glechoma hederaceae*, blåbær *Vaccinium myrtillus* og selje *Salix caprea*) og/eller sent i sesongen (f.eks. rødkløver *Trifolium pratense* og røsslyng *Calluna vulgaris*) er til stede i leveområdet (Det norske hageselskap et al., 2015; Landolt et al., 2010; Potts et al., 2010). Da humler heller ikke har lager av pollen og nektar for lengre perioder, slik for eksempel honningbier har, er det viktig at det ikke er temporære «hull» i næringstilgangen, altså perioder uten blomstring av relevante arter.

Viktige nektar og pollenkilder om våren er som nevnt selje, men også andre treslag som spisslønn (*Acer platanoides*) (Figur 2), hegg (*Prunus padus*) og rogn (*Sorbus aucuparia*). Planter i kurvplante-familien, ertefamilien og lyngfamilien er generelt gode pollen- og nektarressurser. Av tidligblomstrende kurvplanter kan nevnes hestehov (*Tussilago farfara*) og løvetann (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*). I skogkanter finner vi knollerteknapp (*Lathyrus linifolius*) og i skogen blomstrer blåbær tidlig. Utover i sesongen kommer f.eks. kurvplanter som prestekrage (*Leucanthemum vulgare*) og åkertistel (*Cirsium arvense*), gullris (*Solidago virgaurea*) og engknoppurt (*Centaurea jacea*). Fuglevikke (*Vicia cracca*) kan begynne å blomstre nokså tidlig i juni og andre erteplanter som ulike arter kløver (*Trifolium* sp.), gulflatbelg (*Lathyrus pratensis*), tiriltunge (*Lotus corniculatus*) og rundbelg (*Anthyllis vulneraria* ssp. *Vulneraria*) kommer videre utover i sesongen og blomstrer lenge. Dette er gjerne arter knyttet til lysåpne enger, veikanter og åkerkanter. I skogkanten etterfølges knollerteknapp av skogkløver (*Trifolium medium*). Arter fra andre plantefamilier er også viktige næringskilder om sommeren f.eks. rødknapp (*Knautia arvensis*) og blåknapp (*Succisa pratensis*) (kardeborrefamilien), bringebær (*Rubus idaeus*) og ville nyperoser (*Rosa* sp., rosefamilien), fagerklokke (*Campanula persicifolia*) og blåklokke (*Campanula rotundifolia*) (klokkefamilien), jonsokkoll (*Ajuga pyramidalis*) og bergmynte (*Origanum vulgare*) (leppeblomstfamilien). I skog og eng er f.eks. den halvparasittiske marimjella (*Melampyrum pratense*) populær blant flere arter av humler.



Figur 2. Blomstring gjennom hele den aktive sesongen er spesielt viktig for overlevelsen til pollinatorer. Foto: Dagsommerfugl i underfamilien blåvinger på avblomstret skogstorkenebb (venstre) av Jutta Kapfer, NIBIO, og humle på lønn i blomst (høyre) av Wenche Dramstad, NIBIO.

Dyrkede frukttrær og bærbusker er gode næringsressurser i blomstringstiden på forsommeren. Hageeiere kan også bidra til gode vilkår for villbiene ved å velge vekster som blomstrer til ulike tidspunkt slik at det er næringsressurser gjennom hele sesongen. På nettsiden www.blomstermeny.no er det mange forslag til plantesorter for hagen som er gode nektar og pollenplanter f.eks. valurt, lavendel og andre urter i leppeblomstfamilien som timian, oregano og salvie.

2.2 Pollinatorvennlige naturtyper og landskapselementer

Mange studier viser at nærhet til semi-naturlige habitater som f.eks. åpne naturbeiter og slåttemarker (semi-naturlig eng), tresatte hagemarker og kystlynghei har en positiv effekt på pollinatorsamfunn (Senapathi et al., 2017). Semi-naturlige habitater er natur som er moderat endret gjennom ulike bruksformer over lang tid, dvs. relativt regelmessig rydding av busker og trær, samt beite, slått, brenning og/eller en annen form for høsting, men uten bearbeiding av marka eller bunnen i form av pløying, sterk gjødsling eller liknende (Hovstad et al., 2018). Disse moderat endrete økosystemene har en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra artssammensetningen på tilsvarende mark uten samme form for drift da bruken av arealene fremmer lysåpne områder rike på ulike arter av gras og urter. Semi-naturlige habitater spiller derfor en viktig rolle for mangfoldet av planter og dyr i kultur- og jordbrukslandskapet (Wilson et al., 2012). Ulikt naturgrunnlag fra nord til sør, fra kyst til innland, fra lavland til fjellbygder samt ulike driftsformer fra sted til sted gir opphav til stor variasjon av semi-naturlige habitater. Vegetasjonstypene varierer dessuten langs viktige gradienter som jordas fuktighetsnivå, næringsinnhold og pH (Halvorsen et al. (2020)). Denne variasjonen er grunnen til at ulike semi-naturlige habitater tiltrekker ulike pollinatorer (Bartual et al., 2019). For å predikere mangfoldet av pollinatorer er det derfor viktig med kunnskap om plantegruppenes ulike egenskaper. For eksempel er det dokumentert at forekomsten av spesielle plantegrupper er viktigere for artsrikheten, mens strukturelle egenskaper i vegetasjonen er mer viktige for deres fiender (Bartual et al., 2019). Også den romlige variasjonen av pollinatorvennlige planteegenskaper er viktig. For eksempel kan denne variasjonen bidra til store forskjeller i forekomsten av pollinatorer og andre insekter i kantsoner sammenlignet med indre deler av semi-naturlige habitater (Schirmel et al., 2019).

Kantsoner som vannkanter, jordekanter, kanter langs veier (Figur 3), eller kanter mot beiter og skog er kjent for å bidra til økt artsrikhet både blant planter og insekter (Zamorano et al., 2020). Spesielt i et ellers mer ensidig jordbrukslandskap er slike habitater viktige og inneholder verdifulle ressurser for

pollen og nektar. Kantsoner varierer med hensyn til bredde, struktur og sammensetning av plantearter, og som nevnt ovenfor kan denne variasjonen påvirke hvilke og hvor mange ulike insektarter som tiltrekkes. For eksempel, tresatte kantsoner kan ha høyere diversitet av villbiearter sammenlignet med treløse kantsoner (McKechnie et al., 2017). Som vist av Osborne et al. (2008) er også smale kantsoner arealer med relativ høy forekomst av humlebol. I studien som ble gjennomført i Canada, (McKechnie et al., 2017) hadde tresatte kantsoner også en høyere «bee nesting habitat index». En generell funn av Rands og Whitney (2011) var også at «jo breiere enn kantsoner, jo bedre».

De fleste kantsonetyper trenger imidlertid skjøtsel for å bevare blomstermangfoldet. I jordbruket kan kantsoner sees på som et areal som er lite produktivt, eventuelt som kilde til ugras i åker. For eksempel, kanter som er dominert av gress, som er plantet til med gran, eller kanter som slås for ofte, kan gi utforminger som er lite attraktive for de pollinerende, blomsteravhengige insektene. Videre vil utformingen av selve jordbruksarealene påvirke arealet med kantsoner. Når jordstykker smelter sammen til større enheter forsvinner for eksempel mange smale åkerreiner. Dette er en utvikling som er vel dokumentert også i Norge ((Fjellstad & Dramstad, 1999; Stokstad, 2014). Aune-Lundberg og Dramstad (2021) dokumenterte dessuten at en forenkling av jordstykkenes form også påvirker arealet med kantsoner.

For å øke tilgangen til blomsterressurser for pollinatorer ble det i Norge i 2019 i enkelte regioner etablert en støtteordning innen landbruket kalt «pollinatorstriper». Ordningen er blant annet tilgjengelig for gårdbrukere i Innlandet. Der beskrives ordningen slik:

«Det kan gis tilskudd for å så og skjytte soner med pollinatorvennlige frøblandinger på jordbruksareal. Sonene må ha pollinatorvennlige blomster gjennom vekstsesongen. Arealet det gis tilskudd for skal ikke være gjødslet eller sprøytet med plantevernmidler.

Tiltaket skal gjennomføres enten

- *i kombinasjon med grasdekte vannveier og grasstriper i åker § 17 og grasdekt kantsoner i åker § 18. Bredden på stripen skal tilsvare bredden på grasdekt vannvei, grasstripe eller kantsoner i åker. Foreløpig tilskuddssats er 5 kr pr meter.*

eller

- *ved å etablere en egen stripe for pollinerende insekter. Bredden på stripen som etableres skal være minimum 2 meter. Foreløpig tilskuddssats er 10 kr pr meter.*

Tilskuddet utmåles per meter. Fra 2021 er tilskuddet begrenset til maks. 5000 meter pr. foretak.»

I 2019 ble nærmere 60 km blomsterstriper sådd langs åkerkantene i Innlandet (Statsforvalteren, 2020).



Figur 3. Ulik skjøtsel har konsekvenser for kantsonevegetasjonen, som kan bli mer eller mindre blomsterrik og insektvennlig. Foto: Leif Hauge og Oskar Puschmann, NIBIO.

Private hager og parkanlegg (Figur 4) har også stort potensiale i forhold til å ivareta pollinatorbestander (Majewska & Altizer, 2018). Hver vår må for eksempel den sosiale humledronningen lete etter ny bolplass. Dette kan være tidligere musereir, tuer med tørt gras, tørt løv, gamle fuglereir, isolering i hus m.m. I undersøkelsen av Osborne et al. (2008), for eksempel, ble det dokumentert at hager er svært viktige areal for etablering av humlebol. Det er også i andre undersøkelser dokumentert at hager kan ha svært stor betydning for forekomst av pollinerende insekter og pollinering i landskapet (Langellotto et al., 2018; Majewska & Altizer, 2018; Samnegård et al., 2011). Ved gjennomtenkt valg av kultur- og pryddplanter med sammensetning av ulike pollinatorplanter kan private hager og offentlige parkanlegg (inklusive f.eks. botaniske hager, gravplasser) lett tilrettelegges så de blir varierte og verdifulle levesteder for mange og ulike insekter (Sverdrup, 2021). Spesielt i bebygde områder (byer og tettsteder, bygder) kan beplantning i hager og på balkonger være en fordel og fungere som «stepping stones» (eller «vadesteiner») med mer eller mindre stor romlig fordeling i et ellers plantefattig område.

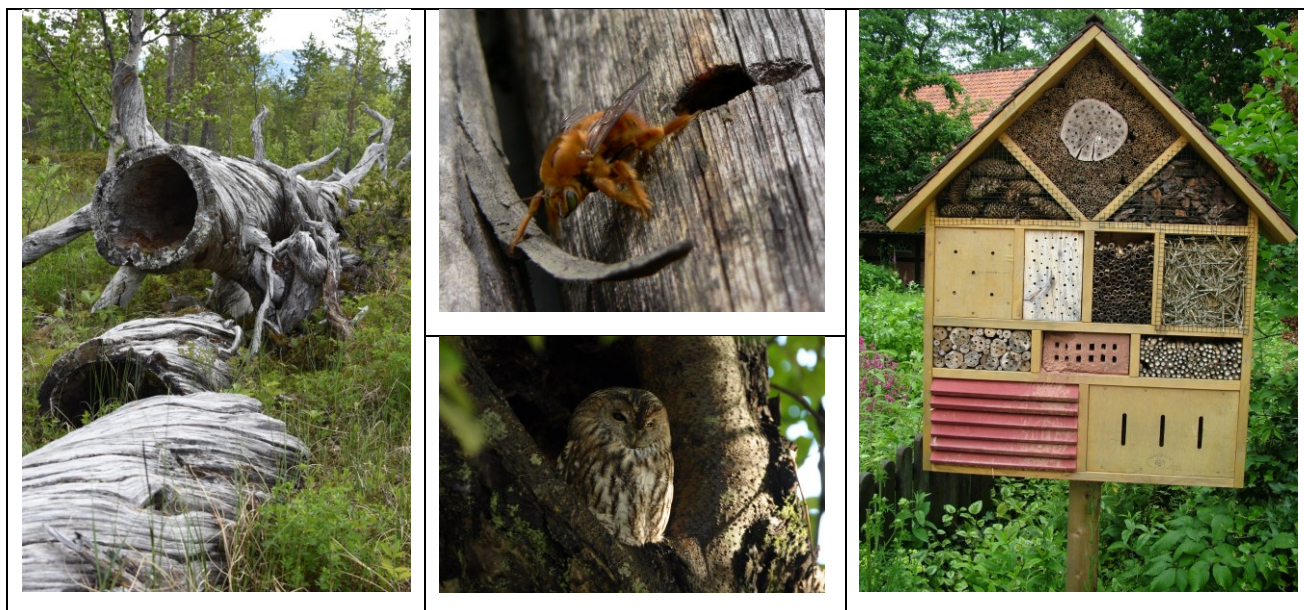


Figur 4. Godt gjennomtenkt beplantning av private hager og offentlige parkanlegg er relativt enkle grep som øker ressurstilgangen for bestøvende insekter. Foto: Jutta Kapfer, NIBIO.

For å hjelpe med valg av type beplantning er det utarbeidet en oversikt over pollinatorvennlige hage- og villplanter for Østlandet (se www.blomstermeny.no). Blomstermenyen er et samarbeid mellom flere organisasjoner og institusjoner som tiltak for bevaring av pollinatorer som bier, sommerfugler og andre bestøvende insekter. Oversikten over viktige pollinatorplanter og deres blomstringstidspunkt er til hjelp og inspirasjon for hageeiere som er interessert i å bidra i å ivareta insektbestander. En lang liste med humlevennlige hageplanter finnes dessuten på nettsidene til Det norske hageselskap. Valurt, solhatt, solsikke og tistler er noen få eksempler som ikke bare beriker folks liv med vakre planter men også bidrar til økt mangfold av pollinatorer.

Gamle trær og død ved: Av de 207 villbieartene som finnes i Norge er 1/4 ved-levende. Noen, spesielt de solitære biene, bor i hull etter biller og larver i trestammer og gammelt treverk, slik det også imiteres av biehoteller. Mange solitære villbier lever også i jorda hvor de graver ganger til larvene. Forekomsten av gammel død ved, som særlig finnes i gamle skoger og naturskog er derfor positivt for å sikre overlevelsen til ved-levende pollinatorarter (Figur 5).

Monokulturer med f.eks. raps (Figur 9), eller ertevekster byr på rikelig med pollen og nektar til bestøvende insekter. Det er påvist at blomstringen av slike åkervekster også kan ha positiv effekt på pollinatorbesøk i nærliggende kantsoner for eksempel (Hanley et al., 2011) og at blomstringen også kan ha positiv effekt på forekomst av solitære bier, humler, humledronninger og hanner om høsten (Holzschuh et al., 2013; Kallioniemi et al., 2017; Rundlöf et al., 2014). Masseblomstringen er imidlertid tidsbegrenset, og det synkrone bortfallet av blomster i løpet av relativt kort tid kan være en utfordring for pollinatorer (se mer om negative effekter i Kapittel 3.2).



Figur 5. Gamle trær og død ved er viktige elementer som øker biomangfoldet i landskapet. De er et viktig levested f.eks. for ved-levende villbier og ugler. Der død ved o.l. materiale er mangelvare kan det være aktuelt å sette opp biehotell (høyre) som rommer mange og ulike insekter. Foto: Jutta Kapfer (venstre, midten) og Wenche Dramstad (høyre), NIBIO.

2.3 Heterogene landskap

Det er godt dokumentert at heterogene landskap (se for eksempel Figur 6) med en høy variasjon og mangfold av habitater (både naturlige og semi-naturlige) bidrar til mangfoldige pollinatorsamfunn (Senapathi et al., 2017). Heterogene landskap påvirker artsrikheten på en positiv måte f.eks. gjennom rike plantesamfunn og høy variasjon i ulike areal-, natur- og landskapstyper (Meyer et al., 2009). Dette skaper ganske enkelt økologiske nisjer for flere arter.

Varierte landskap er generelt knyttet til høyere artsrikhet og tetthet av humler (Rundlöf et al., 2008), for eksempel ved at ulike semi-naturlige plantesamfunn, både åpne og tresatte, tilbyr blomsterressurser gjennom hele sesongen (Mallinger et al., 2016). Spesielt i områder med en høy andel av monokulturer har tilgjengeligheten av ulike, mindre menneskelig påvirkete habitattyper en positiv effekt på insekter (Holzschuh et al., 2016; Proesmans et al., 2019; Scherber et al., 2019). Andre studier har også vist at semi-naturlige enger i et jordbruksdominert landskap har en positiv effekt for antall bier og ulike biearter (Le Féon et al., 2013; Scheper et al., 2015). Dette tydeliggjør at nærhet til forskjellige semi-naturlige habitater er viktig for pollinatorer. Ved isolasjon av semi-naturlige habitater synker artsrikheten og antall blomsterbesøk og dermed også stabiliteten i pollineringsstjenester (Garibaldi et al., 2011; Kennedy et al., 2013).

I en studie i Nord-Amerika undersøkte man områder som var 3 km i diameter med variert arealbruk, bl.a. jordbruk, skog, og bebygd areal. Resultatene viste at både mangfoldet og mengden av sjeldne villbier var mye større i landskap som var mindre påvirket av menneskelig aktivitet (Harrison et al., 2019). Dette var den første undersøkelsen fra Nord-Amerika som oppdaget at landskapets beskaffenhet påvirker sjeldne pollinatorarter som gruppe. I Norge dokumenterte Kallionemi et al. (2017) de positive effektene av ulike typer lineære elementer i ellers intensivt drevne jordbrukslandskap, noe som tidligere bl.a. var vist av Dover et al. (2000); Dramstad (1995); Fjellstad (1998). I Tyskland fant (Hopfenmüller et al., 2014) at et heterogent landskap, med større habitater og høy habitatkvalitet økte artsrikhet av bier, og variasjonen i funksjonelle egenskaper i pollinatorsamfunn i kalkenger. Tilsvarende forhold var tidligere dokumentert av Banaszak (2000) fra bl.a. Polen og Romania.



Figur 6. Heterogene kulturlandskap med et variert innslag av naturtyper som våtmark, skog, kultiverte og blomsterrike hager og eng kan bidra til et landskap som skaper gode leveområder for mange insekter og andre dyre- og plantearter. Foto: Jutta Kapfer, NIBIO.

Kombinasjonen av store arealer av høy kvalitet og heterogene landskap kan bidra til å ivareta en høy artsrikhet av pollinatorer samt støtte høy variasjon av funksjonelle egenskaper i ulike pollinatorsamfunn. Dette kan stabilisere pollinerings tjenester for kulturplanter og ville planter både lokalt og på landskapsnivå (Senapathi et al., 2017). Lineære strukturer som f.eks. grønne korridorer i et ellers intensivt drevet jordbrukslandskap kan fungere som funksjonelle biologiske korridorer som tillater spredning av pollen via pollinatorenes bevegelsesmønstre (Dover, 2019; Senapathi et al., 2017). Li et al. (2020) dokumenterte at viktigheten av slike korridorer øker med økende intensitet i produksjonen i jordbrukslandskapet. De konkluderte: «Conserving field boundaries and other green infrastructures, and maintaining or enhancing their quality, therefore constitute important tools to conserve and promote pollinators in intensively farmed landscapes» (Li et al. 2020, side 1494). Tilsvarende dokumenterte Schulp et al. (2014) at forekomst av grønne lineære elementer i jordbrukslandskapet økte frekvensen av pollinering av åkervekster.

Både insektmangfold og blomsterbesøk er avhengig av ulike faktorer i landskapet. Jones et al. (2019) fant for eksempel at det er en klar positiv sammenheng mellom fjellblomsterengers størrelse, antall insekter og antall blomsterbesøk. Pfeiffer et al. (2019) fant også at semi-naturlige enger som opptrer i mosaikk med andre ulike natur- og landskapselementer påvirker tettheten av humlekolonier på en positiv måte. Dette er eksempler som tyder på at en spredt forekomst av pollen- og nektarressurser har potensiale til å øke antall villbier og føre til økt frøsetting hos ville blomster i jordbrukslandskapet (Bennett & Isaacs, 2014). Men også landskapets historie og utviklingen av pollinatorenes «livshistorie-strategi» («life history strategy») påvirker insektmangfoldet i et landskap (Senapathi et al., 2017; Sydenham, 2016). Dette vil vi imidlertid ikke komme nærmere inn på her.

3 Trusler mot pollinerende insekter

Det finnes ingen enkeltstående, overordnet årsak til at pollinatorbestandene går ned (IPBES, 2016). Det er et svært sammensatt bilde der faktorer, og kombinasjoner av disse, kan virke alene, motvirke, eller forsterke hverandre i ulik grad (Lupi et al., 2021; Vanbergen et al., 2013). Det antas imidlertid at nedgangen i pollinatorer hovedsakelig er relatert til prosesser som virker regionalt, det vil si på landskapsnivå (Potts et al., 2010; Senapathi et al., 2017). Det er også flere som har foreslått at det er en kobling spesielt til de endringene som har skjedd i landbruket i Nord-Europa de siste hundre år, med økt spesialisering, teknologisk utvikling og ensartethet (Ollerton et al., 2014). Romlig skala, sammensetning og struktur av landskapet og funksjonell kobling av ulike insektvennlige landskapselementer er grunnleggende egenskaper som er avgjørende for forekomst og overlevelse av pollinerende insekter. Hvis landskapet ikke tilbyr det insektene trenger, enten det er næring, areal eller elementer for reir- og bolplasser eller annet, vil det ha negative effekter på insektbestandene. Det er også viktig hvordan disse ressursene er lokalisert i forhold til hverandre i landskapet. Endringer i arealbruk som f.eks. tap eller fragmentering av habitater (Bascompte et al., 2006; Pfeiffer et al., 2019) eller overgang til monokulturer (Holzschuh et al., 2016; Proesmans et al., 2019; Scherber et al., 2019), samt endringer i klima (González-Varo et al., 2013), sykdommer og parasitter (Le Conte et al., 2010; Simon-Delso et al., 2014) og bruk av plantevernmidler og miljøgifter (Crall et al., 2018) er blant de største truslene mot insektmangfoldet. I senere år er også elektromagnetisk stråling blitt utpekt og forsket grundigere på som en mulig forklaring på nedgangen i insektbestander (Balmori, 2021; Lupi et al., 2020). For å få til en realistisk prediksjon og modellering av pollinatorvennlige landskap er det derfor viktig å ta hensyn til forekomsten av samtlige trusselfaktorer som kan påvirke insektbestandene på en negativ måte.

3.1 Ødeleggelse og fragmentering av levesteder

Degradering og ødeleggelse av pollinatorenes levesteder er viktige drivkrefter bak biomangfoldtap (Marini et al., 2014). Økende romlig og funksjonell isolasjon ifm. fragmentering øker risikoen for at den genetiske utvekslingen innen artene blir redusert, noe som på sikt vil ha negative konsekvenser på det genetiske mangfoldet (Cushman et al., 2012; Fletcher Jr. et al., 2014). Når populasjoner av en art blir små og isolert blir de mer utsatt for tilfeldig variasjon som kan få ulike negative konsekvenser. På sikt kan små populasjoner dessuten føre til innavlsdepresjon, noe som videre fører til redusert tilpassningsmulighet og overlevelse hos pollinatorer (Kelemen & Rehan, 2021). En slik utvikling blir spesielt alvorlig, ettersom pollinatorer også har stor betydning for den genetiske utvekslingen hos plantene de pollinerer. Økt isolering og tap eller reduksjon i kvalitet av levesteder fører til at pollinatorer blir mindre vanlige, noe som også påvirker hyppigheten av blomsterbesøk og bestøvning (Steffan-Dewenter & Tschardt, 1999). På sikt kan romlige og funksjonelle endringer i pollinatorenes levesteder føre til at insektene forandrer på sine spise- og trekkvaner (bevegelsesmønstre), noe som vil ha konsekvenser for pollineringsuksessen.

Endringer i landbruk har stor betydning for tilgjengelighet av habitater av høy kvalitet for både pollinatorplanter og pollinatorer. For eksempel ble det observert en nedgang i antall pollinatorarter i et landskap der ulike enghabitater forsvant eller ble mer og mer fragmentert (Sabatino et al., 2010). Effektene har vist seg å være mest negative i landskap der det er lite igjen av naturlige habitater (Winfree et al., 2009). Fravær av semi-naturlige habitater med mange og ulike pollinatorer og karplanter indikerer redusert insektmangfold. Enkelte landbruksarealer som slåttemark og gårdsnære naturbeitemarker har gått dramatisk ned de siste 100 år (Norderhaug & Johansen, 2011). Samtidig er jordstykkestorelsen generelt økt, og mange kantsoner forsvunnet (Stokstad, 2014). Dette er faktorer som kan ha ført til en nedgang i habitater for pollinatorer og økt fragmentering av de resterende ressursene de er avhengige av.

Gjengroing med busker og trær på arealer som tidligere var brukt til f.eks. beiting og slått kan føre til at viktige blomsterplanter forsvinner fra landskapet (Pedersen et al., 2020). Blomsterenger i fjellet, for

eksempel, kan være hotspots for biologisk mangfold ved å fungere som nøkkelbiotoper for både blomsterplanter og pollinatorer. Mange steder er disse verdifulle levestedene imidlertid i tilbakegang fordi seter- og beitebruk er lagt ned (Stensgaard, 2017). En konsekvens er ofte at arealer gror til med få dominerende plantearter (Figur 7). Dette reduserer blomstringsperioden i området eller kan gi dominans av planter som er av mindre, eller ingen nytteverdi for bestøvende insekter. De fleste villbiearter bor i jorda, helst i lett jord i en varm helling, f.eks. i vegkanter og skjæringer i terrenget. Gjengroing med kratt og ugras reduserer kvaliteten på slike boplasser. Gjødsling utenfor dyrka mark bidrar også til tett vegetasjon, ofte med redusert blomsterinnhold og færre boplasser i jorda under vegetasjonen.



Figur 7. Eksempel på tidligere beite- eller slåttemark som gror igjen med mjøddurt (*Filipendula ulmaria*). I en tidsbegrenset periode, i likhet med insekt-pollinerte monokulturer (se kap. 3.2), byr mjøddurt på rikelig med pollen. En slik dominans av en art går også på bekostning av mangfoldet av andre, mer lyskrevende blomsterplanter med ulike blomstringstidspunkt. Foto: Jutta Kapfer, NIBIO.

I spesielle sammenhenger kan etablering av skog imidlertid også ha positive effekter. Eksempelvis har skog i områder rundt monokulturer av bær på myr vist seg å øke tettheten av humlekolonier, mest sannsynlig på grunn av en økt forekomst av skjulesteder og habitater som tillater humlebol (Pfeiffer et al., 2019). Kultiverte enger i omgivelsene hadde derimot negative effekter på tettheten av bier på produksjonsmyrene.

Det var lenge antatt at hele pollinator-nettverk (f.eks. sammenspiellet mellom predatorer, pollinatorer, og blomsterplanter) kan være mer sårbare for fragmentering enn individuelle populasjoner (Hadley & Betts, 2012). Men det motsatte, nemlig «resiliens» (elastisitet/fleksibilitet), er også mulig (Bascompte et al., 2006). Det finnes imidlertid få studier som ser på hvordan strukturen til pollinator-nettverk er

påvirket av landskapsstrukturen. For eksempel har noen pollinatorer lavere mobilitet i landskapsmat-riksen enn andre (Volpe et al., 2014), og det er interessant å teste om høy grad av sammenhengende habitater («connectivity») danner grunnlag for et større nettverk, som igjen kan øke motstandsdyktig-heten mot negative menneskerelaterte endringer (Kaiser-Bunbury et al., 2017).

3.2 Intensivering av landbruk og monokulturer

Homogene, ensidige landskap som følge av intensivert landbruk er blant de mest kritiske faktorene som påvirker bestander av villbier (Tscharntke et al., 2012). Den romlige fordelingen av jordbruksare-ale og intensiteten i jordbruksproduksjonen er ofte funnet til å ha negative effekter på forekomst og artsrikhet av pollinatorer (Marini et al., 2014; Senapathi et al., 2017). Generelt sett har de mer spesi-alserte pollinatorartene en tendens til å være mer sårbare for habitatendring og intensivering (Biesmei-ger et al. 2006; Williams og Osborne 2009). I tillegg varierer evnen til å lokalisere og forflytte seg mel-lom spredte bol og reirsteder og matressurser i forskjellige landskap mellom artene (Lepais et al. 2010; Rader et al. 2011; Carvell et al. 2012).

Hvordan intensivert jordbruk vil slå ut kan imidlertid bli påvirket av hvilke former for jordbruk som finnes i landskapet. For eksempel, et homogent landskap som er dominert av monokulturer som ikke er attraktive for pollinatorer vil ha en mye lavere artsrikdom av villbier sammenlignet med et landskap som er dominert av skog eller gressletter (f.eks. (Marini et al., 2014; Potts et al., 2010). Mangfold og rikdom av pollinatorer kan være større i landskap med dyrket mark sammenlignet med landskap med intensiv beitebruk (Le Féon et al., 2013). Som nevnt, kan også masseblomstring av insekt-pollinerte monokulturer være positivt for pollinatorer, men denne fordelingen er tidsbegrenset til blomstringsse-sonen med den konsekvensen at pollinatorer må spre seg over større områder og lete etter nye næ-ringskilder etter at masseblomstringen er avsluttet (Holzschuh et al., 2016). Intensivering av landbruk i Europa har i de siste tiårene ført til at det blir plantet mer og mer pollinator-uavhengige kulturer iste-denfor kulturer som faktisk er avhengig av insektpollinering (Aizen et al., 2009). I områder med ensi-dig åkerlandskap (Figur 8), veier og bebyggelse kan et slik skifte ha alvorlige konsekvenser for eksiste-rende insektbestand.

Industrialisering av jordbruket har ført til omfattende endringer ved at store landområder er blitt om-gjort til åkrer. Monokulturer av blant annet hvete og mais gir ikke grobunn for mangfold, og forskning viser at dette også påvirker mangfoldet av pollinatorer (Holzschuh et al., 2016). I perioder med masse-blomstring av f.eks. raps (Figur 9) og solsikke byr monokulturer derimot på rikelig med mat til polline-rende insekter, i hvert fall periodevis. Likevel kan slike monokulturer påvirke villbiens atferd og mangfold vesentlig (Proesmans et al., 2019; Scherber et al., 2019). En høy andel av frukthager for ek-sempel, reduserte aktiviteten i humlekolonier og mengden av pollen som ble samlet inn i perioder med masseblomstring (Proesmans et al., 2019). Aktiviteten økte derimot når det fantes semi-naturlige ha-bitater i nærområdene til kolonien, noe som tyder på at selv om frukthager kan brukes som matkilde. Under masseblomstringen trivdes humlekoloniene likevel bedre i mer heterogene og varierte land-skap. Studiet viste videre at villbiene brukte ulike habitattyper som matkilder etter masse-blomst-ringen var avsluttet og fløy mye lengre distanser enn når frukthagene var i blomst. Tilgjengeligheten av ulike habitattyper hadde tydeligvis en positiv effekt på pollinerende insekter i jordbrukslandskapet.

Videre kan monokulturer tiltrekke seg spesifikke pollinatorarter slik at konkurransen om matressurser mellom ulike pollinatorarter øker (Steffan-Dewenter & Tscharntke, 2000). En konsekvens av dette kan være at ville planter blir sjeldnere pollinert. I Norge er det sannsynlig at masseblomstring av raps, rød-kløver, frukttrær, jordbær og bringebær påvirker pollineringen av planter utenfor monokulturene (Totland et al., 2013).



Figur 8. Ensidig åkerlandskap med monokultur i kombinasjon med monotone kantsoner som f.eks. granskog er lite attraktive levesteder for bestøvende insekter. Foto: Wenche Dramstad, NIBIO.



Figur 9. Masseblomstring av raps kan være en berikelse i et ellers monotont og blomsterfattig landskap. Det positive bidraget er imidlertid tidsbegrenset og kan skape utfordringer for pollinerende insekter som må finne frem til nye matkilder etter avblomstringen. I slike eller lignende landskap er forekomsten av ulike blomsterrike landskapselementer som f.eks. blomsterenger, kantsoner og korridorer, spesielt viktige. Foto: Erling Fløistad, NIBIO.

3.3 Urbanisering

Urbanisering er en av de største truslene for det globale biomangfoldet. En viktig faktor i denne sammenheng er byenes geografiske plassering. Svært mange byer ligger nemlig geografisk nær såkalte «diversity hotspots», altså arealer med svært stort biomangfold (Weller et al., 2017). Samtidig er det en rekke undersøkelser som viser at det eksisterer et stort biologisk mangfold også i byer, blant annet er det dokumentert en rik insektfauna i hager og på såkalte «brownfields» som er forlatte industriområder og lignende. I senere tid er også oppmerksomheten rundt insektmangfold i by økt, noe som blant annet har fått betydning i forbindelse med interessen for etablering av grønne tak. Da taket på Vega scene i Oslo (Figur 10) skulle etableres, for eksempel, var det en uttalt målsetning å inkludere et plantemangfold som ville være positivt for pollinatorer.



Figur 10. Grønt tak på Vega scene, Oslo. Foto: Asplan Viak / Åse Holte.

I byer er trusler som f.eks. fortetting, bruk av kjemikalier, klimaendringer, og lokalt økte forekomster av tambier påpekt som kilder til mulige negative konsekvenser for pollinatorer. I forhold til utviklingen av urbant bihold (se f.eks. ByBi – Oslos urbane birøkterlag) har Bymiljøetaten i Oslo vært opp-tatt av å sikre soner der det ikke skal etableres tambihold. Dette for å forsøke å begrense mulig konkurranse mellom honningbiene og den ville bifaunaen i Oslo. Også i andre byer er dette et tema som er løftet frem.

Uansett er det viktig med tilpassede tiltak og skjøtsel som bidrar til å ivareta gode habitater for pollinatorer, for eksempel på kommunale arealer og i private hager, samt å øke blomsterressurser og bol/reirplasser (Baldock, 2020). Fragmentering og tap av levesteder i forbindelse med økende byutvikling er en viktig drivkraft som påvirker pollinatorer og interaksjonen av disse med planter (Harrison & Winfree, 2015). Forekomst og rikdom av pollinatorer har en tendens til å avta med økt urbanisering, men flere studier som sammenlignet urbane med ikke-urbane pollinatorsamfunn fant også at byer kan huse et stort mangfold av biearter (Theodorou et al., 2020), også flere biearter enn et jordbrukslandskap (Baldock et al., 2015) eller til og med naturvernområder (Sirohi et al., 2015). Tetthet av humlebol og vekstraten til kolonier kan i noen tilfeller også være høyere i byområder enn i landlige omgivelser med jordbruk (Osborne et al., 2008).

En av de største truslene for pollinatorer i byer er at urbanisering fører til en ulik fordeling av funksjonelle grupper av pollinatorer (Theodorou et al., 2020). For eksempel er spesialist-bier mer sjeldent i byer (Tonietto et al., 2011) mens humler, bier som ruger i huler og bier som er mindre i størrelse og som er aktive senere i sesongen er mer vanlige (Cane et al., 2006; Carre et al., 2009; Wray et al., 2014). Samlet for Europa er bier mindre vanlige i byer, og de som er til stede har en tendens til å være generalister med kort tunge (korttungebier) (De Palma et al., 2015). Disse er typiske å finne nær hager og i byer der de har tilgang til store mengder av stedege og innførte arter. En insektgruppe som er mer negativt påvirket av byutvikling enn bier er f.eks. blomsterfluer (Verboven et al., 2014), men studier som tar for seg andre pollinatorer enn bier er generelt temmelig underrepresentert i litteraturen.

3.4 Sprøytemidler og andre miljøgifter

Bruk av sprøytemidler (Figur 11) er vanlig i det moderne, konvensjonelle landbruket. I Norge blir 90 prosent av jordbruksarealet behandlet med pesticider, med unntak for beiter og enger (Aarstad & Bjørlo, 2019). Det har lenge vært en bevissthet om mulige negative konsekvenser av mange ulike sprøytemidler, og det er blant annet restriksjoner knyttet til når på døgnet de skal brukes. Pesticider som neonicotinoide og butenolide insektisider (f.eks. flupyradifuron FPF) har fått mye oppmerksomhet i det siste på grunn av deres negative konsekvenser for pollinerende insekter (Tosi & Nieh, 2019; van der Zee et al., 2015). Tre av de mest brukte neonicotinoidene er forbudt i EU, men ikke-dødelige doser er fremdeles tillatt. Disse virker som nervegift som har destruerende effekt på nerver og celler og påvirker insektenes atferd og fysiologiske prosesser (Kolano et al., 2021; Samuelson et al., 2016; Tasman et al., 2020). Insekticider har også andre effekter på f.eks. honningbier, og påvirker læringsprosesser knyttet opp til luktesans (Imran et al., 2019), atferd og aktivitet ifm. matsøk (Herbert et al., 2014; Tasman et al., 2020) og fluktegenskaper (Monchanin et al., 2019). I likhet med parasitten varroamid (Bowen-Walker et al., 1999) ble f.eks. sprøytemiddelstoffet clothianidin funnet å opp- eller nedregulere en rekke genuttrykk i hjernen (Morfin et al., 2019). Dette fører til at f.eks. utsatte humler oppfører seg annerledes i humlebolet når det gjelder oppfostring av nye humler, den sosiale atferden og den romlige dynamikken i bolet, og at effektene varierer mye i løpet av en dag (Crall et al., 2018). Under påvirkning av sprøytemidler er humlene observert å generelt bli mindre aktive. Ute i felt påvirker stoffene koloniens temperaturregulering og konstruksjonen av den isolerende voksbeskyttelsen.



Figur 11. Bruk av sprøytemidler reduserer mangfoldet i planter og insekter. Foto: Morten Günther, NIBIO.

Forskning fra Norge har også vist at humler som er påvirket av neonicotinoide brukte lenger tid til å finne mat sammenlignet med upåvirkete humler (Paus-Knudsen, 2017). Stoffene dreper i dette tilfelle ikke humlene direkte, men påvirker både atferd og hukommelse, noe som gjør dem mer sårbare mht. næringsopptak og mating av avkom og overlevelse ved at de f.eks. blir mer utsatt for fiender. Det antas videre at det kan finnes sensitive arter som får større problemer, mens det er andre arter som klarer seg bedre (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Samlede effekter av insekticider i kombinasjon med andre stressfaktorer kan gi mer alvorlige, men også uforutsigbare effekter (Morfin et al., 2019). For å kunne estimere i hvor stor grad pollinerende insekter potensielt er utsatt for sprøytemiddelbruk trengs det imidlertid informasjon om både eksponeringsmengde og –tidsrom, om bevegelsesmønstre (dvs. aktivitet innenfor kontaminert område) til pollinatorerne (Sponsler et al., 2019), i tillegg til kunnskap om andre stressfaktorer som er til stede samtidig.

3.5 Klimaendringer

Klimaendringer kan ha både positive og negative effekter for pollinatorer. Forventninger om positive effekter av klimaendringer kan bl.a. være knyttet til lengre vekstsesong i enkelte områder. Negative effekter kan skyldes blant annet en romlig eller temporær «mismatch» (dvs. dårlig synkronisering) mellom pollinatorer og de plantene de pollinerer (Hegland et al., 2009; Memmott et al., 2007; Richman et al., 2020), eller som beskrevet av Settele et al. (2016) at planter og bestøvende insekter befinner seg på feil sted og til feil tid samtidig. Det forventes dessuten at den observerte negative utviklingen i pollinatorbestander kan forsterkes ytterligere av klimaendringer. Når klimaendringer fører til synkronisering av miljøvariabler over store romlige skalaer, kan dette også føre til en romlig synkronisering av bestander av mange organismegrupper. Dette antas å øke utrydningssfarens fordi de forskjellige bestandene når sitt laveste nivå samtidig (Post & Forchhammer, 2004; Root et al., 2003; Walther et al., 2002). Samtidig kan pollinatorer, som for tiden lever i utkanten av sitt klimatiske utbredelsesområde, komme til å kolonisere nye områder, og dermed øke tettheten og mangfoldet av pollinatorer i

mottakersamfunnene (Forister et al., 2010; Warren et al., 2001). Dette er imidlertid heller ikke utelukkende positivt. I alpine områder for eksempel, der snødekke spiller en viktig rolle for arters utbredelse, kan dette få konsekvenser for en rekke ulike interaksjoner mellom planter og deres pollinatorer (Inouye, 2019).

En artsmigrasjon kan bli hemmet av habitattap, fragmentering og isolasjon av bestander (Williams & Osborne, 2009; Xiao et al., 2016). Lav grad av forbindelse mellom egnet habitat og isolerte habitatresurser vil sannsynligvis redusere bestandsstørrelsen og øke utryddelsessannsynligheten for pollinatorer som har dårlig spredningsevne eller er habitatspesialister (Warren et al., 2001). Pollinatorsamfunn kan derfor bli gradvis artsfattigere og dominert av svært mobile habitatgeneralister. Forskning varsler derimot om at hvis intensiveringen i arealbruk fortsetter (Forister et al., 2010), kombinert med stokastiske hendelser eller sykdom (Cameron et al., 2011), kan selv bestander av generalister forsvinne. Når klimaendringer på toppen av dette kan føre til mindre næringsressurser og næringsmengde, vil dette ytterligere legge press på pollinatorenne (Kleijn & Raemakers, 2008; Memmott et al., 2010).

Migrasjon av pollinatorarter kan også forårsake negative endringer i økologiske systemer ved at invasjonen påvirker eksisterende pollinatornettverk, konkurransen mellom forskjellige pollinatorarter for mat eller spredning av sykdommer (Northrup et al., 2019). Samtidig kan forskjellige migrasjonsrater for planter og insekter som nå lever i sameksistens føre til en romlig forskyvning av pollineringsstjenestene som et resultat av endrede klimatiske forhold (Schweiger et al., 2008). Dermed vil dette kunne ha negativ effekt både i de områdene de migrerer til, og områder de migrerer fra. For de pollinerende insektene vil dette være avhengig av om de er spesialister eller generalister og om planter de er avhengige av er til stede. Tidligere vår vil for eksempel føre til en «mismatch» mellom tidspunkter for blomstring og oppstart av insektaktivitet.

Klimaendringer i kombinasjon med endringer i landbruk, spesielt habitatødeleggelse og fragmentering, kan også begrense det klimarelaterte spredningspotensialet. Dårligere forbindelser mellom resterende habitater kan redusere størrelsen til pollinatorpopulasjoner og øke sannsynligheten for utdøelse, spesielt for arter som er dårligere i å spre seg eller for habitatspesialister (Vanbergen et al., 2013). Endringer i landskapets struktur i kombinasjon med klimaendringer kan derfor fremkalle mer artsfattige plante-pollinator samfunn, som er dominert av spesielt mobile habitatgeneralister, eller fremtvinge mer generalist-adferd (Xiao et al., 2016). Dette fordi habitatødeleggelser og fragmentering er mest negativt for spesialistarter, mens generalister er mer tilpasningsdyktige for nye leveforhold.

Forskjellige biearter er i ulik grad følsomme overfor endrede værforhold, noe som kan forårsake stor variasjon i biebestander fra år til år. Det er derfor viktig med en høy artsrikhet av pollinatorer slik at negative effekter av endringer i klima kan bli dempet (Garibaldi et al., 2014).

Så fort jordtemperaturen er høy nok blir jordlevende insekter aktive om våren. For humler, der dronningene overvintrer under bakken, er dette rundt 6 °C. Blomstring om våren er derimot styrt av tidspunktet for snøsmelting (Kudo & Cooper, 2019). Klimaendringer fører til at snøsmelting, pga. varmere temperaturer, skjer tidligere og raskere om våren. Når jorden ikke oppvarmes like raskt skapes det også her en dårlig synkronisering mellom blomstringstidspunktet og insekter som ikke har blitt aktive enda etter vinteren (Visser & Gienapp, 2019). Denne dårlige synkroniseringen fører til at insektene går glipp av viktige pollen- og nektarressurser om våren noe som videre fører til redusert frøsetting og reproduksjon hos planter som blomstrer tidlig og som er avhengige av insektene. To studier fra Nord-Amerika viser likevel at det ikke kunne skilles mellom den fenologiske utviklingen til vertsplantene og villbiene som var avhengige av dem (Bartomeus et al., 2011; Sevenello et al., 2020). Dette var imidlertid generalister, og for spesialistene kan det være annerledes. Selv om spesialist-pollinatorer er relativt sjeldne vil et tap av disse føre til tap av plantene som er avhengige av dem (Memmott et al., 2007). Det er vanskelig å si hvor store de negative effektene av en slik utvikling vil være, da noe av effekten kan kompenseres ved at generalister også besøker planter som bestøves av spesialistene. Noen studier viser at der evolusjonære livshistoriestrategier har produsert robuste eller fleksible arter, kan plante-pollinator-interaksjoner vedvare under nye klimaregimer eller til og med dra nytte av dem (Rafferty &

Ives, 2011; Stelzer et al., 2010). Klimarelaterte effekter på blomsterfenologien er sterkest ved høyere breddegrader i nordlige økosystemer. Også ekstreme værhendelser som f.eks. frosthendelser etter første vårblostringen kan ha alvorlige konsekvenser for både frøsetting og insekter. Frostskader kan føre til at både planter, plantedeler og insekter blir alvorlig skadet og dør.

3.6 Andre faktorer

Som nevnt tidligere finnes det en rekke påvirkningsfaktorer som kan ha en negativ effekt på mangfold og forekomst av pollinerende insekter. Andre faktorer som lokalt også kan være en trussel for insektbestander er f.eks. predatorer og fremmede arter, parasitter (Figur 12) og sykdommer. Økt antall eller nye forekomster av predatorer som livnærer seg mer effektivt på pollinerende insekter, eller som tar en plass i etablerte pollinator-nettverk, kan i tillegg til stede egne predatorer føre til en nedgang i insektbestander (Abe et al., 2008). Eksempelvis har stikkveps (f.eks. geithams) de siste årene økt i Europa samt i Norge, hvor den ikke bare dreper enkle villbier men også klarer å utrydde hele bikuber (www.nibio.no/nyheter/geithamsen-sprer-seg-i-norge). Fremmede karplantearter, dvs. arter som har etablert seg i områder der de ikke har vært stede egne før, kan påvirke insektbestander indirekte f.eks. når de forandrer plantesamfunn og forholdet mellom blomsterplanter og ikke-blomstrende arter (Pedersen et al., 2020). Bortfall, reduksjon eller erstatning av viktige pollinatorplanter med nyankomne planter av mindre verdi for insekter vil da gå på bekostning av insektenes næringstilgang. Også fremmede pollinatorer, introdusert ved uhell eller for landbruksformål, kan forstyrre stede egne pollinatorsamfunn ved å konkurrere med de naturlig forekommende artene om ressurser eller ved å spre parasitter og sykdommer (Aizen & Feinsinger, 1994; Le Conte et al., 2010; Singh et al., 2010). Når det gjelder fremmede plantearter og deres påvirkning på de økologiske interaksjonene fant Totland et al. (2006) at introduksjonen av honningurt (*Phacelia tanacetifolia*) hadde stor betydning for humlebesøk til marimjelle (*Melampyrum pratense*). Det var imidlertid ingen sporbar negativ effekt på frøsettingen hos marimjelle.

Pollinerende insekter er utsatt for diverse sykdommer og parasitter. For eksempel, parasittfluen *Apocephalus borealis* (også kalt «zombie fly»), som angriper humler, veps og honningbier ved å plante egg i dem, har bidratt til en massedød i USA og til store tap også i andre deler i verden (Core et al., 2012). Det antas at fluen kan være en trussel for stede egne ville pollinatorer siden den er en parasitt på mange arter av humler og papirveps (*Vespula* spp.; f.eks. (Otterstatter et al., 2002). Humler er dessuten utsatt for en rekke ulike parasitter, og for eksempel humlebolvoksmott (*Aphomia sociella*) kan gjøre stor skade i humlebol. Spesielt i forbindelse med klimaendringer kan det forventes at sykdommer og parasitter (som også fremmede arter) vil spre seg ytterligere (Goulson et al., 2015). For honningbier er varroamidd (Figur 12) en stor trussel. Parasitterte bier blir svekket og mister bl.a. orienteringsevnen med økende feilflukt som følge. Midden kan også fungere som virusspreader hvis bien den parasitterer er smittet av et virus (f.eks. «deformed wing virus» DWV). En slik effektiv virusspredning fører til en voldsom oppformering av virus og rask smitte av hele bifolk.

Elektromagnetiske felt («electromagnetic radiation», EMR) har fått mer oppmerksomhet i det siste for sin potensielle negative effekt på pollinatorer, her spesielt sosiale bier som honningbier. At elektromagnetiske felt og sterke kraftlinjer (Figur 12) påvirker atferden hos honningbier ble allerede observert tidlig på 80-tallet (Greenberg et al., 1981). Konsekvenser for eksponerte bifolk var, for eksempel, økt aktivitetsnivå med temperaturøkning i bikuben som følge, anormal produksjon av propolis (et stoff bier produserer bl.a. for å tette hull i bikuben), tap av dronninger og anormal produksjon av dronningceller, redusert suksess for bi-ungel, og mindre overlevelse gjennom vintersesongen. Ny forskning viser lignende effekter. Lupi et al. (2020) fant at elektromagnetisk stress over-stimulerer og -aktiverer en rekke enzymer i slutten av bienes aktive sesong som fører til at biene blir i overkant aktive, kanskje rastløse. Denne enzymatiske over-stimuleringen kan være spesielt problematisk i den perioden i året der biene ellers pleier å forberede seg for overvintring og truer dermed overlevelsen i den kalde årstiden (Lupi et al., 2020). Det har lenge vært uklart og det mangler fortsatt vitenskapelig kunnskap om

betydningen av elektromagnetisk stråling ifm. fenomenet knyttet til massedød av pollinatorer. Ny forskning fremhever imidlertid viktigheten av multi-stress faktorer (inklusive EMR) som øker dødeligheten betraktelig (Lupi et al., 2021). Med tanke på den globale urbaniseringen og vedvarende utvikling av stadig ny teknologi kan det forventes at EMR i kombinasjon med andre stressfaktorer representerer en økende risiko i framtiden (Balmori, 2021). Når det gjelder nattaktive pollinatorer er også lysforurensning trukket frem som en trussel (Knop et al., 2017).



Figur 12. Varroamidde (venstre; www.norskbirøkt.no) påvirker bier både som parasitt og effektiv virusspreader noe som kan ha fatale konsekvenser for sosiale bier som honningbier. Foto: Norsk birøktelag (www.norskbirøkt.no/). Elektromagnetisk stråling ifm. trådløst internett (4G, 5G), høyspente kraftlinjer m.m. (høyre) har stort potensiale til å øke dødeligheten blant pollinatorer, spesielt i kombinasjon med andre (multi-) stressfaktorer som f.eks. pesticider og parasitter. Foto (høyre): Geir-Harald Strand, NIBIO.

4 Estimater på sammenheng mellom pollinatorer og ulike landskap

Et godt landskap for pollinatorer er knyttet til at det finnes gode leveområder for en rekke ulike insekter, og kanskje spesielt ville bier. Det innebærer at det er egnede bol- og reiområder og fôrressurser til insektene gjennom hele deres aktive sesong, samt skjulesteder mot fiender og egnede habitater for overvintring. Mange oppslag i ulike media dreier seg per i dag om hvordan hager og parker kan gjøres mer insektvennlige. Når det gjelder å anslå insektvennlighet på et mer overordnet nivå er det langt færre beskrivelser. Oftest er det ekspert-antagelser som er avgjørende for resultatene fra modellene som beskrives nedenfor. Her vil mer informasjon om miljø og levesteder, samt generell kunnskapsøkning om ulike arters habitatkrav, gjøre det mulig å i større grad bruke mindre personavhengige og mer objektive data.

4.1 Indikatorer for nivåforskjeller på pollinatortjenester

Den direkte verdien av pollinerende insekter for landbruket måles som den økte avlingen som skyldes insektenes pollinering. I hvilken grad en vekst er avhengig av pollinering varierer fra 0 til 100 %. Av norske vekster brukes for eksempel humler til å pollinere tomat i drivhus, og det er vanlig å plassere kuber med honningbier der det dyrkes oljefrø (Figur 13). Et eksempel på en åkervekst som gir større avling ved insektpollinering er åkerbønne (*Vicia faba*), en vekst som er lansert som et alternativ til import av soya (Serikstad, 2017). Garibaldi et al. (2016) dokumenterte at det å øke diversiteten av pollinatorer kunne ha stor betydning for avlingsnivået på mindre gårdsbruk i Afrika, Asia og Latin-Amerika. Det er tidligere gjort beregninger som kan indikere at det for enkelte vekster er et pollineringsunderskudd også i Norge (Åström et al., 2014).

Flere indikatorer er laget for å si noe om variasjonen mellom områder i utfordringer med hensyn til pollinering. Mens Martin et al. (2019) tar utgangspunkt i avlingsdata, så er mange andre arbeider basert på modellen laget av Lonsdorf et al. (2009) hvor fragmenteringen av landskapet kan spille en rolle. Det kan være til stor nytte om man lykkes i å utvikle en indeks som viser potensiell variasjon i pollineringstjenester mellom områder. En slik indeks vil da både kunne gi kunnskap om hvor det er gode forhold for å dyrke vekster som er avhengige eller har nytte av insektpollinering, og en variasjon i faktorene som inngår i indeksen kan bidra til å forklare variasjon i avlingsnivå og derved gi informasjon om hvor det bør settes inn tiltak. En velfungerende indeks vil også kunne gi informasjon om hva som vil kunne være gode tiltak lokalt ved å analysere verdiene for de ulike faktorene som inngår i indeksen.

I tillegg til de tidligere omtalte modellene, eksisterer det også enkelte indikatorer som setter søkelys på pollinering. Martin et al. (2019) presenterer en indeks kalt «Pollination Service Indicator» som indikerer nivå på pollineringstjenester for et område innen en tidsperiode. Indikatoren er et mål på variasjonen i pollineringstjenester mellom ulike områder. Minsteenheten for områdeavgrensning er begrenset av at det må dyrkes arter med ulik grad av pollineringsbehov innen hvert område. Indikatoren kan derfor brukes på et noe aggregert nivå. Martin et al. (2019) tester ut metoden på data fra administrative enheter («departments») i Frankrike. Tall fra deres undersøkelse kan imidlertid ikke sammenlignes med data f.eks. fra et annet område som ikke har inngått i de opprinnelige beregningene, da alle verdier er relative verdier.



Figur 13. Strategisk plassering av bikuber ved insekt-bestøvede monokulturer som f.eks. raps er tiltak som skal sikre pollinering i den tidlig begrensede blomstringstiden. Foto: Wenche Dramstad, NIBIO.

For alle områder som skal inngå i en slik beregning trenges det: Informasjon om avlingsnivå for ulike vekster med ulik grad av avhengighet av pollineringstjenester, i form av en verdi (prosent) for hvor avhengig veksten er av å bli pollinert for å gi avling. Martin et al. (2019) bruker også data for flere år fra samme sted. For hver vekst, beregnes en lineær regresjon av avling mot tid. Feilleddene (e_i) fra denne regresjonen er det man videre bruker i beregningen.¹

Metoden kan skille områder som er bra fra områder som er mindre bra med hensyn til pollinerings tjenester innenfor det større området man gjør beregninger for. På grunn av beregningsmetoden (normalisering) er imidlertid ikke indikatorverdiene direkte sammenlignbare på tvers av studieområder.

4.2 Indeks over årsvariasjon i pollineringstjenester

Martin et al. (2019) presenterer også en «Index of temporal variation in pollination services». Indeksen viser i hvilken grad (relativt) områder varierer i pollineringstjenester i løpet av en gitt tidsperiode. Det vil si i hvilken grad det er variasjon i hvor godt vekstene pollineres.

Indeksen er beregnet på grunnlag av de samme data som pollineringstjenesteindikatoren, beskrevet i kapittel 4.1. For hver vekst (j), beregnes en lineær regresjon av avling mot tid. Feilleddene (e_{jik}) fra denne regresjonen er det man videre bruker i beregningen. Snittavling for veksten legges til feilleddet (for å operere med positive verdier). En beregner variasjonskoeffisienten (standardavvik/snitt) for

¹ Feilleddene for hver vekst (z -transformering -betegnes det) normaliseres til snitt 0 og standardavvik 1. Normaliserte residual per område estimeres som en lineær funksjon av i hvilken grad (prosent) veksten er avhengig av pollinering for å gi avling. Indeksen for området er den estimerte stigningskoeffisienten fra beregningen.

vekst og område (CV_{jk}). Deretter forklarer en variasjonen i CV_{jk} verdiene ved hjelp av anslåtte verdier for pollineringsavhengigheten til veksten j (i prosent) innen området k (det innebærer at en estimerer $CV_{jk} = \alpha + \beta_k \cdot \text{pollineringsavhengighet } \%_{jk}$). Den estimerte verdien β_k (stigningskoeffisienten) er indeksen for området k .

En positiv koeffisient indikerer temporal ustabilitet i område k . Om stigningskoeffisientene er 0 viser dette at det ikke er variasjon som kan forklares med i hvilken grad veksten er avhengig av pollinering.

Ingen av disse indikatorene etter Martin et al. (2019) forutsetter informasjon om landskap eller leveområder for ulike arter av pollinatorer. Indeksen er først og fremst interessant å bruke i områder med mange vekster som er avhengige av pollinering, samtidig som vekstforholdene ellers er ganske like. Derfor er de mindre aktuelle å benytte i stor skala i Norge. Men det å dyrke arter med ulik grad av pollineringsbehov for å få avling, kan være en måte å måle relativ forekomst av pollinerende insekter i et område.

4.3 Pollinator forekomst

Det eksisterer flere eksempler i litteraturen der forekomst av pollinatorer er modellert. Pollinatorforekomst er dessuten modellert på ulike nivå.

Ricou et al. (2014) presenterer en modell som predikerer pollinatorforekomst basert på hvilke blomsterressurser som finnes i kantsonen/den sådde blomsterstripen. Her inngår detaljerte opplysninger om de ulike blomstene. Indikatoren er derfor ikke aktuell å bruke på et mer aggregert nivå.

Lonsdorf et al. (2009) utviklet en modell som predikerer forekomsten av pollinatorer innen et landskap (kart-område). Denne ligger til grunn for det arbeidet med pollinering som senere er gjort i utvikling av EstiMap (se (Stange et al., 2017)). Informasjonen som kreves er hvilke områder som dekker artens krav til bol- og reirplass, hvor blomsterressurser finnes og innen hvilken avstand insektene (biene) kan finne næring (næringssøk-område). Med et stort antall ulike arter bier, er det vel kjent at det også er stor variasjon i hva som kreves. I praksis blir arealressurskartene omsatt til kart som viser hvor egnet området er som bol-område, og det blir utviklet et blomsterressurskart ved hjelp av ekspert-anslag. Da vi imidlertid fortsatt vet ganske lite om for eksempel hvor humler foretrekker å etablere sine bol (men se Osborne et al., 2008), og det i tillegg er stor variasjon mellom artene, gir dette et element av usikkerhet i resultatene fra modellen. Modellen beregner forekomsten av pollinatorer (bier) på grunnlag av disse kartene. Hvor ensartet arealtypene er, og hvilken målestokk en opererer med vil imidlertid ha innvirkning på verdiene som settes, og dette vil også være svært avgjørende for resultatet.

Konseptet kan tilpasses ulike typer insekter, om man kjenner egenskapene og kravene arten har, til leveområder, men det er villbier som først og fremst er brukt i andre modelleringsarbeid. Siden man tar hensyn til flyavstand fra bol til fôrressursen, vil arrondering eller fragmentering av jordbruksarealet ha betydning for tilgjengeligheten av pollineringsstjenester som kommer frem ved bruk av denne modellen. Rahimi et al. (2021) viser imidlertid at hvordan en bruker modellresultatet, for å si noe om landskapet totalt sett eller om en ser på det dyrkede arealet, har følger for hvilken konklusjon en kan trekke med hensyn til effekten av fragmentering av landskapet. Slik modellen er konstruert er fragmentering bra for pollineringen om en bare vurderer verdier nær og innen jordbruksarealene. Konklusjonen blir ikke nødvendigvis den samme om en ser på landskapsnivå (alt areal innen et område). Årsaken er at store sammenhengende mulige bol-områder får de høyeste bie-forekomst verdiene i sentrum av det sammenhengende bol-området.

Hvordan en tar hensyn til fragmentering vil videre være avhengig av hva slags kartgrunnlag som er brukt i modellen. Zulian et al. 2013a bruker for eksempel CORINE land cover data, som er en kraftig generalisering sett i forhold til for eksempel det norske arealressurskartet (AR5). Etersom AR5 viser potensialet for jordbruksproduksjon på et areal, og ikke nødvendigvis gjeldende arealbruk, vil også modellering med utgangspunkt i AR5 ha noen utfordringer.

Koh et al. (2016) og Jordan et al. (2021) anvender modellen på data fra USA, og Zulian et al. (2013a) benytter europeiske data, men begge studiene går også et steg videre og ser på behov for pollinatortjener innen landbruket.

Sydenham et al. (2022) har utviklet en prediksjonsmodell for diversiteten av solitære bier. I kontrast til Lansdorf m.fl. (2009) er denne modellen kun basert på ulike typer kartlag, og en unngår ekspertbaserte anslag over verdien av ulike arealtyper. Kartet er et raster som består av ruter på 20 x 20 meter.

Modellene er tilpasset ved hjelp av artstillinger av villbier fra tre ulike studier. Fra kraftgater i skog, urbane områder og jordbrukslandskap. Det er estimert tre ulike modeller, og modellene er basert på de samme mulige valgvariablene. Modellen for artsrikdom innen jordbrukslandskapet gjør det best med hensyn til å forklare variasjonen i artsrikdom.

I de endelige modellene er det disse variablene som benyttes: Breddegrad, høyde over havet, avstand til områder med sand (geologisk sediment med høy eller veldig høy infiltrasjonsevne), avstand til gammelskog (skog eldre enn 80 år) og en konstruert variabel for bi-habitat. Variabelen bi-habitat er ment å representere hvor mye areal det er som har et arealdekke som er i et tidlig suksesjonsstadium rundt hver 20x20 meter celle i kartet.

Bi-habitat variabelen er igjen basert på en modell som estimerer sannsynligheten for at vegetasjonen i et område (celle på 20x20 m), er på et tidlig suksesjonsstadium. Treningsdataene er basert på manuelt digitaliserte punkt basert på et satellittbilde, i tillegg til informasjon om voksesteder for tiriltunge (*Lotus corniculatus*). Også steder hvor det var observert solitære bier ble definert som steder med vegetasjon i et tidlig suksesjonsstadium. Variabelen i prediksjonsmodellen er summen av sannsynligheten innen tilstøtende celler (9 celler). Jordbruksareal er alltid satt til 0, med unntak av kanten av jordbruksarealet. Datakilder fra Copernicus Land Monitoring Services var TDC100m (kart over tredekke innen 100 m celler) og urban100m (andel av cella som er dekket av tette, forseglete flater «sealed surface»). Det ble brukt en rekke variabler for å estimere sannsynligheten for at en celle var et potensielt bi-habitat ved hjelp av en «supervised Random forest model». I modellen er det bl.a. inkludert variabler som beskriver terreng, arealdekke og informasjon fra satellitt data (LIDAR, AR5 og Sentinel). (Datakilder er dokumentert i vedlegget til artikkelen).

4.4 Relative Pollination Potential Index

Zulian, Maes, et al. (2013) presenterer et kart over EU som viser et såkalt relativt pollineringspotensial (RPP). Indeksen er basert på habitat og klima som er egnet for villbier i Europa. Konseptet kan tilpasses ulike typer insekter, om man kjenner flyavstand (område for næringssøk) og hvilke krav arten har til leveområder.

Zulian, Maes, et al. (2013) bygger også videre på Lansdorf et al. (2009) sine modeller. Modellene er avhengig av at det er etablert en sammenheng mellom arealkategoriene og hvor egnet de ulike kategoriene er som bol-områder og for forekomster av blomsterressurser. Ulike arealtyper tilordnes nemlig verdier for forekomster av blomsterressurser og bol-områder. Kartet som ble brukt som grunnlag i modelleringen er CORINE Land Cover (CLC). Det er også supplert med flere andre datakilder for å kunne skille ut områder med andre verdier for næringsressurser og leveområder enn det arealtypene i CORINE kan gi informasjon om (Zulian et al., 2013).

- For å kunne skille på forekomst av næringsressurser og bol-muligheter innen jordbruksarealet ble det tatt inn data om arealbruken. Dette ble basert på estimert vekstvalg for områder fra Capri modellen (en mye brukt regionalisert partiell-likevektsmodell for EUs landbrukssektor, se nærmere beskrivelse på www.capri-model.org), jordkvalitetsdata og helningsdata (med en oppløsning på 1000 m).

- Ekstensiv arealbruk ble tatt hensyn til, ved å gi høyere verdier for slike områder. Områdene ble plukket ut ved å benytte data om areal med oliventrær og areal som er definert som High Nature Value Farmland (HNVF).
- Forekomsten av semi-naturlige områder på europeisk nivå (100 m oppløsning, upubliserte data) ble innarbeidet.
- Vann ble ytterligere spesifisert ved å ta inn kart over vannkanter (25 meter oppløsning), og kart med elver og vann («Catchment characterisation and modellering 2» [CCM2] med vannløp og små innsjøer og CORINE Land Cover 2000 med større innsjøer).
- Veinettverk ble tatt inn for å skille ut kantsoner mot veier som ble antatt å ha gode forhold.
- Skog som grenser mot mer åpent areal ble gitt høyere verdi enn annet skogareal, og ulike typer skog ble identifisert ved hjelp av Pan-European Forest/Non-Forest Map 2006 (som har en oppløsning på 25 m).

I tillegg til estimater over leveområder, blomsterressurser, og flyradius benyttes data for temperatur og de ulike veksternes behov for/nytte av pollinering. Både blomsterressurstilgangen og behovet for pollineringen baserer seg på hvilke vekster som dyrkes hvor, og en verdi (prosent) for hvor avhengig veksten er av å bli pollinert for å få avling, i form av et estimat fra 0 til 100%. Ved beregning av denne indeksen er det den beregnete potensielle forekomsten av pollinerende insekter og behov for pollinering som bestemmer indeksverdien, ikke registrerte resultat som avling i indeksene til Martin et al. (2019).

Men som også Zulian et al. (2019) påpeker, kartene over pollineringspotensial er stort sett basert på ekspertkunnskap.

4.5 Tilbud og etterspørsel etter pollinering

Både Koh et al. (2016) og Jordan et al. (2021) ser på etterspørselssiden for pollinering og sammenligner dette med forekomsten av bier som er modellert ved hjelp av Lonsdorf et al. (2009) sin modell. Koh et al. (2016) legger vekt på muligheter for å vise status og trender med hensyn til tilbud og behov for pollineringstjenester på grunn av endret arealbruk. Deretter beregner Jordan et al. (2021) den økonomiske verdien av pollineringstjenester og hvor sårbare ulike områder er for endring i pollineringstjenester. Beregning av hvor avhengig de ulike vekstene er av insektpollinering er sentralt i dette arbeidet (Jordan et al., 2021), mens dette ikke er diskutert nevneverdig i Koh et al. (2016) som i hovedsak er basert på ekspert-anslag.

Illustrasjon av sårbarhet og forskjell på tilbud og etterspørsel etter pollinering kunne like gjerne vært kalt indekser. Derfor er det naturlig å ta med studiene i en oversikt over indikatorer. Beregningene er egentlig å anse som varianter av «Relative pollination potential index». En kan også stille spørsmål ved om valg av skala på grunnlagskartet (med arealtyper) er i samsvar med de flyavstandene for insekter som benyttes i modellen. Et spørsmål blir derved hvor mye bedre dette er, sammenlignet med å diskutere arealbruksendringer direkte? Er kanskje arealbruksendringer som sådan å foretrekke framfor å gå via en modell som tar hensyn til et insekts næringssøksområde, når arealtypene inneholder stor variasjon, og detaljeringsnivået på kartfigurene er ganske grovt?

4.6 High Nature Value Index

Det eksisterer ingen omforent metode for å beregne areal med «høy naturverdi» innen EU, men en «High Nature Value Farmland» indeks har blitt utviklet tidligere (Paracchini et al., 2008). Indeksen viser andelen av jordbruksarealet som er av «høy naturverdi». Ulike land gjør imidlertid dette på ulike måter. Arealene som velges ut fanger likevel i hovedsak tre typer situasjoner eller kombinasjoner av disse (Paracchini et al., 2008):

- Type 1 – Jordbruksareal med en høy andel semi-naturlig vegetasjon.
- Type 2 - Jordbruksareal med en mosaikk av lav intensitets jordbruk og naturlige og strukturelle elementer som kantsoner/vegetasjonslinjer, hekker, steingjerder, mindre områder med skog eller busker, mindre elver etc.
- Type 3 - Jordbruksareal/områder som er viktig for sjeldne arter eller som inneholder en stor andel av Europas eller verdens forekomst av arten.

Dette er områder som oftest er ekstensivt drevet og som skårer høyt med hensyn til biologisk mangfold, med hensyn til alle typer arter. Indikatoren er likevel ikke forventet å være spesielt god til å måle endring i forekomst av pollinatorer eller betydningen av pollineringsarbeidet. For eksempel vil type 3 områder ikke nødvendigvis ha så mye å si for forekomsten av pollinerende insekter eller leveområder for dem.

Indikatoren er først og fremst en indikator over omfang av relativt ekstensivt drevet jordbruk. Under norske forhold er det naturlig å tenke seg at noe av arealet som er definert som utmarksbeite i Norge, vil høre hjemme under “høy naturverdi”, uten at det er naturlig å definere dette som jordbruksareal. Estimer viser da også at ganske store arealer i Norge antas å ha høy verdi.

5 Hva kan inngå i en helhetlig vurdering av potensielle pollinatorvennlige landskap

Som beskrevet i kapittel 4 finnes det ulike metoder for å predikere forekomst og mangfoldet av pollinatorer på landskapsnivå. Mulighetene kompliseres naturligvis av hvor stor variasjon det er innen den gruppen vi med en samlebetegnelse omtaler som pollinatorer. Innen denne gruppen finnes det dagaktive og nattaktive insekter, det finnes insekter som er avhengige av død ved og insekter som etablerer seg under og over bakken, det finnes insekter som trenger ulike typer ressurser, som lever hele sommeren eller bare en svært kort periode, for å nevne noen faktorer som varierer. Dette betyr ikke at oppgaven er umulig, men at en viktig del blir å finne de beste forenklinger og tilnærminger slik at man kan si noe som er reelt meningsfullt. Skal man kunne utvikle nøyaktige modeller for den enkelte artsgruppe trenger man detaljert kunnskap om de enkelte artene. Først da kan man bygge realistiske modeller for den enkelte art som gir grunnlag for å følge med på om arten blir ivaretatt. På et mer overordnet nivå er løsningen å se etter at mangfoldet av leveområder som trengs er ivaretatt, og at det er næringsressurser tilgjengelige i landskapet gjennom hele den aktive sesongen.

Mangfoldet i denne gruppen som med en samlebetegnelse omtales som pollinatorer betyr at skal man kunne si noe om betydningen av et landskap for pollinatorer er det nødvendig med en helhetlig vurdering av samtlige elementer som finnes i et landskap som påvirker insektbestandene på både positive og negative måter. I de eksemplene vi har vurdert er slike forhold i første rekke tatt vare på gjennom ekspert-anslag om verdien av ulike arealkategorier for insekter, slik det blant annet er innarbeidet i modellene utviklet av Lonsdorf et al. (2009) og de videre arbeider som bygger på dette.

I Norge er det igangsatt flere prosjekter og kartleggingstiltak med mål om å identifisere betydningen av ulike landskapselementer for pollinerende insekter. En del kartlegginger ser på på selve insektbestanden/arter. Andre kartlegger kun enkelte, men ikke alle potensielt viktige landskapselementer i et område, som utvalgte (f.eks. forvaltede eller truede) leveområder, grøntområder i byer, eller grønn infrastruktur. Det er også satt i gang et nasjonalt program for overvåking av insekter, som også omfatter jordbrukslandskapet (S. Åström et al., 2020).

Til tross for flere ulike aktiviteter og tiltak for å ivareta insektbestandene i Norge er det per i dag ikke utviklet noen altomfattende/helhetlig indeks på landskapsnivå som tar hensyn til samtlige faktorer og elementer som finnes i landskapet. En slik indeks ville kunne gi et mer omfattende og realistisk bilde av verdien av et spesifikt landskap for insekter. Den må ta hensyn til alt vi vet som påvirker pollinatorer på en positiv eller negativ måte, samtidig som den må legge seg på riktig romlig skala. For å kunne lage en slik indeks er vi avhengig av et godt kartmateriale og data av god nok kvalitet, da nettopp arealbruk er svært viktig for de ulike gruppene av pollinatorer, om enn med ulik verdi. En slik indeks må naturligvis også testes mot feltbasert informasjon i ulike typer landskap.

Det er med andre ord flere utfordringer i et slikt arbeid, i tillegg til utfordringene som er knyttet til den store variasjonen innen pollinatorene. Mye av det arbeidet som er gjort opererer på en landskapskala som ikke synes å være tilpasset insektene. CORINE Land Cover (CLC), for eksempel, som er brukt som kartgrunnlag i enkelte studier, bygger på en romlig oppløsning der minste kartleggingsenhet er 25 dekar. Som det kommer frem på nettsiden om CLC i Norge (<https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/andre-kart/corine-landcover?locationfilter=true>) er CLC å regne som et oversiktskart med minsteareal på 25 hektar og dermed ikke egnet for detaljplanlegging. Videre understrekes det at ingen av de tidligere versjonene av kartet bør brukes til å undersøke arealdekket på en bestemt lokalitet eller innen et område i Norge, og de bør heller ikke brukes til å hente ut statistikk for hele eller deler av landet. Dette er data som er laget for å være til nytte på et europeisk nivå. Det er imidlertid også en utfordring å skulle bruke det norske arealressurskartet AR5. Dette kartet har riktignok en langt mer de-

taljert dekning, og en minste kartleggingsenhet på 0.05 hektar, men i og med at kartet viser potensialet for jordbruk og ikke nødvendigvis hva som er gjeldende arealbruk, er det heller ikke godt egnet til formålet.

Om faktorer er positive eller negative for pollinatorer er et resultat av forekomst og påvirkningsgrad, og hvordan ulike faktorer samvirker i kombinasjon med hverandre. For eksempel kan monokulturer med insekt-bestøvede kulturplanter være positivt for enkelte arter, men først og fremst hvis arealene er små og ikke dekker et areal utover flyavstand etter avblomstring. Slike monokulturer bør videre finnes i kombinasjon med andre pollinatorvennlige habitater som f.eks. skog, semi-naturlig eng og sørvendte blomsterrike kantsoner. Disse arealene vil kunne tilby f.eks. bolplass, som ikke er tilgjengelig på arealer med monokultur, og næringsressurser i de perioder der åkerveksten ikke blomstrer.

Videre kan faktorer som i utgangspunktet tilsynelatende er positive, være mindre gunstige hvis tilstanden/kvaliteten er redusert. Et eksempel er en åkerkant som er påvirket av avdrift av sprøytemiddel fra åkrene ved siden av. Det er også en variasjon over tid som må fanges opp. For eksempel kan et areal som går ut av produksjon, kanskje et beite som blir forlatt, være svært rikt på nektar- og pollenressurser i noen år før gjengroingen kommer så langt at forekomsten av blomsterplanter reduseres. Med en kortere tidshorisont kan for eksempel slått av vegkanter føre til et stort frafall av næringsressurser fra den ene dagen til den andre.

Vi foreslår å utvikle en indeks som kan brukes for å beskrive tilstand og endring i jordbrukslandskapet av betydning for pollinatorer, til bruk i overvåkingen av jordbrukets kulturlandskap (3Q-programmet, Dramstad m.fl. 2002). Vi mener at denne kartleggingen er godt egnet for beregning av en slik indeks, og at kartene som produseres gjennom programmet antagelig er det best egnete grunnlaget. Det bygger på at kartene

1. er konstruert basert på de nyeste flyfoto tilgjengelig,
2. har en minste kartleggingsenhet (4 m²) som er mindre enn andre kartgrunnlag tilgjengelig, noe som gjør at kartene viser en landskapsvariasjon vi mener er nærmere den insektene opplever og forholder seg til,
3. har en detaljert tolkingsinstruks med over 100 arealklasser på det mest detaljerte nivået, noe som gir et godt grunnlag for å velge ut de mer / mindre pollinator-relevante arealklassene
4. brukes i overvåking av arealendringer i jordbrukslandskapet, med erfaring blant annet om tolkningsnøyaktighet bygget opp over tid.

I tillegg mener vi det vil være nyttig i analyser av for eksempel variasjon, at det også samles inn en lang rekke andre typer informasjon som kan være relevant i tilknytning til overvåkingsprogrammet. Dette inkluderer bl.a. informasjon om husdyrhold, om kontinuitet i bruk over tid, om enkelte tilskuddsordninger (f.eks. «pollinatorstriper») og hva som produseres. En indeks som kan brukes i dette overvåkingsprogrammet vil ha stort potensiale for å være til nytte for forvaltningen, for eksempel knyttet til utvikling av nye tilskuddsordninger, og for den enkelte gårdbruker, for eksempel i forhold til aktuelle endringer i arealbruk. En slik indeks vil også inngå i rapporteringen fra programmet, og kobles til de andre delene som overvåkes, blant annet fugl og karplanter (Pedersen et al., 2020; Pedersen & Krogli, 2017). Kunnskap opparbeidet gjennom disse aktivitetene vil samtidig være til nytte i utviklingen av en indeks, for eksempel kunnskap om utviklingen i karplantemangfoldet på ulike arealtyper (Pedersen et al., 2020) og tidligere undersøkelser av karplanteforekomst innen ulike kantsoner (NIBIO, upublisert).

Basert på den litteraturgjennomgangen som er beskrevet i denne rapporten, og kunnskapen utviklet gjennom overvåkingsprogrammet og tilhørende aktiviteter, tenker vi oss en indeks som generelt baserer seg på følgende forhold;

1. variasjon i arealtyper er gunstig
2. den romlige fordelingen av arealtyper har betydning, for eksempel er heterogenitet gunstig

3. jordstykkestørrelse bør være variert og ikke opp mot de største vi finner
4. kantsoner er generelt positivt, og kompliserte former gir generelt mer kantsone
5. variasjon i type kantsoner (f.eks. bekkekanter, veikanter, åkerkanter) er gunstig
6. kantsoner bør helst ha en viss bredde (jo bredere jo bedre for å fange opp mest mulig av naturlige/semi-naturlige habitater innenfor kantsonen) og de bør være sørvendte
7. arealer der man kan forvente en variert sammensetning av karplanter generelt, og blomsterplanter spesielt
8. habitatstørrelse, breddegrad, høyde over havet og soleksponering har betydning for hvor optimale forholdene er
9. variasjon i jordbruksproduksjonen er positivt, spesielt dyrking av bær, frukt, frøvekster som rødkløver, oljefrø, bønner eller erter
10. husdyrproduksjon i landskapet er positivt, da dette generelt gir variasjon i arealbruk og tilgang på gjødsel, samt økning i artsmangfold
11. ekstensiv og økologisk drift er positivt, da dette gir økt variasjon i produksjon og redusert bruk av plantevernmidler
12. forekomst av hager er positivt
13. forekomst av andre typer skogareal enn ren produksjonsskog, og spesielt gammel skog, er positivt

Beregningen/modelleringen basert på positive forhold og rangering av landskapselementer i kategorier fra godt til mindre godt egnet pollinatorlandskap vil da også ta hensyn til og bli justert etter forekomsten av mulige negative effekter, som f.eks. sprøytemiddelbruk i nærheten, andel av monokulturer, utbygging og trafikkvolum på veier.

6 Konklusjon

Rapporten viser at det finnes et mangfold av ulike elementer som påvirker «pollinatorvennligheten» til et landskap. For eksempel må et landskap by på både bolområder og mat (over tid) for at en art skal overleve. Det kreves variasjon både med hensyn til mat og bolområder for å dekke behovet til flere arter. I kapittel 5 har vi listet opp mange ulike forhold som kan identifisere områder med gode levekår for pollinerende insekter. Dette er mulige verdier som det er verdt å vurdere de skal inkluderes i en indikator og foreslås som kandidater for videre analyse. Noen faktorer kan være unødvendige å inkludere siden de er sterk korrelerte. Samtidig kan andre faktorer være viktige å inkludere. For å oppnå et mer realistisk bilde av pollinatorvennlighet bør for eksempel også faktorer som har en påvist negativ effekt på pollinatorer inkluderes i en slik indeks. Vurderinger om hvordan ulike verdier skal aggregeres inn i en indikator er imidlertid åpenbart krevende, men også helt avgjørende for å få et realistisk og helhetlig bilde av et landskap og dets betydning for pollinatorer.

Norge har signert «Coalition of the willing on pollinators» (se promotepollinators.org) og utarbeidet en nasjonal pollinatorstrategi (Regjeringen, 2018). Strategien er senere fulgt opp av en tiltaksplan (Departementene, 2021). I tiltaksplanen defineres 24 tiltak, strukturert etter de tre hovedinnsatsområdene i den nasjonale pollinatorstrategien: 1) Økt kunnskap, 2) Gode leveområder og 3) Formidling. Dette ligger også til grunn for denne rapporten.

Det utviklingsarbeidet som foreslås her vil bidra inn mot flere av tiltakene som skisseres i tiltaksplanen. Spesielt vil arbeidet være relevant i forhold til tiltak 1.1 (Styrke kartleggingen av areal viktig for pollinerende insekter) og tiltak 1.2 (Utvikle mer effektiv overvåking av pollinatorer og areal viktig for pollinerende insekter, og bedre utnyttelsen av nasjonale databaser). Gjennom analyse av resultatene etter hvert som de blir tilgjengelige, vil arbeidet også bidra inn mot tiltak 1.3 (Øke kunnskapen om påvirkningsfaktorer og tiltak som er viktig for å ta vare på pollinerende insekter). For tiltak 1.3 er det spesielt påvirkning fra aktiviteter tilknyttet jordbruket samt arealendringer i jordbrukslandskapet som vil fanges opp, i tillegg til kunnskap om viktige arealer. Sist, men ikke minst, vil dette arbeidet bidra inn mot tiltakene som faller inn under innsatsområde 3) Formidling.

Referanser

- Abe, T., Makino, S. & Okochi, I. (2008). Why have endemic pollinators declined on the Ogasawara Islands? *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1465-1473.
- Aizen, M. & Feinsinger, P. (1994). Habitat Fragmentation, Native Insect Pollinators, and Feral Honeybees in Argentine Chaco Serrano. *Ecological Applications*, 4(2), 378-392. <Go to ISI>://WOS:A1994NH00100018
- Aizen, M., Garibaldi, L., Cunningham, S. & Klein, A. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103, 1579-1588.
- Aizen, M. & Harder, L. (2009). The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Current Biology*, 19(11), 915-918. <Go to ISI>://WOS:000266891900024
- Aune-Lundberg, L. & Dramstad, W. (2021). Når formene endres og kantsonene forsvinner... *NIBIO POP*, 7(1), 1-4.
- Baldock, K. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current Opinion in Insect Science*, 38, 63-71.
- Baldock, K., Goddard, M., Hicks, D., Kunin, W., Mitschunas, N., Osgathorpe, L., Potts, S., Robertson, K., Scott, A., Stone, G., Vaughan, I. & Memmott, J. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proc Roy Soc B-Biol Sci*, 282, 20142849.
- Balmori, A. (2021). Electromagnetic radiation as an emerging driver factor for the decline of insects. *Science of the Total Environment*, 767, 144913.
- Banaszak, J. (2000). Effect of habitat heterogeneity on the diversity and density of pollinating insects. I I. M. Ekbom, M. Irwin & Y. Robert (Red.), *Interchanges of insects between agricultural and surrounding landscapes*. Springer-Science+Business Media, B.V. .
- Bartomeus, I., Ascher, J. S., Wagner, D., Danforth, B. N., Colla, S., Kornbluth, S. & Winfree, R. (2011). Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(51), 20645-20649. <Go to ISI>://WOS:000298289400077
- Bartual, A., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A.-C., Cresswell, J., Entling, M., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J., Pfister, S., Pintér, O., Veromann, E., Winkler, K. & Albrecht, M. (2019). The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 279, 43-52.
- Bascompte, J., Jordano, P. & Olesen, J. (2006). Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*, 312, 431-433.
- Bennett, A. & Isaacs, R. (2014). Landscape composition influences pollinators and pollination services in perennial biofuel plantings. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 193, 1-8.
- Betts, M., Hadley, A. & Kormann, U. (2019). The landscape ecology of pollination. *Landscape Ecology*, 34, 961-966.
- Bowen-Walker, P. L., Martin, S. J. & Gunn, A. (1999). The transmission of deformed wing virus between honeybees (*Apis mellifera* L.) by the ectoparasitic mite *Varroa jacobsoni* Oud. *Journal of Invertebrate Pathology*, 73, 101-106.
- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F. & Griswold, T. L. (2011). Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(2), 662-667. <Go to ISI>://WOS:000286097700045
- Cane, J., Minckley, R., Kervin, L., Roulston, T. & Williams, N. (2006). Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 16, 632-644.
- Carre, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., Krewenka, K., Potts, S., Roberts, S., Rodet, G., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Westphal, C., Woyciechowski, M. & Vaissière, B. (2009). Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133, 40-47.
- Carvalho, L. G., Veldtman, R., Shenkute, A. G., Tesfay, G. B., Pirk, C. W. W., Donaldson, J. S. & Nicolson, S. W. (2011). Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, 14(3), 251-259. <Go to ISI>://WOS:000287528600006
- Coalition of the Willing. (2019). *Promote Pollinators, The Coalition of the Willing on Pollinators*. <https://promotepollinators.org/coalition-of-the-willing/>

- Core, A., Runckel, C., Ivers, J., Quock, C., Siapno, T., DeNault, S., Brown, B., DeRisi, J., Smith, C. & Hafernik, J. (2012). A new threat to honey bees, the parasitic phorid fly *Apocephalus borealis*. *PLoS ONE*, 7(1), e29639.
- Crall, J., Switzer, C., Oppenheimer, R., Ford Versypt, A., Dey, B., Brown, A., Eyster, M., Guérin, C., Pierce, N., Combes, S. & de Bivort, B. (2018). Neonicotinoid exposure disrupts bumblebee nest behavior, social networks, and thermoregulation. *Science*, 362, 683-686.
- Cushman, S. A., Shirk, A. & Landguth, E. I. (2012). Separating the effects of habitat area, fragmentation and matrix resistance on genetic differentiation in complex landscapes. *Landscape Ecology*, 27, 369-380.
- Dainat, B., van Engelsdorp, D. & Neumann, P. (2012). Colony collapse disorder in Europe. *Environmental Microbiology Reports*, 4(123-125).
- De Palma, A., Kuhlmann, M., Roberts, S., Potts, S., Börger, L., Hudson, L., Lysenko, I., Newbold, T. & Purvis, A. (2015). Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1567-1577.
- Defra. (2014). *The National Pollinator Strategy: for bees and other pollinators in England*. F. R. A. Department for environment.
- Departementene. (2021). *Tiltaksplan for ville pollinerende insekter 2021-2028*. K.-o. miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/contentassets/5797b01a43fa4cdd8b220afb3df68791/212216-kld-tiltaksplan-web.pdf>
- Det norske hageselskap, ByBi, FAGUS, Sabima, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, La Humla Suse, Bumiljøetaten, Norsk Botanisk Forening & Naturhistorisk museum i Oslo. (2015). *Blomstermeny*. www.blomstermeny.no
- Dicks, L., Breeze, T., Ngo, H., Senapathi, D., An, J., Aizen, M. A., Basu, P., Buchori, D., Galetto, L., Garibaldi, L., Gemmill-Herren, B., Howlett, B., Imperatriz-Fonseca, V., Johnson, S., Kovács-Hostyánszki, A., Kwon, Y., Lattorff, H., Lungharwo, T., Seymour, C., Vanbergen, A. & Potts, S. (2020). A global assessment of drivers and risks associated with pollinator decline. *nature portfolio - under review (04.06.2021)*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-90439/v1>
- Dirzo, R., Young, H., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, 401-406.
- Dover, J., Sparks, T., Clarke, S., Gobbett, K. & Glossop, S. (2000). Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80(3), 227-242.
- Dover, J. W. (2019). *The ecology of hedgerows and field margins*. Routledge.
- Dramstad, W. (1995). Foraging activity of bumblebees (*Bombus*) in relation to flower resources on arable land. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 53(2), 123-135.
- European Commission. (2018). *Pollinating insects: commission proposes actions to stop their decline*. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_18_3989
- Fjellstad, W. (1998). *The landscape ecology of butterflies in traditionally managed Norwegian farmland* [Ph.D., Durham University].
- Fjellstad, W. & Dramstad, W. (1999). Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 45, 177-191. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00055-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00055-9)
- Fletcher Jr., R. J., Acevedo, M. A. & Robertson, E. P. (2014). The matrix alters the role of path redundancy on patch colonization rates. *Ecology*, 95, 1444-1450.
- Forister, M. L., McCall, A. C., Sanders, N. J., Fordyce, J. A., Thorne, J. H., O'Brien, J., Waetjen, D. P. & Shapiro, A. M. (2010). Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(5), 2088-2092. <Go to ISI>://WOS:000274296300052
- Garibaldi, L., Carvalheiro, L., Leonhardt, S., Aizen, M., Blaauw, B., Isaacs, B., Kuhlmann, M., Kleijn, D., Klein, A., Kremen, C., Morandin, L., Scheper, J. & Winfree, R. (2014). From research to action: Enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 439-447.
- Garibaldi, L., Carvalheiro, L., Vaissière, B., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B., Ngo, H., Azzu, N., Sáez, A., Åström, J. & al., e. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351, 388-391.
- Garibaldi, L., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J., Bommarco, R., Cunningham, S. & ... (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecol Lett*, 14, 1062-1072.
- González-Varo, J. P., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Potts, S. G., Schweiger, O., Smith, H. G. & Vilá, M. (2013). Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 524-530.

- Goulson, D. (2013). An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50, 977-987.
- Goulson, D., Lepais, O., O'connor, S., Osborne, J. L., Sanderson, R. A., Cussans, J., Goffe, L. & Dar-vill, B. (2010). Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1207-1215.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. & Rotheray, E. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229), 1255957-1255951-1255959.
- Greenberg, B., Bindokas, V. P. & Gauger, J. R. (1981). Biological effects of a 765-kV transmission line: exposures and thresholds in honeybee colonies. *Bio Electro Magnetism*, 2(4), 315-328.
- Hadley, A. & Betts, M. (2012). The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence not evidence of absence. *Biol Rev*, 87, 546-544.
- Halvorsen, R., Skarpaas, O., Bryn, A., Bratli, H., Erikstad, L., Simensen, T. & Lieungh, E. (2020). Towards a systematics of ecodiversity: the Ecosyst framework. *Global Ecology and Biogeography*, 29(11), 1887-1906. <https://doi.org/10.1111/geb.13164>
- Hanley, M., Franco, M., Dean, C., Franklin, E., Harris, H., Haynes, A., Rapson, S., Rowse, G., Thomas, K., Waterhouse, B. & Knight, M. (2011). Increased bumblebee abundance along the margins of a mass flowering crop: evidence for pollinator spill-over. *Oikos*, 120, 1618-1624.
- Harrison, T., Gibbs, J. & Winfree, R. (2019). Anthropogenic landscapes support fewer rare bee species. *Landscape Ecology*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10980-017-0592-x>
- Harrison, T. & Winfree, R. (2015). Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29(7), 879-888.
- Hass, A., Kormann, U., Tschardtke, T., Clough, Y., Baillod, A., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.-L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Burel, F., Georges, R., Giralt, D., Marcos-García, M., Ricarte, A., Siriwardena, G. & Batáry, P. (2018). Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc Roy Soc B*, 285, 20172242.
- Hegland, S. J., Nielsen, A., Lázaro, A., Bjercknes, A.-L. & Totland, Ø. (2009). How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecology Letters*, 12, 184-195.
- Herbert, L. T., Vazquez, D. E., Arenas, A. & Farina, W. M. (2014). Effects of field-realistic doses of glyphosate on boheeybee appetitive behaviour. *Journal of Experimental Biology*, 217(19), 3457-3464.
- Herbertsson, L., Lindström, S. A. M., Rundlöf, M., Bommarco, R. & Smith, H. G. (2016). Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, 17(7), 609-616.
- Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J., Mudri-Stojnic, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J., Wickens, V., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S., Roberts, S., Smith, H., Vilá, M., Vujic, A. & Steffan-Dewenter, I. (2016). Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters*, 19, 1228-1236.
- Holzschuh, A., Dormann, C., Tschardtke, T. & Steffan-Dewenter, I. (2013). Mass-flowering crops enhance wild bee abundance. *Oecologia*, 172(2), 477-484.
- Hopfenmüller, S., Steffan-Dewenter, I. & Holzschuh, A. (2014). Trait-specific responses of wild bee communities to landscape composition, configuration and local factors. *PloS ONE*, 9(8), e104439.
- Hovstad, K. A., Johansen, L., Arnesen, G., Svalheim, E. & Velle, L. G. (2018). *Semi-naturlige naturtyper*. Artsdatabanken. Hentet 18.02.2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/259194>
- Imran, M., Sheikh, U. A. A., Nasir, M., Ghaffar, M. A., Tamkeen, A. & Iqbal, M. A. (2019). Do neonicotinoid insecticides impaired olfactory learning behavior in *Apis mellifera*? *International Journal of Industrial Entomology*, 38, 1-5.
- Inouye, D. (2019). Climate change and frost effects in Rocky Mountain plant communities. I T. Lovejoy, H. Lee & E. Wilson (Red.), *Biodiversity and Climate Change*. Yale University Press.
- IPBES. (2016). *The assessment report on pollinators, pollination and food production* (Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Issue. IPBES.
- Jones, J., Hutchinson, R., Moldenke, A., Pfeiffer, V., Helderop, E., Thomas, E., Griffin, J. & Reinholtz, A. (2019). Landscape patterns and diversity of meadow plants and flower-visitors in a mountain landscape. *Landscape Ecology*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10980-018-0740-y>
- Jordan, A., Patch, H. M., Grozinger, C. M. & Khanna, V. (2021). Economic dependence and vulnerability of United States agricultural sector on insect-mediated pollination service. *Environmental Science & Technology*, 55, 2243-2253.

- Kaiser-Bunbury, C., Mougai, J., Whittington, A., Valentin, T., Gabriel, R., Olesen, J. & Blüthgen, N. (2017). Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature*, *542*, 223-237.
- Kallioniemi, E., Åström, J., Rusch, G. M., Dahle, S., Åström, S. & Gjershaug, J. O. (2017). Local resources, linear elements and mass-flowering crops determine bumblebee occurrences in moderately intensified farmlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *239*, 90-100.
- Kelemen, E. & Rehan, S. (2021). Conservation insights from wild bee genetic studies: Geographic differences, susceptibility to inbreeding, and signs of local adaptation. *Evolutionary Applications*, *14*(6), 1485-1496.
- Kennedy, C., Lonsdorf, E., Neel, M., Williams, N., Ricketts, T., Winfree, R. & ... (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett*, *16*, 584-599.
- Kleijn, D. & Raemakers, I. (2008). A retrospective analysis of pollen host plant use by stable and declining bumble bee species. *Ecology*, *89*(7), 1811-1823. <Go to ISI>://WOS:000258007500005
- Knop, E., Zoller, L., Ryser, R., Gerpe, C., Hörler, M. & Fontaine, C. (2017). Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature*, *548*, 206-209.
- Koh, I., Lonsdorf, E., Williams, N., Brittain, C., Isaacs, R., Gibbs, J. & Ricketts, T. (2016). Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *113*(1), 140-145.
- Kolano, P., Borgå, K. & Nielsen, A. (2021). Temperature sensitive effects of the neonicotinoid Clothianidin on bumblebees (*Bombus terrestris*) foraging behaviour. *Journal of Pollination Ecology*, *28*, 138-152.
- Kormann, U., Scherber, C., Tschardt, T., Klein, N., Larbig, M., Valente, J., Hadley, A. & Betts, M. (2016). Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. *Proc Roy Soc London B*, *283*, e20152347.
- Kudo, G. & Cooper, E. (2019). When spring ephemerals fail to meet pollinators: mechanism of phenological mismatch and its impact on plant reproduction. *Proc Roy Soc B*, *286*, 20190573.
- Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmler, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F. H., Theurillat, J.-P., Urmi, E., Vust, M. & Wohlgemuth, T. (2010). *Flora Indicativa - Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen* (2. utg.). Haupt Verlag.
- Langellotto, G. A., Melathopoulos, A., Messer, I., Anderson, A., McClintock, N. & Costner, L. (2018). Garden pollinators and the potential for ecosystem service flow to urban and peri-urban agriculture. *Sustainability*, *10*(6), 2047.
- Le Conte, Y., Ellis, M. & Ritter, W. (2010). Varroa mites and honey bee health: can Varroa explain part of the colony losses? *Apidologie*, *41*(3), 353-363. <Go to ISI>://WOS:000279029200010
- Le Féon, B., Burel, F., Chifflet, R., Henry, M., Ricoch, A., Vaissière, B. & Baudry, J. (2013). Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *166*, 94-101.
- Li, P., Klein, D., Badenhausser, I., Zaragoza-Trello, C., Gross, N., Raemakers, I. & Scheper, J. (2020). The relative importance of green infrastructure as refuge habitat for pollinators increases with local land-use intensity. *Journal of Applied Ecology*, *57*(8), 1494-1503.
- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N. & Greenleaf, S. (2009). Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany*, *2009*(103).
- Lowenstein, D., Matteson, K. & Minor, E. (2015). Diversity of wild bees supports pollination services in an urbanized landscape. *Oecologia*, *179*, 811-821.
- Lupi, D., Mesiano, M. P., Adani, A., Benocci, R., Giacchini, R., Parenti, P., Zambon, G., Lavazza, A., Boniotti, M. B., Bassi, S., Colombo, M. & Tremolada, P. (2021). Combined effects of pesticides and electromagnetic-fields on honeybees: multi-stress exposure. *Insects*, *12*, 716.
- Lupi, D., Tremolada, P., Colombo, M., Giacchini, R., Benocci, R., Parenti, P. & Vighi, M. (2020). Effects of pesticides and electromagnetic fields on honeybees: A field study using biomarkers. *International Journal of Environmental Research*, *14*, 107-122.
- Majewska, A. & Altizer, S. (2018). Planting gardens to support insect pollinators. *Conservation Biology*, *34*, 15-25.
- Mallinger, R., Gibbs, J. & Gratton, C. (2016). Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecology*, *31*, 1523-1535.
- Marini, L., Ockinger, E., Bergman, K.-O. & ... (2014). Contrasting effects of habitat area and connectivity on evenness of pollinator communities. *Ecography*, *37*, 544-551.

- Martin, G., Fontaine, C., Accatino, F. & Porcher, E. (2019). New indices for rapid assessment of pollination services based on crop yield data: France as a case study. *Ecological Indicators*, 101, 355-363.
- McKechnie, I., Thomsen, C. & Sargent, R. (2017). Forested field edges support a greater diversity of wild pollinators in lowbush blueberry (*Vaccinium angustifolium*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 237, 154-161.
- Memmott, J., Carvell, C., Pywell, R. F. & Craze, P. G. (2010). The potential impact of global warming on the efficacy of field margins sown for the conservation of bumble-bees. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365(1549), 2071-2079. <Go to ISI>://WOS:000278163800008
- Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M. & Price, M. V. (2007). Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, 10(8), 710-717. <Go to ISI>://WOS:000247561100009
- Meyer, B., Jauker, F. & Steffan-Dewenter, I. (2009). Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10, 178-186.
- Monchanin, C., Henry, M., Decourtye, A., Dalmon, A., Fortini, D., Boeuf, E., Dubuisson, L., Aupinel, P., Chevallereau, C., Petit, J. & Fourrier, J. (2019). Hazard of a neonicotinoid insecticide on the homing flight of the honeybee depends on climatic conditions and *Varroa* infestation. *Chemosphere*, 224, 360-368.
- Morfin, N., Goodwin, P., Hunt, G. & Guzman-Novoa, E. (2019). Effects of sublethal doses of clothianidin and/or V. destructor on honey bee (*Apis mellifera*) self-grooming behaviour and associated gene expression. *Scientific Reports*, 9, 5196.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s41598-019-41365-0>
- Morse, H. D. (1971). The insectivorous bird as an adaptive strategy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 177-200.
- National Biodiversity Data Centre. (2022). *All-Ireland Pollinator Plan*. <https://pollinators.ie/>
- Naug, D. (2009). Nutritional stress due to habitat loss may explain recent honeybee colony collapses. *Biological Conservation*, 142, 2369-2372.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. (2011). Semi-natural sites and boreal heaths. I A. Lindgaard & S. Henriksen (Red.), *The 2011 Red List for Ecosystems and Habitat Types*. Norwegian Biodiversity Information Centre.
- Northrup, J., Rivers, J., Yang, Z. & Betts, M. (2019). Synergistic effects of climate and land-use change influence broad-scale avian population declines. *Global Change Biology*, 25, 1561-1575.
- Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M. & Crockett, R. (2014). Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science*, 346, 1360-1362.
- Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120, 321-326.
- Osborne, J., Martin, A., Shortall, C., Todd, A., Goulson, D., Knight, M., Hale, R. & Sanderson, R. (2008). Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology*, 45, 784-792.
- Otterstatter, M., Whidden, T. & Owen, R. (2002). Contrasting frequencies of parasitism and host mortality among phorid and conopid parasitoids of bumble-bees. *Ecological Entomology*, 27(2), 229-237.
- Paracchini, M., Petersen, J.-E., Hoogeveen, Y., Bamps, C., Burfield, I. & van Swaay, C. (2008). *High Nature Value Farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data*. http://agrienv.jrc.ec.europa.eu/activities_HNV.htm
- Paus-Knudsen, J. S. (2017). *Sub-lethal effects of imidacloprid, a neonicotinoid insecticide, on bumblebees (Bombus terrestris)* [University of Oslo]. Oslo.
- Pedersen, C., Kapfer, J. & Sickel, H. (2020). *Plantefunn i beitemarker og brakklagte enger - observerte endringer over 10 år og betydningen for pollinerende insekter* (NIBIO rapport, Issue. NIBIO).
- Pedersen, C. & Krogl, S. O. (2017). The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators*, 75, 155-163. <Go to ISI>://WOS:000398334600018
- Pfeiffer, V., Silbernagel, J., Guédot, C. & Zalapa, J. (2019). Woodland and floral richness boost bumble bee density in cranberry resource pulse landscapes. *Landscape Ecology*, 34, 979-996.
- Post, E. & Forchhammer, M. C. (2004). Spatial synchrony of local populations has increased in association with the recent Northern Hemisphere climate trend. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(25), 9286.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0305029101>

- Potts, S., Biesmeijer, J., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6), 345-353.
- Powers, R. & Jetz, W. (2019). Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nat Clim Change*, 9, 323-329.
- Proesmans, W., Smagghe, G., Meeus, I., Bonte, D. & Verheyen, K. (2019). The effect of mass-flowering orchards and semi-natural habitat on bumblebee colony performance. *Landscape Ecology*, 34, 1033-1044.
- Rafferty, N. E. & Ives, A. R. (2011). Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, 14(1), 69-74. <Go to ISI>://WOS:000285302500011
- Rahimi, E., Barghjelveh, S. & Dong, P. (2021). Using the Lonsdorf model for estimating habitat loss and fragmentation effects on pollination service. *Ecological Processes*, 10, 22. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/s13717-021-00291-8>
- Rands, S. A. & Whitney, H. M. (2011). Field margins, foraging distances and their impacts on nesting pollinator success. *PLoS ONE*, 6, e25971. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025971>
- Regjeringen. (2018). *Nasjonal pollinatorstrategi*. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nasjonal-pollinatorstrategi/id2606300/>
- Richman, S. K., Levine, J. M., Stefan, L. & Johnson, C. A. (2020). Asynchronous range shifts drive alpine plant-pollinator interactions and reduce plant fitness. *Global Change Biology*, 26, 3052-3064.
- Ricou, C., Schneller, C., Amiaud, B., Plantureux, S. & Bockstaller, C. (2014). A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecological Indicators*, 45, 320-331. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.022>
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421(6918), 57-60. <Go to ISI>://WOS:000180165500035
- Rundlöf, M., Nilsson, H. & Smith, H. (2008). Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation*, 141, 417-426.
- Rundlöf, M., Persson, A. S., Smith, H. G. & Bommarco, R. (2014). Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation*, 172, 138-145.
- Sabatino, M., Maceira, N. & Aizen, M. (2010). Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. *Ecol Appl*, 20, 1491-1497.
- Samnegård, U., Persson, A. S. & Smith, H. G. (2011). Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation*, 144(11), 2602-2606.
- Samuelson, E., Chen-Wishart, Z., Gill, J. & Leadbeater, E. (2016). Effect of acute pesticide exposure on bee spatial working memory using an analogue of the radial-arm maze. *Scientific Reports*, 6, 38957.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27.
- Scheper, J., Bommarco, R., Holzschuh, A., Potts, S., Riedinger, V., Roberts, S. & ... (2015). Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *J Appl Ecol*, 52, 1165-1175.
- Scherber, C., Beduschi, T. & Tschardt, T. (2019). Novel approaches to sampling pollinators in whole landscapes: a lesson for landscape-wide biodiversity monitoring. *Landscape Ecology*, 34, 1057-1067.
- Schirmel, J., Albrecht, M., Bauer, P., Sutter, L., Pfister, S. & Entling, M. (2019). Landscape complexity promotes hoverflies across different types of semi-natural habitats in farmland. *J Appl Ecol*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13095>
- Schulp, C., Lautenbach, S. & Verburg, P. (2014). Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators*, 36, 131-141.
- Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S. & Kuhn, I. (2008). Climate Change Can Cause Spatial Mismatch of Trophically Interacting Species. *Ecology*, 89(12), 3472-3479. <Go to ISI>://WOS:000261524000021
- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Bluthgen, N., Müller, J., Ambarli, 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., Wollauer, S. & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574(7780), 671-+. <Go to ISI>://WOS:000493807800042
- Senapathi, D., Goddard, M., Kunin, W. & Baldock, K. (2017). Landscape impacts on pollinator communities in temperate systems: evidence and knowledge gaps. *Functional Ecology*, 31, 26-37.

- Serikstad, G. L. (2017, 08.06.2021). *Norske åkerbønner - alternativ til importert soya?* Hentet Juni 2021 fra <https://www.agropub.no/publikasjoner/norske-akerbonner-alternativ-til-importert-soya>
- Settele, J., Bishop, J. & Potts, S. G. (2016). Climate change impacts on pollination. *Nature Plants*, 2, 16092.
- Sevenello, M., Sargent, R. D. & Forrest, J. R. K. (2020). Spring wildflower phenology and pollinator activity respond similarly to climatic variation in an eastern hardwood forest. *Oecologia*, 193(2), 475-488. <Go to ISI>://WOS:000544124400020
- Simon-Delso, N., San Martin, G., Bruneau, E., Minsart, L. A., Mouret, C. & Hautier, L. (2014). Honeybee colony disorder in crop areas: The role of pesticides and viruses. *PloS ONE*, 9, e103073.
- Singh, R., Levitt, A. L., Rajotte, E. G., Holmes, E. C., Ostiguy, N., Vanengelsdorp, D., Lipkin, W. I., Depamphilis, C. W., Toth, A. L. & Cox-Foster, D. L. (2010). RNA Viruses in Hymenopteran Pollinators: Evidence of Inter-Taxa Virus Transmission via Pollen and Potential Impact on Non-Apis Hymenopteran Species. *PloS ONE*, 5(12). <Go to ISI>://WOS:000285578000004
- Sirohi, J., Jackson, J., Edwards, M. & Ollerton, J. (2015). Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre: a case study from Northampton (England). *Journal of Insect Conservation*, 19(3), 487-500.
- SLF. (2012). *Nasjonalt miljøprogram. 2012. Nasjonale prioriteringer og virkemidler i jordbrukets miljøinnsats.* (SLF Rapport-nr.: 23/2012, Issue. Statens landbruksforvaltning, Oslo.
- Sponsler, D., Grozinger, C., Hitaj, C., Rundlöf, M., Botías, C., Code, A., Lonsdorf, E., Melathopoulos, A., Smith, D., Suryanarayanan, S., Thogmartin, W., Williams, N., Zhang, M. & Douglas, M. (2019). Pesticides and pollinators: A socioecological synthesis. *Science of the Total Environment*, 662, 1012-1027.
- Stange, E. E., Zulian, G., Rusch, G. M., Barton, D. & Nowell, M. (2017). Ecosystem services mapping for municipal policy: ESTIMAP and zoning for urban beekeeping. *One Ecosystem*, 2, e14014. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e14014>
- Statsforvalteren. (2020, 06.04.2020). *Midler til tiltak for pollinerende insekter.* Statsforvalteren. <https://www.statsforvalteren.no/innlandet/landbruk-og-mat/miljotiltak-i-jordbruket/regional-miljoprogram-for-jordbruket/tilrettelegging-for-pollinerende-insekter/midler-til-tiltak-for-pollinerende-insekter/>
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121, 432-440.
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2000). Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia*, 122, 288-296.
- Stelzer, R. J., Chittka, L., Carlton, M. & Ings, T. C. (2010). Winter Active Bumblebees (*Bombus terrestris*) Achieve High Foraging Rates in Urban Britain. *PloS ONE*, 5(3). <Go to ISI>://WOS:000275197200011
- Stensgaard, K. (2017). *Hvordan står det til på setra? Registrering av setermiljøer i perioden 2009-2015.* Norsk institutt for bioøkonomi.
- Stokstad, G. (2014). *Landskapselementer i jordbrukets kulturlandskap. Status og utvikling.* N. i. f. s. o. landskap.
- Sverdrup, U. B. (2021). *Økologisk design av urbane parklandskap tilpasset dagsommerfugler* [Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)]. Ås.
- Sydenham, M. (2016). *Drivers of the diversity and distribution of wild bees in a species poor region* [Ph.D., Norwegian University of Life Sciences]. Ås.
- Sydenham, M., Venter, Z., Eldegard, K., Moe, S., Steinert, M., Staverløkk, A., Dahle, S., Skoog, D., Hanevik, K., Skrindo, A. & Rusch, G. (2022). High resolution prediction maps of solitary bee diversity can guide conservation measures. *Landscape and Urban Planning*, 217, 104267.
- Tasman, K., Rands, S. A. & Hodge, J. (2020). The neonicotinoid insecticide imidacloprid disrupts bumblebee foraging rhythms and sleep. *iScience*, 23(12), 101827.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T. E. & Paxton, R. J. (2020). Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*, 11, 576. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>
- Thomson, D. (2019). Effects of long-term variation in pollinator abundance and diversity on reproduction of a generalist plant. *Journal of Ecology*, 107(1), 491-502.
- Tonietto, R., Fant, J., Ascher, J., Ellis, K. & Larkin, D. (2011). A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landscape and Urban Planning*, 103, 102-108.
- Tosi, S. & Nieh, J. C. (2019). Lethal and sublethal synergistic effects of a new systemic pesticide, flupyradifurone (Sivanto), on honeybees. *Proc Roy Soc B Biol Sci*, 286, 20190433.

- Totland, Ø., Hovstad, K., Ødegaard, F. & Åström, J. (2013). *The state of knowledge regarding insect pollination in Norway - the importance of the complex interaction between plants and insects*. N. B. I. Centre.
- Totland, Ø., Nielsen, A., Bjercknes, A.-L. & Ohlson, M. (2006). Effects of an exotic plant and habitat disturbance on pollinator visitation and reproduction in a boreal forest herb. *American Journal of Botany*, 93, 868-873. <https://doi.org/https://doi.org/10.3732/ajb.93.6.868>
- Tscharntke, T., Tylianakis, J., Rand, T., Didham, R., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T., Dormann, C., Ewers, R., Fründ, J., Holt, R., Holzschuh, A., Klein, A., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W. & Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, 661-685.
- van der Zee, R., Gray, A., Pisa, L. & de Rijk, T. (2015). An observational study of honey bee colony winter losses and their association with *Varroa destructor*, neonicotinoids and other risk factors. *PLoS ONE*, 10, e0131611.
- Vanbergen, A. J., Baude, M., Biesmeijer, J. C., Britton, N. F., Brown, M. J. F., Brown, M., Bryden, J., Budge, G. E., Bull, J. C., Carvell, C., Challinor, A. J., Connolly, C. N., Evans, D. J., Feil, E. J., Garratt, M. P., Greco, M. K., Heard, M. S., Jansen, V. A. A., Keeling, M. J., Kunis, W. E., Marris, G. C., Memmott, J., Murray, J. T., Nicolson, S. W., Osborne, J. L., Paxton, R. J., Pirk, C. W. W., Polce, C., Potts, S. G., Priest, N. K., Raine, N. E., Roberts, S., Ryabov, E. V., Shafir, S., Shirley, M. D. F., Simpson, S. J., Stevenson, P. C., Stone, G. N., Termansen, M., Wright, G. A. & Initiative, I. P. (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(5), 251-259. <Go to ISI>://WOS:000319857700017
- Verboven, H., Uyttenbroeck, R., Brys, R. & Hermy, M. (2014). Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban-rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. *Landscape and Urban Planning*, 126, 31-41.
- Visser, M. & Gienapp, P. (2019). Evolutionary and demographic consequences of phenological mismatches. *Nature Ecology & Evolution*, 3(6), 879-885.
- Volpe, N., Hadley, A., Robinson, W. & Betts, M. (2014). Functional connectivity experiments reflect routine movement behavior of a tropical hummingbird species. *Ecological Applications*, 24(8), 2122-2131.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), 389-395. <https://doi.org/10.1038/416389a>
- Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D. & Thomas, C. D. (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414(6859), 65-69. <Go to ISI>://WOS:000171898900042
- Weller, R. J., Hoch, C. & Huang, C. (2017). *Atlas for the End of the World*. <http://atlas-for-the-end-of-the-world.com>
- Williams, P. H. & Osborne, J. L. (2009). Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*, 40(3), 367-387. <Go to ISI>://WOS:000267832600012
- Wilson, J., Peet, R., Dengler, J. & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23, 796-802.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D., LeBuhn, G. & Aizen, M. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068-2076.
- Winfree, R., Bartomeus, I. & Cariveau, D. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 1-22.
- Winfree, R., Reilly, J., Bartomeus, I., Cariveau, D., Williams, N. & Gibbs, J. (2018). Species turnover promotes the importance of bee diversity for crop pollination at regional scales. *Science*, 359, 791-793.
- Wray, J., Neame, L. & Elle, E. (2014). Floral resources, body size, and surrounding landscape influence bee community assemblages in oaksavannah fragments. *Ecological Entomology*, 39, 83-93.
- Xiao, Y., Li, X., Cao, Y. & Dong, M. (2016). The diverse effects of habitat fragmentation on plant-pollinator interactions. *Plant Ecology*, 217(7), 857-868.
- Yang, L. & Gratton, C. (2014). Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science*, 2, 26-32.
- Zamorano, J., Bartomeus, I., Grez, A. & Garibaldi, L. (2020). Field margin floral enhancements increase pollinator diversity at the field edge but show no consistent spillover into the crop field: a meta-analysis. *Insect Conservation and Diversity*, 13(6), 519-531.
- Zulian, G., Maes, J. & Paracchini, M. (2013). Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land*, 2, 472-492.

- Zulian, G., Paracchini, M., Maes, J. & Liquete, C. (2013). *ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale*.
- Öckinger, E. & Smith, H. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50-59.
- Aarstad, P. & Bjørlo, B. (2019). *Bruk av plantevernmidler i jordbruket i 2017*. S. sentralbyrå.
- Åström, J., Birkemoe, T., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. (2020). *Insektovervåking på Østlandet 2020 - Rapport fra første felt sesong*. NINA.
- Åström, J., Dramstad, W., Debella-Gilo, M., Hovstad, K., Åström, S. & Rusch, G. (2014). *Assessing Norwegian pollination deficits. Capacity building towards IPBES - implementation and methodological evaluation of the "Protocol to Detect and Assess Pollination Deficits in crops"*.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J., Staverløkk, A., Dahle, S. & Ødegaard, F. (2020). *Nasjonalt overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge*. Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.