

2757

NINA Rapport

Norsk insektovervåking

Rapport fra feltsesongen 2025

Jens Åström, Jostein Gohli, Tone Birkemoe, Sondre Dahle, Marie Davey, Torbjørn Ekrem, Mohsen Falahati, Frode Fossøy, Arne Laugsand, Carolyn Rosten, Graeme Shannon, Arnstein Staverløkk, Elisabeth Stur, Frode Ødegaard



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk insektovervåking

Rapport fra feltsesongen 2025

Jens Åström

Jostein Gohli

Tone Birkemoe

Sondre Dahle

Marie Davey

Torbjørn Ekrem

Mohsen Falahati

Frode Fossøy

Arne Laugsand

Carolyn Rosten

Graeme Shannon

Arnstein Staverløkk

Elisabeth Stur

Frode Ødegaard

Åström, J., Gohli, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Falahati, M., Fossøy, F., Laugsand, A., Rosten, C., Shannon, G., Staverløkk, A., Stur, E. & Ødegaard, F. 2026. Norsk insektovervåking. Rapport fra feltsesongen 2025. NINA Rapport 2757. Norsk institutt for naturforskning.

<http://hdl.handle.net/11250/5483204>

Trondheim, mai 2026

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5596-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Denne rapporten er lisensiert under Creative Commons Navngivelse 4.0

Internasjonal lisens: [Creative Commons — Attribution 4.0 International — CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Rannveig Jacobsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Jørgen Rosvold

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-3174|2026

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Anna Olsson, Eivind Farnen, Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Lokalitet Semi-nat_181 på Austrå, Nordland/Trøndelag. © Sondre Dahle.

NØKKEWORD

- Norge
- insekter
- DNA
- overvåking
- jordbruksmark
- skogsmark

KEY WORDS

- Norway
- insects
- DNA
- monitoring
- semi-natural land
- forest

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Åström, J., Gohli, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Falahati, M., Fossøy, F., Laugsand, A., Rosten, C., Shannon, G., Staverløkk, A., Stur, E. & Ødegaard, F. 2026. Norsk insektovervåking. Rapport fra feltsesongen 2025. NINA Rapport 2757. Norsk institutt for naturforskning.

<http://hdl.handle.net/11250/5483204>

Denne rapporten dokumenterer virksomheten i Norsk insektovervåking (NorIns) i 2025 og presenterer noen hovedfunn. Programmet ble startet på Østlandet i 2020 og har siden 2024 dekket hele landet i habitattypen jordbruksmark, mens skogsmark foreløpig kun overvåkes på Østlandet. Fangst av insekter utføres i hovedsak med malaisefeller og insektene identifiseres ved molekylærbiologiske analyser (DNA). Den totale biomassen i hver fellefangst registreres også, og alt innsamlet materiale bevares og lagres for eventuell manuell gjennomgang i fremtiden. Etter fem år med innsamling ved nye lokaliteter returnerer vi til de opprinnelige stedene og begynner et nytt omdrev i et rullende overvåkingsdesign. I 2025 ble de første gjenbesøkene gjennomført da et nytt femårig omdrev startet på Østlandet. Samtidig ble det første omdrevet i Trøndelag fullført, som begynte i 2021.

Programmet registrerer stadig nye arter, også ved lokaliteter som blir gjenbesøkt. Vi estimerer nå at overvåkingsprogrammet har fanget over 30 000 arter leddyr. Vi må påpeke at dette estimatet er basert på semiautomatiske rutiner der genetiske varianter grupperes til operasjonelle arter, og at de fleste identifiseringer ikke valideres manuelt. Litt over 11 000 av de operasjonelle artene kan per i dag kobles til et artsnavn, og litt over 6 000 av disse identifiseringene vurderes som pålitelige nok til å rapporteres til eksterne databaser (GBIF, Artskart). Merk at en fullstendig identifisering av de operasjonelle artene ikke er strengt nødvendig for at overvåkingen skal fortsette, og at artsnavn kan oppdateres for hele datasettet i etterhånd, etter hvert som artsidentifiseringene forbedres. Funnet av et knippe sjeldne arter på en lokalitet skal ikke tas til inntekt for at området er spesielt verdifullt, da svært mange av artene generelt observeres sjelden. Dette gjelder også for rødlistede arter som vi finner flere av på nær sagt alle lokaliteter, til tross for at disse er tilfeldig utvalgt.

Sett i sammenheng med den fremdeles korte tidsserien, var biomassen av insekter relativt høy i flere regioner i 2025. Den kraftige nedgangen i insektbiomasse i perioden 2020–2023, gir etter to år med høyere verdier inntrykk av å være en tilfeldig variasjon, men tidsserien er fortsatt for kort til å konkludere om langvarige trender. Vår modellering av insektbiomassen tilsier at lokale værforhold har en svært sterk effekt på insektfangstene gjennom sesongen. Enkelte aspekter ved værforholdene i forkant av sesongen – inkludert temperatur og nedbør foregående vår og gjennom vinteren – ser også ut til å ha en effekt på insektmengdene. Jordbrukslokaliteter oppviser høyere insektbiomasse og artsantall enn skogslokaliteter. På skogslokaliteter er høy bonitet, lauvskog og generelt lav andel skog i det omkringliggende landskapet forbundet med høyere insektbiomasse, mens landskapet har lavere forklaringsverdi i jordbruksmark. Artssammensetningen av insekter varierer tydelig gjennom sesongen, men viser også tydelige geografiske mønstre der forskjellene mellom artssammfunnene i stor grad gjenspeiler geografisk avstand.

Etter et fullt omdrev i Trøndelag har vi i år utarbeidet enkle modeller over den geografiske fordelingen av biomasse og diversitet, tilsvarende det som ble gjort for Østlandet i fjor. Diversitet og biomasse var positivt korrelert og viste i grove trekk lignende geografiske mønstre, med høyere verdier lenger sørøst og i lavere høydelag i Trøndelag. Begge modellene indikerer også høye verdier i nordøst i Trøndelag, men dette området har dårlig felledekning, og prediksjonen bør derfor betraktes som usikker.

I 2025 ble det satt ut lydloggere ved ti lokaliteter på Østlandet, som var i drift fra juni til oktober.

Det ble registrert vokaliseringer fra totalt 57 fuglearter, hvorav 7 er vurdert som nær truet (NT) på rødlista, 2 som sårbare (VU), 1 som sterkt truet (EN) og 1 som kritisk truet (CR). Fuglesangen utviste et tydelig aktivitetsmønster i løpet av døgnet med en topp på morgenen, og antall registrerte fuglearter var positivt korrelert med både insektbiomasse og insektdiversitet, målt som totale verdier gjennom sesongen. Metodikken fremstår som en praktisk og relativt kostnadseffektiv måte å knytte standardiserte data på lokal fuglefauna til insektsamfunnene, men har fortsatt enkelte utfordringer med driftssikkerhet. Videre bør registreringene dekke hele sesongen for å få tilstrekkelig med data på fenologi.

Jens Åström, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., jens.astrom@nina.no
Jostein Gohli, NINA Sognsveien 68 NO-0855 Oslo, Jostein.Gohli@nina.no
Tone Birkemoe, NMBU/MINA Postboks 5003 NMBUNO-1432 Ås., Tone.Birkemoe@nmbu.no
Sondre Dahle, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Sondre.Dahle@nina.no
Marie Davey, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Marie.Davey@nina.no
Torbjørn Ekrem, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Torbjorn.Ekrem@ntnu.no
Mohsen Falahati, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Falahati@ntnu.no
Frode Fosøy, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Frode.Fosoy@nina.no
Arne Laugsand, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Arne.Laugsand@nina.no
Carolyn Rosten, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Carolyn.Rosten@nina.no
Graeme Shannon, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Graeme.Shannon@nina.no
Arnstein Staverløkk, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Arnstein.Staverlokk@nina.no
Elisabeth Stur, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Elisabeth.Stur@ntnu.no
Frode Ødegaard, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Frode.Odegaard@ntnu.no

Abstract

Åström, J., Gohli, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Falahati, M., Fossøy, F., Laugsand, A., Rosten, C., Shannon, Staverløkk, A., Stur, E. & Ødegaard, F. 2026. Norwegian insect monitoring program. Report from the field season of 2025. NINA Report 2757. Norwegian Institute for Nature Research.

<http://hdl.handle.net/11250/5483204>

This report documents the activities of the Norwegian Insect Monitoring Program (NorIns) in 2025 and presents the key findings. The program was established in Eastern Norway in 2020, and has since 2024 provided nationwide coverage of agricultural habitats, while forest habitats are currently monitored only in Eastern Norway. Insect sampling is primarily conducted using Malaise traps and specimens are identified through molecular analyses (DNA). The total biomass of each trap catch is recorded, and all collected material is preserved and archived for potential manual examination in the future. After five years of sampling at new sites, we return to the initial locations to begin a new rotation as part of the program's rolling monitoring design. In 2025, the first re-visits were conducted as a new five-year rotation commenced in Eastern Norway. Simultaneously, the first rotation was completed in Trøndelag, which began in 2021.

The program continuously records new species, also at re-visited sites. We currently estimate that the monitoring program has captured over 30,000 arthropod species. We must emphasize that this estimate is based on semi-automated routines where genetic variants are grouped into operational taxonomic units (OTUs), and most identifications are not manually validated. As of today, just over 11,000 of these OTUs can be linked to a species name, and approximately 6,000 of these identifications are considered reliable enough to be reported to external databases (GBIF, Artskart). Note that full identification of all OTUs is not strictly necessary for the continuation of the monitoring, and species names can be updated retroactively for the entire dataset as identification libraries improve. The observation of a handful of rare species at a site should not be taken as evidence that the site is of exceptional value, as many of the species are sparsely observed. Nearly all locations also show presence of several red-listed species, despite the sites being randomly selected.

Viewed in the context of the still short time series, insect biomass was relatively high in several regions in 2025. After two years of higher values, the sharp decline in insect biomass recorded during the initial 2020–2023 period now appears to be a result of stochastic variation; however, the time series remains too short to conclude on long-term trends. Our modeling of insect biomass indicates that local weather conditions have a very strong effect on insect catches throughout the season. Certain aspects of weather conditions prior to the season — including temperature and precipitation during the preceding spring and throughout the winter — also appear to influence insect abundances. Agricultural sites have higher biomass and species richness than forest sites. In forest sites, high site productivity (bonity), deciduous forest, and a generally low proportion of forest in the surrounding landscape are associated with higher insect biomass, whereas landscape composition have lower explanatory value in agricultural land. The species composition of insects varies clearly throughout the season but also exhibits distinct geographical patterns, where differences between community assemblages largely reflect geographical distance.

With a full rotation in Trøndelag now complete, we have developed baseline models of the geographical distribution of biomass and diversity, as was done for Eastern Norway in last year's report. Diversity and biomass were positively correlated and showed broadly similar geographical patterns, with higher values further southeast and at lower elevations in Trøndelag. Both models indicate high values in also northeastern Trøndelag, but as this area has poor trap coverage, the predictions should be considered uncertain.

In 2025, acoustic loggers were deployed at ten sites in Eastern Norway and remained in operation from June to October. Vocalizations from a total of 57 bird species were recorded, of which 7 are classified as Near Threatened (NT) on the Red List, 2 as Vulnerable (VU), 1 as Endangered (EN), and 1 as Critically Endangered (CR). Bird song exhibited a clear diurnal activity pattern with a peak in the morning, and the number of recorded bird species was positively correlated with both insect biomass and diversity, measured as total values throughout the season. The methodology appears to be a practical and relatively cost-effective way to link standardized data on local avifauna to insect communities, but it still faces certain challenges regarding operational reliability. Furthermore, recordings should cover the entire season to adequately capture data on phenology.

Jens Åström, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., jens.astrom@nina.no
Jostein Gohli, NINA Sognsveien 68 NO-0855 Oslo, Jostein.Gohli@nina.no
Tone Birkemoe, NMBU/MINA Postboks 5003 NMBUNO-1432 Ås., Tone.Birkemoe@nmbu.no
Sondre Dahle, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Sondre.Dahle@nina.no
Marie Davey, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Marie.Davey@nina.no
Torbjørn Ekrem, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Torbjorn.Ekrem@ntnu.no
Mohsen Falahati, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Falahati@ntnu.no
Frode Fossoy, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Frode.Fossoy@nina.no
Arne Laugsand, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Arne.Laugsand@nina.no
Carolyn Rosten, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Carolyn.Rosten@nina.no
Graeme Shannon, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Graeme.Shannon@nina.no
Arnstein Staverløkk, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., Arnstein.Staverlokk@nina.no
Elisabeth Stur, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Elisabeth.Stur@ntnu.no
Frode Ødegaard, NTNU Vitenskapsmuseet NO-7491 Trondheim., Frode.Odegaard@ntnu.no

Innhold

Sammendrag	4
Abstract	6
Innhold	10
Forord	11
1 Innledning	12
2 Lokalteter	13
2.1 Utvalg av lokaliteter	14
2.2 Landskapskomposisjon for lokaliteter	15
3 Felletømminger	20
4 Forklaringsvariabler	22
4.1 ANO-registreringer	22
4.2 Skogsregistreringer	23
4.3 Klima og vær	24
4.3.1 Mellomårsvariasjon i værforhold	24
4.3.2 Innenårsvariasjon i værforhold	27
4.4 Mikroklima fra loggere	33
4.5 GIS-data	35
4.5.1 Arealtyper i AR5	35
4.5.2 Skog i AR5	35
4.5.3 Romlig komposisjon	37
4.5.4 Lineære element	38
5 Identifisering av arter med DNA-metastrekkoding	39
5.1 Forbehandling av prøvene	39
5.2 DNA-ekstraksjon og etterbehandling	39
5.3 DNA-amplifisering og sekvensering	39
5.4 Bioinformatikk	40
5.5 Kvalitetssikring av DNA-basert identifisering av arter	43
5.6 Horisontskanning og identifisering av nye arter for Norge	43

5.7	Sannsynlighet for klassifisering til artsnivå	47
5.8	Strekking av referanser for norske insekter	49
5.9	Verifisering av identifisering gjennom strekkoder	50
6	Resultater og diskusjon	52
6.1	Variasjon av insektbiomasse gjennom sesongen	52
6.2	Fenologi	56
6.3	Årlige tidstrender	60
6.4	Sammenheng mellom biomasse, værforhold og omkringliggende landskapsforhold	63
6.4.1	Tidstrend av biomasse	63
6.4.2	Effekt av værforhold på biomasse av insekter	66
6.4.3	Effekter av vær utenfor innsamlingsperiodene	69
6.4.4	Viktige variabler for biomasse i skogslokaliteter	71
6.4.5	Viktige variabler for biomasse i jordbruksmark	72
6.5	Forklaringer av artssamfunn	74
6.6	Fordeling av insektsamfunn i Trøndelag	78
6.7	Funn av rødlistede arter (fra 2020 til 2025)	82
6.8	Funn av fremmede arter (fra 2020 til 2025)	85
6.9	Diversitet	89
6.9.1	Genetisk diversitet – variasjon innen arter	96
7	Registrering av fuglesang med lydloggere	99
7.1	Innledning	99
7.2	Utvalgsdesign og metoder	99
7.3	Resultater	100
7.4	Diskusjon	108
7.4.1	Hovedfunn for Miljødirektoratet	108
7.4.2	Operativ ytelse og datakomplettethet	108
7.4.3	Merverdi av akustikk i NorIns	108
7.4.4	Økologiske mønstre fanget i piloten	109
7.4.5	Bredere forvaltningsanvendelser av lydlandskapsmonitorering	109
7.4.6	Veien videre: oppskalering og nasjonale estimater	110

7.4.7	Merverdi av passiv akustisk overvåking i NorIns	110
7.5	Anbefalte neste steg	111
8	Dataleveranse til GBIF og dokumentasjon av analyser	112
9	Lagring av insektprøver	113
10	Oppsummering og anbefalinger til forvaltningen	115
11	Vedlegg I. Fangster på lokalitetsnivå.	117
12	Vedlegg II. Funn av arter på rødlista	122
13	Vedlegg III. Funn av arter på fremmedartslista	127
14	Vedlegg IV. Manuelt verifiserte arter i løpet av 2025	128
	Referanser	130

Forord

Norsk institutt for naturforskning gjennomførte i 2025 det sjette året av Norsk insektovervåking.

Hovedformålet for overvåkingen er å gi kunnskap om insektmangfoldet i ulike regioner og økosystemer, samt å følge endringer i insektsamfunn over tid. Prosjektet gir også kunnskap om forekomsten av enkelte insektarter og hvilke faktorer som påvirker deres tallrikhet og utbredelse. Insekter har varierte og viktige funksjoner i de fleste økosystemer og står for en betydelig del av biomangfoldet. Dessverre har det blitt observert dramatiske tilbakeganger i mange insektbestander. Overvåking av norske insektsamfunn er derfor både betimelig og nødvendig, for å kunne følge med på endringer og vurdere effekten av menneskelig påvirkning.

Vi vil takke alle grunneiere som har gitt tillatelse for kartlegging av insekter på deres eiendom, og som har vært behjelpelige med å gjerde inn fellene for å beskytte mot beitedyr. Vi vil også takke de som har samlet inn felleprøver, samt de som kartlagt den lokale floraen rundt insektfellene. Her har Jon Peder Lindemann, Kjell Mjøltnes og Anette Taugbøl stått for brorparten av arbeidet, med hjelp av blant annet Hedda Ørbæk, Mona Olsen-Ryum og Geir Slynghstadli, Heidi Myklebost, Anders Kolstad og Julio Morales. Flere andre har bidratt med datainnsamling i felt. På lab har Jacob Gasteringer, Tora Lillebjerka, Narve Stubbraaten Johansen, Vanessa Solvang Klocke og Heidi Myklebust bidratt med prosessering av felleprøver. Steffen Adler og Leif Aarvik har bidratt med eksterne verifiseringsdata som er relevant for metodikken. Marte Mjøltnes har hjulpet til med økonomi og administrasjon. Takk til dere alle! Denne rapport har brukt LLM-verktøy for språkvask av deler av teksten.

Vi takker også våre kontaktpersoner i Miljødirektoratet, Anna Olsson, Eivind Farnen og Tomas Holmern for godt samarbeid.

Trondheim, 24.04.2026

Jens Åström

1 Innledning

Insekter er den mest artsrike gruppen av organismer på jorden, og utgjør omtrent to tredjedeler av alle kjente dyrearter i Norge. Til tross for sin beskjedne individuelle størrelse, utgjør de en betydelig biomasse og fyller avgjørende roller som predatorer, plantespisere, parasitter, nedbrytere og pollinatorer. Som en fundamental fødekilde for blant annet fugler, vil store endringer i insektmengden eller tap av nøkkelarter få ringvirkninger for hele økosystemet. Internasjonale rapporter beskriver en urovekkende nedgang i insektbestandene (Hallmann mfl. 2017; Strien mfl. 2019; Seibold mfl. 2019; Wagner 2020; Soroye mfl. 2020; Klink mfl. 2020), men vi mangler tilstrekkelig kunnskap om langtidstrendene i Norge. En nasjonal overvåking er derfor nødvendig for å få konkret kunnskap om tilstanden her hjemme. På oppdrag fra Miljødirektoratet har NINA utarbeidet et program for systematisk overvåking (Åström mfl. 2020a), med mål om å kartlegge og dokumentere utviklingen for insektene i Norge over tid.

Denne rapporten sammenfatter virksomheten i 2025, det sjette året med generell overvåking av terrestriske insekter i Norge. Utforming, analyser og tekst følger i hovedsak tidligere rapporter (Åström mfl. 2022, 2023, 2024, 2025), men resultatene er oppdatert med funnene fra 2025. Med mindre annet er oppgitt, er analyser og figurer basert på det komplette datasettet for perioden 2020–2025. Artsidentifiseringen fra metastrekkodingen er kjørt på nytt for hele tidsserien, basert på den nyeste versjonen av referansebiblioteket.

Det overordnede målet med overvåkingen er å vurdere tilstanden i insektsamfunnene ved å måle total biomasse, artsmangfold og samfunnssammensetning på tvers av regioner og økosystemer. Programmet skal også identifisere sentrale forklaringsvariabler for variasjoner i insektforekomster, samt overvåke endringer over tid. Siden innsamling og identifisering av store mengder insekter er svært arbeidskrevende, er det nødvendig med geografiske og faglige avgrensninger. Per i dag omfatter programmet jordbrukslandskap over hele landet, samt skog på Østlandet.

Innsamlingen utføres hovedsakelig med malaisefeller, teltlignende feller som leder flyvende insekter opp mot en samleflaske med etanol. Disse fellene fanger et bredt spekter av insekter, men er særlig effektive for tovinger og veps. Hver lokalitet er utstyrt med én slik felle. Siden biller er en sentral gruppe i skogøkosystemer, og mange av disse fanges dårlig i malaisefeller, suppleres skogslokalitetene med fire vindusfeller. Disse består av lodrette plastplater som insektene kolliderer med, før de faller ned i en trakt og samles i en blanding av etanol og propylenglykol. Fellene tømmes annenhver uke gjennom hoveddelen av flyvesesongen (april–oktober), og de samme felletypene har blitt brukt konsekvent hvert år.

Identifiseringen av insektene gjøres ved hjelp av DNA-metastrekkoding, det vil si en genetisk analyse som identifiserer mange individer og arter samtidig. Prøvene fra malaisefellene gjennomgår først en «mild lysering», der DNA trekkes ut i en væske som så analyseres. Denne metoden bevarer insektene intakte, noe som muliggjør manuell etterkontroll av resultatene. Lysering har imidlertid vist seg å fungere dårlig for enkelte grupper, særlig biller, som på grunn av sitt harde ytre avgir lite DNA til lyseringsvæsken. Fra og med 2025-sesongen blir derfor materialet fra vindusfellene knust før strekkoding for å sikre mer pålitelige resultater. Selv om disse prøvene da ikke kan etterprøves manuelt, oppveies dette av at referansebiblioteket for biller er relativt komplett, slik at behovet for manuell verifisering er mindre. I tillegg til de genetiske analysene beregnes total biomasse ved å måle prøvenes våtvekt etter at etanolen er silt av.

Vi understreker at de aller fleste artsfunnene i denne overvåkingen ikke er morfologisk verifisert, men baserer seg på DNA-sekvenser som matches mot referansebiblioteker, der en stor mengde DNA-sekvenser er katalogisert etter hvilke arter de tilhører. Selv om en manuell kontroll av de bevarte individene er teknisk mulig, er dette for tidkrevende til å gjennomføres systematisk. Kvalitetssikrin-

gen fokuserer derfor primært på å verifisere at referansesekvensene for de ulike artene er korrekte, samt å etterkontrollere spesielt interessante enkeltfunn.

Overvåkingsprogrammet fanger opp et enormt artsmangfold. Denne diversiteten måles ved at alt innsamlet insekt-DNA deles inn i separate arter basert på sekvensforskjeller. I tillegg registrerer vi genetisk variasjon innenfor hver enkelt art. Selv om metastrekkoding har sine utfordringer, har metoden revolusjonert overvåkingen av store insektmengder; en tradisjonell morfologisk bestemmelse ville rett og slett vært umulig i dette omfanget. Den største utfordringen ligger i å koble DNA-kodene til et taksonomisk tre og sette korrekte artsnavn på dem. Samtidig er vi ikke avhengig av navn for å analysere endringer i biodiversitet over tid eller sammenligne områder. Vi kan derfor overvåke utviklingen til mange insekter vi ennå ikke kjenner navnet på. Etter hvert som referansebibliotekene utvides, vil vi kunne navngi stadig flere arter, også retroaktivt i datasett fra tidligere år.

Denne rapporten inneholder – i tråd med tidligere år – en karakterisering av økosystemene jordbruksmark og skogsmark, samt et generelt bilde av insektfunnene på de ulike lokalitetene. Vi beskriver kort miljøvariablene som samles inn, og undersøker deres evne til å forklare variasjoner i insektfangstene, med hovedvekt på biomasse. Videre estimerer vi totalt antall arter for regionene og habitatene som er undersøkt, og analyserer hvordan artsmangfold og samfunnssammensetning fordeler seg mellom lokaliteter og på landsbasis.

2025 markerte et fullt omdrev for Trøndelag og de første gjentatte innsamlingene på samme plasser på Østlandet. Vi karakteriserer i korthet fordelingen av biomasse og diversitet i Trøndelag, i tråd med hva som ble gjort for Østlandet i fjorårets rapport. Vi oppsummerer videre funn av rødlistede og fremmede arter, samt arter som ikke tidligere er offentlig kjent fra Norge. Dette er den siste planlagte årsrapporten i dette formatet. I fremtiden vil overvåkingsprogrammet levere kortere årlige oppdateringer, supplert med en mer omfattende rapport etter hver femårsperiode og eventuelle tematiske analyser underveis.

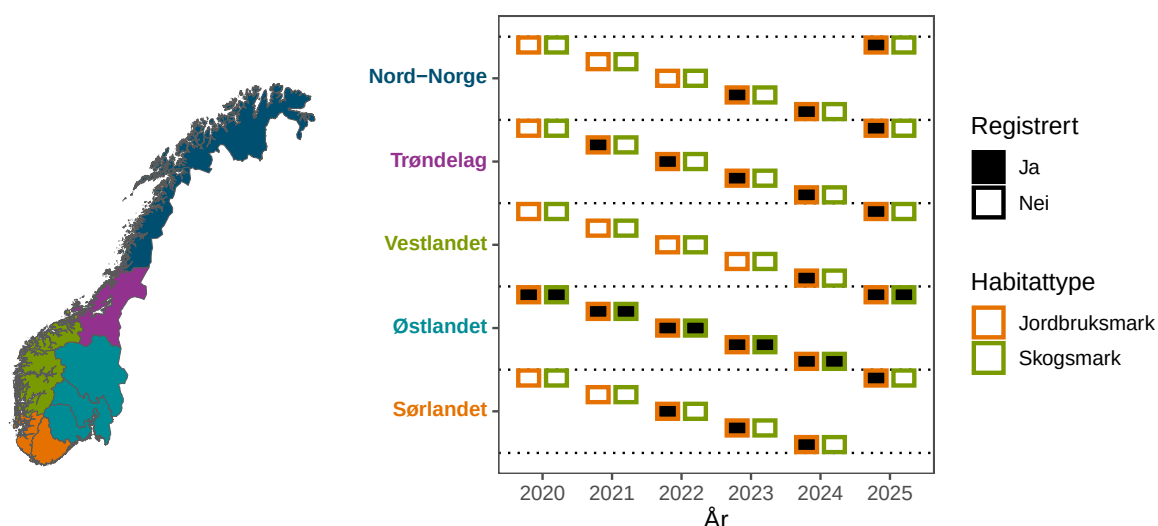
2 Lokalteter

Overvåkingsprogrammet dekker totalt 250 lokaliteter i jordbruksmark spredt over hele landet, og 50 lokaliteter i skogsmark på Østlandet. Tidligere har begrepet “Semi-naturlig mark” blitt brukt i dette programmet, men vi går her over til begrepet “jordbruksmark” som er lettere å forstå og som bedre gjenspeiler de faktiske forholdene på lokalitetene. “Semi-nat_x” går likevel fortsatt igjen som navn på lokalitetene i jordbruksmark.

Programmet ble startet i 2020 i begge habitattyper på Østlandet, og overvåkingen av jordbruksmark har etter det gradvis blitt oppskalert til andre landsdeler. I 2024 ble programmet landsdekkende ved utvidelsen til jordbruksmark på Vestlandet, i tillegg til de fire tidligere regionene Sørlandet, Østlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Sørlandet defineres her som fylkene Agder og Rogaland, og Vestlandet defineres som fylkene Vestland og Møre og Romsdal. De øvrige landsdelene følger tradisjonelle grenser (Østlandet: Oslo, Viken, Innlandet, Vestfold og Telemark; Trøndelag: Trøndelag fylke; Nord-Norge: Nordland, Troms og Finnmark).

Overvåkingen benytter et forskjøvet design, hvor 10 nye lokaliteter overvåkes i hver økosystemtype og hver region de første fem årene (Åström mfl. 2020a). Når disse fem sesongene er gjennomført, starter man en ny syklus med gjenbesøk av lokalitetene. I 2025 ble den første gjentatte innsamlingen gjennomført på Østlandet, og det andre gjenbesøket av disse lokalitetene planlegges for 2030 (Figur 1). Denne rulleringen er koordinert med omdrevet i Arealrepresentativ naturovervåking (ANO) (Tingstad mfl. 2019) og foregår til dels på samme lokaliteter. Et forskjøvet design gir mer støy mellom år, noe som reduserer evnen til å oppdage en trend. Samtidig øker antallet lokaliteter, hvilket styrker utval-

gets representativitet og muligheten for å forstå årsakene bak variasjon i tid og rom samt effekten av ulike påvirkningsfaktorer. Jo mer man forstår av påvirkningene bak insektforekomstene og endringene, desto bedre vil man klare å tolke de innsamlede dataene og korrigere for tilfeldig støy. Derfor er det viktig å samle inn gode forklaringsvariabler og arbeide videre med de statistiske analysene av de innsamlede dataene.



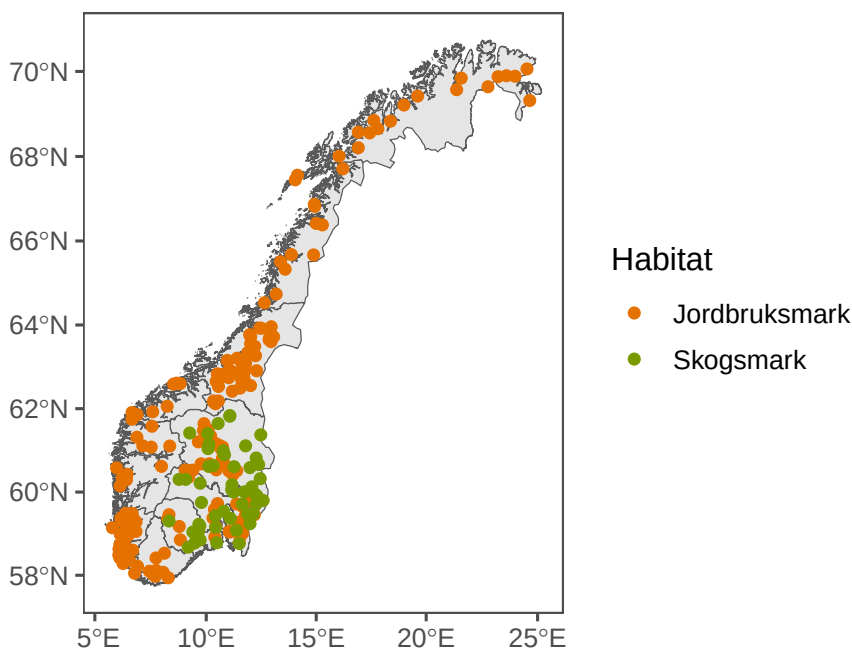
Figur 1. Utvidelse av overvåkingsprogrammet fra starten i 2020 til første gjenbesøk på Østlandet i 2025.

2.1 Utvalg av lokaliteter

Insekter kan fly over store områder, og fangstene i en felle representerer derfor et større areal enn bare de kvadratmeterne der selve fella er plassert.

Utvelgelsen av lokalitetene i overvåkingen benytter SSBs landsdekkende 500 x 500 m rutenett og kan dermed enkelt kobles sammen med diverse nasjonal statistikk. Lokalitetene ble i 2025 valgt ut ved samme metode som tidligere år, som i hovedsak er et randomisert utvalg stratifisert etter habitattype. For skogslokalitetene tar vi utgangspunkt i rutene som skal kartlegges samme år i ANO, for å knytte sammen disse datasettene og for å få en full ANO-registrering på en kostnadseffektiv måte. Fra disse rutene valgte vi manuelt ut 10 SSB500-ruter på Østlandet som inneholdt mer enn 50 % skog (basert på arealtype i AR5). For å ta høyde for eventuelle avslag fra grunneiere, velger vi i realiteten ut noen ekstra kandidatlokaliteter hvert år. For å få god representasjon av variasjonen i regionen, ble lokalitetene valgt for å maksimere geografisk spredning. Metodikken fungerer fortsatt godt for skogsmark og dekker en stor variasjon i skogtyper og høydelag.

Utvalget er mer utfordrende for jordbruksmark (Åström mfl. 2020a, 2020b). ANO-kartleggingen treffer sjelden disse områdene, og vi er derfor nødt til å velge fra et større randomisert utvalg enn det som brukes i ANO. Resultatet er at svært få av de tilfeldig utvalgte ANO-rutene overlapper med lokalitetene i jordbruksmark i dette programmet. Som tidligere år opererte vi med kriteriene at rutene skulle inneholde minst 30 % fulldyrka jord, overflatedyrka jord eller innmarksbeite til sammen, eller minst 20 % overflatedyrka jord eller innmarksbeite til sammen. For å utelukke mer intensivt dyrkede arealer, etter ønske fra oppdragsgiver, forkastet vi ruter som inneholdt mer enn 50 % fulldyrka jord. Kartgrunnlaget var også her AR5. Denne noe kompliserte utvalgsprosedyren er et resultat av metodisk uttesting og dialog med oppdragsgiver. Fra utvalget trakk vi 10 tilfeldige ruter på Sørlandet, 10 på Vestlandet, 10 i Trøndelag og 10 i Nord-Norge, pluss noen ekstra som reserve ved eventuelle avslag fra grunneiere.



Figur 2. Overvåkingslokaliteter i perioden 2020-2025. Hvert år overvåkes 10 lokaliteter per habitattype og region i et forskjøvet design, for totalt 250 semi-naturlige lokaliteter spredt over hele landet, og 50 lokaliteter i skogsmark på Østlandet.

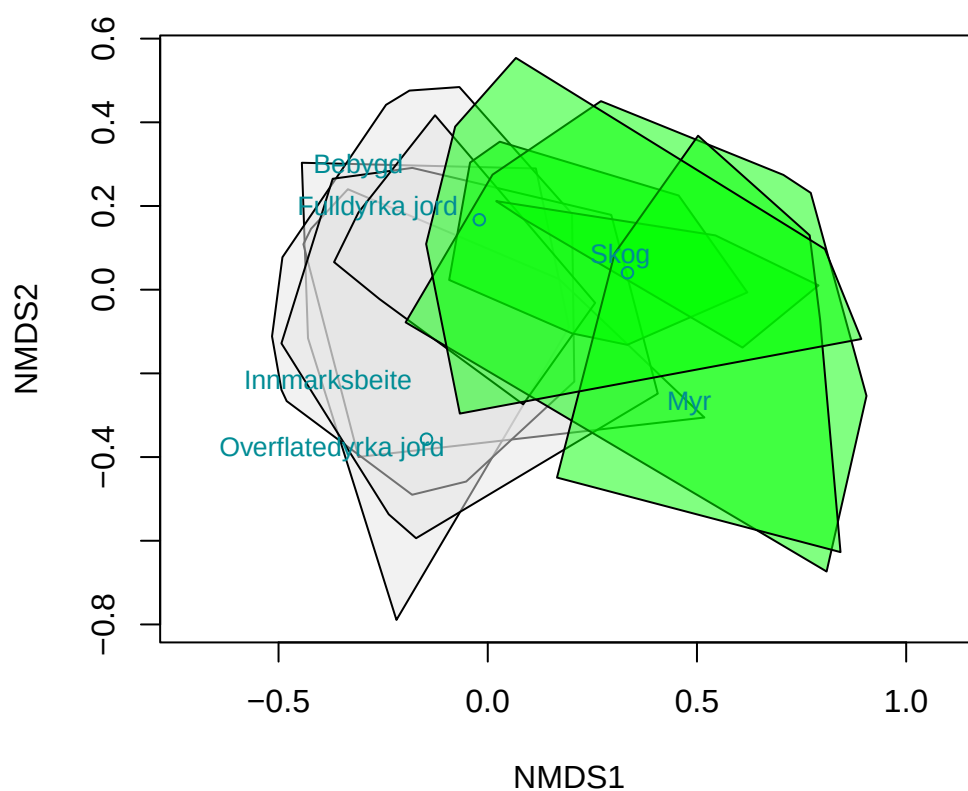
På Østlandet ble det ikke gjennomført noe nytt utvalg, da vi der gjenbesøkte lokalitetene fra 2020.

Vi gjør leseren oppmerksom på at jordbruksmark (eller tidligere “semi-naturlig mark”) etter disse kriteriene utgjør en mindre del av jordbrukslandskapet i Norge, som typisk domineres av mer intensivt dyrkede arealer, ofte med en enda kraftigere menneskelig påvirkning på insekter. I tillegg brukes begrepet “semi-naturlig mark” vanligvis mye mer strengt enn hva som blitt gjort i dette programmet, for eksempel Natur i Norge (NiN) sin “seminaturlig eng”, “seminaturlig strandeng” og “Kystlynghei”. En slik streng definisjon ville resultert i et utvalg som er svært lite representativt for dagens jordbrukslandskap.

Etter at lokalitetene er valgt ut, kontaktes grunneierne for tillatelse til oppsett av insektfeller. Dette ble i hovedsak gjort over telefon, gitt den korte tidsrammen. Generelt er grunneierne positive, men det kan ta noe tid å opprette og etablere kontakt med alle. Erfaringsmessig tar dialogen med store grunneiere med formaliserte kontaktveier lengre tid enn med privatpersoner.

2.2 Landskapskomposisjon for lokaliteter

De fleste av landskapene rundt fellene er heterogene og inneholder flere areal typer. Dette gjelder spesielt lokalitetene i jordbruksmark, hvilket gjenspeiler situasjonen for mye av jordbrukslandskapet i Norge. Figur 3 viser en NMDS-ordinasjon av variasjonen i landskapskomposisjon for de to økosystemtypene i 2025. Ordinasjonen er basert på totalt arealdekke av hver areal type i AR5, innenfor en 1 km bufferradius rundt lokalitetene. Polygonene i figuren ringer inn de to økosystemtypene, og tallene viser enkelte lokaliteter (f.eks. 50 = lokalitet ‘Skog_50’). De fleste skogslokaliteter ligger langt til venstre i NMDS-akse 1, hvilket preges av stor andel skog og myr, mens noen er inneklemt i kulturlandskap og derfor ligger lengre til høyre. Lokalitetene i jordbruksmark preges fremfor alt av mindre deler skog og myr, og inneholder typisk stor variasjon i de resterende areal typene innmarksbeite, fulldyrka

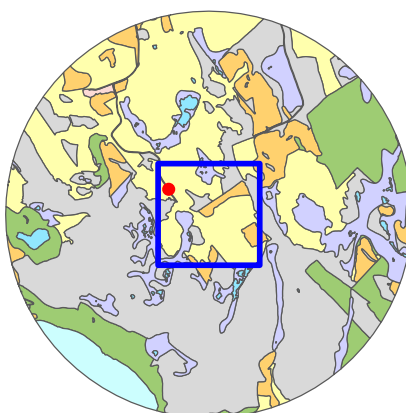


Figur 4. Tilsvarende figur som Figur 3 i forenklet form, for hvert av årene 2020-2025. Landskapskomposisjon kring skogslokaliteter for hvert år er tegnet i grønt, og landskapskomposisjon kring jordbruksmark i grått.

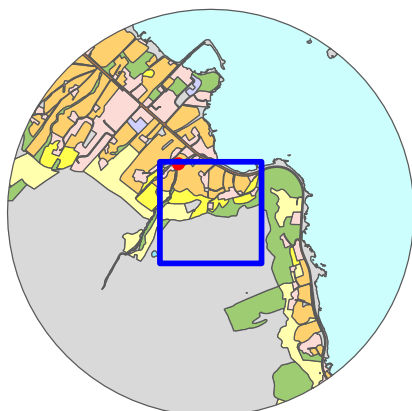
Semi-nat_07



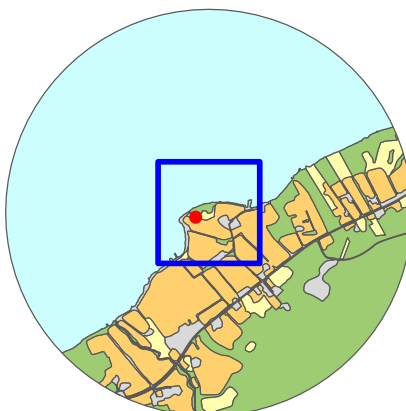
Semi-nat_157



Semi-nat_167



Semi-nat_170

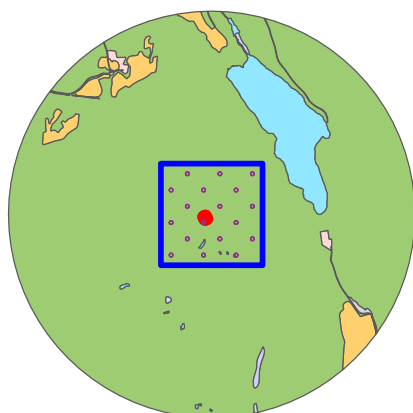


Arealtype AR5

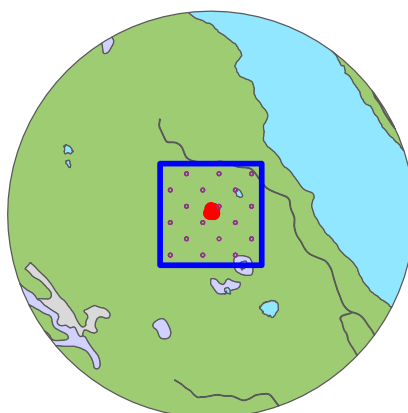


Figur 5. Eksempel på variasjon i landskapskomposisjon (arealtype i AR5) i jordbruksmark innen en 1 km buffer. SSB 500x500m rutene er markert i blått og felleplassering i rødt. Semi-nat_07 har lite fulldyrka jord, og mye skog og myr. Semi-nat_157 har mye åpen fastmark og innmarksbeite men lite bebyggelse. Semi-nat_167 har relative mye åpen fastmark men samtidig mye bebyggelse, mens Semi-nat_170 ligger nære sjøen og har en stor del hav, skog og fulldyrka jord.

Skog_03



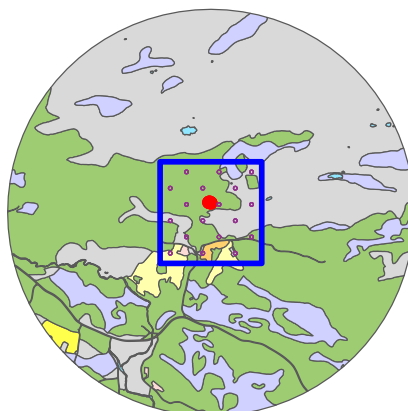
Skog_04



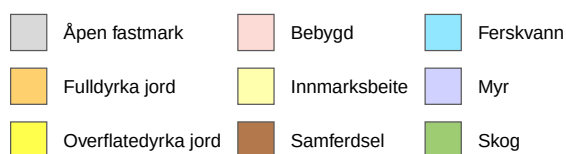
Skog_06



Skog_05



Arealtype AR5



Figur 6. Eksempel på variasjon i landskapskomposisjon (arealtype i AR5) i skogsmark innen en 1 km buffer. SSB 500x500m ruter vises i blått, felleplassering i rødt og de kartlagte ANO-sirklerne i lilla (små sirkler). Skogslandskapene fremstår relativt like i 2025. Både Skog_03 og Skog_04 er homogene og inneholder mest skog. Skog_06 består mest av skog og lite bevokst fjell, her klassifisert som 'Åpen fastmark', mens Skog_05 har noe mer dyrket mark.

Tabell 1. Total biomasse insekter innsamlet i prosjektet så langt.

År	Start	Slutt	Antall lok.	Antall prøver	Våttvekt (kg)
2020	2020-05-11	2020-09-18	20	379	8.540
2021	2021-06-07	2021-10-18	30	526	7.120
2022	2022-05-09	2022-10-23	40	750	10.330
2023	2023-04-11	2023-10-22	50	994	10.200
2024	2024-04-22	2024-10-20	60	1076	15.360
2025	2025-04-07	2025-10-22	60	1253	14.380
Sum	-	-	-	4978	65.930

Tabell 2. Antall prosesserte prøver i 2025. De fire vindusfelleprøvene i skogskolokalitetene ble slått sammen for hver tømmerunde og metastrekkodet sammen.

Fellestype	Antall prosesserte felleprøver
Malaisefelle	759
Vindusfelle	494

3 Felletømminger

Den største utfordringen med feltarbeidet er å komme i gang tidlig nok over hele landet, slik at vi fanger opp den første flyve-aktiviteten. I 2025 klarte vi å starte sesongen tidligere en før, og kom igang i første delen av april på de fleste plasser, bortsett fra Nord-Norge. Der startet vi mellom mai og juni. Feltsesongen i sin helhet gikk dermed fra starten av april til slutten av oktober.

Fellene ble tømt annenhver uke av ni ulike team, basert i Stavanger, Bergen, Oslo, Nord-Møre, Lillehammer, Trondheim, Steinkjer, Tromsø. I tillegg ble flere feller på jordbruksmark tømt av grunneiere. Antall dager i hver felle-periode varierte noe av praktiske årsaker. Det nøyaktige antallet felle-dager for hver tømning er registrert og kan brukes i analyser for å standardisere funnene. Tabell 3 oppsummerer antallet felle-tømminger og det totale tidsspennet for hver lokalitet i 2025. Tabell 2 viser det totale antallet felle-prøver som ble samlet inn.

For noen insektarter kan etanolen virke tiltrekkende, men fellene er i hovedsak passive, da de kun fanger insekter som selv flyr inn i fellene. Relativt vanlige tovinger står for brorparten av biomassen. Sammenlagt for alle lokaliteter har vi i løpet av 2020–2025 samlet inn 65.9 kg insekter, målt i våttvekt uten etanolen (konserveringsvesken insektene samles i) (Tabell 1). Fordelt per lokalitet og år tilsvarer det omtrent 194 gram. Det er ikke enkelt å sammenligne dette med den totale biomassen insekter i en lokalitet, men noen enkle beregninger kan være informative. En metastudie fra 2018 estimerte at fugler i grassmarker i tempererte zoner til sammen spiser omtrent 7.5 kg insekter per hektar og år (Nyffeler mfl. 2018). I temperate og boreale skoger estimerte de tallet til 44 kg per hektar og år. Det finnes også estimer over den totale mengden insekter i et gitt tidspunkt, som ser ut å havne noen steder omkring et par kg per hektar (Reichle 1970; Rosenberg mfl. 2023). Disse tall er lavere enn den totale mengden over hele sesongen, ettersom insektsamfunnet byttes ut kontinuerlig gjennom sesongen. Selv om disse estimer skal tas med en klype salt vurderer vi at innsamlingen har svært liten effekt på de lokale populasjonene av insekter, og at vår metodikk også kan benyttes i f.eks. verneområder. At innsamlingen på hver lokalitet kun gjentas hvert femte år gjør også påvirkningen på de lokale insektpopulasjonene langt mindre enn dersom det hadde vært en årlig innsamling på samme sted.

Tabell 3. Antall felletømminger per lokalitet i 2025.

Region	Lokalitet	Antall felletømminger	Start prøvetaking	Slutt prøvetaking
Østlandet	Skog_01	13	2025-04-10	2025-10-03
Østlandet	Skog_02	13	2025-04-10	2025-10-03
Østlandet	Skog_03	13	2025-04-09	2025-10-03
Østlandet	Skog_04	13	2025-04-14	2025-10-15
Østlandet	Skog_05	12	2025-04-29	2025-10-15
Østlandet	Skog_06	11	2025-05-06	2025-10-18
Østlandet	Skog_07	13	2025-04-08	2025-10-02
Østlandet	Skog_08	12	2025-04-25	2025-10-17
Østlandet	Skog_09	13	2025-04-07	2025-10-02
Østlandet	Skog_10	13	2025-04-09	2025-10-17
Østlandet	Semi-nat_01	13	2025-04-10	2025-10-03
Østlandet	Semi-nat_02	12	2025-04-14	2025-10-15
Østlandet	Semi-nat_03	13	2025-04-10	2025-10-15
Østlandet	Semi-nat_04	13	2025-04-10	2025-10-15
Østlandet	Semi-nat_05	13	2025-04-09	2025-10-03
Østlandet	Semi-nat_06	13	2025-04-14	2025-10-16
Østlandet	Semi-nat_07	13	2025-04-15	2025-10-15
Østlandet	Semi-nat_08	13	2025-04-09	2025-10-19
Østlandet	Semi-nat_09	13	2025-04-07	2025-10-02
Østlandet	Semi-nat_10	13	2025-04-08	2025-10-02
Sørlandet	Semi-nat_151	13	2025-04-13	2025-10-16
Sørlandet	Semi-nat_152	13	2025-04-13	2025-10-17
Sørlandet	Semi-nat_153	12	2025-04-13	2025-10-02
Sørlandet	Semi-nat_154	12	2025-04-12	2025-10-02
Sørlandet	Semi-nat_155	13	2025-04-12	2025-10-18
Sørlandet	Semi-nat_156	13	2025-04-11	2025-10-19
Sørlandet	Semi-nat_157	13	2025-04-12	2025-10-19
Sørlandet	Semi-nat_158	13	2025-04-11	2025-10-19
Sørlandet	Semi-nat_159	13	2025-04-11	2025-10-19
Sørlandet	Semi-nat_160	13	2025-04-11	2025-10-19
Vestlandet	Semi-nat_161	14	2025-04-10	2025-10-13
Vestlandet	Semi-nat_162	14	2025-04-10	2025-10-13
Vestlandet	Semi-nat_163	14	2025-04-09	2025-10-13
Vestlandet	Semi-nat_164	14	2025-04-09	2025-10-13
Vestlandet	Semi-nat_165	14	2025-04-08	2025-10-13
Vestlandet	Semi-nat_166	14	2025-04-08	2025-10-03
Vestlandet	Semi-nat_167	14	2025-04-08	2025-10-17
Vestlandet	Semi-nat_168	14	2025-04-07	2025-10-17
Vestlandet	Semi-nat_169	14	2025-04-07	2025-10-17
Vestlandet	Semi-nat_170	14	2025-04-07	2025-10-17
Trøndelag	Semi-nat_171	12	2025-04-11	2025-10-02
Trøndelag	Semi-nat_172	13	2025-04-07	2025-10-14
Trøndelag	Semi-nat_173	13	2025-04-09	2025-10-15
Trøndelag	Semi-nat_174	12	2025-04-09	2025-10-02
Trøndelag	Semi-nat_175	13	2025-04-07	2025-10-14
Trøndelag	Semi-nat_176	13	2025-04-07	2025-10-14
Trøndelag	Semi-nat_177	13	2025-04-11	2025-10-16
Trøndelag	Semi-nat_178	13	2025-04-08	2025-10-16
Trøndelag	Semi-nat_179	13	2025-04-08	2025-10-16
Trøndelag	Semi-nat_180	13	2025-04-08	2025-10-16
Nord-Norge	Semi-nat_181	12	2025-05-06	2025-10-22
Nord-Norge	Semi-nat_182	12	2025-05-05	2025-10-19
Nord-Norge	Semi-nat_183	12	2025-05-04	2025-10-20
Nord-Norge	Semi-nat_184	11	2025-04-30	2025-10-17
Nord-Norge	Semi-nat_185	9	2025-05-04	2025-10-16
Nord-Norge	Semi-nat_186	12	2025-05-03	2025-10-16
Nord-Norge	Semi-nat_187	12	2025-05-01	2025-10-16
Nord-Norge	Semi-nat_188	10	2025-05-26	2025-10-16
Nord-Norge	Semi-nat_189	9	2025-06-12	2025-10-15
Nord-Norge	Semi-nat_190	9	2025-06-11	2025-10-13

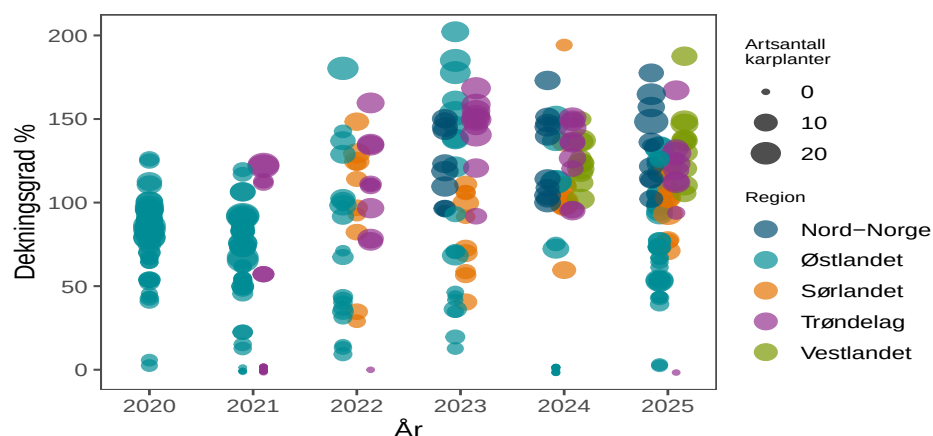
4 Forklaringsvariabler

I tillegg til innsamling av insekter registreres også data for en rekke potensielle forklaringsvariabler, ved fellene og i det omkringliggende landskapet. Dette er viktig for å kunne estimere effektene av enkelte påvirkningsfaktorer, men også for å kunne kontrollere for disse effektene og dermed bedre forstå mønstre i insektforekomster og forandringer over tid. Alle faktorer som påvirker insektforekomster er naturligvis ikke kjente, og dette prosjektet klarer heller ikke å samle inn alle variabler vi mener er potensielt viktige. Nedenfor følger en beskrivelse av de forklaringsfaktorer prosjektet samler inn, både i felt og via tilgjengelige data-ressurser.

4.1 ANO-registreringer

Lokalitetene i skogsmark blir registrert innenfor den regulære Arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) (Tingstad mfl. 2019). Ved disse lokalitetene har vi derfor som regel areal-data fra 18 sirkler á 250 m² i hver rute. Ved de semi-naturlige lokalitetene blir av kostnadsgrunner kun én tilsvarende sirkel kartlagt.

En sentral måling i ANO-registreringen er dekningsgrad og antall karplanter innenfor ANO-rutene (1 m²). Figur 7 viser variasjonen i disse målene, der dataene er delt opp etter år og region for å kunne avdekke eventuelle trender og forskjeller. I utgangspunktet ønsker vi ikke en tidstrend i disse figurene, da utvalget av lokalitetene er tenkt å være tilfeldig, og siden vi ikke forventer at forekomsten av karplanter forandrer seg i løpet av et fåtall år. I 2020 og 2021 ble etter de ANO-sirklene som falt innenfor dyrket mark registrert som 'Sterkt endret mark' og det ble ikke gjort en videre artsinventering i disse sirkelene. I 2022 ble muligheten for å kartlegge også disse rutene åpnet, og det ble gjort en mer detaljert kartlegging. Vi ser derfor færre lokaliteter med 0 % dekningsgrad av karplanter i 2022. Fra og med 2023 ble sirkelen som undersøkes fritt plassert, i stedet for å velge en sirkel etter ANO sitt vanlige nettverk. Sirkelen plasseres så nære som mulig til insektfellen, hvilket gjør at vi kan unngå fulldyrket mark. Posisjonene ble satt med høypresisjons-GPS med en typisk nøyaktighet på 1-5 cm³ (dårligste nøyaktighet < 1 m³). Det ser ut å være en del variasjon i dekningsgrad mellom år, men det trenger ikke bety at det er en trend – det kan skyldes naturlig variasjon, for eksempel i utvalget av lokaliteter.

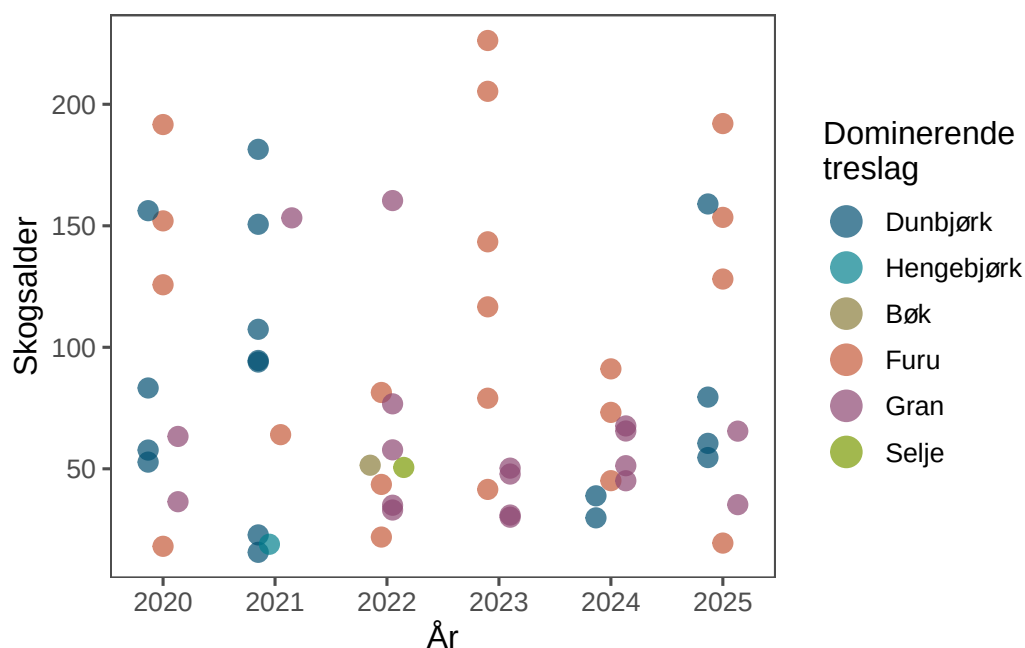


Figur 7. Dekningsgrad (y-akse) og artsantall av karplanter (størrelse) fra ANO-kartlegging ved overvåkingslokalitetene. For skogshabitat med full ANO-kartlegging viser vi medianverdier fra de 18 rutene som ble målt. Dekningsgrader på over 100 % er mulig hvor forskjellige arter vokser over og under hverandre med overlapp, da man registrerer dekningsgrad hvor hver enkelt art. Punktene er noe spredt ut for å kunne skille mellom region (x-akse) og overlappende verdier (y-akse).

4.2 Skogsregistreringer

På skogslokalitetene ble også en forenklet landsskogstaksering gjennomført (Ørka mfl. 2019), etter samme metode som tidligere år (Åström mfl. 2020b). Her velger vi den av ANO-sirkene på 250 m² som var nærmest insektfellene og som samtidig gjenspeiler skogstypen i hele ruta (500 x 500 m). Posisjonene ble som i ANO-kartleggingen målt inn med høypresisjons-GPS, og registreringene ble foretatt av samme personell som den øvrige ANO-registreringen.

Figur 8 viser skogkarakteren ved lokalitetene i årene 2020-2025.



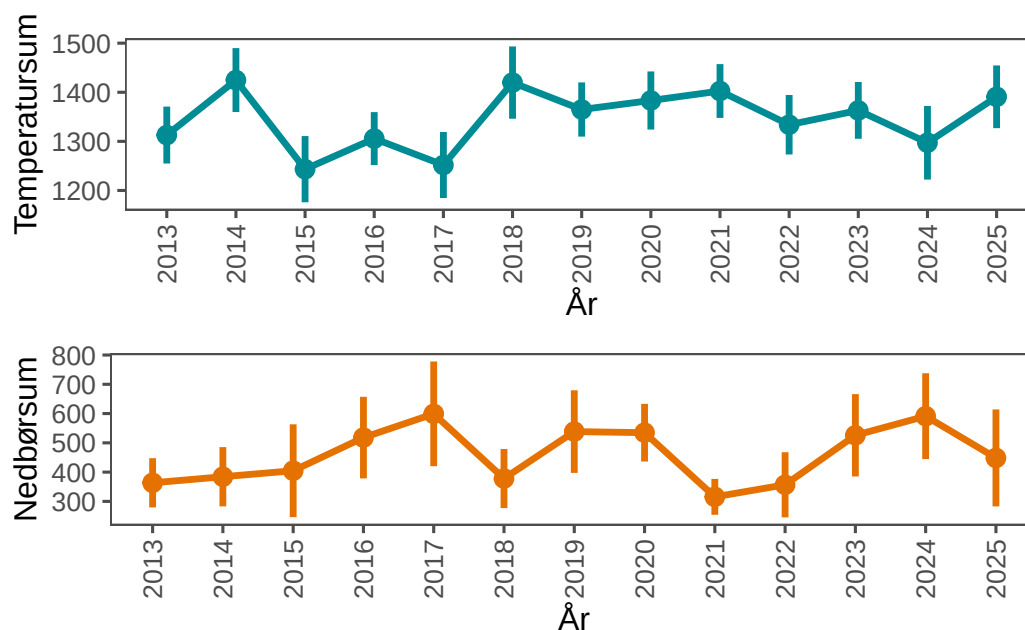
Figur 8. Dominerende treslag og skogsalder (eldste trær) i den forenklete landsskogstakseringen gjennom årene 2020-. Punktene er noe spredt ut for å kunne skille mellom treslag (x-akse) og overlappende verdier (y-akse).

4.3 Klima og vær

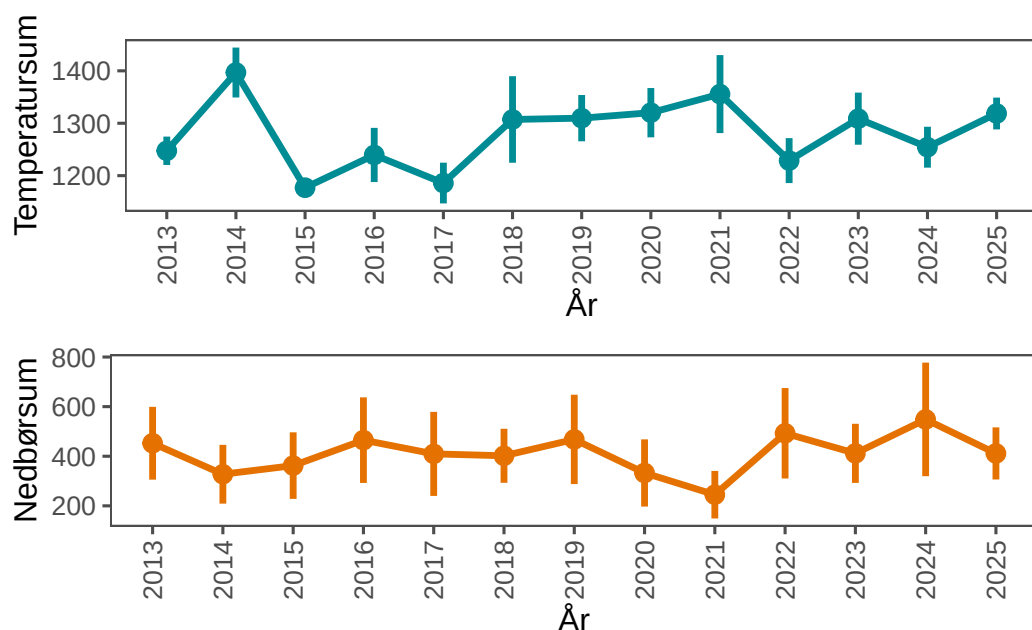
4.3.1 Mellomårsvariasjon i værforhold

Insekter er små ektoterme dyr (avhengig av eksterne varmekilder) som påvirkes sterkt av lokale værforhold. I nordlige klima er de ofte begrenset av kalde temperaturer og vil reagere positivt på økt temperatur og solinnstråling. På de varmeste dagene kan også noen grupper minske sin aktivitet, f.eks. humler som er spesialiserte på kalde forhold og som til dels er endoterme (kan produsere noe varme selv). Insekter kan også være sensitive for uttørking, og responderer typisk positivt på høy luftfuktighet (men ikke nedbør, som kan hindre flyving). Værforholdene i kritiske faser, som for eksempel i løpet av larveutviklingen eller i overvintringen, kan ha svært stor påvirkning på senere populasjonsstørrelser. Det kan derfor forekomme forsinkede effekter av dårlig vær; for eksempel vil kaldt og variabelt vær på våren kunne påvirke insektforekomster negativt resten av sesongen.

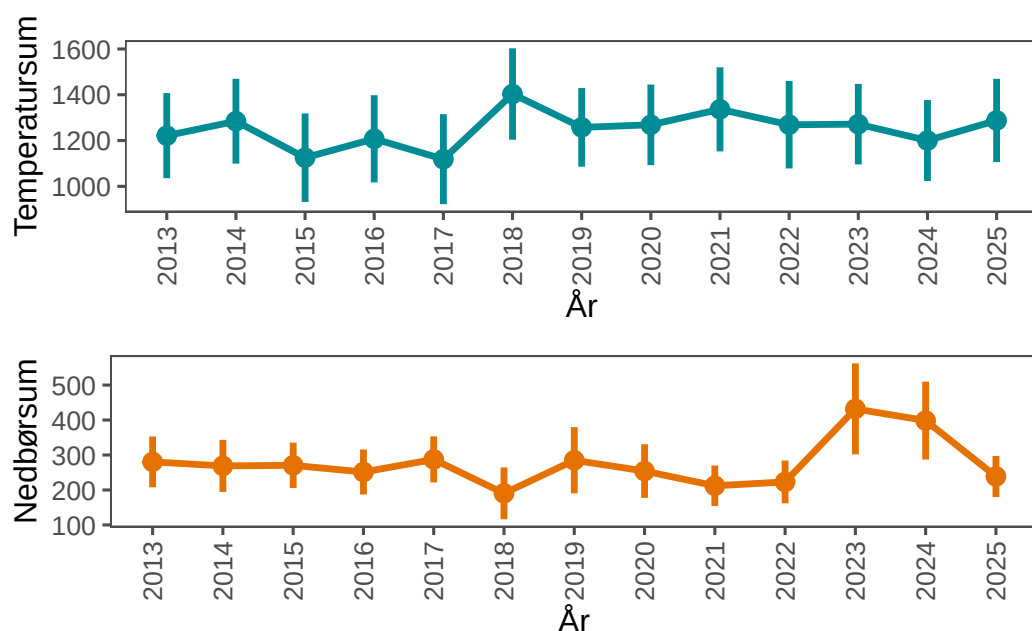
Figur 9 - Figur 13 viser endringer fra 2013 til 2025 i juni-august været, som er de viktigste månedene for insektinnsamling, i de ulike geografiske regionene. Dataene er hentet fra met.no sin dataserie, der de bruker observerte klimadata fra nettverket av klimastasjoner til å interpolere verdier på 1x1km skala over hele landet for hver dag, siden 1950-tallet. Høysommeren i 2025 var generelt litt tørrere og noe varmere i de fleste regionene enn de seneste årene, bortsett fra Nord-Norge, der temperaturen var lavere enn 2024 års svært høye temperaturer. I Norge er nok varmere og litt tørrere somrer gode nyheter for mange insekter, hvilket også vises i verdiene over biomasse i Kapittel 6.3.



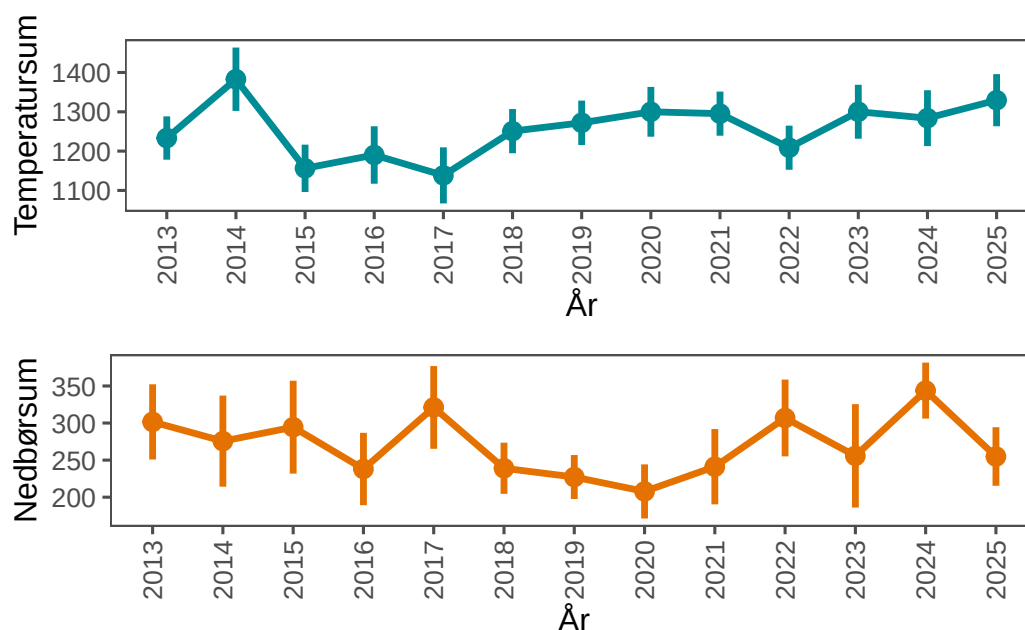
Figur 9. Klimatrend juni-juli på Sørlandet. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, mens nedre figur viser nedbørsum. Feillinjer viser ± 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.



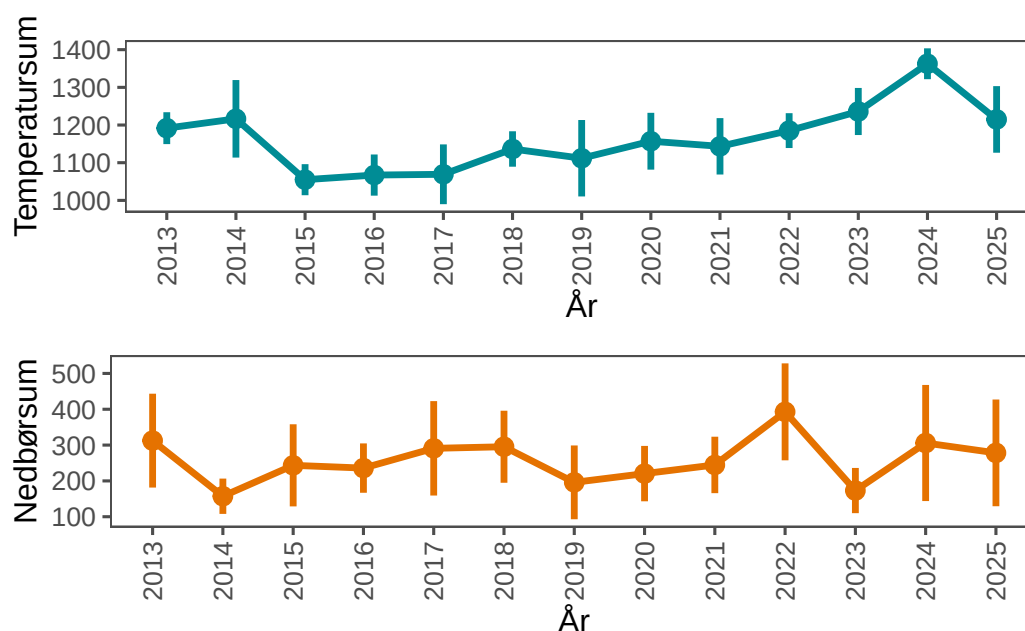
Figur 10. Klimatrend juni-juli på Vestlandet. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, mens nedre figur viser summen av daglig nedbørsum. Feillinjer viser ± 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.



Figur 11. Klimatrend juni-juli på Østlandet. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, mens nedre figur viser summen av daglig nedbørsum. Feillinjer viser ± 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.



Figur 12. Klimatrend juni-juli i Trøndelag. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, mens nedre figur viser summen av daglig nedbørsum. Feillinjer viser ± 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.

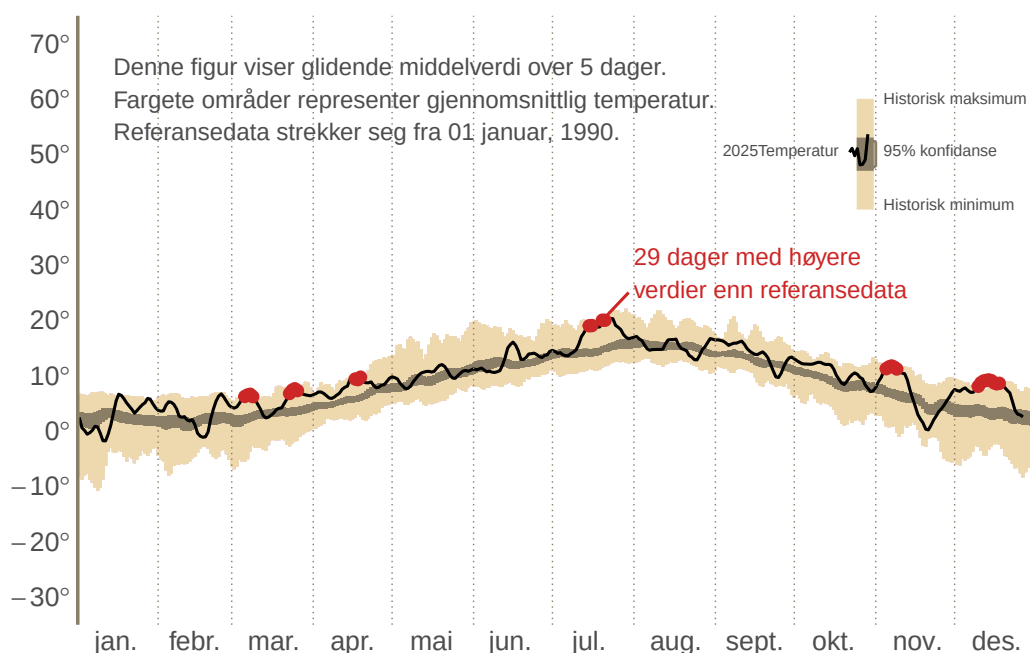


Figur 13. Klimatrend juni-juli i Nord-Norge. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, mens nedre figur viser summen av daglig nedbørsum. Feillinjer viser ± 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.

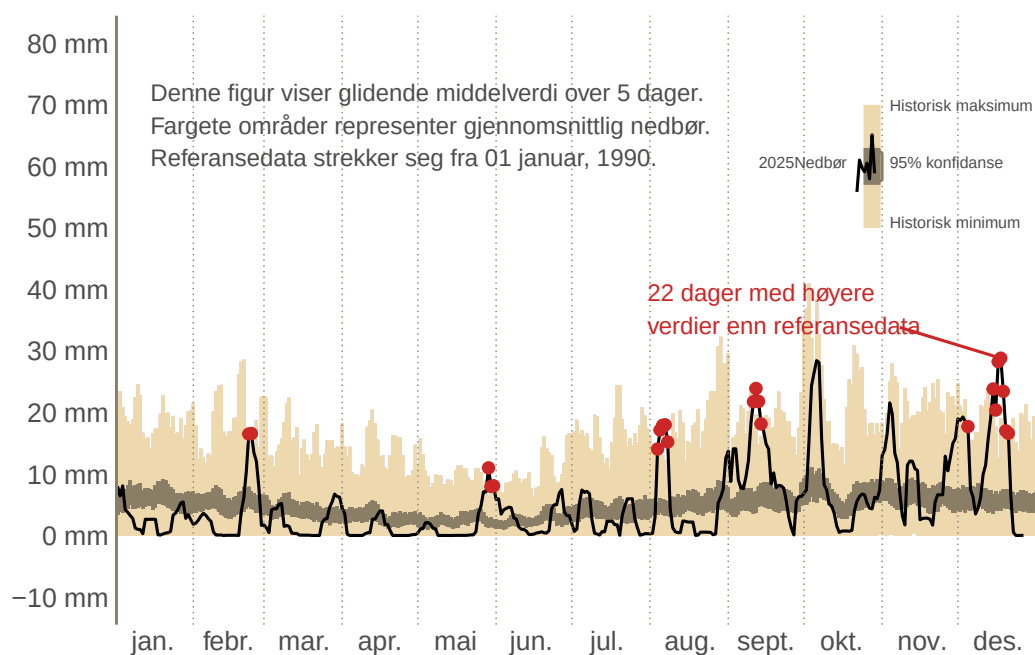
4.3.2 Innenårsvariasjon i værforhold

Insekter reagerer selvfølgelig også på mer finskala variasjoner i klima enn gjennomsnitt over lengre perioder. Figurene ovenfor vil derfor utelate mye interessant informasjon. Nedenfor vises variasjonen i værforhold gjennom året som glidende gjennomsnitt over 5 dager for én sentral lokalitet i hver region. Data er hentet fra met.no sine interpolerte data av hver 1 x 1 km² rute i landet.

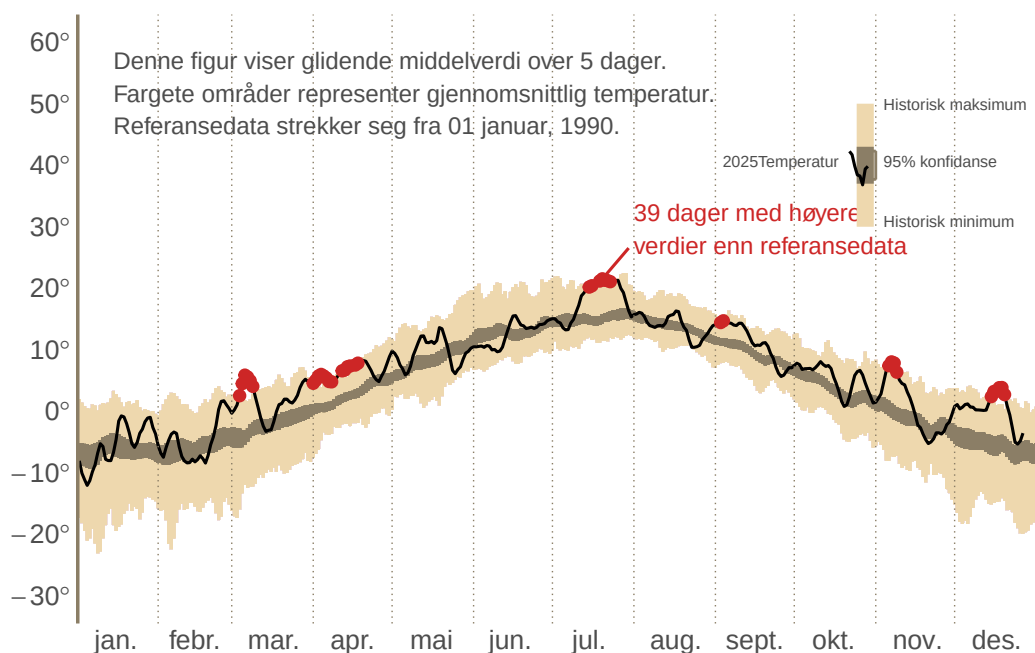
2025 hadde noen overgripende mønstre som er verd å merke seg. De fleste områder hadde en relativt varm senvinter og førvår med en god del nedbør. Dette gikk så over til hva som nok kunne oppleves som en kald start på sommeren på mange plasser, men som faktisk gjenspeilte ganske normale temperaturer (f.eks. figur 14). Så kom en kraftig værbølge i midten/sluttet av juli med svært høye temperaturer i store deler av landet. Det førte til noen svært høye insektforekomster i slutten av juli se 6.1 som bidro til å i relativt høy biomasse av insekter sett over hele sommeren. Sluttet på sesongen var siden relativt normal, bortsett fra Midt- og Nord-Norge som hadde en varm periode også i september Figur 20.



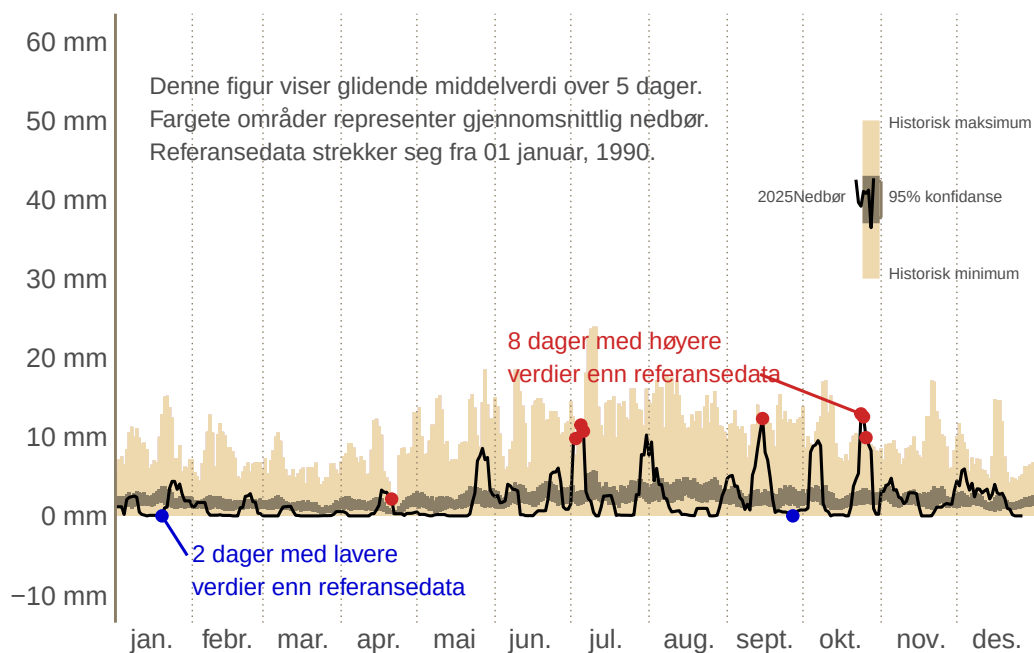
Figur 14. Temperatur på Sørlandet 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_154, mellom Egersund og Sandnes.



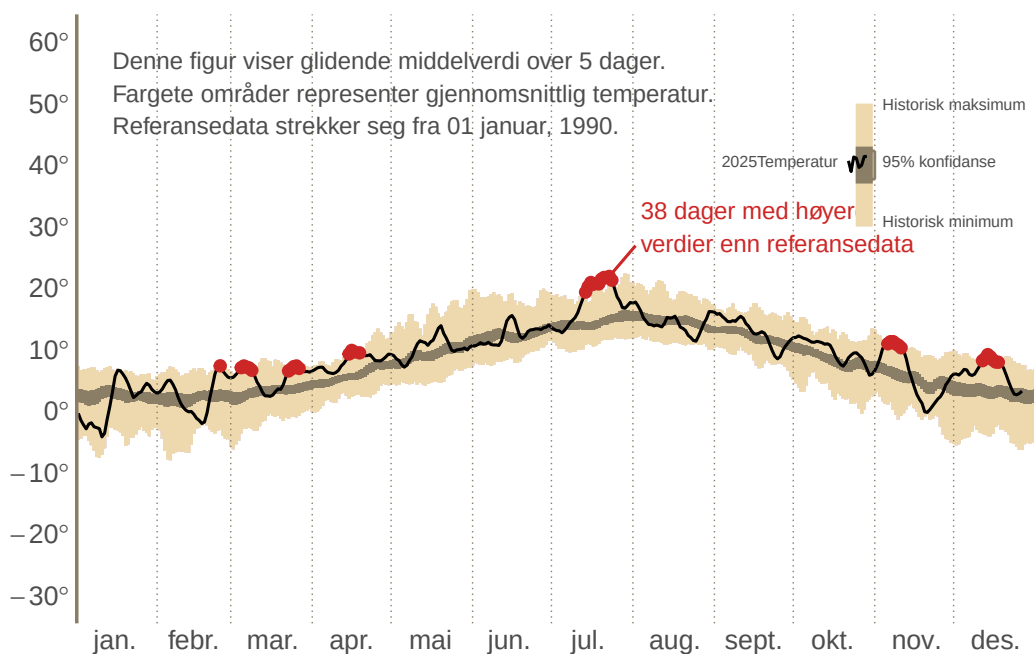
Figur 15. Nedbør på Sørlandet 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_154, mellom Egersund og Sandnes



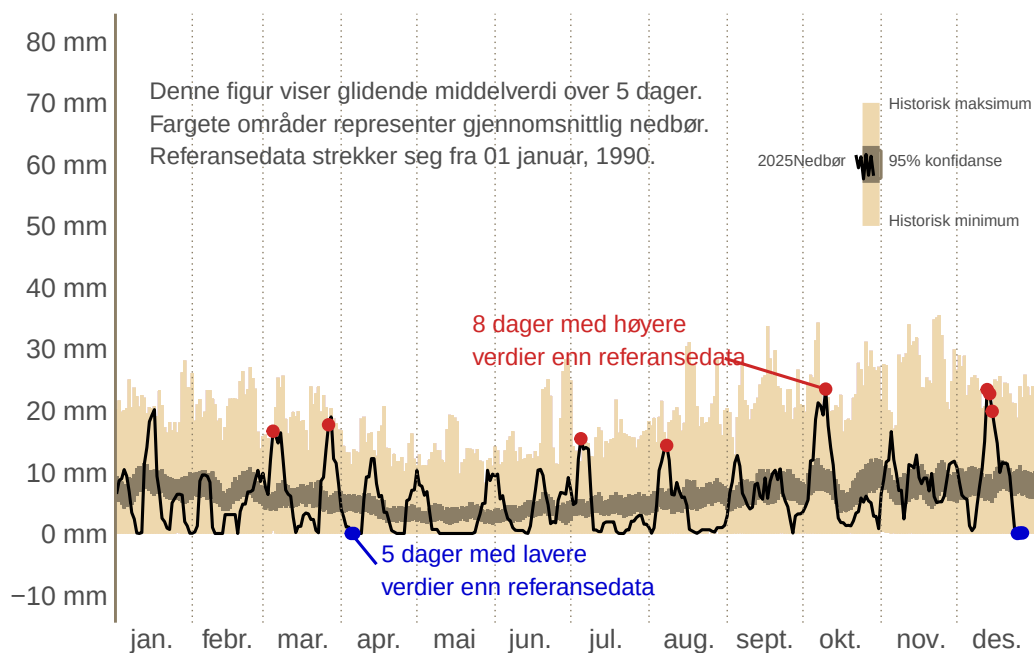
Figur 16. Temperatur på Østlandet 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_08, ved Hamar.



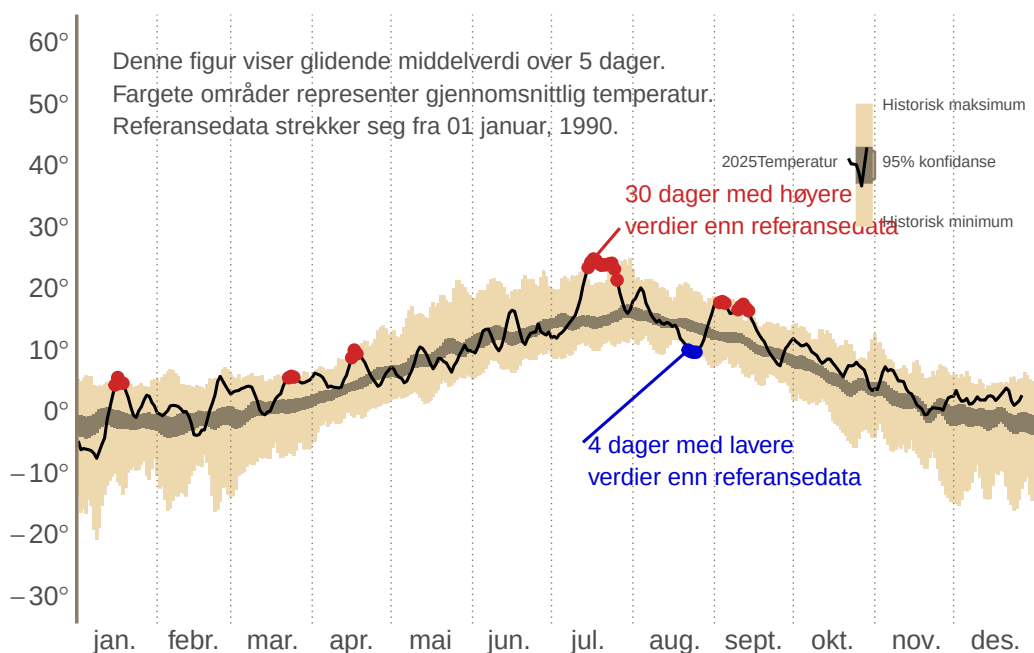
Figur 17. Nedbør på Østlandet 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_08, ved Hamar.



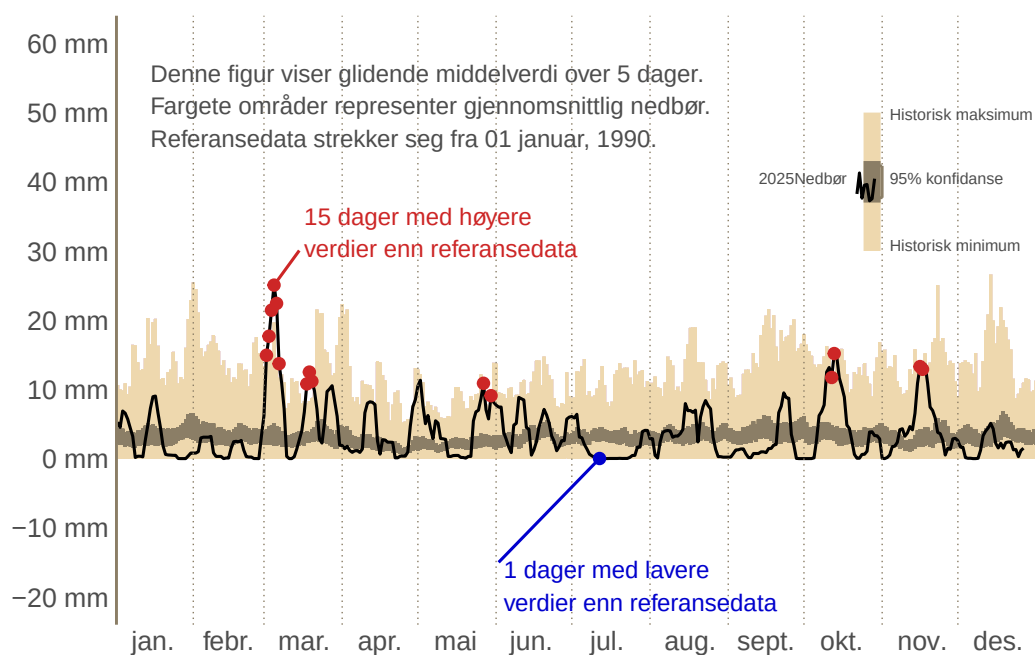
Figur 18. Temperatur på Vestlandet 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_162, på Radøy, nord om Bergen.



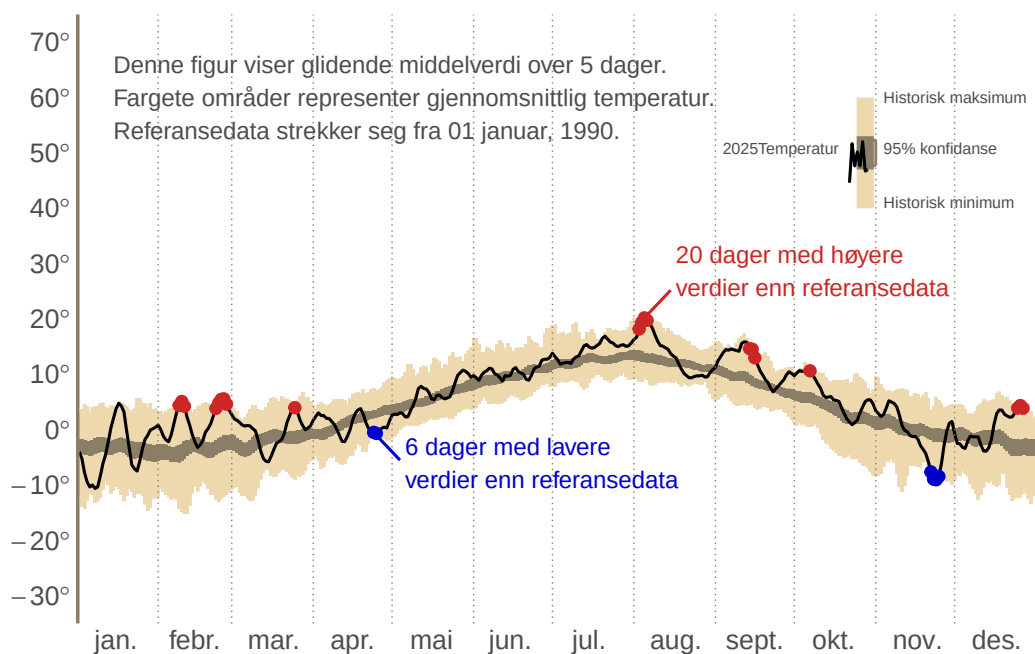
Figur 19. Nedbør på Vestlandet 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_162, på Radøy, nord om Bergen.



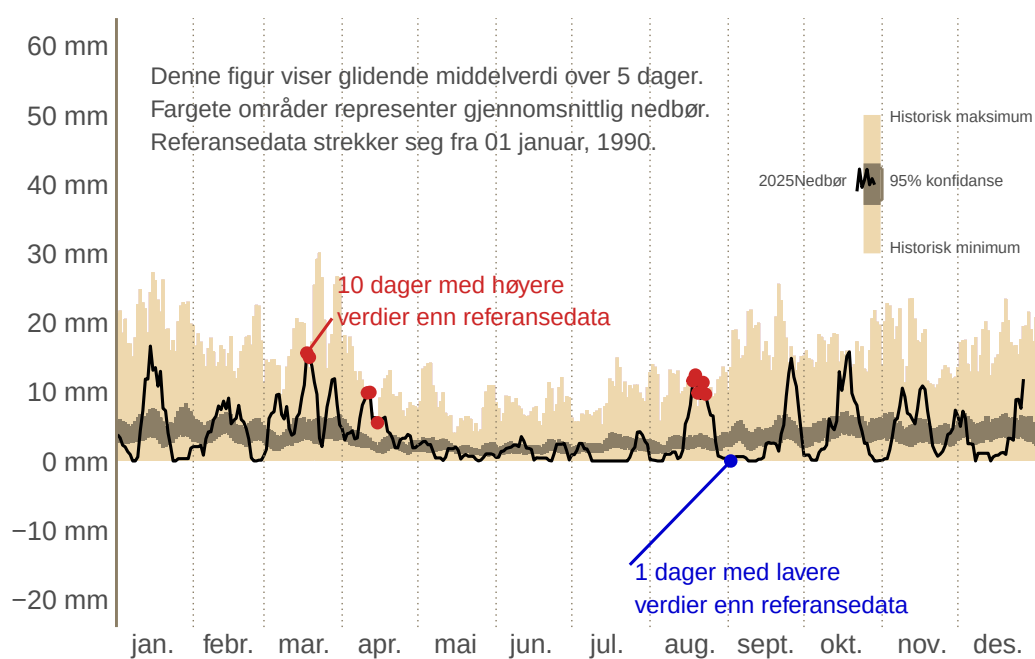
Figur 20. Temperatur i Trøndelag 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_176, nær Stjørdal.



Figur 21. Nedbør i Trøndelag 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_176, nær Stjørdal.



Figur 22. Temperatur i Nord-Norge 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_187, på Senja.



Figur 23. Nedbør i Nord-Norge 2025, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_187, på Senja.

4.4 Mikroklima fra loggere

Værdata fra Meteorologisk institutt er svært verdifulle, da de er heldekkende i tid og rom, og gjen-speiler forholdene på landskapsskala (1 km rutenett), som er relevant for mange insekter. Mer fin-skala klimavariasjon spiller også en stor rolle for aktiviteten hos insektene. Derfor benytter vi ved hver fellelokalitet to loggere som sammen registrerer værdata med svært høy oppløsning. Vi måler temperatur både i skygge og sol, luftfuktighet og mengden sollys (Figur 24, Figur 25). Vi mangler derimot lokale data på vindforhold og nedbør. Dette kan delvis kompenseres for ved å ta i bruk variasjonen i verdiene for temperatur, luftfuktighet og lys, se Kapittel 4.3.

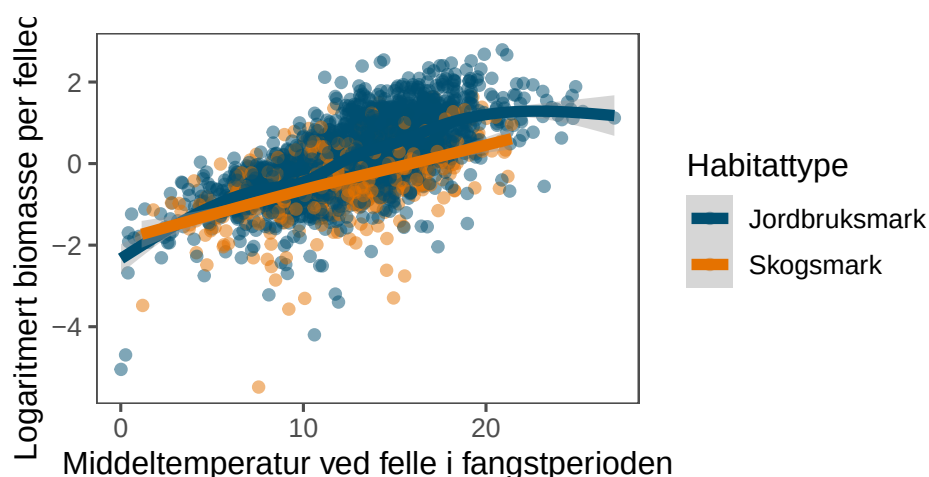


Figur 24. Temperatur- og luftfuktighetslogger av typen Hobo MX2301A. Loggeren er plassert i skygge og data kan hentes ut med blåtann og deretter til en skyløsning.

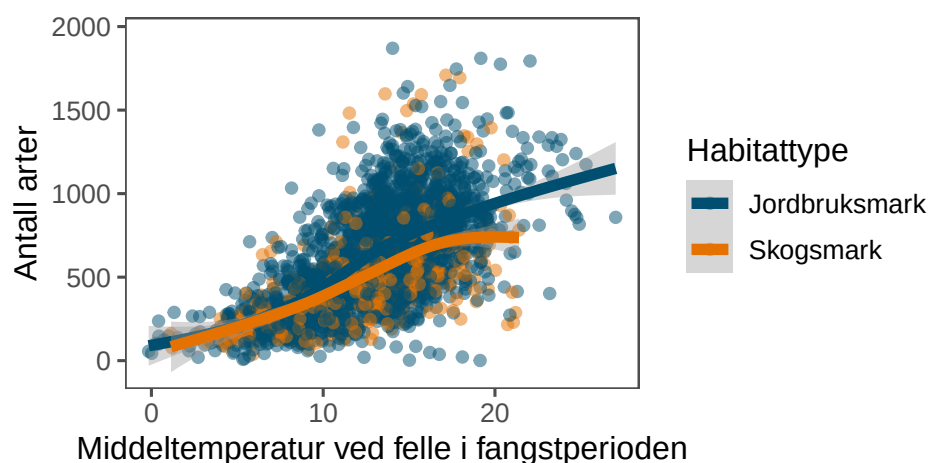


Figur 25. Temperatur- og lysmåler av typen Hobo MX2202 (grønn knapp). Loggeren er plassert i sol og data kan hentes ut med blåtann og deretter til en skyløsning.

Generelt er det en positiv sammenheng mellom insektfangster og temperatur, da insekter i mindre grad flyr i kaldt vær. Dette viser seg som høyere antall observerte arter i varmere perioder (Figur 27), men særlig i mengden biomasse (Figur 26). Dette forholdet mellom temperatur og biomasse er sterkere i jordbruksmark enn i skogsmark. De høyeste biomassene finnes også generelt i jordbruksmark. Som tidligere nevnt var slutten av juli i 2025 svært varm, hvilket resulterte i de høyeste temperaturene programmet har målt. For første gang ser vi derfor en tendens til en nedgang i insektmengdene ved de høyeste temperaturene.



Figur 26. Sammenheng mellom temperatur og innsamlet biomasse per enkelt fangstperiode i malaise-feller (2 uker), her vist ved en GAM-modell. Biomasse er avrent våtvekt delt på antall felledager (gram insekter per dag). Dataene antyder en logaritmisk sammenheng, som avtar ved svært høye temperaturer, her vist med en gam-funksjon.



Figur 27. Sammenheng mellom temperatur og antall arter innsamlet per fangstperiode i malaisefeller viser et nærmest lineært forhold, med en tendens til noe lavere verdier ved de høyeste temperaturene, her vist med en gam-funksjon.

4.5 GIS-data

I tillegg til forklaringsvariablene vi samler inn i felt, finnes det mye tilgjengelig informasjon via offentlige GIS-kilder. Vi beskriver her variablene vi samler inn fra diverse GIS-kilder som potensielle forklaringsvariabler for insektforekomster. Listen er på ingen måte komplett, og mer utdypende analyser kan utføres i fremtiden.

4.5.1 Arealtyper i AR5

AR5 står for arealressurskart, der ressurskartleggingen "ARTYPE" gjenspeiler det økonomiske potensialet til et areal (Ahlstrøm mfl. 2019). Selv om den faktiske bruken ikke alltid er den samme, gir denne datakilden verdifull kunnskap om komposisjonen av et landskap (se f.eks. Figur 5 og Figur 6). I tillegg har AR5 også informasjon om skogstype og skogsbonitet, hentet fra skogressurskartet SR16 (Astrup mfl. 2019). Fordelen med å bruke disse datakildene er at de dekker store deler av landet, og at man derfor kan trekke ut informasjon for et gitt område, for eksempel fra et helt landskap rundt insektfellelene. Manuell kartlegging av disse kvalitetene i landskapet vil trolig være mye bedre, men ville kreve stor arbeidsinnsats.

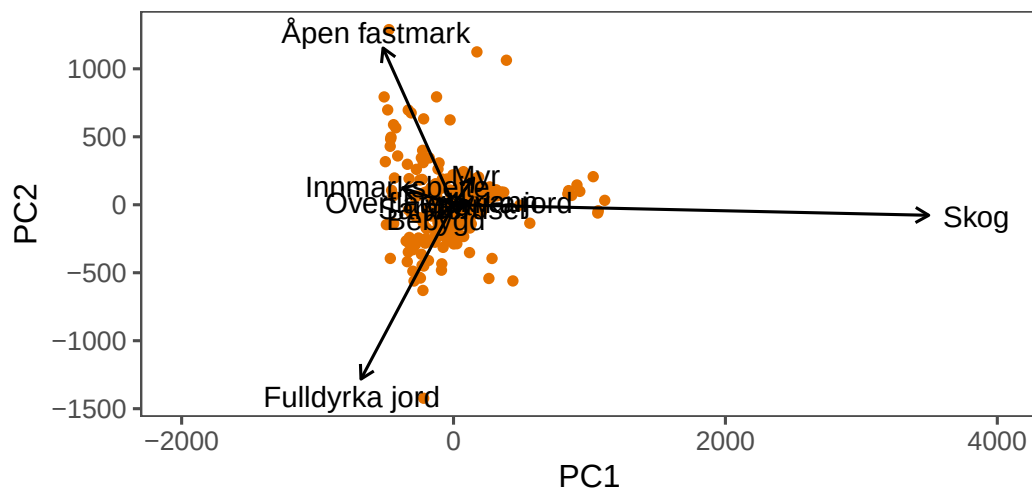
Det kan nevnes at den nye "Grunnkart for bruk i arealregnskap" vil komplementere og muligens erstatte bruket av AR5 i prosjektet i fremtiden.

I landskapene rundt lokalitetene hvor vi har samlet insekter har vi totalt 9 arealtyper (innenfor et bufferområde på 1 km). Vi har også hele 21 kombinasjoner av skogstype og bonitet. Disse til sammen 30 forklaringsvariablene er altfor mange til å teste individuelt, med tanke på deres potensielle innvirkning på insektforekomster. Vi reduserer derfor antallet forklaringsvariabler gjennom en ordinasjon, der man samler så mye variasjon som mulig i et overkommelig antall "akser". Vi begynner med å sammenstille det totale arealet innen en buffer på 1000 m radius rundt lokalitetene, for hver av disse 30 "forklaringsvariablene". Vi gjør deretter en separat PCA-ordinasjon for "ARTYPE" og skogvariablene, og bruker de to første PCA-aksene fra disse ordinasjoner til å modellere fellefangstene. Disse to aksene fanger opp det meste av variasjonen i arealtype og skogtype (henholdsvis 82 % og 54 %).

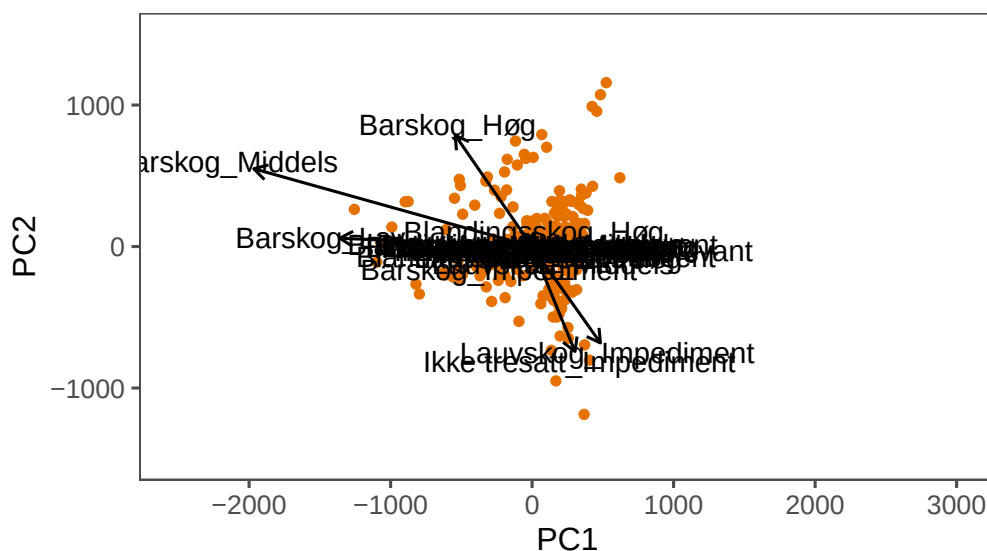
Figur 28 viser resultatet av ordinasjonen av arealtype. Vi ser at landskapene rundt våre insektfeller først og fremst varierer i hvor mye dyrket mark de har, kontra skog (første akse), og i tillegg hvor mye åpen fastmark de har (akse 2). Disse aksene inngår i forklaringsmodellene nedenfor med navnene AR5-arealtype: PCA-akse 1 og AR5-arealtype: PCA-akse 2. I denne ordinasjonen har vi ikke skalert variasjonen av de ulike arealtypene da vi ønsker å inkludere arealene på likt grunnlag fremfor å spre lokalitetene mest mulig ut (se Figur 3). At de øvrige arealtypene overlapper sterkt i figuren gjenspeiler at det er relativt liten variasjon i mengdene av disse arealtyper i området rundt lokalitetene.

4.5.2 Skog i AR5

Figur 29 viser tilsvarende PCA for skogstype, der variablene gjenspeiler hver kombinasjon av dominerende treslag og produktivitet/bonitet (f.eks. Barskog_Høy). PCA-akse 1 dekker først og fremst variasjonen i mengden skog kontra ikke tresatt mark ("Ikke relevant"), der mengden skog minker langs aksene. PCA-akse 2 dekker først og fremst variasjonen i bonitet, der boniteten øker langs aksene. Disse to variabler inngår i forklaringsmodellene nedenfor. Et generelt mønster er at områder med høy bonitet oftest representeres av barskog, mens impediment kan sammenfalle med mye lauvskog.



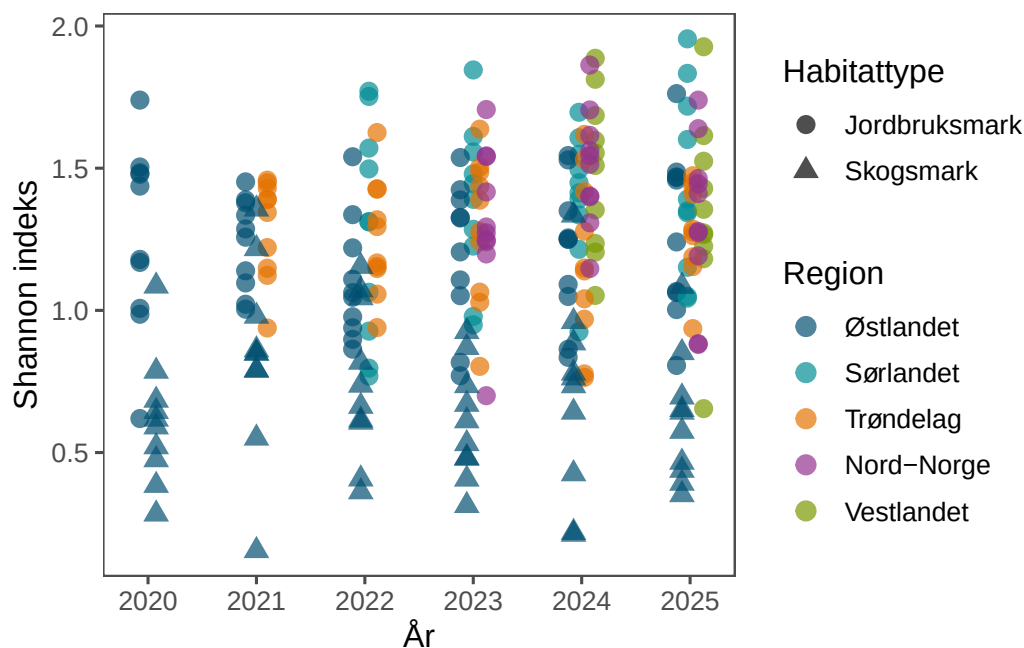
Figur 28. PCA-analyse over landskapskomposisjon i arealtype (AR5). Verdiene er ikke normalisert, da alle er fra samme datakilde og har samme skala (km²). 'Bebyggelse', 'Overflatedyrka jord', 'Samferdsel', 'Innmarksbeite', 'Myr' og 'Ferskvann' overlapper i figuren fordi de bidrar med relativt like areal i de undersøkte lokalitetene.



Figur 29. PCA-analyse over landskapskomposisjon i skogtype og bonitet ('skogtype' 'bonitet') etter AR5 (basert på kartdata fra SR16). Verdiene er ikke normaliserte, da alle er fra samme datakilde og har samme skala (km²). Første aksens gjenspeiler først og fremst variasjon i treslag (fra barskog til ikke tresatt), mens den andre aksens gjenspeiler bonitet (fra impediment til høy). De fleste kombinasjoner har lik mengde og overlapper derfor i figuren. Treslag og bonitet klassifiseres kun på skog, myr og tresatt innmarksbeite, på øvrige arealtyper brukes verdiet 'Ikke_relevant'.

4.5.3 Romlig komposisjon

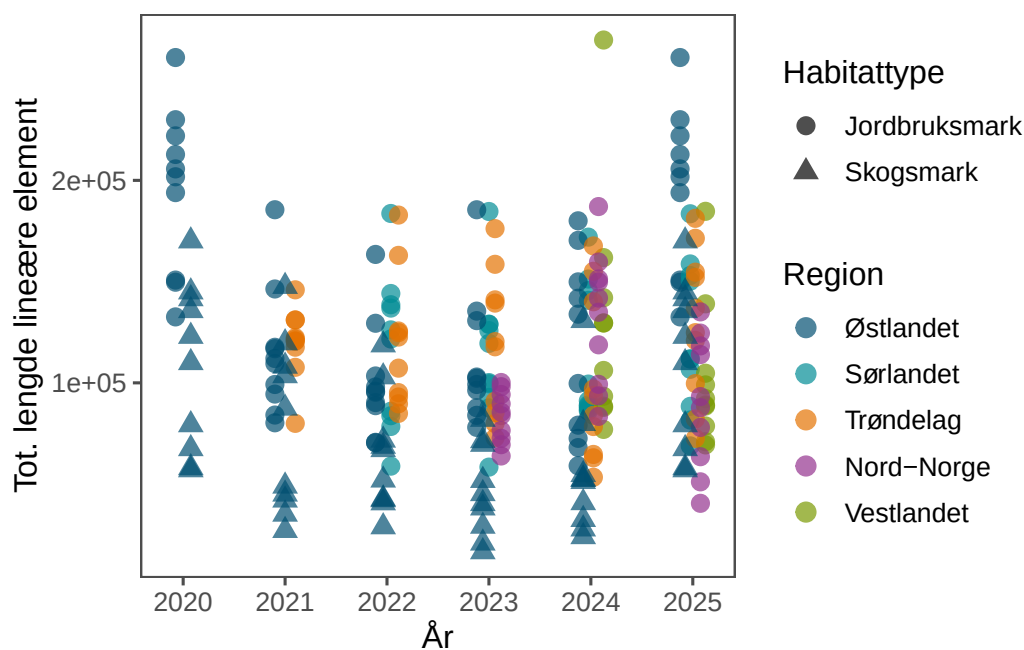
Vi beregner også Shannon indeks av arealtype (AR5-ARTYPE) innenfor landskapsbufferne, der en høy Shannon indeks indikerer et landskap som består av mange forskjellige arealtype i lik mengde. Shannon indeks av arealtype ble beregnet gjennom rutinen `lsm_1_shdi` fra pakken `landscapemetrics` (Hesselbarth mfl. 2019), på en rastret versjon av AR5-arealtype med en skala på 10m x 10m. Figur 30 viser fordelingen av disse verdiene i datasettet. Skoglokaliteter har generelt lavere Shannon indeks enn jordbruksmark. Forøvrig er fordelingen relativt lik mellom år (ulike lokalitetsutvalg) og regioner, men Vestlandet ser ut å ha en forholdsvis høy diversitet av arealtype. Det gjenstår å se om dette mønstret er bestandig over et helt omdrev.



Figur 30. Fordeling av Shannon indeks av arealtype fra kartlaget AR5 (omtalt som AR5-arealtype_ - Shannon_indeks i de statistiske modellene nedenfor), innen en buffer med radius 1000m rundt lokalitetene. Noter at lokalitetene på Østlandet var de samme i 2020 og 2025.

4.5.4 Lineære element

Vi ville også evaluere hvordan grenser mellom ulike arealtyper spiller inn. Derfor beregnet vi også den totale omkretsen av lineære elementer innenfor landskapsbufferne (sirkel med radius 1 km), ved å slå sammen nærliggende polygoner av lik arealtype og summere den totale perimeterlengden av de resulterende polygonene. Denne databehandlingen ble utført med funksjonene `ST_Union` og `ST_Perimeter` i PostGIS (V.2.5.5) og R-pakken `lwgeom` (Pebesma 2021). Hva som regnes som et "lineært element", eller grenser, i forhold til flyvende insekter kan diskuteres, og dataene som analyseres her er sikkert ikke et perfekt mål. Denne metoden inkluderer alle grenser mellom forskjellige arealtyper i AR5-kartlaget. Det kan for eksempel være en skogkant, en åkerkant til en beitemark, eller en veikant. Slike "lineære elementer" oppleves ikke nødvendigvis lineære sett med menneskelige øyne, da de kan se ut til å svinge betydelig. Likevel danner de ofte et skille i landskapet som flygende insekter enten samles ved, eller følger på sin ferd mellom områder. Figur 31 viser fordelingen av den totale mengden lineære elementer i landskapet til lokalitetene våre. Mengden lineære elementer øker naturlig med antallet arealtyper man har i et landskap, særlig når flere arealtyper utgjør et relativt stort areal. Dette betyr at man må tolke effekten av antall arealer og lineære elementer sammen. Som for Shannon-indeks, ser vi en mindre mengde lineære element i skogslandskap, sammenlignet med semi-naturlig mark. Forøvrig er fordelingen relativt lik mellom regioner og over år (ulike lokalitetsutvalg).



Figur 31. Fordeling av total lengde av grenser mellom arealtyper, innen et buffetområde på 1 km rundt lokalitetene. Selv om landskapet med mest lineære element etter denne definisjon er 'Semi-nat_112', har flere jordbrukslandskap på Østlandet også høye verdier. Noter at lokalitetene på Østlandet var de samme i 2020 og 2025.

5 Identifisering av arter med DNA-metastrekkoding

Identifiseringsmetodikken er uforandret siden i fjor og dette kapittel er derfor i stort sett en gjentakelse av forrige års rapport (Åström mfl. 2023). Vi fortsetter å følge protokollen med en mild lysering av insektene for ekstraksjon av DNA som vi har brukt gjennom flere år (Åström mfl. 2020a, 2020b), og som følger svært tett på Iwaszkiewicz-Eggebrecht mfl. (2023). Denne metoden medfører at vi kan bevare insektene for morfologiske analyser i etterkant, og dermed kan sjekke DNA-baserte funn av interessante arter samt identifisere taksa som mangler i referansebibliotekene.

Protokollen ser fortsatt ut å fungere greit og vi fulgte samme prosedyre i 2024. Vi følger også den samme pipelinen for bioinformatiske analyser som vi har utviklet tidligere, men med en oppdatert referansebase (se nedenfor).

5.1 Forbehandling av prøvene

Forbehandling består i å måle etanolkonsentrasjon, sile av etanolen og veie prøvene før lysering og ekstraksjon av DNA. Etter en del modifiseringer av protokollen i 2021 måler vi nå bare våtvekt (etter at konserveringsvæske, etanolen, er helt av). Vi har også som tidligere år tilsatt ekstra arter til prøvene som en positiv kontroll (spiking). Dette gjør vi for å kunne evaluere protokollen og muligens på sikt si noen om relativ biomasse av ulike arter mellom prøvene. I samtlige prøver ble det derfor tilsatt 10 melormer (*Tenebrio molitor*), 3 sirisser (*Gryllus assimilis*) og 10 frøbiller (*Callosobruchus maculatus*). Disse artene representerer ulike størrelser, taksa og hardhet, forekommer ikke vilt i Norge, men er likevel lett tilgjengelige kommersielt eller via egenproduksjon på lab. Etanolen ble silt av manuelt gjennom en 250 µm filterduk før flasken ble plassert opp ned i en trakt for videre avrenning i 35 minutter (skal etter det ikke dryppe oftere enn 1 gang per 20 sekunder). Den brukte filterduken ble deretter klippet opp og lagt med i prøven for å få med eventuelle insektdeler som festet seg i duken. Ny filterduk ble anvendt for hver prøve og filterkork ble klorert for å unngå kontaminering mellom prøver. Etter siling ble flaskene veid med kork for våtvekt av innsamlet materiale. 30 tilfeldige tomme flasker ble veid som referanse, og middelverdien av disse blir trukket fra i beregningen av nettovekten av insektbiomassen.

5.2 DNA-ekstraksjon og etterbehandling

Felleprøvene ble lysert ved å tilsette ATL-buffer og proteinase-K (100mL ATL = 1mL proteinase-K) i tilpasset volum, slik at alle insektene ble dekket av bufferløsningen, og deretter inkubert i 3.5 timer med risting (120 RPM) på 56°C. Til sist ble 200 µL av bufferløsningen brukt i en DNA-ekstraksjon ved hjelp av et Blood & Tissue Kit (Qiagen).

For å stoppe lyseringsprosessen i felleprøvene og bevare materialet bedre ved lagring, ble flaskene tømt for bufferløsning, fylt med vann og silt to til tre ganger med 500 µm filterduk for å fjerne det meste av bufferløsningen. Deretter ble flaskene fylt med den samme etanolen som først ble silt av (under forarbeid), eventuelt med påfyll for å nå minimum 90 % etanol, og satt på lager. Løsning med ATL-buffer/proteinase K/skyllevann ble samlet opp i spesialbeholdere og sendt til avfallshåndtering.

Prøvene ble midlertidig lagret før og etter prosessering i et kjølerom i NINA-huset i Trondheim. Etter det blir de langtidslagret i en frysekontainer ved NINA sitt separate lagerbygg (se Kapittel 9).

5.3 DNA-amplifisering og sekvensering

En del av det mitokondrielle genet COI ble oppkopiert (amplifisert) ved hjelp av primerne BF3-BR2 (Elbrecht mfl. 2019) i en standard to-trinns Illumina protokoll. Første PCR (polymerase chain reaction) inkluderte primere med «overhang adaptor»-sekvenser, mens Illumina-indekser ble tilsatt i den andre

Tabell 4. Antall arter i referansebasene som er blitt brukt i prosjektet så langt. I 2020 tok vi utgangspunkt i en base fra Porter, men i 2021 og 2022 har vi utvidet denne med en betydelig mengde norske arter. Analyser i denne rapport bruker den seneste versjonen av databasen.

Klasse	COIClassifiser v4	NorInvert v1.1	NorInvert v1.2	NorInvert v1.3	NorInvert v2.0	NorInvert v2.0.1
Arachnida (edderkoppdyr)	4778	4952	5124	5124	10682	10394
Chilopoda (skolependere)	135	147	147	147	251	249
Collembola (spretthaler)	268	377	388	388	570	596
Diplopoda (tusenbein)	246	246	246	246	565	562
Insecta (insekter)	65660	69426	73211	72151	110729	103816
Ikke målgruppe	39693	39695	39698	39698	62583	60621

PCR-kjøringen. PCR-produktene ble kvalitetssikret på en Tape Station (Agilent 4200) og rensset med kuler (MAG-BIND RXN PURE PLUS) etter hver PCR. Etter uttesting av antall PCR-sykler gjennom qPCR-analyser i 2021, besluttet vi å redusere antallet sykler fra 35 til 22. Til slutt ble prøvene normalisert og slått sammen til et bibliotek for sekvensering. Alle prøvene ble sekvensert på en Illumina NovaSeq maskin ved Norwegian Sequencing Centre (NSC) i Oslo.

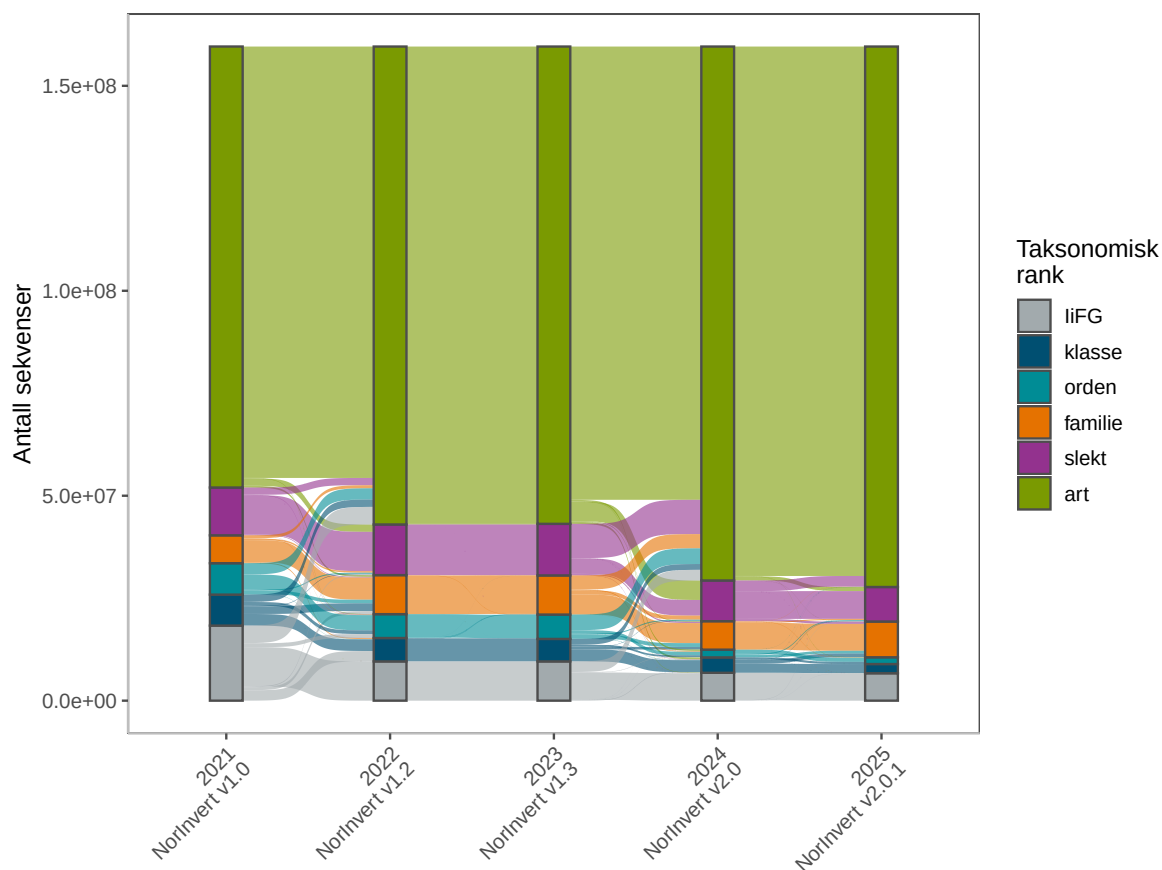
5.4 Bioinformatikk

Primerne ble fjernet med programmet cutadapt v. 1.9.1, og DNA-sekvensene ble deretter filtrert, kvalitetssikret og feilrettet med programmet dada2 (Callahan mfl. 2016) for å generere ASV-er (Amplicon Sequence Variants). ASV-er er de kvalitetssikrede DNA-sekvensene vi bruker for å skille arter, men også for å se på genetisk variasjon innen arter. For å klassifisere ASV-ene til arter, brukte vi programmet RDP-Classifiser, som er en «Bayesisk sannsynlighetsestimator» (Wang mfl. 2007). Istedenfor å kun bruke en overordnet likhet (identity) mellom en ASV fra våre data og en referanse-DNA-sekvens i Genbank, bruker denne metoden en trenet («trained») database som gir en sannsynlighet for at en ASV tilhører en viss art/slekt/familie osv.

Databasen som ble brukt for taksonomiske bestemmelser fikk en hovedversjonsoppgradering i 2024 da over 47 000 referansesekvenser ble lagt inn i referansebiblioteket. Nå i 2025 ble databasen videre kvalitetssikret og optimalisert for å forbedre ytelsen (Tabell 4). Kontaminanter ble fjernet (hovedsakelig feilmerkede endosymbiotiske bakterier), og taksonomiske og ortografiske synonymer ble harmonisert. Sekvensene ble forkortet til å dekke kun målregionen BF3-BR2 av COI-genen, det vil si regionen som samsvarer med de primers vi bruker. I tillegg ble duplikatsekvenser filtrert bort for å øke klassifiseringshastigheten og minimisere overrepresentasjonsskjevhet under klassifisering. Denne kvalitetssikringen førte til en 25% reduksjon i antall sekvenser i databasen og totalt ble 9 959 invertebratarter fjernet fra databasen. Dette var hovedsakelig på grunn av at de kortere referansesekvenser enn 300 basepar i målregionen BF3-BR2 (Tabell 5). Kun 332 av disse består norske stedegne arter. Selv om kvalitetssikringen ledde til færre arter i referansedatabasen, førte fjerningen av materialet utenfor målregionen til en 1% økning i antall sekvenser som kunne bestemmes til artsnivå (Figur 32) og 258 flere arter som ble klassifisert med høy konfidens.

Tabell 5. Antall kjente arter fra Norge (fra offentlige kilder), samt antall arter med strekkoder i referansebasen NorInvert v2.0.

Klasse	Orden	Arter påvist i Norge	av hvilke i database	% i db
Arachnida	Araneae	660	584	88.5
Arachnida	Ixodida	11	5	45.5
Arachnida	Mesostigmata	326	58	17.8
Arachnida	Opiliones	20	15	75.0
Arachnida	Pseudoscorpiones	20	17	85.0
Arachnida	Sarcoptiformes	493	191	38.7
Arachnida	Trombidiformes	510	166	32.5
Chilopoda	Geophilomorpha	11	8	72.7
Chilopoda	Lithobiomorpha	12	12	100.0
Chilopoda	Scolopendromorpha	2	2	100.0
Chilopoda	Scutigermorpha	1	1	100.0
Diplopoda	Chordeumatida	6	3	50.0
Diplopoda	Glomerida	1	1	100.0
Diplopoda	Julida	23	17	73.9
Diplopoda	Polydesmida	10	7	70.0
Diplopoda	Polyxenida	1	1	100.0
Entognatha	Collembola	361	218	60.4
Entognatha	Protura	1	0	0.0
Insecta	Archaeognatha	3	1	33.3
Insecta	Blattodea	10	9	90.0
Insecta	Coleoptera	3713	3058	82.4
Insecta	Dermaptera	4	2	50.0
Insecta	Diptera	6504	4977	76.5
Insecta	Ephemeroptera	48	43	89.6
Insecta	Hemiptera	1350	913	67.6
Insecta	Hymenoptera	5914	3247	54.9
Insecta	Lepidoptera	2365	2294	97.0
Insecta	Mecoptera	6	6	100.0
Insecta	Megaloptera	5	4	80.0
Insecta	Neuroptera	62	54	87.1
Insecta	Odonata	53	51	96.2
Insecta	Orthoptera	32	27	84.4
Insecta	Phthiraptera	211	56	26.5
Insecta	Plecoptera	35	35	100.0
Insecta	Psocoptera	65	52	80.0
Insecta	Raphidioptera	4	4	100.0
Insecta	Siphonaptera	51	20	39.2
Insecta	Strepsiptera	2	2	100.0
Insecta	Thysanoptera	130	59	45.4
Insecta	Trichoptera	205	197	96.1
Insecta	Zygentoma	5	3	60.0



Figur 32. Sankey diagram som viser hvordan oppgradering av referansedatabasen har påvirket taksonomisk klassifisering av dataen fra 2021. Kolonnene viser andelen av sekvensene som ble klassifisert til forskjellige taksonomisk nivåer og fargete strømninger viser endringer år over år. liFG = ikke i fokus gruppen.

5.5 Kvalitetssikring av DNA-basert identifisering av arter

Med store datasett generert fra DNA-metastrekkoding er det en stor utfordring å kvalitetssikre artslistene. Falske positiver, dvs. påvisning av en art som egentlig ikke finnes i prøven, er generelt en utfordring med datasett fra DNA-metastrekkoding. Ofte er denne type feilbestemmelser koblet til feil og mangler ved referansedatabasen. Vi har derfor utviklet et flytskjema for hvordan vi har klassifisert og kvalitetssikret dataene (Figur 33), og beskrevet dette nærmere her.

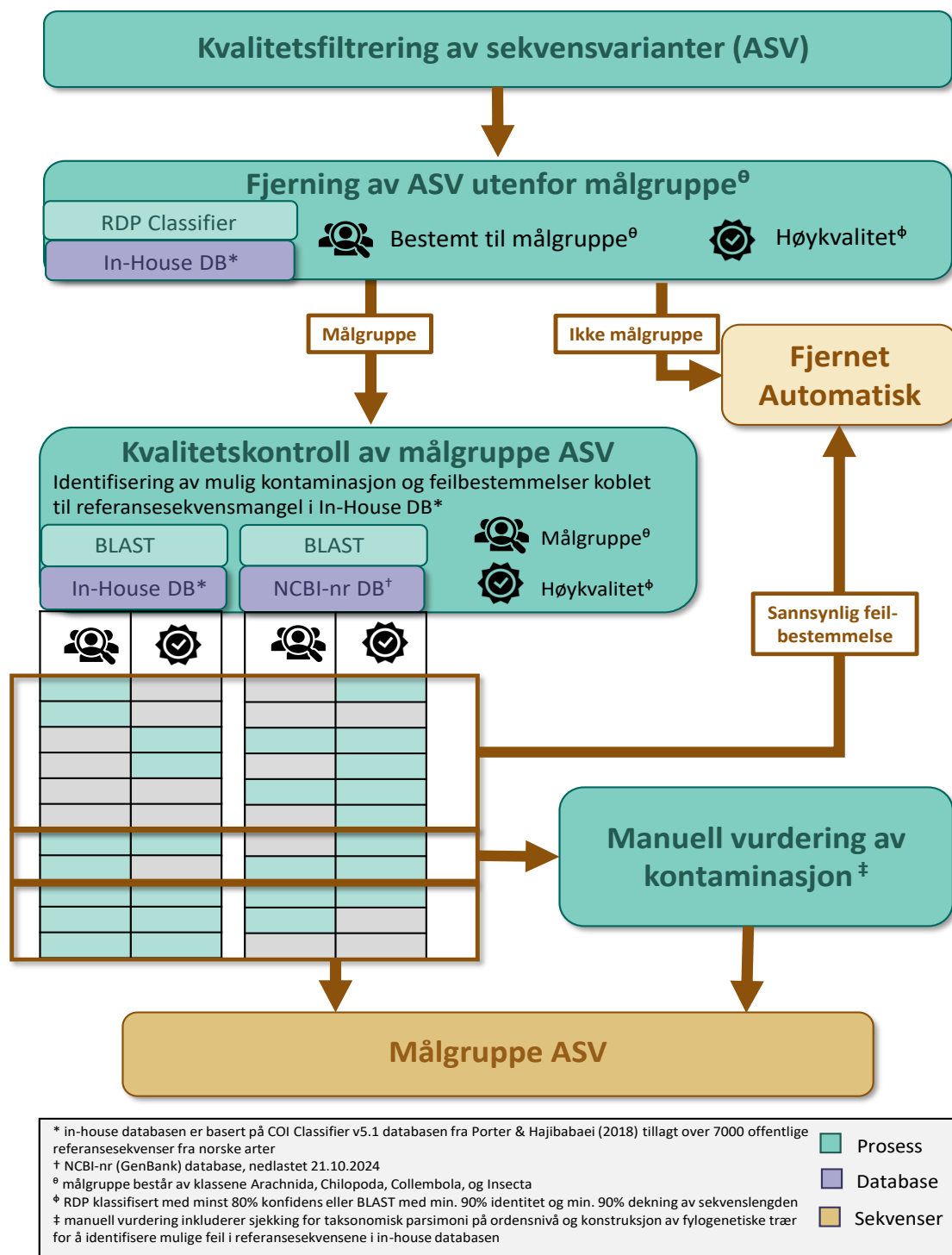
Alle DNA-sekvensene ble først filtrert, kvalitetssikret, og feilrettet for å unngå støy i dataene og unngå et kunstig høyt estimat av arter og genotyper. Selv om vi bruker primere som stort sett amplifiserer DNA fra rekken leddyr (Arthropoda), kan det forekomme amplifisering av små mengder av DNA fra andre organismer. Ved bruk av RDP klassifiser og vår in-house database fjernet vi først de ASV-ene som ikke ble klassifisert til målgruppene (der målgruppe er klasse Arachnida, Chilopoda, Collembola og Insecta). Dette DNAet tilhører hovedsakelig bakterier, sopp og planter som driver inn i fellene gjennom luften eller transporteres utenpå eller inne i insektene.

Alle offentlige sekvensdatabaser er ufullstendige og mangler referansesekvenser for en god del organismer. I tillegg inneholder de flere sekvenser som er feilbestemt, altså at de har fått feil artsnavn koblet til en gitt referansesekvens. Vi kvalitetssikret mulige feilbestemmelser, spesielt der referansesekvenser manglet, ved hjelp av BLAST mot Genbank (NCBI-nr). I tillegg gjorde vi en manuell vurdering av ASV'ene som pekte på feilbestemte referansesekvenser i databasen og fjernet de som ikke tilhørte målgruppene.

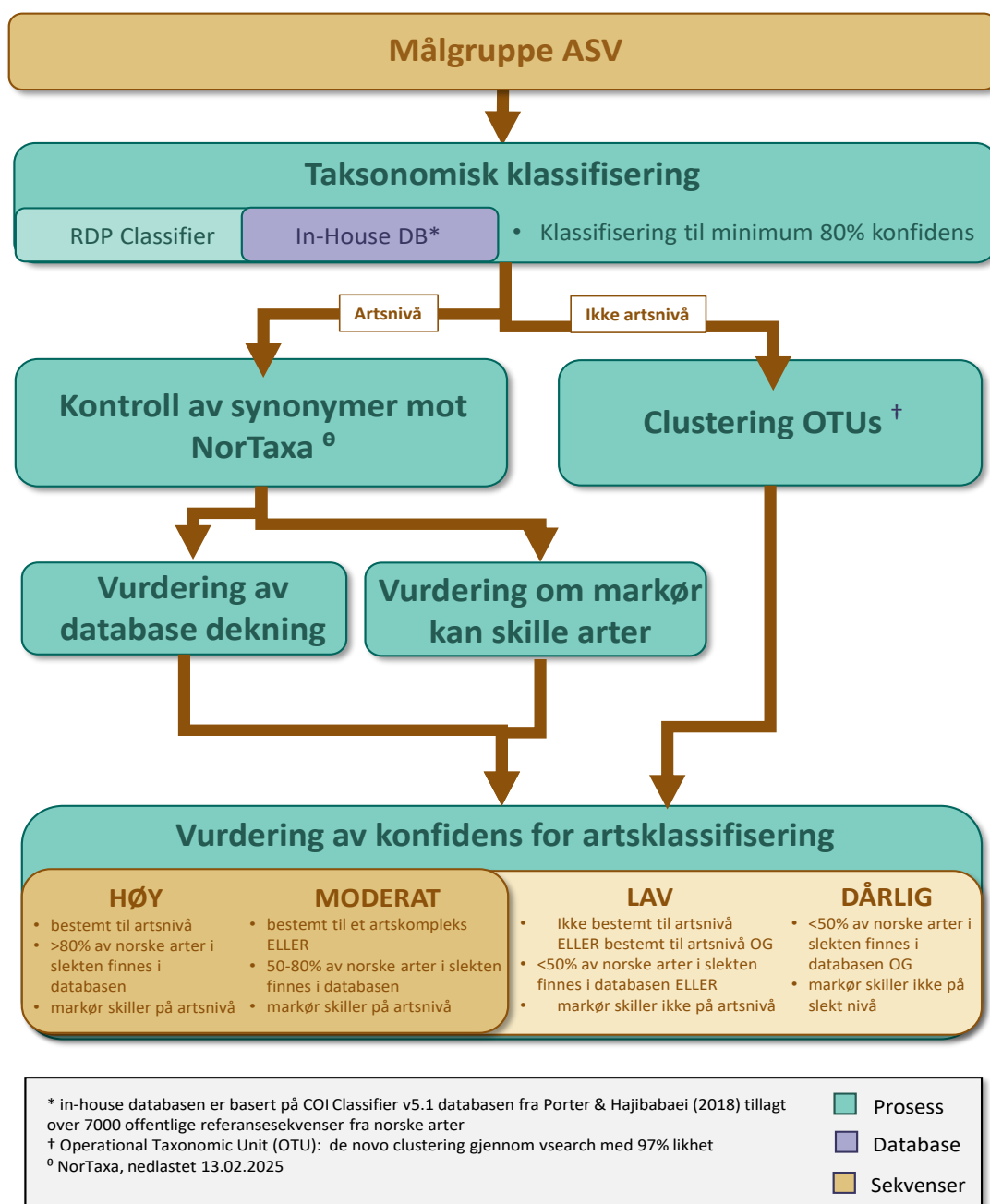
Fra RDP-Classifiser har vi laget en artsliste basert på målgruppe-sekvensene og vår in-house referansedatabase. Men siden denne database ikke er komplett verken for norske eller ikke-norske arter, må vi gjøre en del vurderinger for å si noe om hvor godt et artstreff er, og dette kaller vi arts-konfidens og angir denne som høy, moderat, lav eller dårlig (Figur 34). Arter som vurderes til moderat, lav, eller dårlig arts-konfidens, har vi i denne rapport utelatt fra de analyser og tabeller som er avhengig av art-sidentitet (f.eks. rapportering av rødlistede og fremmede arter, potensielt fremmede arter eller nye arter for Norge, selv om en første skanning etter fremmede arter også inkluderer arter med moderat konfidens).

5.6 Horisontskanning og identifisering av nye arter for Norge

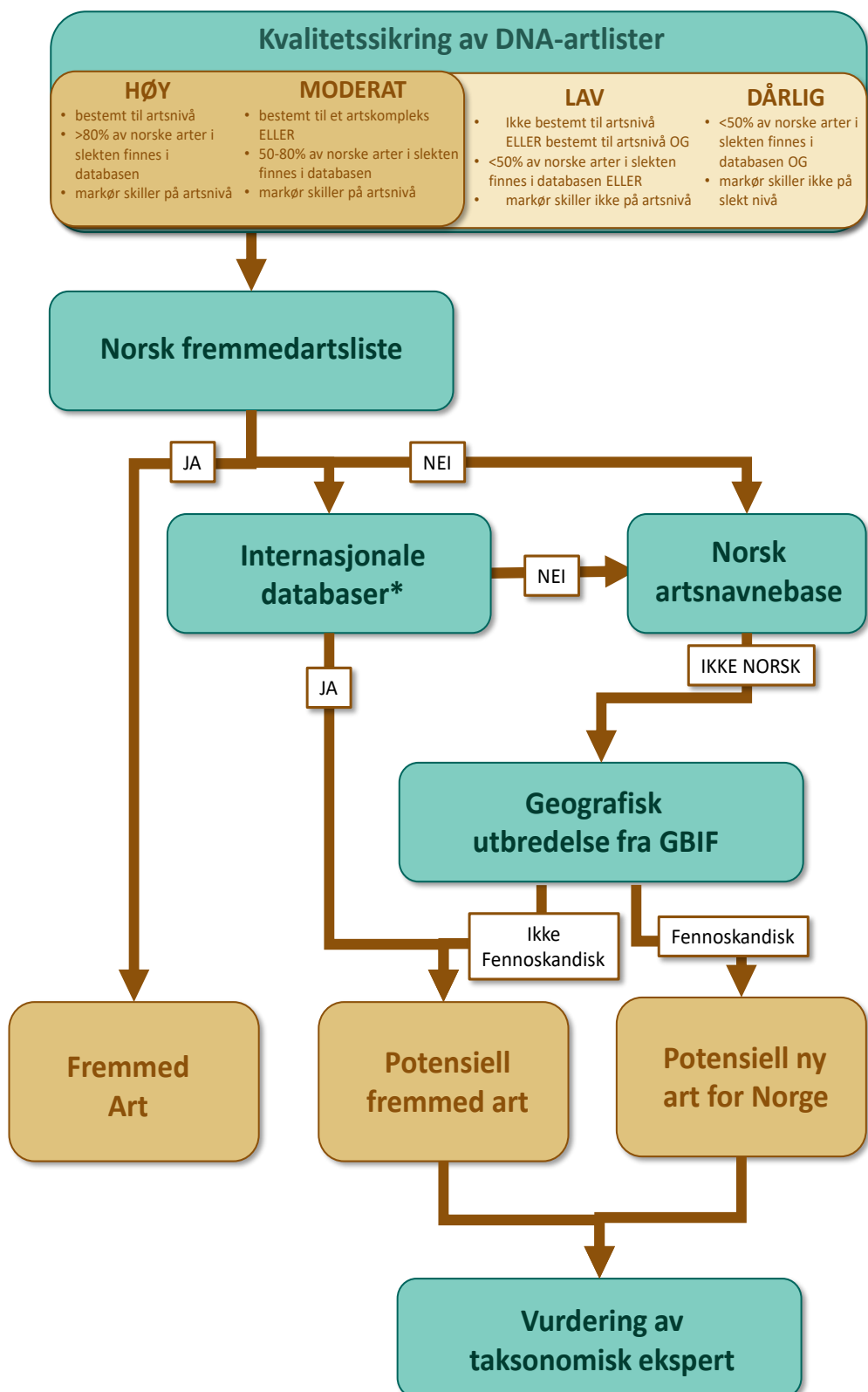
Med storskala artsinventering har vi mulighet til å registrere mye av det kjente arts mangfoldet i Norge, deriblant rødlistede og fremmede arter, men vi oppdager også nye arter som ikke har vært påvist i Norge tidligere. Vi har derfor kryss-sjekket artslistene mot norsk rødliste fra 2021 og fremmedartslisten fra 2023. Ved hjelp av Artsnavnebasen, GBIF, og flere internasjonale databaser over fremmede arter i europeiske land (DAISIE-partners 2008; Saul mfl. 2017; Pagad mfl. 2018; Roy mfl. 2019; Brundu mfl. 2022) ar vi også utarbeidet to lister: en over arter som er påvist tidligere i Fennoskandia (basert på forekomster i GBIF, men ikke i Norge), og en annen over arter som ikke er funnet i Fennoskandia tidligere (se Figur 35).



Figur 33. Flytskjema for identifisering av målgruppe sekvensene og kvalitetssikring av vår referanse-database for kontaminasjon og referansesekvensmangel.



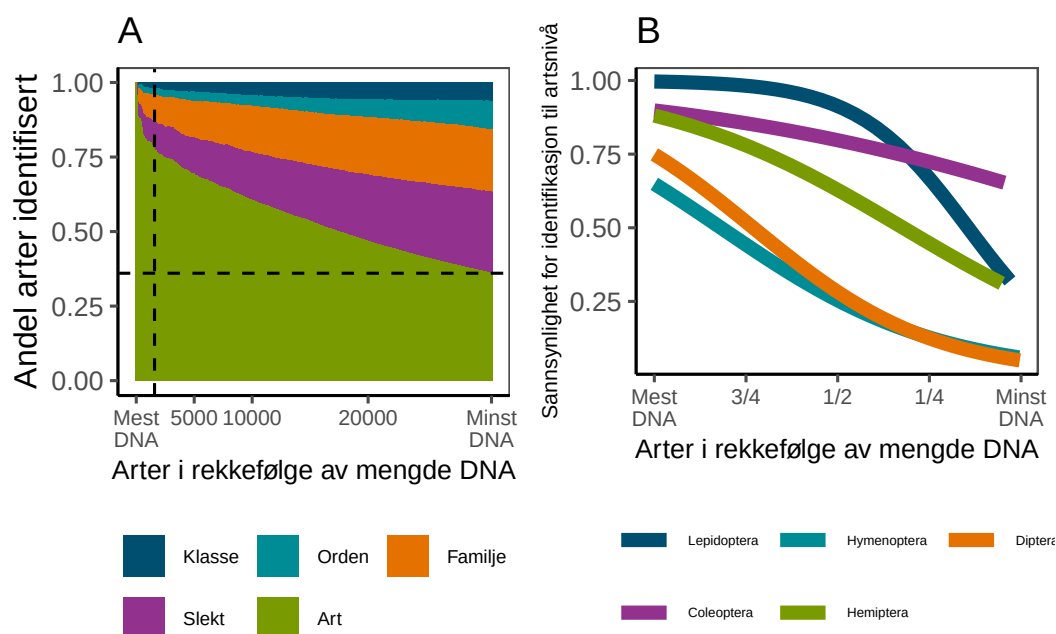
Figur 34. Flytskjema for klassifisering og kvalitetssikring av arter basert på DNA-metastrekkoding. Kun arter med høy konfidens er tatt med i de analyser som avhenger av artsidentitet i denne rapporten.



Figur 35. Flytskjema for horisontskanning for fremmede arter og nye arter for Norge. *I tillegg til å kryssjekke arter mot den norske fremmedartslista har vi også kryssjekket artsfunn i dette prosjektet mot databasene Daisie, GRIIS, Saul Pathways, Roy og List of Union Concern. Arter som er listet i en av disse databasene, er antatt å være fremmede arter i et eller flere land i Europa.

5.7 Sannsynlighet for klassifisering til artsnivå

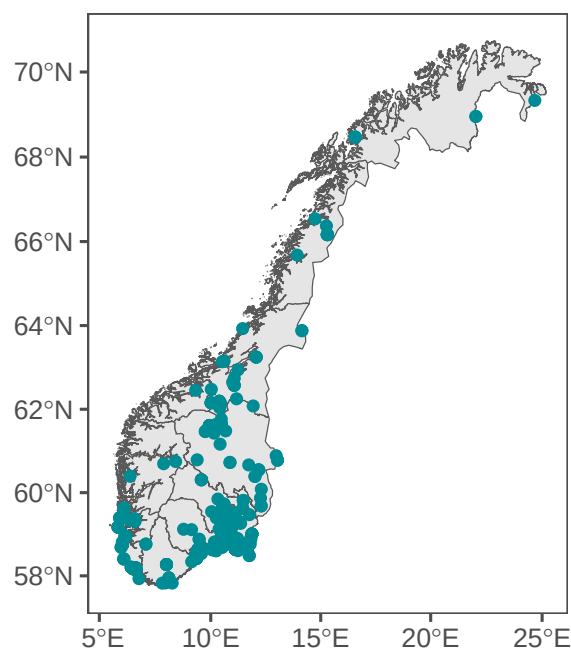
Alle DNA-kopier blir først delt inn i grupper etter metodikken beskrevet ovenfor, der hver gruppe tilsvarer en art. Neste trinn er å sette et navn på disse grupper ("arter"). Hvis mulig, tilordner vi et artsnavn til 'arten'. Dersom det ikke lar seg gjøre, forsøker vi med et slektsnavn, deretter familienavn, og så videre oppover i taksonomien. Andelen av 'arter' vi klarer å navngi med et artsnavn varierer betydelig mellom de ulike ordenene. Generelt sett er det oftere mulig å navngi de DNA-kopiene som er vanlige, altså fra arter vi fanger hyppig og i store antall. I Figur 36 har vi på x-aksen sortert alle "arter" etter hvor mye DNA vi har samlet totalt fra hver av dem. Lengst til venstre er arten med mest DNA, fulgt av art nr. 2 i forhold til mengde DNA, og så videre. I Figur 36 (A) viser Y-aksen hvor mange av "artene" som har blitt gitt et artsnavn, kun et slektsnavn, kun et familienavn og så videre. Den vertikale streken i Figur 36 (A) viser grensen for 90 % av alle DNA-kopier i datasettet (til venstre for streken). Av disse artene bestemmer vi ca. 80 % til art. Men vi ser også at 90 % av DNA-kopiene representerer en liten andel av artene vi påviser (1615 av totalt 30391 arter), dvs at de aller fleste artene i datasettet finnes til høyre for denne streken. Dette samsvarer også med Figur 74 der en liten relativ del av artene dominerer fangstene. Til sist viser de nedadgående horisontale kurvene at vi har mindre sannsynlighet for å bestemme en DNA-kopi til art jo sjeldnere denne kopien er i datasettet. Dette tolker vi som at vi har DNA-referanser fra de mest vanlige artene i referansedatabasen, men ikke i like stor grad fra de mer sjeldne artene. I Figur 36 (B) viser Y-aksen den relative mengden av "artene" som får et artsnavn koblet til seg, det vil si sannsynligheten for å identifisere en DNA-streng til art. Her ser vi store forskjeller mellom ulike ordener. Sannsynligheten for artsbestemmelse av biller (Coleoptera) og størsteparten av sommerfuglene (Lepidoptera) er svært god, mens den er lavere for en stor del av tovingene (Diptera) og vepsene (Hymenoptera). Dette stemmer godt med hva vi vet om dekning i referansedatabasene våre, det vil si at det mangler mange referanser for disse grupper. De to sistnevnte gruppene er også svært artsrike, hvilket kan forklare hvorfor disse grupper ikke er strekkodet til samme nivå som enklere grupper.



Figur 36. A) Fordeling over hvor nøye vi kan sortere de operasjonelle 'artene' (OTUs) til ulike taksonomiske nivåer, fra de som avgitt mye DNA til venstre (vanlige arter) til de som avgitt lite DNA til høyre (sjeldne arter). Sett over hele datasettet kan vi sette et artsnavn på litt under 50 % av artene, mens andelen er over 75 % for de arter som tilsammen bidratt med over 90 % av den totale mengden DNA (stiplede linjen). **B)** sannsynligheten for å kunne koble et artsnavn til en operasjonell 'art' for fem utvalgte ordener. For biller (Coleoptera) kan vi sette et artsnavn på over 75 % av alle operasjonelle 'arter', mens andelen synker bratt for tovinger og veps (Diptera, Hymenoptera) jo mindre vanlig 'arten' er.

5.8 Strekkoding av referanser for norske insekter

Vi har også i år tatt vevsprøver av arter som mangler eller har lav representasjon fra Norge i Barcode of Life Data Systems (<https://www.boldsystems.org>). I tillegg har vi komplementert databasen med DNA-strekkoder fra arter der avgrensningen er usikker. Det meste av materialet har blitt samlet ferskt gjennom sesongen, og individer fra eksperter utenfor prosjektkonsortiet er har bidratt på gruppene Hymenoptera og Lepidoptera. Totalt har det blitt tatt prøver av 378 individer fra 196 taksa, hvorav 130 prøver er fra Coleoptera, 95 fra Hemiptera, 99 fra Hymenoptera, 29 fra Lepidoptera og to fra Diptera. I år har vi generert referansestrekkoder fra 67 Coleoptera-arter, 47 Hemiptera, 46 Hymenoptera, 26 Lepidoptera og en Diptera. Prøver fra nord til sør i landet er representert, men det er flest prøver fra Sør-Norge (Figur 37). Alle data er tilgjengelig gjennom det åpne datasettet DS-ENTONOR7 i BOLD.

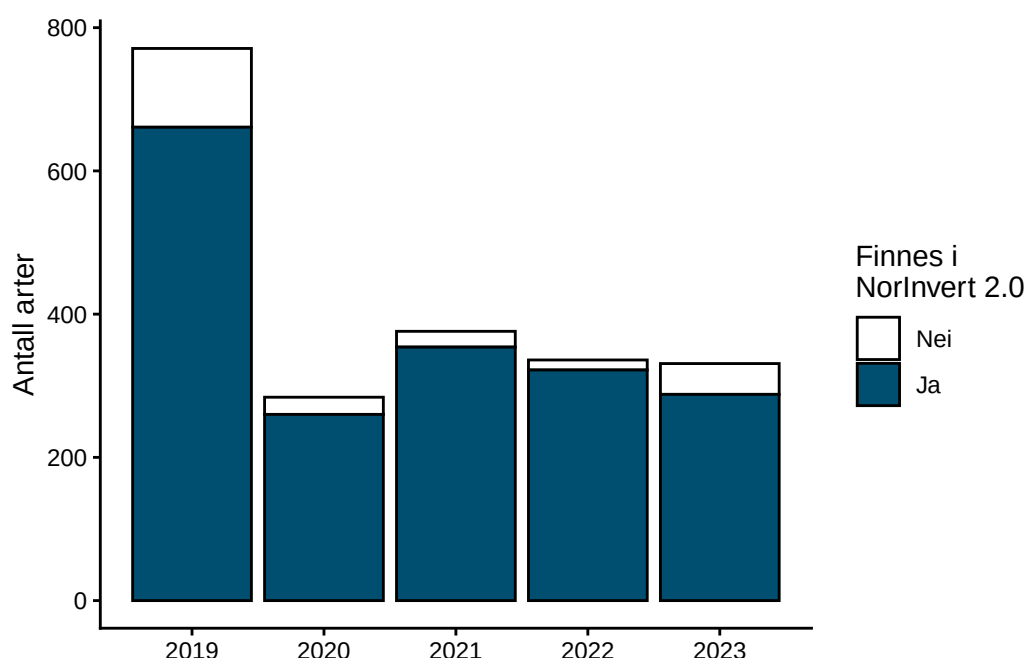


Figur 37. Lokalteter for insektinnsamling for strekkoding til referansebibliotek.

Som i fjor vi har gjort alt labarbeid tilknyttet ekstraksjon, pcr og sekvensering lokalt på NTNU Vitenskapsmuseet. Ved å benytte et Oxford Nanopore Technologies MinION instrument og en egnet pipeline for DNA-sekvensering av COI har vi kunnet unngå forsendelser og ventetid hos ekstern underleverandør, og test alternative primersett for amplifisering. Vi har forbedret protokoll fra i fjor og oppnådd en sekvenseringssuksess på 89 prosent. I tillegg til egenproduksjon av DNA-strekkoder, er det andre prosjekter i Norge som bidrar til referansebiblioteket for norske insekter. Blant annet kartleggingsprosjekter finansiert gjennom Artsprosjektet og deltakelse i internasjonale forskningsprosjekter slik som Biodiversity Genomics Europe.

Nye strekkoder blir regelmessig lagt til i prosjektets referansebibliotek. Kort beskrevet foregår det slik at vi kryssjekker vår referansebase mot NorTaxa, som er kuratert av Artsdatabanken, for å få en liste med norske arter vi savner strekkoder for. Denne listen blir siden sjekket automatisk mot BOLD, og opp til 5 strekkoder for hver art som mangler blir høstet og lagt til i vår referansebase. Hvis det finnes flere sekvenser å velge mellom, blir sekvensene fra individer fanget i Norge prioritert. Finnes de ikke fra Norge, letes det etter sekvenser fra Norden, deretter Europa og til slutt resten av verden. Denne prosess fører til at de fleste referansestrekkoder som genereres i forbindelse med NorIns blir tatt inn i prosjektets referansebibliotek, unntatt underarter og prøver med usikre artsbestemmelser.

Dette ble senest gjort i 2023. (Figur 38) viser hvor mange strekkoder som har blitt lagt til på denne måte gjennom årene. Strekkodene fra de siste 2 årene ble ved en forglemmelse nylig gjort tilgjengelige for nedlasting og er derfor ikke inkludert i denne rapporten. Den oppdaterte referansebasen blir videre kvalitetssikret for å optimalisere algoritmens funksjon og for å unngå innsetting av feilbestemte sekvenser.



Figur 38. Antall taksa strekkodet gjennom prosjektet mellom 2019-2023 og andelen av disse som er inkludert i sekvensdatabasen (NorInvert 2.0) og dermed brukes til artsbestemmelse. Arter strekkodet i 2024-2025 vil bli inkludert i neste runde.

5.9 Verifisering av identifisering gjennom strekkoder

I år har eksperter ved NTNU Vitenskapsmuseet kvalitetssikret tidligere artsbestemmelser av tovingefamiliene Chironomidae og Ceratopogonidae gjort i NorIns (2020–2024). Målet har vært å revidere artslistene ved å sjekke sekvensdata og taksonomi mot litteratur og BOLD-basen.

For Chironomidae (fjærmygg) ble det funnet 1026 ulike genetiske grupperinger (“arter”). Ekspertene vurderer at ca. 60 % av disse har samsvar mellom genetikk og taksonomi, det vil si at oppdelingene i artsgrupper er riktig. Men blant disse var 44 arter feilidentifisert, det vil si hadde feil artsnavn. Bland de resterende ca. 40 % som vurderes ha feil inndeling i artsgrupper, bør 88 av grupperingene splittes opp, 267 slås sammen, mens 54 er usikre på grunn av lav sekvenskvalitet (ofte bare én sekvens tilgjengelig).

For Ceratopogonidae (sviknott) var det registrert 198 antatte arter, hvorav ca. 70 % ble vurdert til å ha korrekt samsvar med taksonomien. For de resterende artene er det et misforhold der samme artsnavn brukes på ulike genetiske grupper, eller omvendt.

Mange av feilene kan rettes ved å kuratere referansebiblioteket, mens andre tilfeller krever dypere taksonomiske revisjoner. I 2026 vil vi forbedre biblioteket for gruppene der vi selv har ekspertise, men det er klart at eksterne spesialister må involveres i det videre arbeidet.

I tillegg til denne gjennomgangen har vi validert de genetiske identifiseringene ved å kontrollere et utvalg prøver manuelt. Siden full manuell kontroll av store artsgrupper er svært ressurskrevende, har

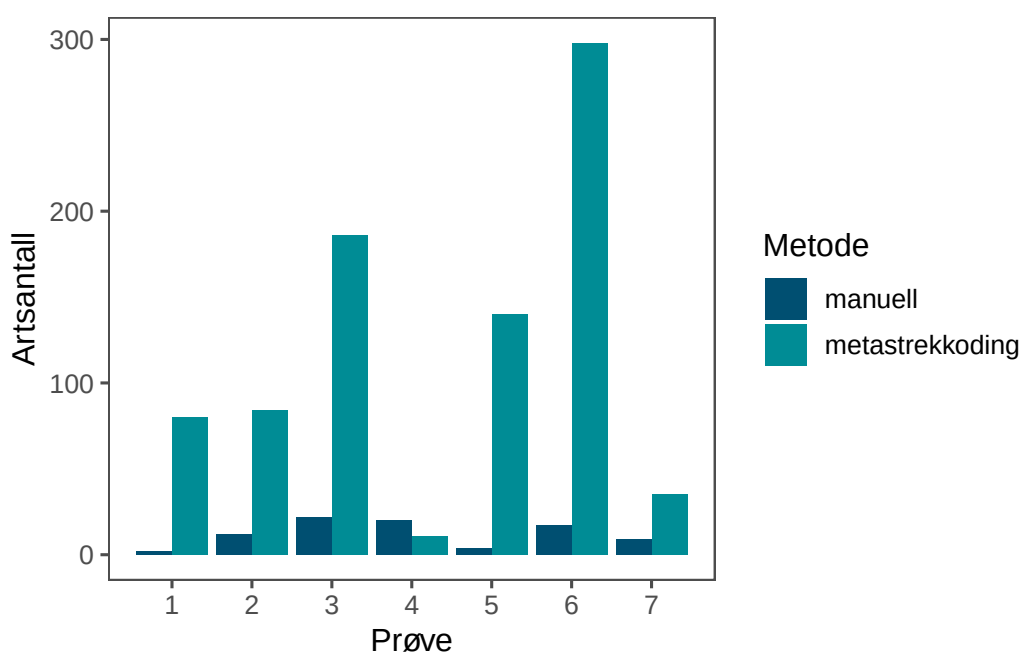
vi begrenset undersøkelsen til biller, veps og sommerfugler i utvalgte prøver. Det er forventet avvik mellom metodene, men av ulike årsaker: Ved manuell sortering er det krevende å finne alle individene som fanges opp av metastrekkoding, da små arter lett kan overses i materialet. Motsatt finner ikke alltid metastrekkodingen alle arter av veps og biller, fordi enkelte av disse avgir for lite DNA til lyseringsvæsken. Arbeidet krever derfor en avveining mellom tidsbruk og informasjonsverdi.

Figur 39 viser totalt antall arter observert via metastrekkoding og manuell identifisering for de utvalgte gruppene. Prøve 4, en vindusfelleprøve fra 2022, ble kontrollert manuelt for biller. Her avdekket den manuelle gjennomgangen flere arter enn metastrekkodingen. Dette samsvarer med tidligere funn: Mild lysering fanger ofte ikke opp DNA fra insekter med hardt eksoskjelett (sklerotisering). Dette er også årsaken til at vi nå har gått over til å knuse prøvematerialet fra vindusfeller.

I de øvrige prøvene, hvor vi søkte etter veps med en praktisk gjennomførbar innsats, fant metastrekkodingen langt flere arter. Den manuelle metoden kunne trolig avdekket flere arter dersom materialet hadde blitt gjennomgått mer inngående av flere spesialister, men metastrekkoding viser seg her å være mer effektivt for å fange det brede artsmangfoldet innenfor rimelige tidsrammer.

Vedlegg IV viser arter som er manuelt verifisert i løpet av 2025. Sammenstillingen bekrefter at metastrekkoding etter lysering fremdeles overser en del biller og veps. I flere tilfeller når verken den manuelle metoden eller metastrekkodingen helt frem til artsnivå. I slike situasjoner er det ikke mulig å fastslå med sikkerhet om metodene har identifisert samme art. Dersom vi antar at det dreier seg om samme art, er det imidlertid relativt godt samsvar mellom metodene.

Listen inkluderer også en rekke mikrolepidoptera som ble verifisert av Leif Aarvik fra en separat, mindre overvåking ledet av Steffen Adler. Siden dette materialet er behandlet og identifisert i samme runde som øvrige data, er disse verifiseringene også relevante for metodikken vi har benyttet. Funnene tyder på at metoden fungerer godt for sommerfugler, og at den har god evne til å fange opp sjeldne arter.



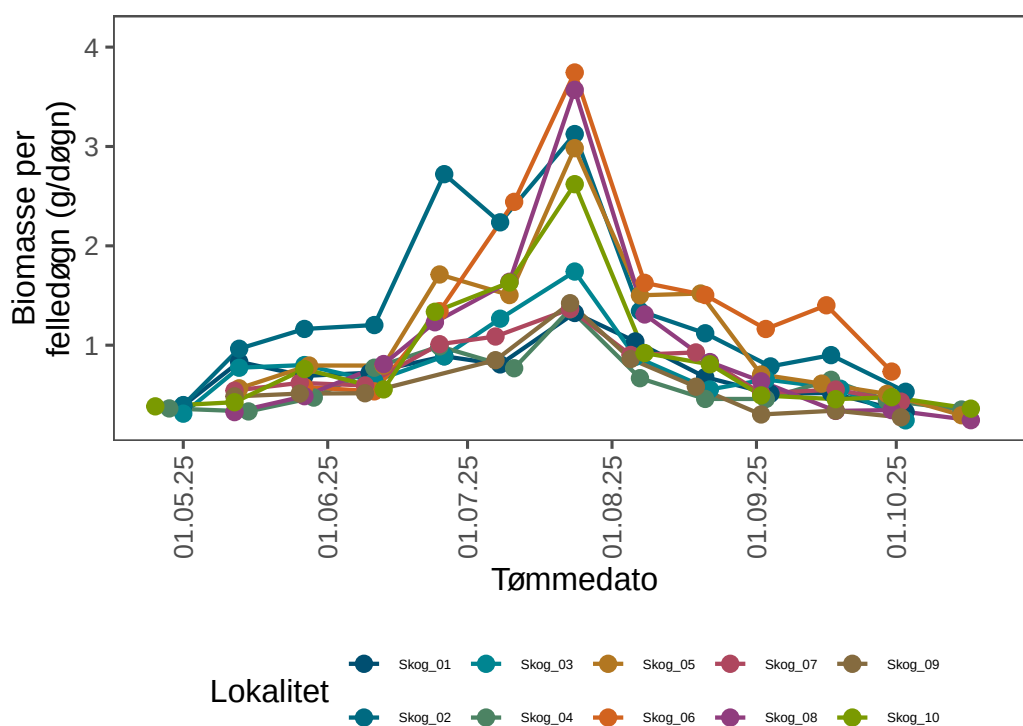
Figur 39. Totalt antall identifiserte arter ved manuell validering vs. metastrekkoding. Den manuelle valideringen ble gjort på et utvalg av veps bortsett fra prøve 4 som ble gjort for biller.

6 Resultater og diskusjon

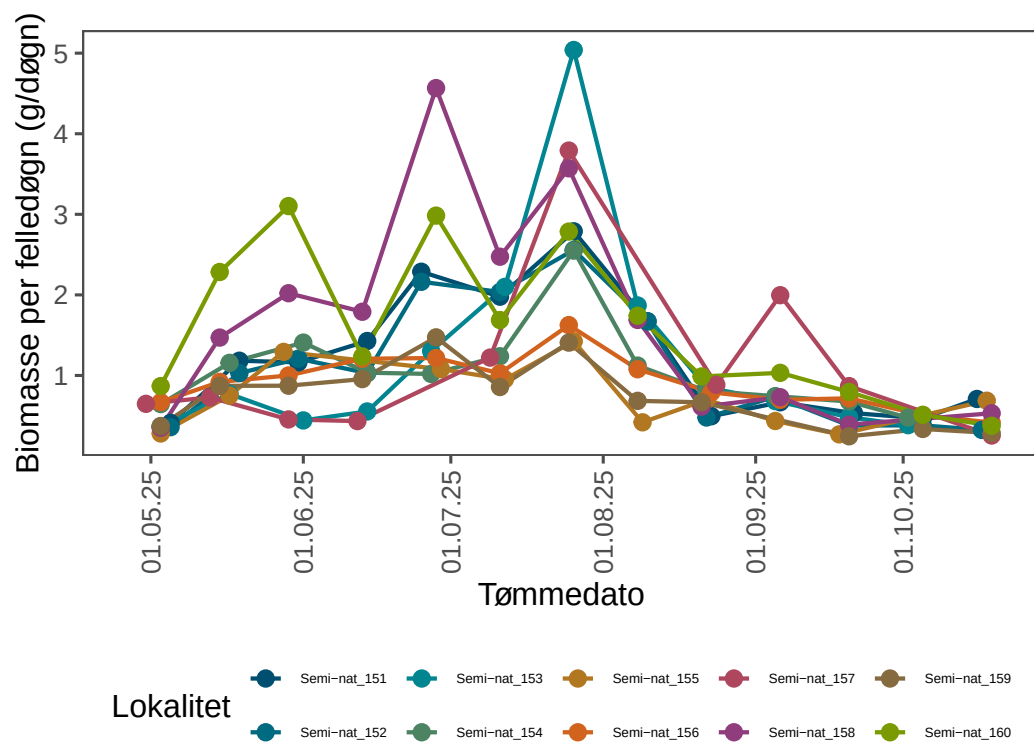
6.1 Variasjon av insektbiomasse gjennom sesongen

Insektaktiviteten i tempererte miljøer varierer kraftig gjennom sesongen, og tidspunktet for toppene i aktiviteten kan variere mellom årene. Denne dynamikken påvirkes sannsynligvis mest av lokale værforhold. Figur 40, Figur 41, Figur 42, Figur 43, Figur 44, og Figur 45 viser fordelingen av biomasse ved enkelte lokaliteter gjennom sesongene, delt opp etter geografisk område og habitattype.

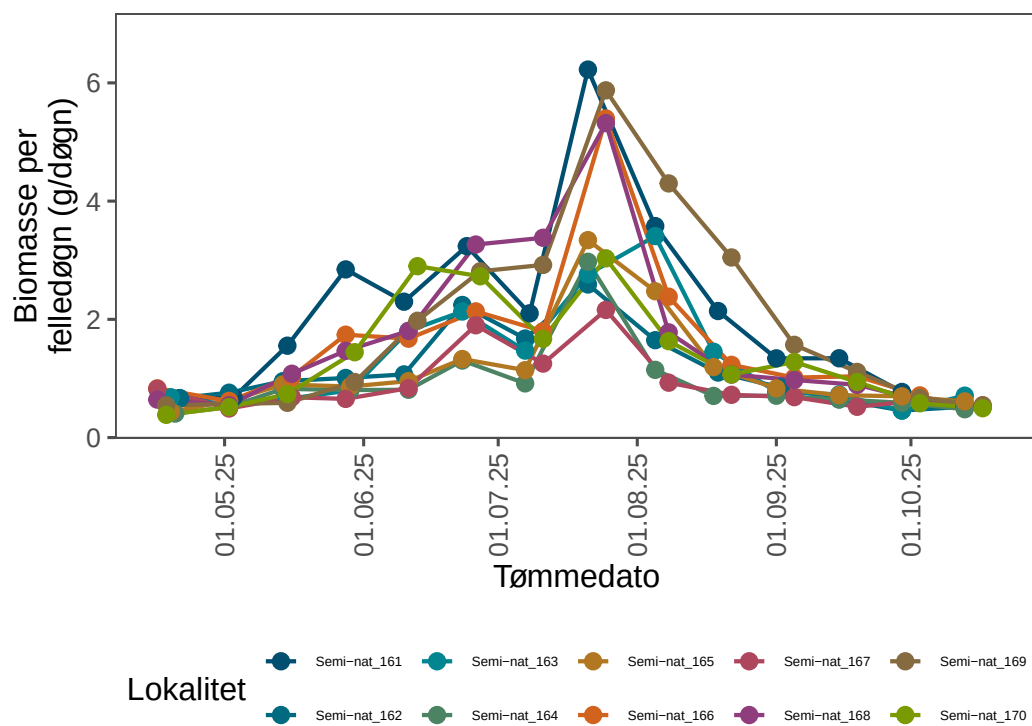
I motsetning til noen tidligere år i overvåkingsprogrammet hadde 2025 en ganske normal start på sommeren, med ikke særdeles høye temperaturer. Insektmengdene var derfor relative lave i de fleste områder i april-mai. Andre halvdel av juli førte så til svært høye temperaturer og insektmengdene økte kraftig. Programmet målte rekordhøy innsamlet biomasse på flere lokaliteter i slutten av juli 2025. De relativt normale (det vil si forholdsvis lave) temperaturene i starten av sommeren, fulgt av den store temperaturøkningen midtsommers førte til at insektnivåene hadde en tydelig topp i 2025, mye mer tydelig enn i tidligere år.



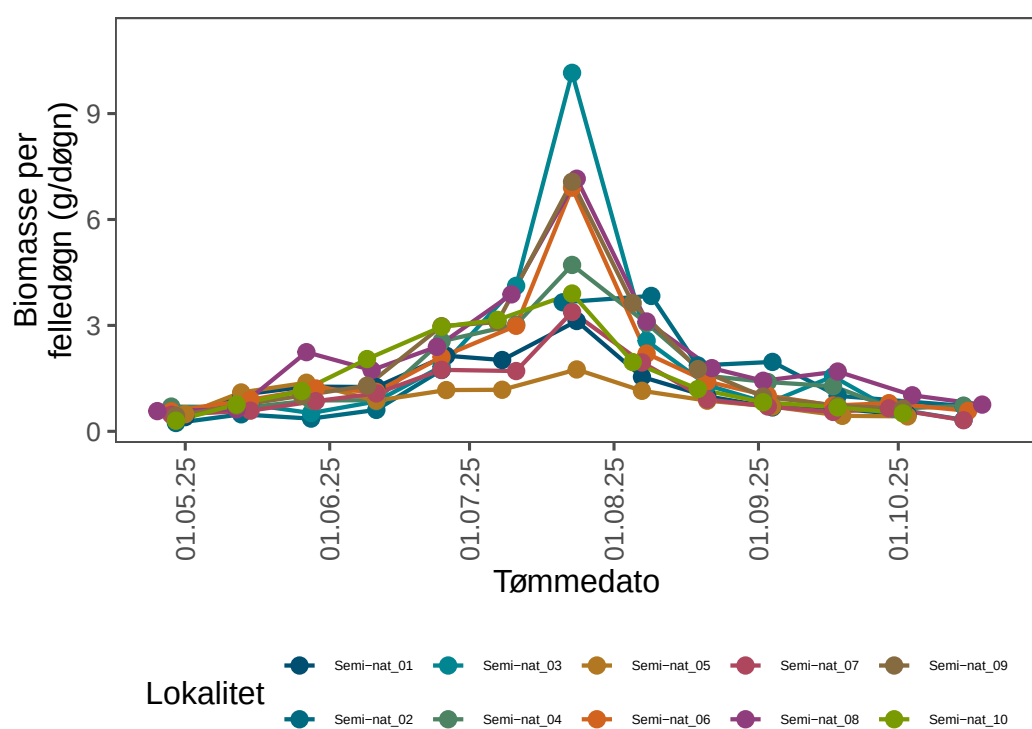
Figur 40. Variasjon i biomasse over tid for skogslokaliteter på Østlandet.



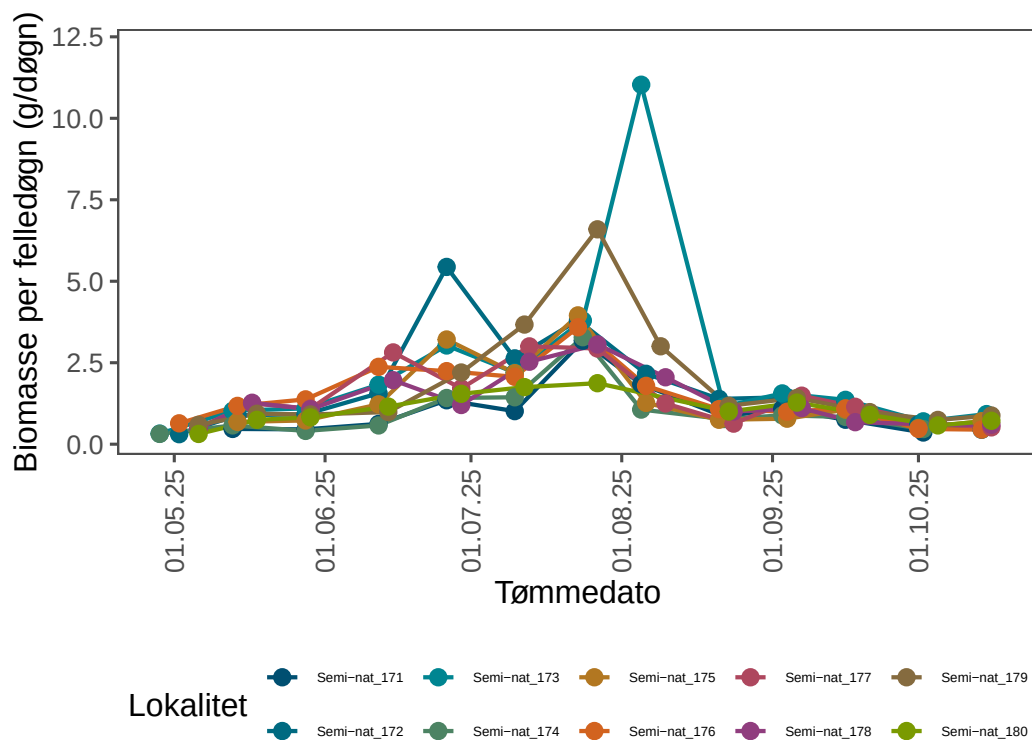
Figur 41. Variasjon i biomasse over tid for jordbruksmark i Sørlandet.



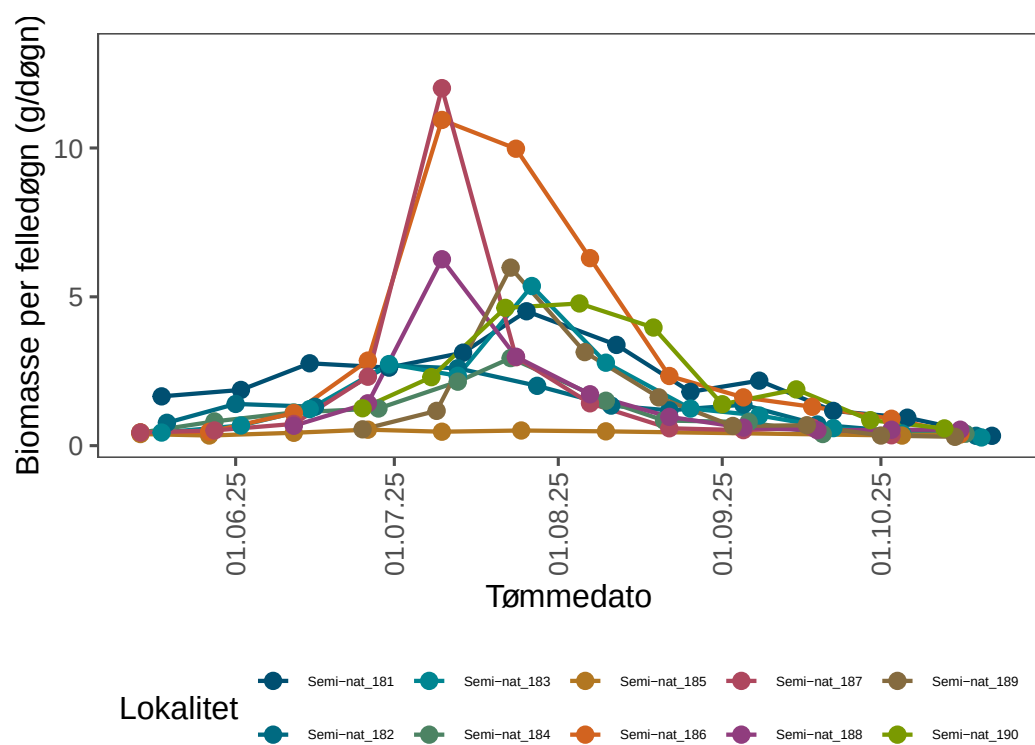
Figur 42. Variasjon i biomasse over tid for jordbruksmark på Vestlandet



Figur 43. Variasjon i biomasse over tid for jordbruksmark på Østlandet.



Figur 44. Variasjon i biomasse over tid for jordbruksmark i Trøndelag.



Figur 45. Variasjon i biomasse over tid for jordbruksmark i Nord-Norge.

6.2 Fenologi

Insekter påvirkes som nevnt mye av lokale værforhold. Dette skjer både på liten skala, f.eks. i hvor mange som flyr en gitt dag, men også på større skala gjennom sesongen, der aktiviteten generelt øker fra lave nivåer om våren til en topp i juni-juli, for så å synke om høsten. Studiet av disse mer storskala mønstrene i tid, og hva som påvirker dem, kalles for fenologi. Overvåkingsprogrammet begynner å få såpass mye data at det åpner seg muligheter for fenologiske studier. På sikt kan data fra Norlins brukes for å undersøke forandringer i startpunkt og aktivitetstopper for ulike insektgrupper, noe som kan ha store konsekvenser for samspillet med både vekster og andre dyr. Aktiviteten kan variere betydelig mellom år, der for eksempel en kald vår et enkelt år kan forsinke utviklingen kraftig. Værforholdene kan også variere mellom regioner, der noen plasser kan oppleve en rask utvikling og mye insektaktivitet mens det er helt stille andre steder.

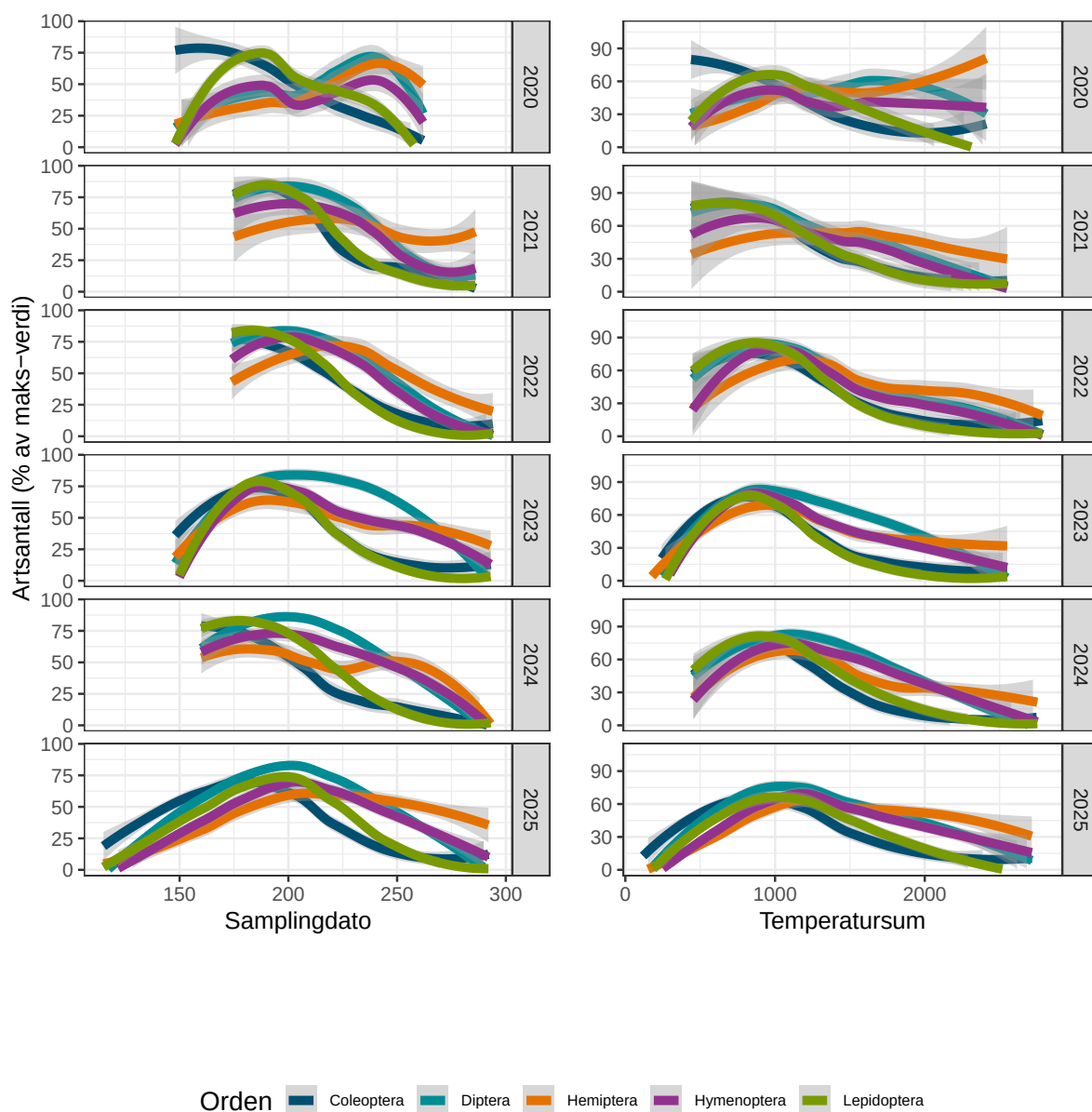
I denne seksjonen viser vi en kort smaksprøve på temaet, gjennom å undersøke utviklingen i insektmengdene for de største insektordningene. Vi undersøker både når på året de fleste artene er på vingene, og når det er mest biomasse. Biomassen er her delt opp mellom taksonomiske ordener på en enkel måte - med forbehold om at denne metodikken ikke er uproblematisk - gjennom å ta den totale biomassen for prøven, multiplisert med den relative mengden DNA-sekvenser som hver orden bidrar med. Vi skalerer verdiene etter de maksimale verdiene for hver gruppe i lokaliteten i løpet av sesongen, for å lettere visualisere svært ulike artsantall og for å kompensere for metodologiske forskjeller mellom ordenene. Disse figurene bør ses som eksplorative, og det trengs mer undersøkinger for å vurdere hvor robuste resultatene er.

I Figur 46 viser vi hvordan utviklingen av artsantallet varierer over sesongen på Østlandet, i forhold til tidspunkt (til venstre), men også til temperatursummen (høyre). I forhold til tidspunkt varierer toppene betydelig mellom år, og er også mindre tydelige enkelte år. Her ser det altså ut som varmen kommer på ulike tidspunkt mellom årene, men også på ulike tidspunkt for ulike lokaliteter. I forhold til temperatursum er toppene derimot mer like mellom år, og også mer distinkte.

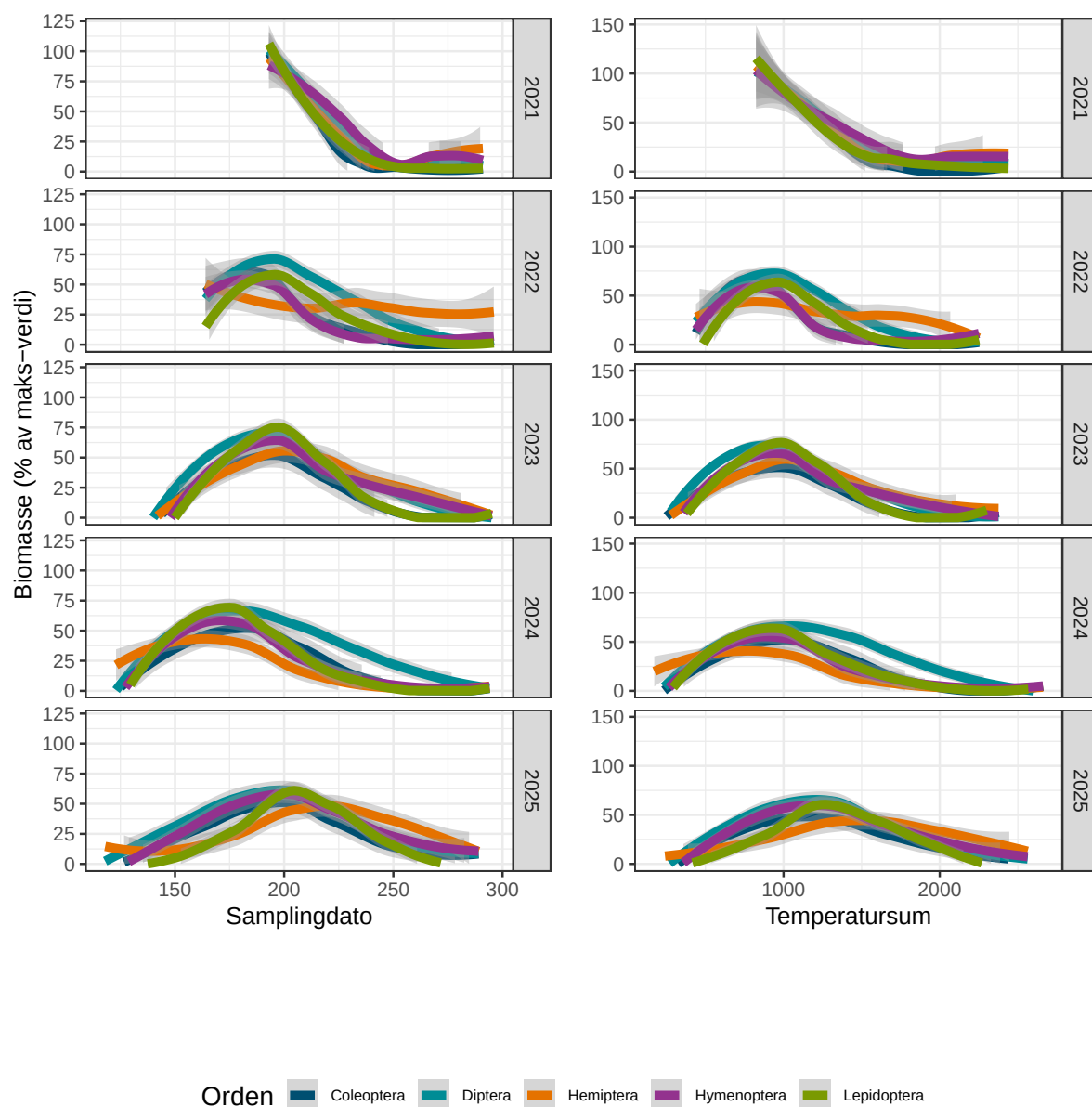
Figur 47 viser hvordan biomassen varierer over sesongen i Trøndelag. Også her inntreffer toppene litt forskjellig i de ulike årene, mens toppene er mer like i forhold til temperatursum. Toppene for biomasse i Trøndelag, ser ut å inntreffe senere i 2025 enn andre år, noe som også gjenspeiles i råverdiene for biomassen (ikke vist), og den totale biomassen (Kapittel 6.1).

Tidsseriene viser også at vi dessverre har startet innsamlingen for sent enkelte år til å klare å dokumentere starten på sesongen, selv om vi har vært relativt like tidlig ute de fleste år i forhold til temperatursum. Det er en utfordring å plassere ut fellene så tett på snøsmeltingen som mulig, spesielt år med tidlig og kraftig vår. År med en særdeles varm start på sommeren ser også ut å kunne få kraftigere topper i insektforekomstene, men det er noe som må undersøkes nærmere før man kan konkludere.

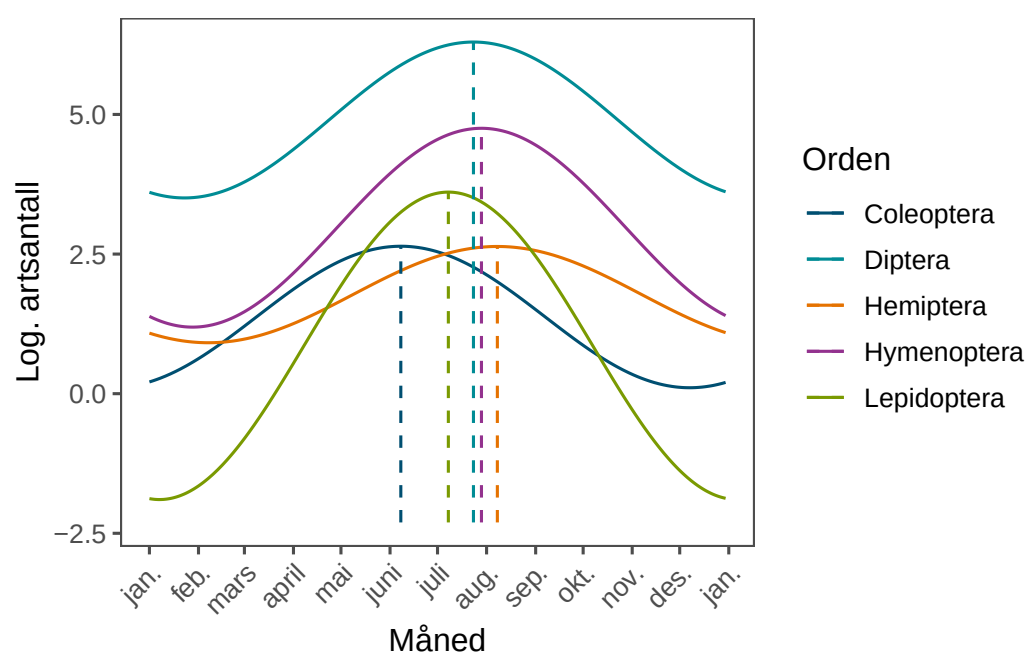
Denne typen data er også egnet for statistisk modellering, enten der man estimerer tidspunkt for aktiviteten for å slå fast statistisk robuste forandringer, eller der man prøver å forstå årsakene bak aktivitetstopper for ulike insektgrupper. Som et enkelt eksempel har vi modellert artsantallet innen hver av de største insektordenene over sesongen på Østlandet, sett over hele datasettet. Fenologien fanges ikke perfekt av en sinus-kurve, som vi har brukt her, og dette skal bare ses som et eksempel på hva man kan gjøre i fremtiden. Figur 48 viser at tovinger og vepser (Diptera og Hymenoptera) har sitt største artsantall i siste halvdel av juli, mens sommerfugler (Lepidoptera) og biller (Coleoptera) har sin topp tidligere. Samme type øvelse kunne gjøres for temperatursum.



Figur 46. Fenologi for de største insektordener i forhold til innsamlingsdato (juliansk dato) og temperatursum for årene 2000-2025, på Østlandet. Y-aksen viser antall arter per flasketømming gjennom sesongen, standardisert etter den maksimale verdien for lokaliteten i løpet av sesongen.



Figur 47. Fenologi for de største insektordener i forhold til innsamlingsdato (juliansk dato) og temperatursum for årene 2000-2025, i Trøndelag. Y-aksen viser estimert biomasse gjennom sesongen, beregnet som totalt antall DNA-sekvenser / total biomasse, standardisert etter maksimal verdi for lokaliteten i løpet av sesongen.



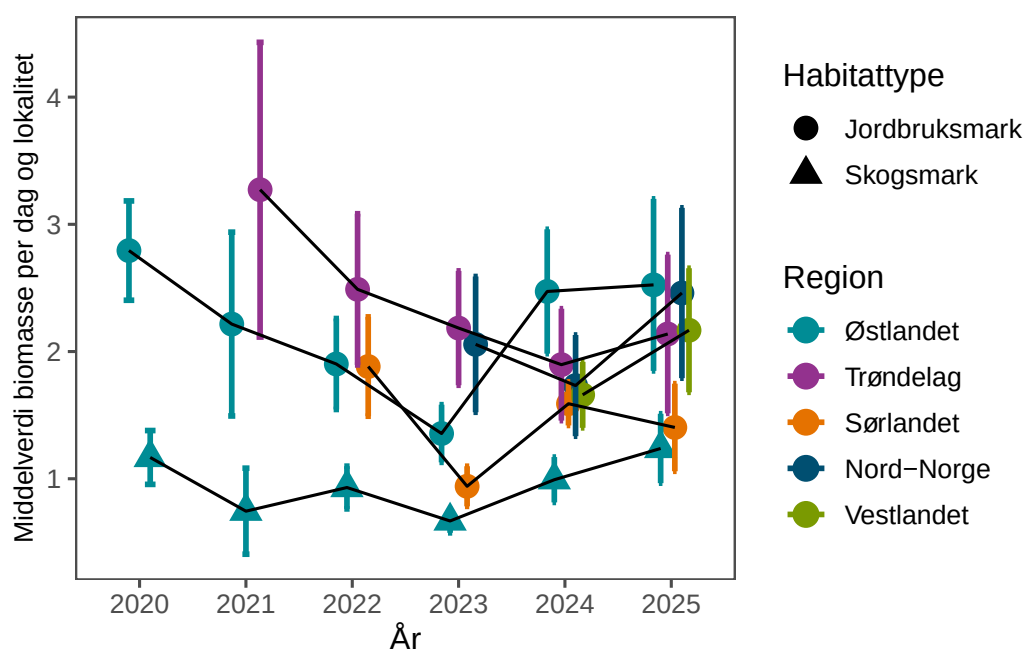
Figur 48. Modellert aktivitetstopp i diversitet for de 5 største insektordnene i overvåkingsprogrammet. Y-aksen viser logaritmert artsantall for hver orden per prøvetilfelle.

6.3 Årlige tidstrender

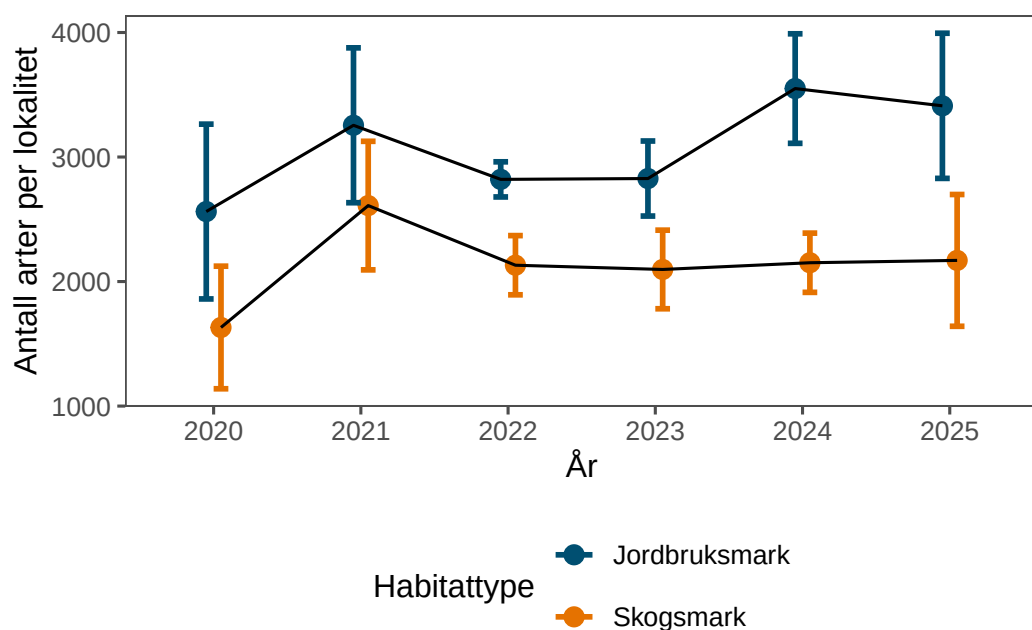
Et av hovedformålene med overvåkingsprogrammet er å følge den nasjonale utviklingen i total biomasse hos insekter. Figur 49 viser daglig gjennomsnitt av biomassen fra malaisefeller. Figuren inkluderer kun data fra perioden juli-august, der vi har en enkelt sammenlignbar innsamlingsinnsats for alle år. Den ganske bratte nedgangen over de første fire årene har nå blitt fulgt av to år med høyere verdier. Dataene gir derfor ikke lengre inntrykket av noen generell nedadgående trend, noe som selvsagt er gode nyheter. Østlandet særlig har hatt mye høyere verdier de seneste årene enn i 2022-2023 og hadde den høyeste biomassen i både 2024 og 2025. Trøndelag, Vestlandet og Nord-Norge viser alle noe høyere verdier i 2025 enn i 2024, mens Sørlandet hadde noe lavere verdier.

Vi vil igjen gjøre leseren oppmerksom på at insekter reagerer kraftig på temperatur, og at variasjonen mellom enkelte år sannsynligvis i stor grad bestemmes av variasjon i værforholdene mellom år. De observerte trendene skal derfor fortsatt vurderes forsiktig gitt at vi har en kort tidsserie. I Kapittel 6.4 undersøker vi i hvilken grad lokale værforhold kan forklare utviklingen av insektbiomassen i de ulike regionene og analyserer trendene statistisk.

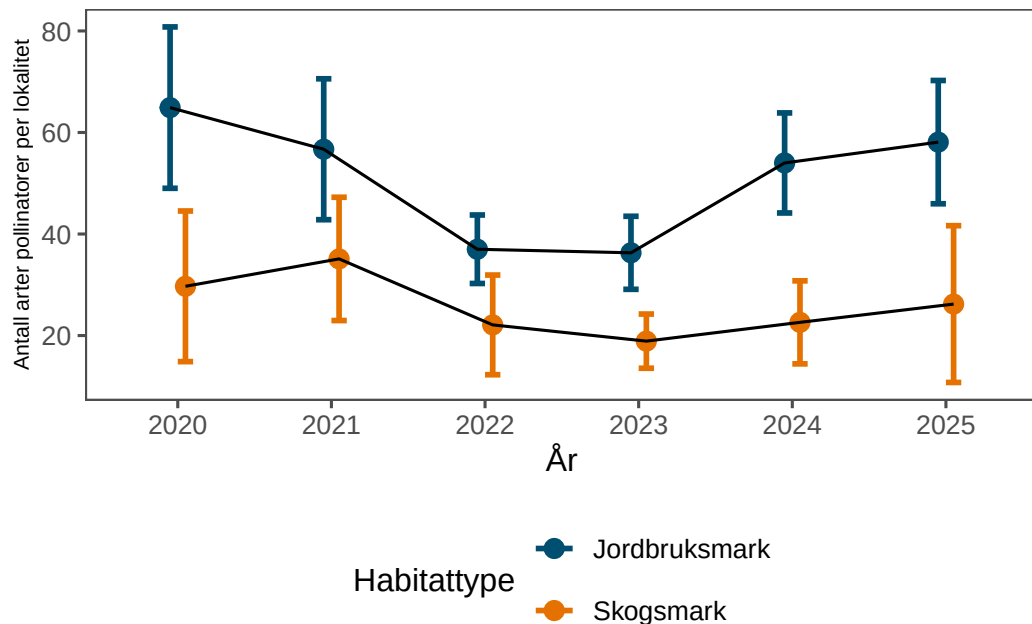
Figur 50 viser hvor mange arter vi fant i gjennomsnitt per lokalitet, fordelt på år og habitattype i alle regioner. Oppgangen fra 2020 til 2021 i det totale artsantallet gjenspeiler sannsynligvis at vi endret en labprotokoll og byttet til en sekvenseringsmaskin som gir flere DNA-kopier per prøve. Vi kunne dermed detektere flere arter per prøve fra og med 2021. Figur 51 viser tilsvarende figur for pollinatorer, der vi har valgt ut de familiene av bier, sommerfugler og fluer som er ansett som særdeles viktige pollinatorer (se Tabell 6). Noter at flere definisjoner av pollinatorer er mulige.



Figur 49. Gjennomsnitt og 95% konfidensintervall for insektbiomasse i malaisefeller per dag og lokalitet, fra juli-august (+/- $k \cdot se$ der k er 97.5 persentilen i en t-studentfordeling). Merk at populasjonstopper kan skille seg noe i tid mellom år, og at disse månedene ikke representerer hele sesongen.



Figur 50. Gjennomsnitt av antall arter fanget per lokalitet og år i skog og jordbruksmark. Merk at i 2021 ble novaseq-maskinen tatt i bruk for metastrekkoding, som påviser flere arter grunnet større sekvenseringsdybde. Figuren viser data kun fra malaisefeller. Usikkerhetsstolper viser 95 % konfidensintervall. Kun data fra Østlandet er tatt med for sammenlignbare data.



Figur 51. Gjennomsnitt av antall pollinatorer fanget per lokalitet og år i skogsmark og jordbruksmark (alle arter i 13 insektfamilier kjente som pollinatorer). Merk at i 2021 ble novaseq-maskinen tatt i bruk for metastrekkoding, som påviser flere arter grunnet større sekvenseringsdybde. Figuren viser data kun fra malaisefeller. Usikkerhetsstolper viser 95 % konfidensintervall. Kun data fra Østlandet er tatt med for sammenlignbare data.

Tabell 6. Insektfamilier brukt i denne rapport for å definere pollinatorer. Noter at dette ikke omfatter alle pollinatorer, som f.eks. fluer i andre familier eller biller.

Norsk navn	Familie
Gravebier	Andrenidae
Langtungebier	Apidae
Korttungebier	Colletidae
Markbier	Halictidae
Buksamlerbier	Megachilidae
Blomsterbier	Melittidae
Blomsterfluer	Syrphidae
Smygere	Hesperiidae
Glansvinger	Lycaenidae
Nymfevinger	Nymphalidae
Svalestjerter	Papilionidae
Hvitvinger	Pieridae
Metallmerker (uoffisiell)	Riodinidae

6.4 Sammenheng mellom biomasse, værforhold og omkringliggende landskapsforhold

I dette avsnittet undersøker vi sammenhengen mellom biomassen av insekter og værforhold, samt det omkringliggende landskapet. Vi har brukt miljøfaktorer som er tilgjengelig via offentlige kilder i tillegg til de vi selv har samlet inn. Dette ikke en fullstendig liste over faktorer som påvirker insektene, og flere forklaringsvariabler kan legges til i fremtiden.

Vi bruker den logaritmiske verdien av biomassen per dag, fremfor faktisk biomasse. Dette er vanlig ved modellering av insektbiomasse, og det ser også ut til å være et passende valg, gitt forholdet mellom biomasse og temperatur (Figur 26). Merk at denne tilnærmingen innebærer at forklaringsvariablene (og residualene) skal tolkes som multiplikative på originalskalaen (gram biomasse per dag), men additive på log-skalaen ($\ln(\text{biomasse per dag})$) (se Ligning 1). Effektstørrelser presenteres derfor nedenfor som prosentvis forskjeller til et referansenivå.

$$\begin{aligned}\ln(y) &= \alpha + \beta_1 x_1 + \epsilon \\ y &= e^{\alpha + \beta_1 x_1 + \epsilon} \\ y &= e^\alpha \cdot e^{\beta_1 x_1} \cdot e^\epsilon\end{aligned}\tag{1}$$

Som i tidligere år tar vi høyde for storskala romlig og temporær variasjon ved å inkludere lokalitet og ukenummer som tilfeldige effekter i modellen. Vi bruker her relativt enkle lineære regresjonsmodeller, selv om denne type av data sannsynlig beskrives bedre med additive modeller, særlig når tidsseriene blir lengre og da man vil gjenspeile ikke lineære endringer. Biomasse-mål fra vindusfeller i skogsmark er ikke tatt med da de veier så lite at de i hovedsak vil bidra med støy (fra eksempelvis blad og annet rusk som har falt ned i flasken).

6.4.1 Tidstrend av biomasse

Vi starter med å beskrive tidstrenden av insektbiomassen i de forskjellige regionene i en statistisk modell uten å forsøke kontrollere for noen lokale forklaringsvariabler, (Figur 49). Vi inkluderer region, habitattype og en felles årstrend for alle regioner, som fikserte faktorer. Analysen gjøres med funksjonen `lmer` i R-pakken `lme4`, hvilket innebærer at vi antar normalfordelte feil (på logskala). Med andre ord modellerer vi:

$$\begin{aligned}\log\left(\frac{\text{biomasse}}{\text{antall felledager}}\right) &\sim \text{region} + \text{habitattype} + \text{år} + \\ &(1 \mid \text{ukenummer}) + (1 \mid \text{lokalitet})\end{aligned}\tag{2}$$

Man kan også undersøke hvor ulike trendene er i de ulike regionene, selv om estimeringen av de regionale trendene vil være usikker med så korte tidsserier. Vi gjentar derfor øvelsen, men legger til en interaksjon mellom region og årstrend:

$$\begin{aligned}\log\left(\frac{\text{biomasse}}{\text{antall felledager}}\right) &\sim \text{region} + \text{habitattype} + \text{år} + \\ &\text{region} : \text{år} + (1 \mid \text{ukenummer}) + (1 \mid \text{lokalitet})\end{aligned}\tag{3}$$

Tabell 7 og Figur 52 (A) viser resultatene fra modellen over biomasse. Skogsmark har en markant lavere biomasse enn jordbruksmark ($\approx 50\%$ av biomassen i skogsmark), og Trøndelag og Vestlandet har overlag mer biomasse enn referansenivået Østlandet (henholdsvis $\approx 15\%$ og $\approx 17\%$ mer biomasse), selv om dette ikke gjaldt for de seneste to årene. Med de generelt høyere nivåene for biomasse de siste to årene er den negative trenden i starten på tidsserien brutt (Figur 52 (A), Tabell 7). Over disse 6 årene

Tabell 7. Parameterestimat fra modell av årstrend i biomasse. Parameterestimatenes vises på tilbaketransformert (*Estimate.norm*) og lineær skala.

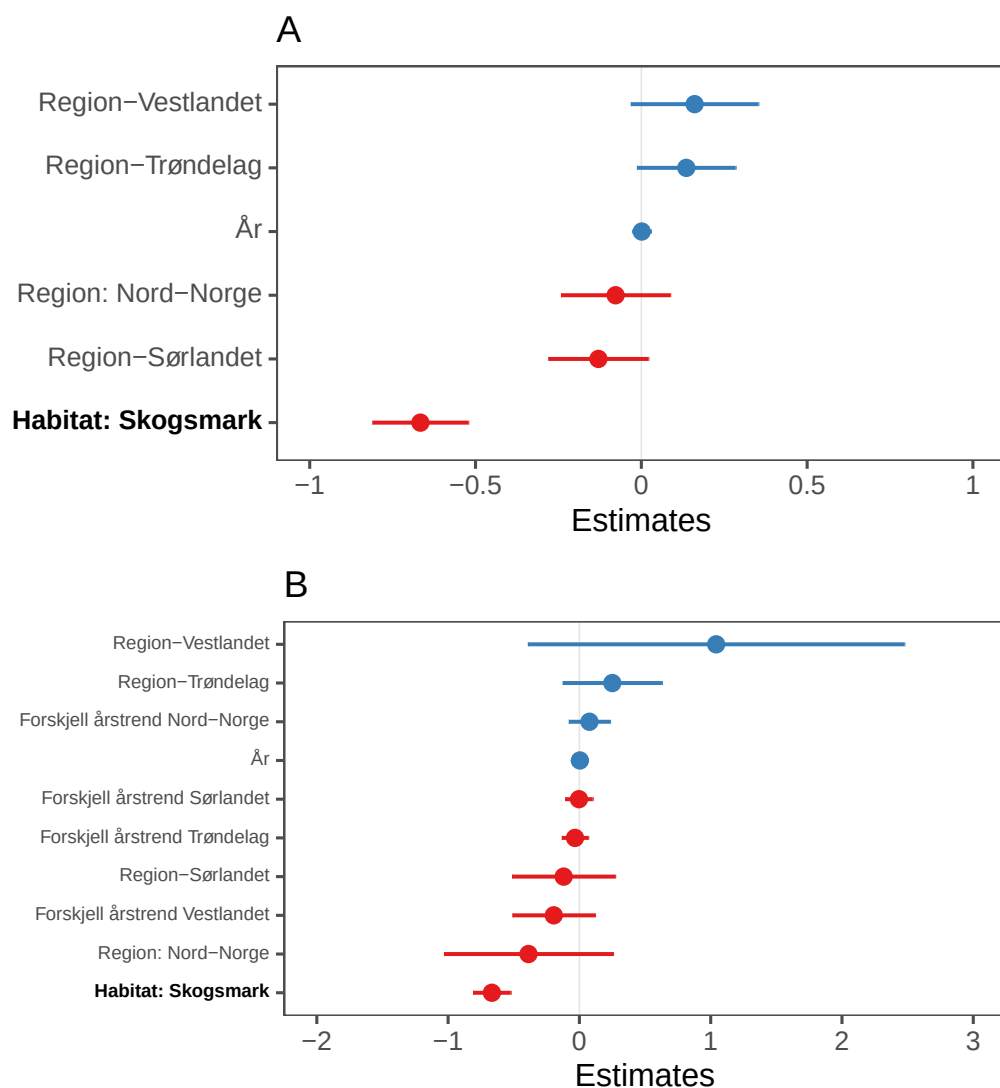
Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
Intercept	0.998	-0.002	0.146	-0.013
Region: Sørlandet	0.879	-0.129	0.077	-1.684
Region: Trøndelag	1.145	0.136	0.076	1.787
Region: Nord-Norge	0.925	-0.078	0.084	-0.924
Region: Vestlandet	1.174	0.161	0.098	1.639
Habitat: Skogsmark	0.514	-0.666	0.074	-9.053
Årstrend	1.001	0.001	0.014	0.092

Tabell 8. Parameterestimat fra modell av regionale biomasse-årstrender. Parameterestimatenes vises på tilbaketransformert (*Estimate.norm*) og lineær skala. Referansenivået er Østlandet. Derfor vises årstrender for Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge som hvor mye disse trender skiller seg fra trenden på Østlandet. Vestlandet har ikke noen estimert trend da vi her har kun ett år med data.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
Intercept	0.991	-0.009	0.147	-0.058
Habitat: Skogsmark	0.513	-0.667	0.073	-9.120
Region: Sørlandet	0.887	-0.120	0.200	-0.599
Region: Trøndelag	1.285	0.251	0.192	1.303
Region: Nord-Norge	0.679	-0.387	0.328	-1.180
Region: Vestlandet	2.834	1.042	0.731	1.424
Årstrend Østlandet	1.004	0.004	0.016	0.236
Forskjell årstrend Sørlandet	0.997	-0.003	0.053	-0.060
Forskjell årstrend Trøndelag	0.967	-0.033	0.051	-0.650
Forskjell årstrend Nord-Norge	1.080	0.077	0.080	0.957
Forskjell årstrend Vestlandet	0.823	-0.195	0.160	-1.218

estimerer vi nå en nesten helt flat utvikling, eller 0.13 % økning per år ($((1.0001312 - 1) * 100 \approx 0.13\%)$). I utgangspunkt forventer vi ikke å klare å se tydelige trender i så korte tidsserier, og eventuelle korte fluktuasjoner bør uansett tas med en klype salt.

Som ventet finner vi heller ikke noen overbevisende forskjeller i tidstrender for de ulike regionene. Dette ville kreve lengre tidsserier, eller veldig store forskjeller mellom regioner, (Tabell 8 og Figur 52).



Figur 52. Estimert tidstrend og regionale forskjeller i insektbiomasse. (A) viser den estimerte felles tidstrenden for alle regioner (Årstrend), og (B) viser den estimerte årstrenden for Østlandet (Årstrend) og forskjellen i trend for øvrige regioner. Et negativt estimat for år betyr at insektbiomassen minker over tid. Estimatenes for habitat og region er i forhold til referansenivåene skogsmark og Østlandet.

6.4.2 Effekt av værforhold på biomasse av insekter

Tidligere år har vi undersøkt om temperatur, luftfuktighet- og lys målt på insektfellene kunne forklare biomasse av insektene (Åström mfl. 2022, 2023). Særlig temperatur og lys har vist seg som viktige variabler. Variasjonen i værvariablene, det vil si hvor mye værforholdene forandret seg innen hver innsamlingsperiode, var også viktige forklaringsvariabler for insektbiomasse.

Variasjon i været i seg selv har neppe en direkte mekanistisk påvirkning på insektene. Det er derimot sannsynlig at de fanger opp noe av de kortvarige værforholdene i løpet av fangstperioden, som ikke gjenspeiles en middsverdi. For eksempel kan variabelt vær gjenspeile en periode med generelt varmt vær, blandet med korte regnbyger. Slikt vær er ofte bedre for insekter enn vedvarende varmt og tørt vær, eller vedvarende fuktig vær, som mangler varmere perioder.

Vi skalerer alle forklaringsvariabler etter ligningen $skalert_{x_i} = \frac{x_i - mean(x)}{stddev(x)}$ for å kunne sammenligne parameterestimaterne på likt grunnlag. Med 6 års data har vi nå over 2 000 innsamlingstilfeller, og vi kan derfor se på eventuelle interaksjonseffekter mellom værvariablene.

Den undersøkte modellen ble dermed:

$$\begin{aligned} \log\left(\frac{biomasse}{antall\ felledager}\right) \sim & habitattype + temperatur + luftfuktighet + lys \\ & + variasjon_temperatur + variasjon_fukt + variasjon_lys + \\ & temperatur : lys + luftfuktighet : lys + temperatur : luftfuktighet + \\ & variasjon_temp : variasjon_lys + variasjon_fukt : variasjon_lys + \\ & variasjon_temp : variasjon_fukt \\ & habitat_type + \text{år} + (1 \mid uke) + (1 \mid lokalitet) \end{aligned} \quad (4)$$

Modellen ble kjørt gjennom rutinen `lmer` i pakken `lme4` (Bates mfl. 2015), med estimering gjennom "maximum likelihood". Figur 53 og Tabell 9 viser parameterestimaterne til modellen.

Da forklaringsvariablene er normalisert til Z-verdier (skalert) kan alle parameterestimaterne tolkes på en lik måte. De beskriver alle den estimerte effekten av å endre forholdene med et standardavvik. For eksempel er et standardavvik av temperaturen innen en tømmeperiode 3.81 grader Celsius. Hvis temperaturen øker med så mye så tilsier modellen at biomassen vil øke 1.474 ganger, dvs med 47.58 % (ikke medregnet interaksjoner). Med andre ord har temperatur en svært sterk positiv effekt på innsamlet biomasse.

Lysintensitet ser også ut til å ha en sterkt positiv effekt på insektbiomassen, da en økning i lysintensitet (med 1 standarddeviasjon av variasjonen i lysintensitet) forventes å gi en korresponderende økning av insektbiomassen med 22.07 %.

I tillegg hadde variasjonen i lys en negativ effekt. Variasjon i lys kan være grunnet overskyet vær, men også skygge fra for eksempel trær. Effekten interagerer med variasjonen i temperatur. Med andre ord var effekten av variabel lysintensitet enda mer negativ ved variable temperaturer. Luftfuktighet hadde en positiv effekt. Dette gjaldt også variasjonen i luftfuktighet som interagerer med variasjonen i lys.

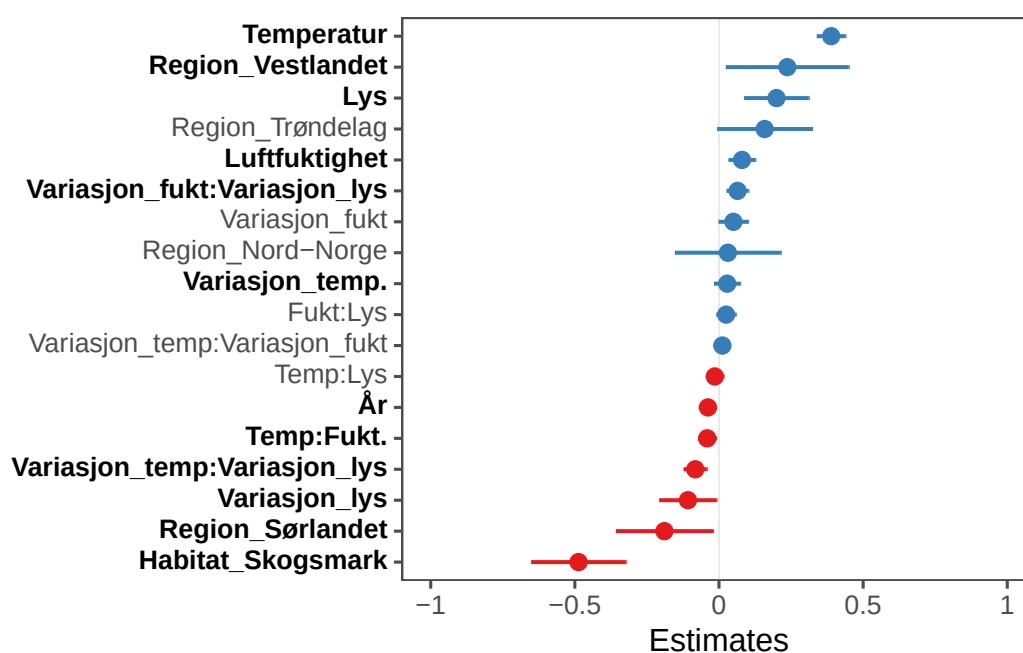
Mange av disse værvariablene korrelerer med hverandre, og vi har flere interaksjoner i modellen. Flere av værforholdene endrer seg også over sesongen hvilket til dels samvarierer med en normal fenologi. Det er derfor vanskelig å tolke den isolerte effekten av en enkelt variabel. I tillegg er det ikke opplagt at det finnes én modell som er desidert bedre enn alle andre. Men en konklusjon vi tror holder er at i hvert fall lys og temperatur har svært positive effekter på den innsamlede insektbiomassen, og at luftfuktighet også virker positivt, selv om dette er en svakere forklaringsvariabel. I tillegg kan variasjonen i været og interaksjoner mellom værvariabler forklare en del av variasjonen i biomasse,

men de eksakte mekanismene er ikke klarlagt.

Man bør notere at værforholdene under et tømmeintervall på 2-uker kanskje først og fremst påvirker flyveaktiviteten hos allerede eksisterende insekter, selv om det også kan påvirke selve antallet flyvende individer. Den totale mengden insekter som eksisterer er ofte et resultat av prosesser som varer lengre enn 2 uker, selv om noen insekter kan ha svært korte livssykluser.

Modellen i Tabell 9 hadde en R²-verdi på 37.1 % (marginal R², dvs. ikke gitt de tilfeldige effektene). Altså kan vi forklare litt mer enn én tredjedel av variasjonen i innsamlet biomasse kun ut fra region, habitattype, temperatur, luftfuktighet og lys. Dette kan sammenlignes med modellen uten klimaloggervariabler som hadde en R²-verdi på 9 % (Tabell 7). Lokale klimaforhold er altså svært viktige forklaringsvariabler for mengden insekter man fanger. Dette er ikke uventet, da den største variasjonen i fangstene gjenspeiler variasjonen gjennom sesongen, fra kaldt vårvær, fulgt av en varm sommer, og til slutt en kald høst. Det kan også nevnes at hvis man tar høyde for de tilfeldige effektene av lokalitet og ukenummer (dvs. bruker kondisjonalt R²), kan modellen forklare betydelig mer av variasjonen, nærmere bestemt 71.7 %. Med andre ord kan vi forklare 71.7 % av variasjonen over sesongen ved en gitt lokalitet, hvis vi tar høyde for lokalitetens generelle nivå og også har lokale værdata, men "bare" 37.1 % av variasjonen for en ukjent (f.eks. en ny) lokalitet og tidspunkt.

Til sist, hvis man forenkler modellen, og fjerner de værvariabler som ser ut å være mindre viktige (variablene som overlapper med 0 i Figur 53), så er forklaringssevnen uforandret. Denne mindre værmodellen danner grunnlaget for etterfølgende modeller.



Figur 53. Parameterestimat fra modellen over klimaloggerdata. Avhengig variabel er logaritmen av biomasse insekter per dag (avrent våtvekt (g/dag)). Forklaringsvariabler er standardiserte (omgjort til Z-verdier). Feillinjer viser 95 % konfidensintervall, og variabler med estimerer som ikke overlapper med null effekt (0) er i fet stil (eller som har en interaksjon som ikke overlapper med 0). Regionale estimer er i forhold til referanse-regionen Østlandet. Kontinuerlige variabler er estimert på tvers av region og habitat.

Tabell 9. Parameterestimat fra klimaloggermodell. Avhengig parameter er logaritmen av biomasse insekter per dag (avrent våtvekt (g/dag)). Parameterestimatene vises på tilbaketransformert (Estimate.norm) og lineær skala.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
Intercept	1.240	0.215	0.099	2.184
Temperatur	1.476	0.389	0.025	15.363
Luftfuktighet	1.083	0.080	0.024	3.375
Lys	1.221	0.199	0.057	3.496
Variasjon_temp.	1.029	0.028	0.023	1.227
Variasjon_fukt	1.051	0.050	0.026	1.921
Variasjon_ly	0.898	-0.108	0.050	-2.131
Region_Sørlandet	0.827	-0.189	0.086	-2.208
Region_Trøndelag	1.172	0.158	0.084	1.890
Region_Nord-Norge	1.031	0.031	0.094	0.329
Region_Vestlandet	1.267	0.237	0.109	2.180
Habitat_Skogsmark	0.614	-0.487	0.083	-5.839
År	0.962	-0.038	0.014	-2.721
Temperatur:Fukt	0.960	-0.041	0.016	-2.578
Temperatur:Lys	0.986	-0.014	0.015	-0.936
Fukt:Lys	1.025	0.025	0.017	1.446
Variasjon_temp.:Variasjon_fukt	1.012	0.012	0.014	0.869
Variasjon_temp.:Variasjon_ly	0.921	-0.082	0.020	-4.052
Variasjon_fukt:Variasjon_ly	1.067	0.064	0.019	3.353

6.4.3 Effekter av vær utenfor innsamlingsperiodene

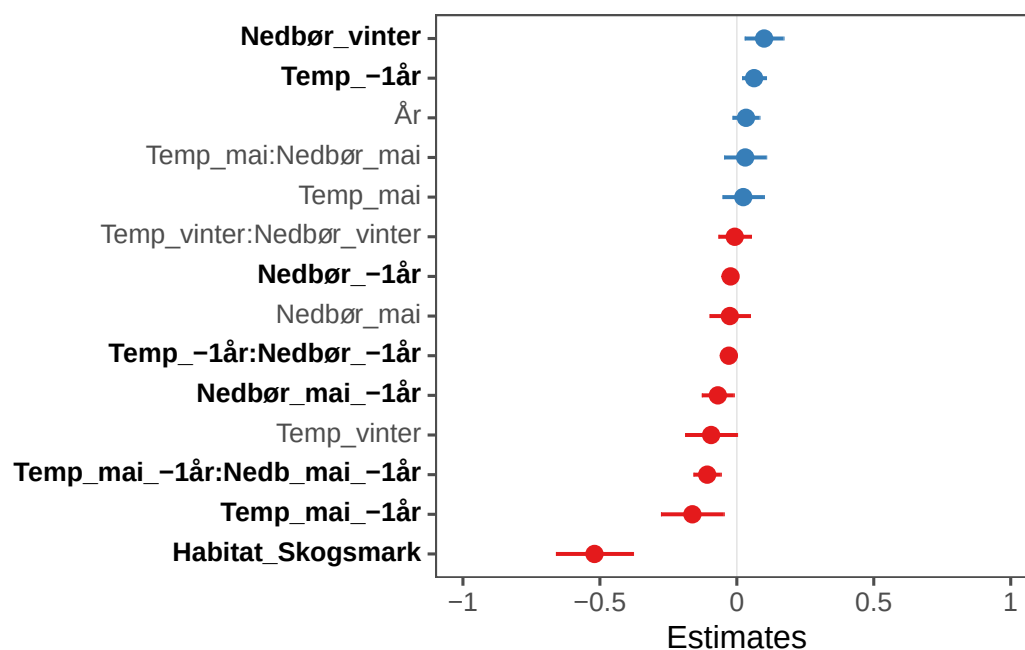
Været kan også ha vedvarende effekter på insektmengdene, i tillegg til de kortvarige effekter vi undersøkte ovenfor (innenfor hver 2-ukers periode). Størrelsen på en populasjon kan for eksempel påvirkes av værforhold i viktige utviklingsstadier, eller under overvintring. Dette er ikke unikt for insekter, men spiller kanskje ekstra stor rolle for dem, på grunn av deres korte generasjonstid og at de påvirkes så sterkt av værforhold.

I 2023 argumenterte Müller mfl. (2023) at den nedadgående trenden vist i Hallmann mfl. (2017) til stor grad kunne forklares av tidligere værforhold. Studien til Hallmann mfl. (2017) ble kjent i 2017 for at den viste svært store nedganger i insektmengdene. I vernede områder i Tyskland hadde insektbiomassen blitt redusert med hele 75 % over en periode på 27 år. Fremfor alt mente Müller mfl. (2023) at temperaturen og nedbøren i løpet av vintermånedene var viktige forklaringsfaktorer til nedgangen av insekter i Tyskland på 2000 og 2010-tallet. De mente at det også kunne forklare hvorfor biomassen tok seg opp igjen i årene etter, da det var mer gunstige værforhold. De fant også at været på våren (april) samt forrige års vår (april) var viktige, og at været ett år tidligere, regnet fra hvert innsamlingstilfelle, spilte en viktig rolle for insektbiomassen. Det kan diskuteres hvor godt de klarer å forklare dynamikken til tidsserien fra Hallmann mfl. (2017). For en lengre diskusjon, se for eksempel Åström mfl. (2024). Men de værforhold de undersøker virker i hvert fall å være relevante som potensielle forklaringsvariabler for variasjon i lokale insektmengder.

Vi gjennomførte en variant av analysene til Müller i 2023 og 2025 for å se om effekten av værforholdene i samme perioder også var viktige i Norge. Vi la her til data over temperatur og nedbørsmengder på våren i året før, under sommeren året før, på vinteren og på våren inneværende år, til modellene vist tidligere, i tillegg til værforhold på selve innsamlingsperiodene. Se Åström mfl. (2024) for detaljer. Kort sammenfattet så vi også i Norge klare sammenhenger mellom værforholdene i flere av de samme periodene, og den innsamlede insektbiomassen. Nedbørsmengden på vinteren økte insektmengdene etterfølgende år, særlig når det samtidig var kaldt. Men også vårværet så ut til å påvirke insektmengdene senere i sesongen. Vi har her gjentatt samme analyse, med data fra 2025 inkludert.

Figur 54 viser parameterestimatene til denne modellen. Merk at værvariablene fra innsamlingsperioden ikke vises, for å gjøre figuren lettere å lese. Som i analysen fra tidligere år, er flere av variablene relativt sterkt assosiert med insektbiomassen. Men resultatene har endret seg litt frem og tilbake over de nå tre årene denne øvelse har blitt gjort, og analysen ser derfor ut å være sensitiv for påvirkning fra sterke statistiske samband over enkelte år. Konsekvente resultater er i hvert fall en negativ effekt av høy vårtemperatur i fjoråret, særlig i kombinasjon med mye nedbør i samme periode. Interessant nok er det ikke tegn på en negativ effekt av en varm vår i det inneværende året, men det kan tenkes at effektene av en for tidlig sesongstart gir effekt først på neste år. Vi ser også en positiv effekt av nedbør under vinteren (snø), hvilket sannsynligvis beskytter insektene under vinterhvilten. Høy vintertemperatur er fortsatt knyttet til lavere insektmengder, men effekten er ikke så sikker.

Disse modeller bruker data fra hele 240 lokaliteter, spredt over landet, men tidsserien er bare 6 år. Derfor er det mulig at resultatene mest påvirkes av hvordan insektmengdene varierer mellom lokaliteter, enn over tid. Det vil si, lokaliteter med et visstintervær, har som regel en viss insektbiomasse og så videre. Modellen fra 2024 var heller ikke noen god prediksjon for 2025 års insektmengder (vises ikke her), men det er for tidlig for å dra sluttsatser av det. Sammensatt kan man si at det er relativt sterke statistiske sammenhenger mellom insektbiomasse og værforhold, opptil et år tilbake, men at denne type relativt enkle statistiske modeller behøver å utvikles videre for å gi en god forståelse over de økologiske sambandene.



Figur 54. Parameterestimat fra modell over værforhold utenfor innsamlingsperioden. Avhengig variabel er biomasse insekter per dag (avrent våtvekt (g/dag)). Feillinjer viser 95 % konfidensintervall, og parametere i fet stil angir de som ikke overlapper med null effekt (0). Estimaten for variablene for værforhold under innsamlingsperioden var lite påvirket av de nye variablene og vises ikke her, for å forenkle figuren. Estimaten for årstrenden skal forstås som tidstrenden, når effektene av alle andre parametre har blitt tatt høyde for.

Tabell 10. Parameterestimat fra modell på insektbiomasse i skogslokaliteter (malaisefeller). Feillinjer viser 95 % konfidensintervall, og parametere i fet stil angir de som ikke overlapper med null effekt (0). Værvariabler er ikke vist.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
AR5-arealtype_PCA-akse_1	1.647	0.499	0.122	4.087
AR5-arealtype_PCA-akse_2	0.898	-0.108	0.135	-0.801
AR5-arealtype_Shannon_indeks	1.130	0.122	0.146	0.838
AR5-arealtype_lineære_elementer	1.029	0.028	0.116	0.244
AR5-skog_PCA-akse_1	1.484	0.395	0.143	2.766
AR5-skog_PCA-akse_2	0.764	-0.269	0.119	-2.256
ANO_artsantall_karpl.	0.964	-0.036	0.091	-0.399
ANO_dekningsgrad_karpl.	0.856	-0.155	0.087	-1.782
Landsskog_skogalder	0.983	-0.017	0.061	-0.276
Dom._treslag_Dunbjørk	1.394	0.332	0.436	0.762
Dom._treslag_Furu	1.528	0.424	0.368	1.150
Dom._treslag_Gran	1.564	0.447	0.375	1.193
Dom._treslag_Hengebjørk	2.643	0.972	0.524	1.856
Dom._treslag_Selje	1.515	0.415	0.474	0.876
År	0.956	-0.045	0.027	-1.665

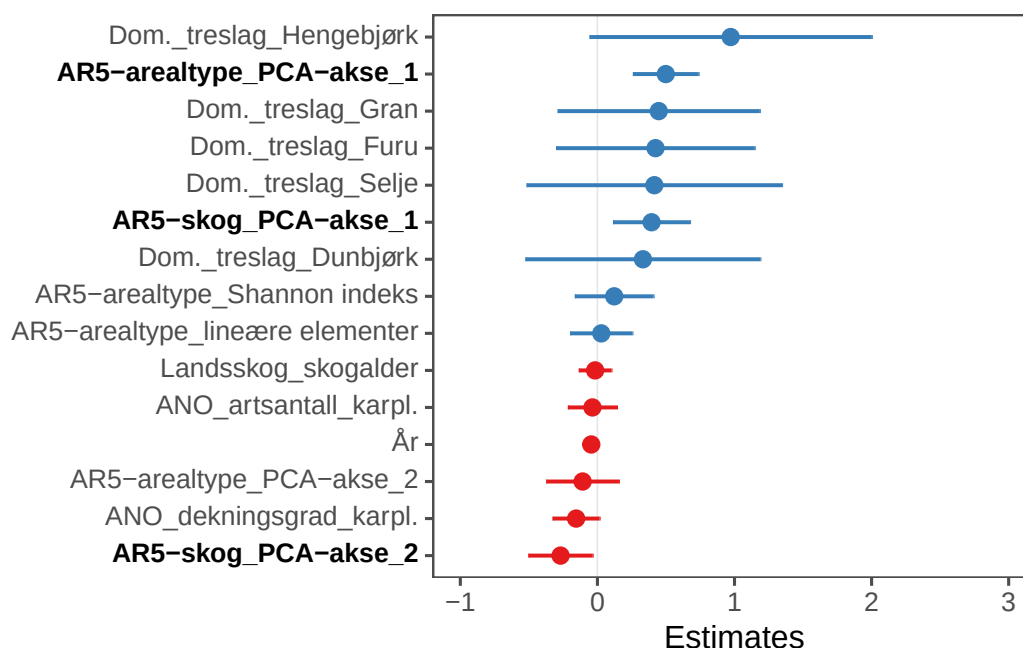
6.4.4 Viktige variabler for biomasse i skogslokaliteter

Vi har også undersøkt forklaringsevnen på insektbiomasse hos de variabler som ikke har med vært å gjøre. Vi startet her med en modell som inkluderte de værvariabler som hadde vist seg være betydningsfulle (Figur 53), og la til variabler som har med det omkringliggende landskapet å gjøre i en multippel regresjon. Dette innebærer altså at vi tester miljøvariablene på landskapsnivå, samtidig som vi tar høyde for værforholdene på lokal skala. I likhet med modelleringen med kun værdata, brukte vi skalerte variabler, slik at størrelsen på parameterestimatene kan sammenlignes. Vi splittet opp analysen i separate modeller for skogsmark og jordbruksmark. Dette ble gjort for å undersøke om forklaringsvariabler slo ulikt ut i de to habitatene, samt for å kunne inkludere alle data som var samlet inn for hvert habitat.

Tabell 10 og Figur 55 viser parameterestimer fra modellen for insektbiomasse i skogsmark. Som i tidligere år har flere forklaringsvariabler usikker betydning, og effektene endrer seg mellom år. Det er et tegn på at resultatene generelt fortsatt er ganske usikre, og påvirkes av tilfeldige effekter i enten insektmengder mellom år, eller mellom de lokaliteter som blir besøkt hvert år. Resultatene skal derfor tas med en klype salt.

Både andelen lauvskog/barskog og boniteten i det omkringliggende landskapet ser nå ut å påvirke insektmengdene i skogslokalitetene, der høy produktivitet og høyere andel lauvskog har høyere biomasse (Skog-PCA-akse 1 og 2, se Kapittel 4.5). I år ser vi også en positiv effekt av AR5-arealtype-PCA-akse_1 hvilket er forknippet med høyere andel skog i det omkringliggende landskapet. Dette skiller seg fra tidligere år, men det er uklart i dette tidspunkt om dette er et robust resultat.

Modellen på biomasse i skogslokalitetene hadde en R²-verdi på 48.6% (marginal R², dvs. ikke medtatt tilfeldig effekt av lokalitet). Etter å ha tatt høyde for de andre forklaringsvariablene, ser vi ingen klar tidstrend i dette økosystemet. Tidstrenden i råverdiene for skogsmark er også svak i Figur 49.



Figur 55. Parameterestimat fra modell på insektbiomasse i skogslokaliteter. Feillinjer viser 95 % konfidensintervall, og parametere i fet stil angir de som ikke overlapper med null effekt (0). Værvariabler er ikke vist.

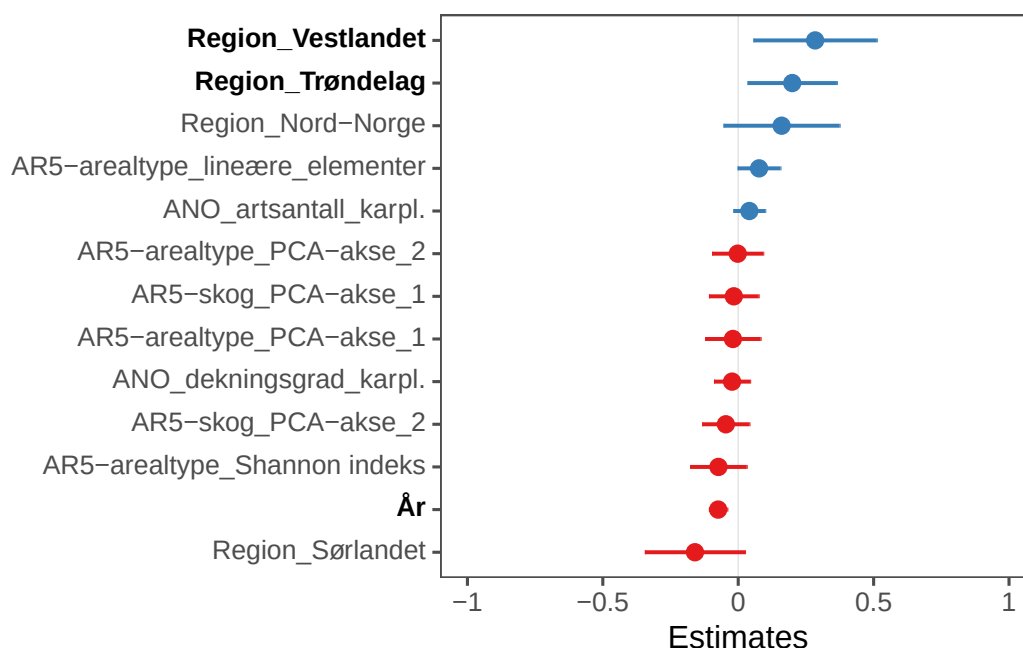
Tabell 11. Parameterestimat fra modell over insektbiomasse i jordbruksmark. Værvariabler er ikke vist.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
AR5-areatype_PCA-akse_1	0.981	-0.020	0.052	-0.375
AR5-areatype_PCA-akse_2	0.998	-0.002	0.048	-0.039
AR5-areatype_Shannon indeks	0.930	-0.073	0.053	-1.371
AR5-areatype_lineære elementer	1.080	0.077	0.040	1.907
AR5-skog_PCA-akse_1	0.984	-0.016	0.047	-0.346
AR5-skog_PCA-akse_2	0.955	-0.046	0.045	-1.025
ANO_artsantall_karpl.	1.042	0.041	0.030	1.371
ANO_dekningsgrad_karpl.	0.978	-0.023	0.034	-0.666
Region_Sørlandet	0.852	-0.160	0.094	-1.693
Region_Trøndelag	1.221	0.199	0.084	2.372
Region_Nord-Norge	1.174	0.160	0.109	1.466
Region_Vestlandet	1.329	0.284	0.116	2.446
År	0.929	-0.074	0.017	-4.261
Temperatur:Lys	0.993	-0.007	0.014	-0.480

6.4.5 Viktige variabler for biomasse i jordbruksmark

For jordbruksmark gjentok vi modelleringen på samme måte som for skogsmark. Forskjellen er at vi her ikke har landskogstakseringsdata, og at ANO-dataene er mer usikre da de bare kommer fra én ANO-sirkel, mot 18 i skogslokalitetene. Vi har også data fra flere geografiske regioner, med varierende antall år per region.

Tabell 11 og Figur 56 viser modellresultatene for insektbiomasse i jordbruksmark. For forklaring av



Figur 56. Parameterestimat fra modell over insektbiomasse i jordbruksmark. Værvariabler er ikke vist.

PCA-aksene, se Kapittel 4.5. Som tidligere år er det flere variabler som fortsatt har en statistisk usikker effekt, og resultatene ser heller ikke ut å være så robuste mellom år. Flere av disse forklaringsvariablene er også korrelert med hverandre, og det er ikke uproblematisk å tolke effektestimatene fra en slik modell økologisk.

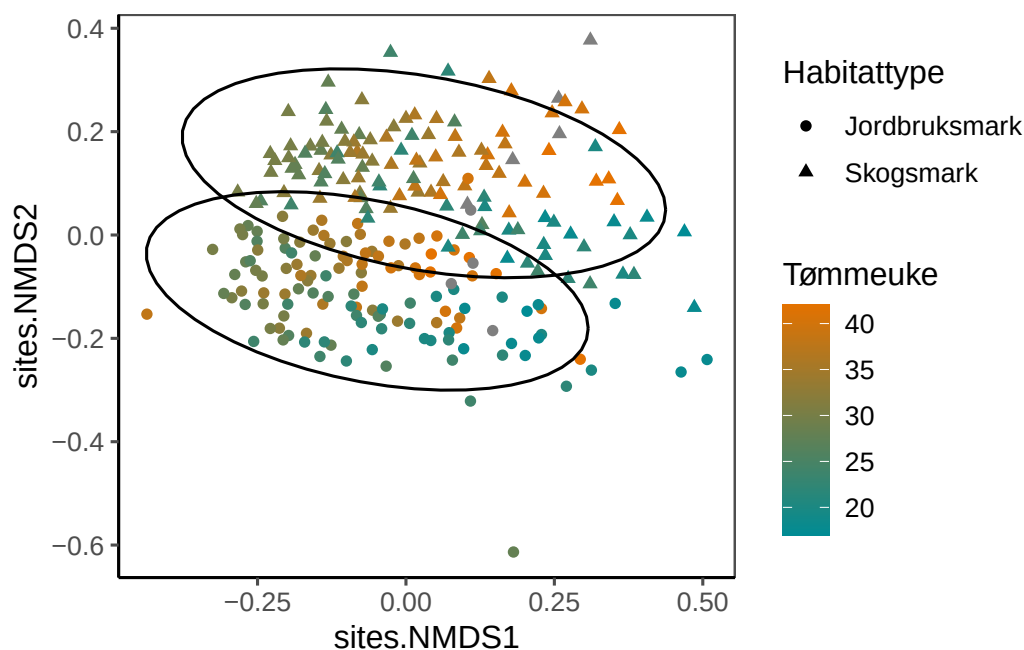
Den negative tidstrenden i denne modell (variabelen År) må tolkes som tidstrenden etter man tatt høyde for andre forklaringsvariabler, og betyr ikke at vi har en negativ trend i jordbruksmark. Vi ser forskjeller mellom noen landsdeler og Trøndelag ligger fortsatt høyere enn referansenivået Østlandet, selv om Østlandet har hatt høyere biomasse de siste 2 årene. Det er mulig at sammenligningene mellom regioner påvirkes av at vi kun hadde data fra Østlandet i 2020, som også hadde den høyeste oppmålte biomassen, og at også årseffekten påvirkes av den ujevne dataserien.

Modellen for biomasse i jordbruksmark hadde en R²-verdi på 35.6% (marginal R², dvs ikke gitt lokalitet-id). Ved å inkludere disse forklaringsvariablene på landskapsnivå forklarer vi altså ikke mer av variasjonen i biomasse enn i den rene vær-modellen, og mindre enn modellen for skogsmark.

6.5 Forklaringer av artssamfunn

Insektsamfunnene vi måler er svært diverse, og det er sannsynlig at ulike arter eller funksjonelle grupper reagerer ulikt på ulike påvirkningsfaktorer. Her er mulighetene for analyser nærmest uendelige, og vi begrenser oss her til den mest grunnleggende øvelsen, å undersøke hvilke forklaringsvariabler som ser ut å påvirke insektsamfunnet sett under ett. Som i tidligere rapporter gjør vi en ordinasjonsanalyse (NMDS) ved hjelp av pakken *vegan* (Oksanen mfl. 2020) på artssamfunnet. Vi deler opp analysen i to deler. Først ser vi på effekter av habitattype og tømmeuuke på Østlandet, den eneste regionen med 2 forskjellige habitattyper. Etter det ser vi på regionale forskjeller hos jordbruksmark over hele landet.

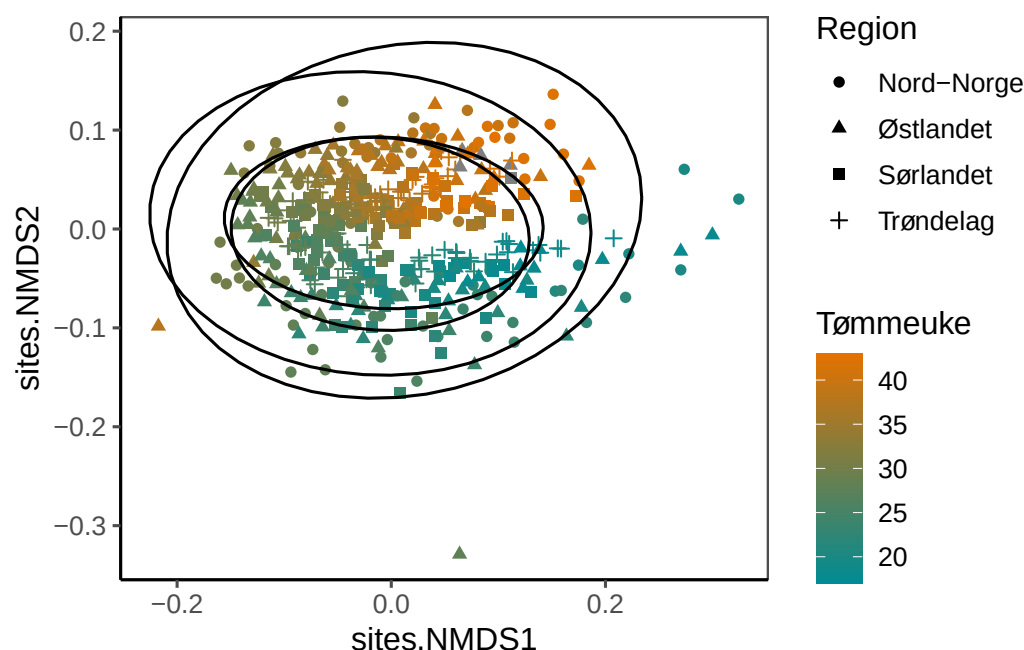
Hovedmønsteret på Østlandet i 2025 skiller seg noe fra det vi fant i tidligere år: insektsamfunnet påvirkes kraftig av habitattype, og også til noen grad av tid på sesongen (henholdsvis symboler og farger i Figur 57). Vi ser at samfunnene i skogsmark og jordbruksmark skiller seg godt fra hverandre (akse 2) og trenden i komposisjon i løpet av sesongen er ikke like tydelig som før (akse 1). Forskjellene blant jordbruksmark på tvers av region er forholdsvis små og artsamfunnene mellom de ulike regionene overlapper kraftig (Figur 58). Derimot ser man her en tydelig forandring i artsamfunnene i løpet av sesongen (akse 1).



Figur 57. Ordinasjon som viser hovedmønstrene i artssammensetning i insektprøvene innsamlet på Østlandet i 2025. For å gi sammenlignbare data er kun funn fra malaisefeller tatt med. Punktene er farget etter innsamlingsdato og ellipsene viser et 95% konfidens-intervall for hvert habitat.

Deretter ser vi på mulige forklaringsvariabler for mønster i artskomposisjon innen de to habitatene gjennom funksjonen `envfit` i R-pakken *vegan*. Vi summerer her artskomposisjonen og forklaringsverdier for hele sesongen for å kun se på mønstre innenfor sesongen knyttet til vær. Vi inkluderer derfor middelerverdier av temperatur, lys og luftfuktighet som ble målt for de enkelte felletømmingene, de 2 NMDS-aksene fra analysen av arealtyper fra AR5, samt 2 akser fra analysen av skogskarakterer, mengden lineære element, Shannon indeks av arealtyper, dekkingsgrad av karplanter fra ANO-kartleggingen, samt antallet arter karplanter fra ANO-kartleggingen.

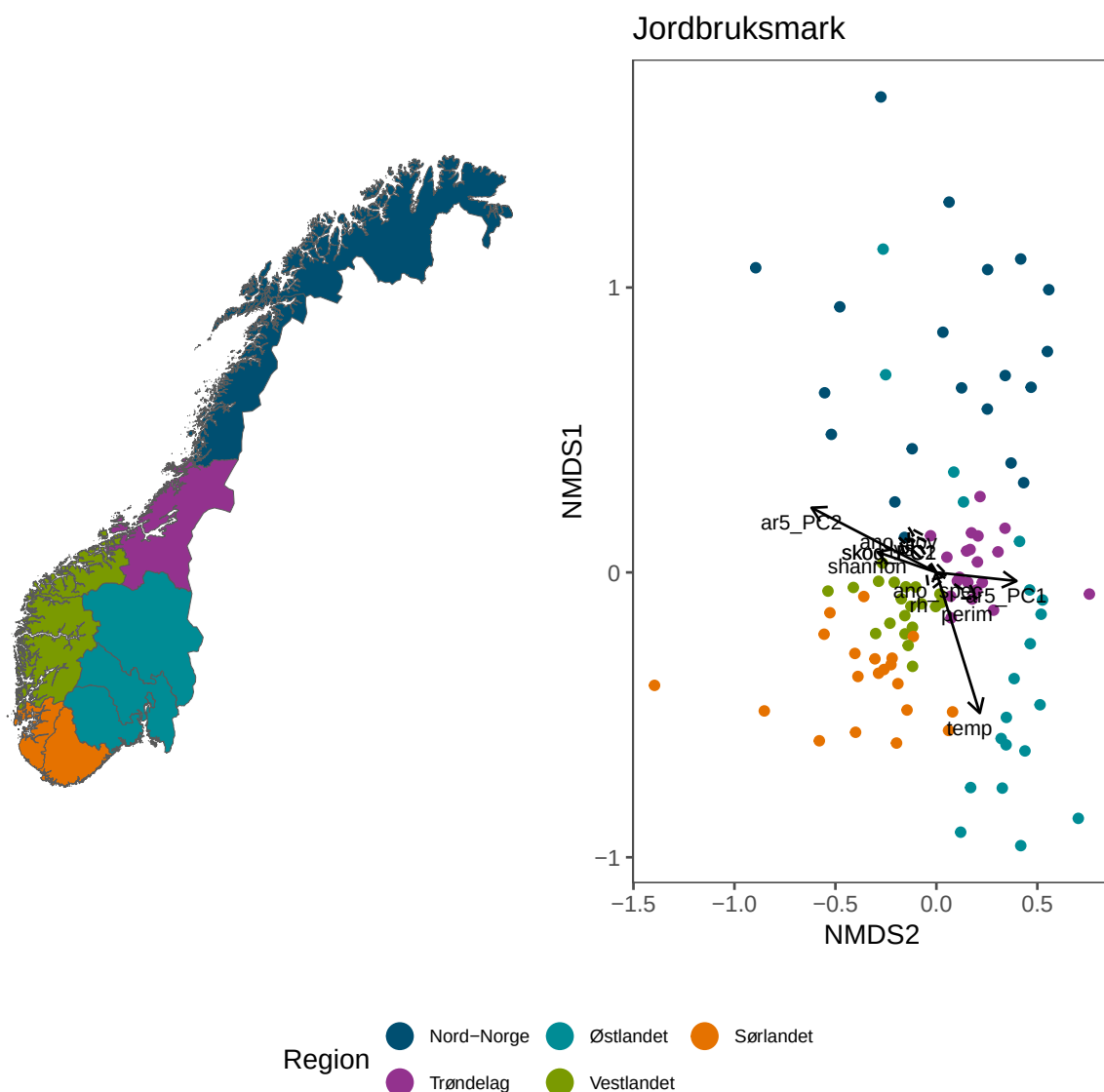
De ulike regionene skiller seg ut tydelig og det er slående hvordan denne ordinasjon som viser av-



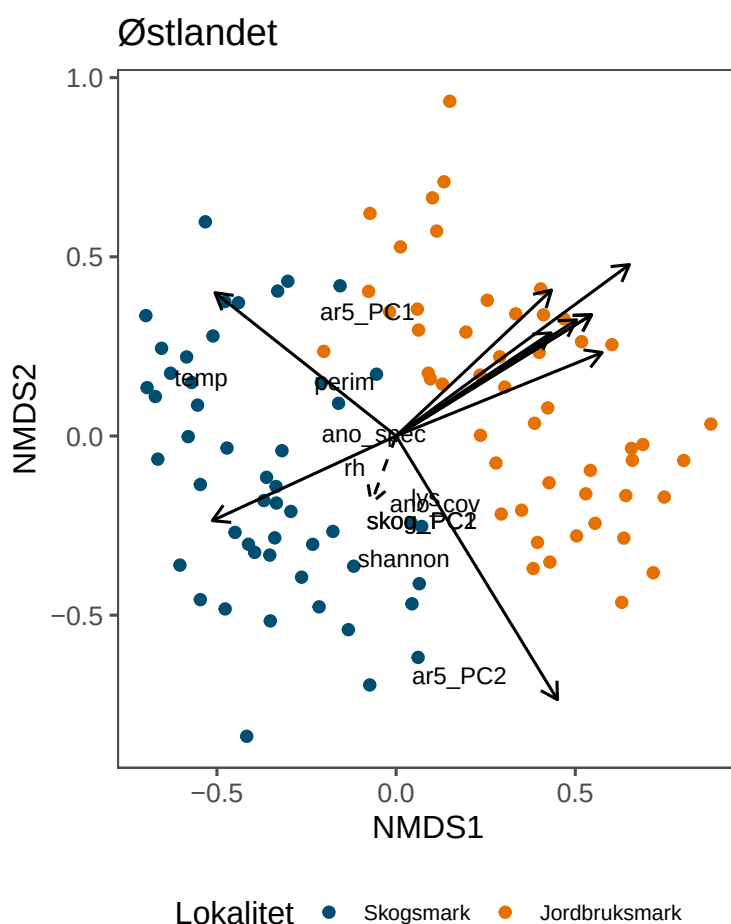
Figur 58. Ordinasjon som viser hovedmønstrene i artssammensetning i insektprøvene innsamlet på i jordbruksmark i 2025. Punktene er farget etter innsamlingsdato og ellipsene viser et 95% konfidensintervall for hver region. Data fra Vestlandet (som har kun 2 år med data) er ikke tatt med da rutinen ikke ville finne en løsning med disse inkludert.

tanden mellom insektsamfunn, ligner på et kart som viser geografiske avstand. Regionene legger seg også i en logisk rekkefølge i forhold til temperatur (akse 1) og ar5_PC2 som indikerer en større mengde åpen fastmark (akse 2) (Figur 59). Semi-naturlige lokaliteter på Østlandet og Sørlandet er knyttet til høyest temperatur, fulgt av Trøndelag og Nord-Norge. Østlandet er også knyttet til høyest dekning av karplanter, høyest artsantall karplanter og høyest lysverdier, men lavere verdier av landskapheterogenitet, skogsbonitet og luftfuktighet.

Figur 60 viser tilsvarende figur for både jordbruksmark og skogsmark på Østlandet. Vi ser her et tydelig skille mellom artssamfunnene i jordbruksmark og skogsmark, der skogsmark naturlig nok er forbundet med høyere andel skog i landskapet, samt lavere temperaturer og mindre lys (ar5_PC1).



Figur 59. Ordinasjon som viser sammenheng mellom forklaringsvariabler og mønster i samfunnskomposisjon i jordbruksmark fra 2024 og 2025 da vi hadde lik samplingsinnsats i alle regioner. Vi har byttet posisjon på aksene for å bedre speile den geografiske sorteringen av lokalitetene. Solide linjer viser signifikante sammenhenger med forklaringsvariabler på $p \leq 0.1$ -nivå. 'temp' står for middeltemperatur over hele fellesesongen. 'ar5_PC2' står for PCA akse 2 for arealtype, der positive verdier betyr større mengde åpen fastmark og mindre mengde fulldyrka jord. 'Skog_PC2' står for PCA-akse 2 for skogstype der positive verdier angir høyere bonitet. 'shannon' angir landskapsheterogenitet (shannon indeks for arealtyper). 'ar5_PC1' står for PCA-akse 1 i arealtyper der positive verdier er angir med større mengde skog. 'ano_cov' angir høyere dekningsgrad av karplanter og 'ano_spec' et høyere artsantall karplanter fra ANO-kartleggingen. 'perim' står for mer lineære element i landskapet og 'lys' og 'rh' middelverdier av henholdsvis. lysintensitet og relativ luftfuktighet.



Figur 60. Ordinasjon som viser sammenheng mellom forklaringsvariabler og mønster i samfunnskomposisjon på Østlandet over 2020 til 2025. Kun data fra malaisefeller er tatt med for å få en sammenlignbare data. Solide linjer viser signifikante sammenhenger med forklaringsvariabler. 'rh', 'lys', og 'temp' står henholdsvis for luftfuktighet, lysintensitet og temperatur. 'ar5_PC1' (mengde skog), 'ar5_PC2' (mengde fulldyrka jord vs fastmark), 'ano_spec' (artsantall karplanter), 'ano_cov' (dekningsgrad karplanter) ligger tett på hverandre oppe til høyre. 'skog_PC1' (mengde barskog), 'skog_PC2' (bonitet), 'shannon' (shannon indeks for arealtyper) og 'perim' (lengde lineære element) ligger tett på hverandre nede til venstre.

6.6 Fordeling av insektsamfunn i Trøndelag

Per 2025 sesongen har overvåkingen gjennomført et fullt omdrev i Trøndelag (5 år). Vi har, med andre ord, samlet inn data fra alle planlagte lokaliteter i denne regionen. Dermed har vi anledning til å danne oss et bedre bilde av den romlige fordelingen av insektsamfunnene i denne regionen.

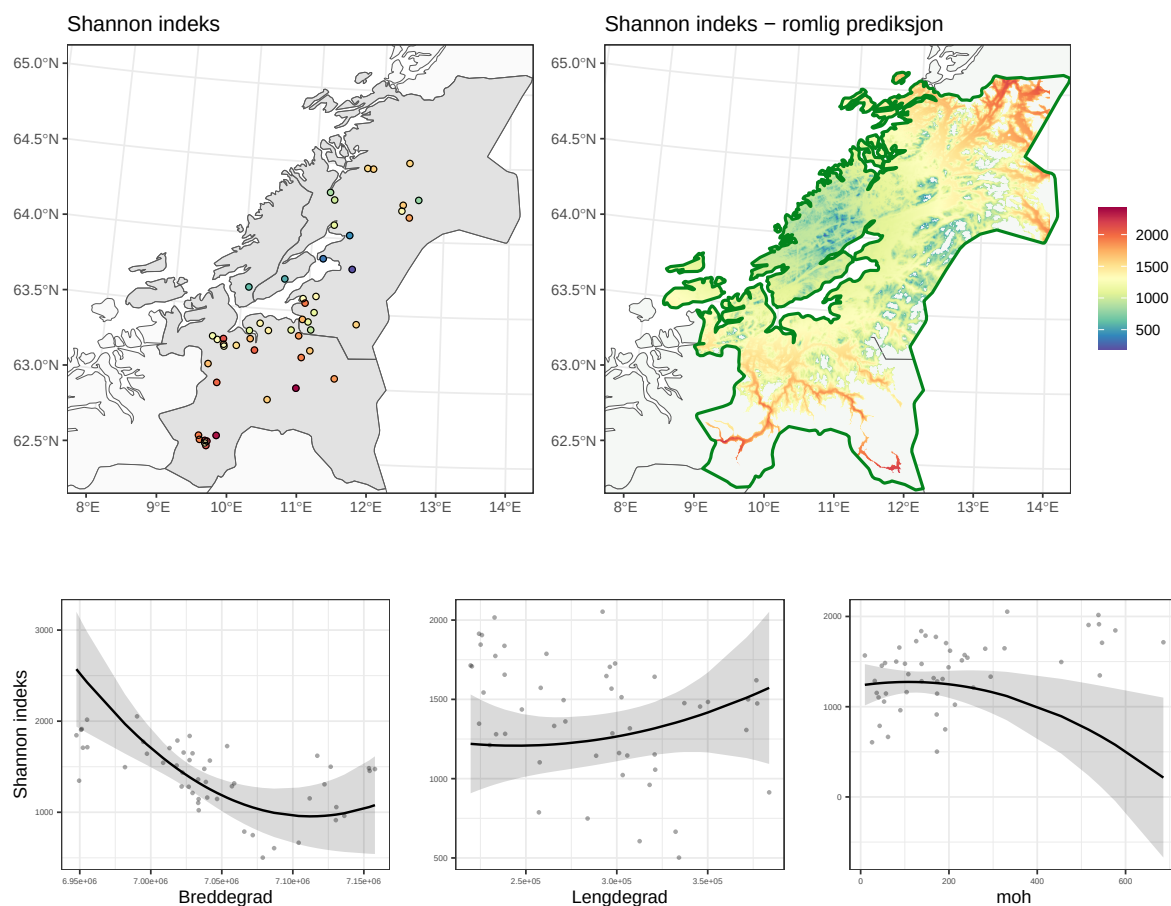
For å gjøre dette tilpasser vi lineære modeller hvor insektdiversitet og insektbiomasse forklares som funksjon av breddegrad, lengdegrad og høyde over havet. Alle faktorene inkluderes som annengrads-funksjoner, dvs at vi tillater at diversitet og biomasse kan ha ikke-lineære relasjoner til breddegrad, lengdegrad og høyde. Vi undersøker ikke statistisk støtte for korrelasjoner i dette arbeidet, da mange faktorer som er viktige for diversitet og biomasse ikke er tatt høyde for. Analysen bør derfor tolkes som en utjevning av geografiske mønstre og visualisering over et landskap. For modellen av artsrikhet (som er telldata) ble det benyttet Poissonfordeling, mens det for diversitet ble brukt Gaussiansk fordeling. Vi må fremheve at dette er rent geografiske modeller, og at vi i fremtiden tar sikte på å tilpasse mer komplekse økologiske modeller, som også tar høyde for temperatur og landkapsfaktorer. For å studere insektdiversitet analyserte vi Shannon indeks, et mål på artsrikhet som justeres i henhold til forskjellen i tallrikhet mellom grupper. Et gitt antall arter, hvor et fåtall av disse dominerer, vil dermed ha en lavere Shannon indeks verdi enn et tilsvarende antall arter hvor alle er like tallrike. Shannon indeksen som analyseres her er basert på antall sekvenser fra metastrekkodingen. Dette er problematisk da ett individ fra forskjellige arter kan gi vidt forskjellige mengder sekvenser, både på grunn av variasjon i biomasse og fordi ekstraheringen av DNA kan variere i effektivitet på tvers av arter/grupper. Derfor analyserte vi også artsrikhet, et mål som ikke har denne utfordringen, og observerte at modellen gav svært like resultater (ikke vist).

Shannon indeks viste en nedgang med økende breddegrad, som flatet ut i det øvre sjiktet. Lengdegrad var svakt positivt korrelert med Shannon indeks. Det var lavere Shannon indeks ved lokaliteter som lå høyere over havet. Merk at spesielt modell-estimatet for høyde over havet ikke er særlig godt tilpasset fordelingen av observasjoner (Figur 61). Dette er en funksjon av at modellen inneholder flere kovariater (bredde- og lengdegrad) som påvirker modellestimatet til høyde over havet. Den romlige prediksjonen (høyre panel i Figur 61) viser at de høyeste diversitetene av insekter ble predikert til å være i sørlige dalfører og i nordøst i regionen. Generelt viser modellen og prediksjonen at det er vesentlig variabilitet i insektdiversitet på i Trøndelag.

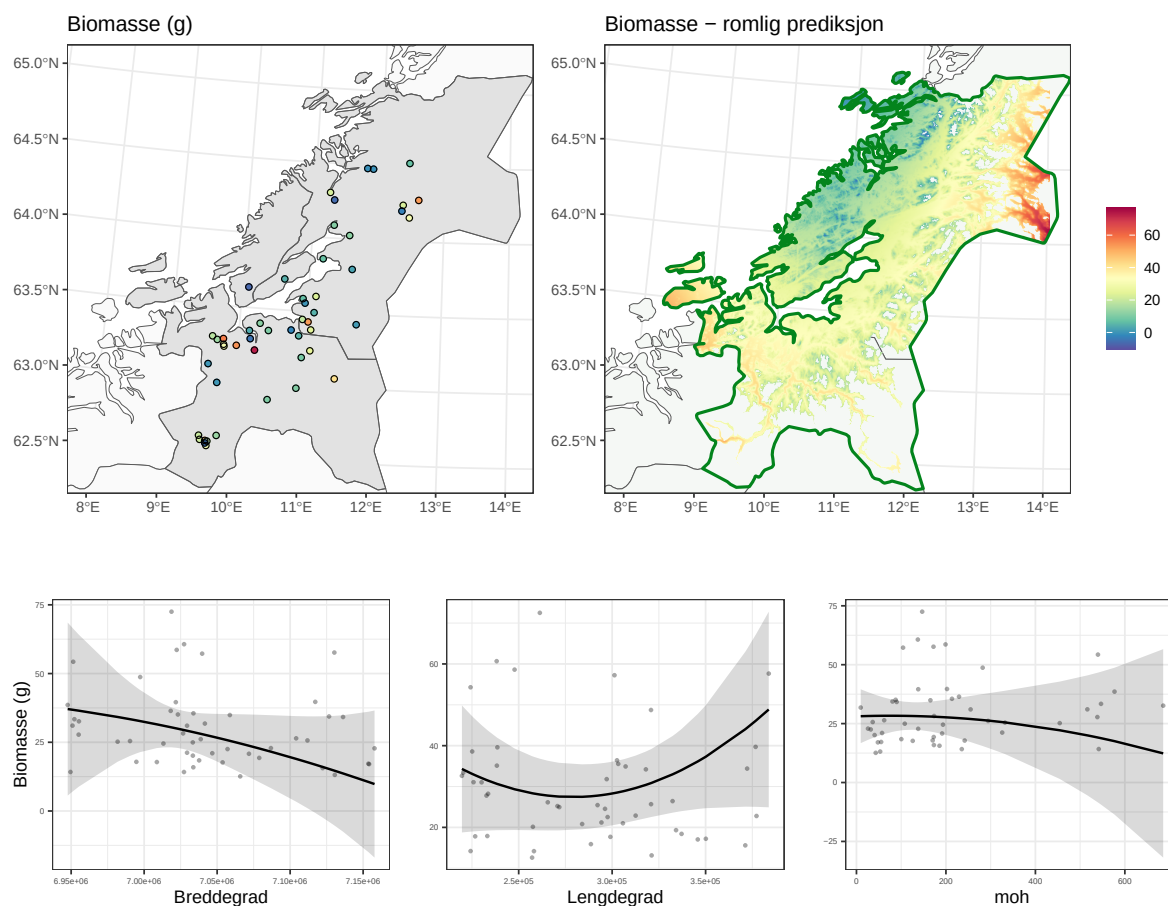
Vi tilpasset også en tilsvarende modell for insektbiomasse (Figur 62). I regresjonsplottene (nederst i Figur 62) ser vi at det er vesentlige likhetstrekk mellom effektene av lengdegrad, breddegrad og høyde over havet for modellen av biodiversitet og Shannon indeks. Den romlige prediksjonen viser dog at utfallet ikke er helt likt. Det er predikert lavest biomasse i kyststrøkene i nord, og høyere verdier innover og sørover i landet. Modellen viser at det forventes høyest biodiversitet i nordøst, men merk at dette er et område hvor det ikke har blitt samlet inn data. Det er alltid usikkerhet knyttet til å predikere til nye områder uten datadekning.

Vi undersøkte i hvilken grad Shannon indeks og insektbiomasse var korrelert, og fant at assosiasjonen var positiv, med en vesentlig effektstørrelse (Figur 63). Basert på disse dataene, kan vi si at det er støtte for at store mengde insekter generelt vil være forbundet med høyere insektdiversitet, i Trøndelag. Vi fant ikke støtte for en slik assosiasjon på Østlandet i fjorårets rapport.

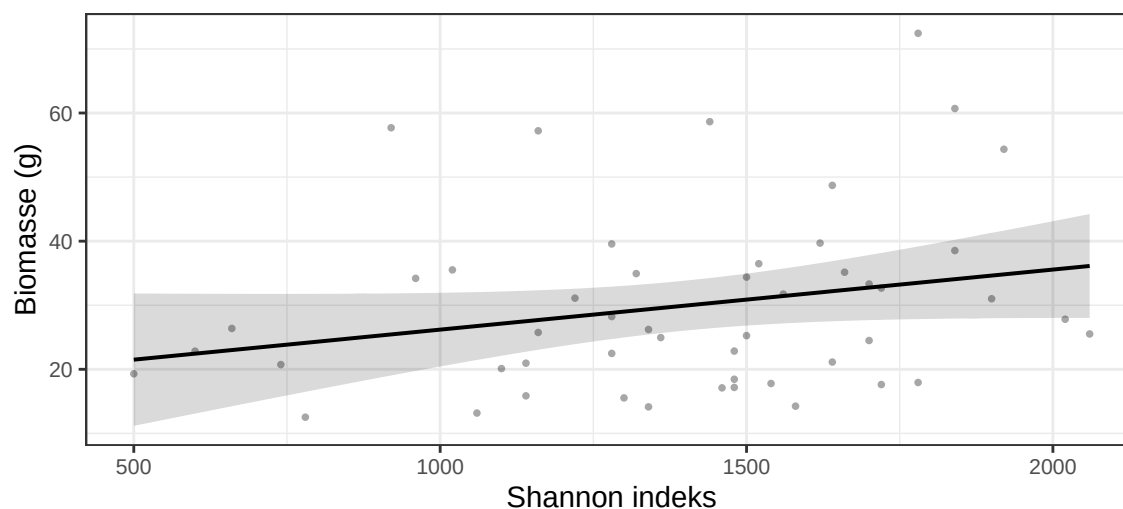
Vi ønsket også å identifisere lokaliteter som hadde store avvik fra modellene, dvs. punkter hvor diversitet/biomasse var vesentlig høyere eller lavere enn hva modellene predikerte. Derfor isolerte vi residualer i 10. og 90. persentil og plottet disse (Figur 64). De røde prikkene viser lokaliteter med diversitet/biomasse som hadde størst avvik i positiv retning fra forventningen, mens grønne prikker viser størst avvik i negativ retning. Spesielt for Shannon indeks ser det ut til at høyere verdier enn forventet av modellen ble observert i området rundt og sør for Trondheim.



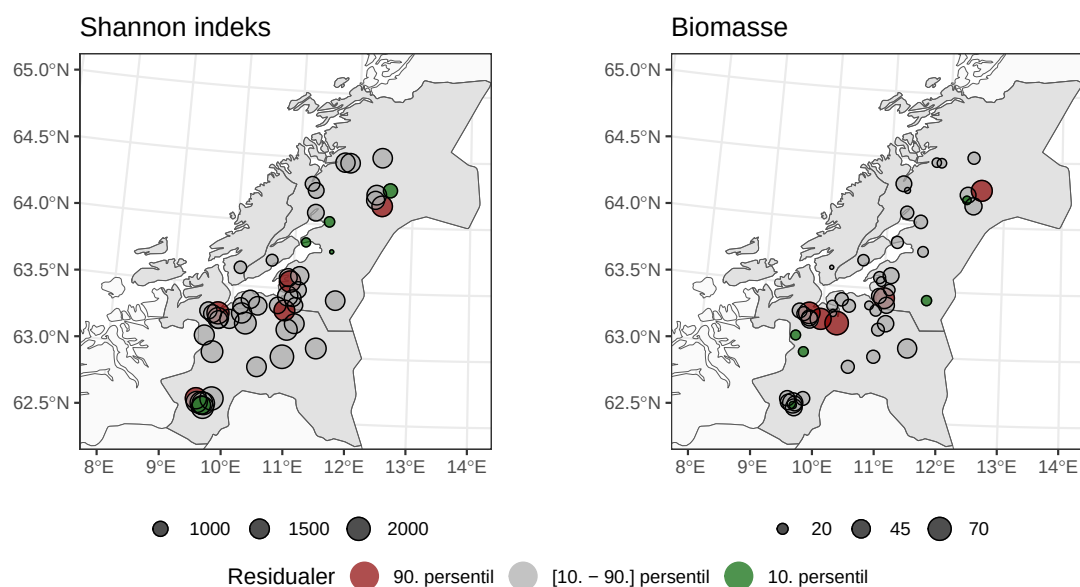
Figur 61. Figuren viser Shannon indeks ved trøndelagslokalitetene (venstre), og en romlig prediksjon av denne indeksen over hele trøndelagsområdet (høyre; kun for områder med meter over havet, moh, under maksimal moh verdi inkludert i datasettet). Shannon indeks er modellert på variablene breddegrad, lengdegrad og moh. Effekten av disse på indeksen vises i de tre panelene nederst i figuren.



Figur 62. Figuren viser insektbiomasse ved trøndelagslokalitetene (venstre), og en romlig prediksjon av biomasse over hele trøndelagsområdet (høyre; kun for områder med meter over havet, moh, under maksimal verdi for moh inkludert i datasettet). Insektbiomasse er modellert på variablene breddegrad, lengdegrad og moh. Effekten av disse på biomassen vises i de tre panelene nederst i figuren.



Figur 63. Korrelasjon mellom Shannon indeks og insektbiomasse. Punktene i figuren er residualer.



Figur 64. Residualverdier fra de romlige modellene som beskriver Shannon indeks og insektbiomasse. De lokaliteten som har størst positivt eller negativt avvik fra modellen (dvs. høyere eller lavere observerte verdier enn forventet av modellen), vises i henholdsvis rødt og grønt. De grå verdiene samsvarer til sammenligningen med modellens prediksjoner.

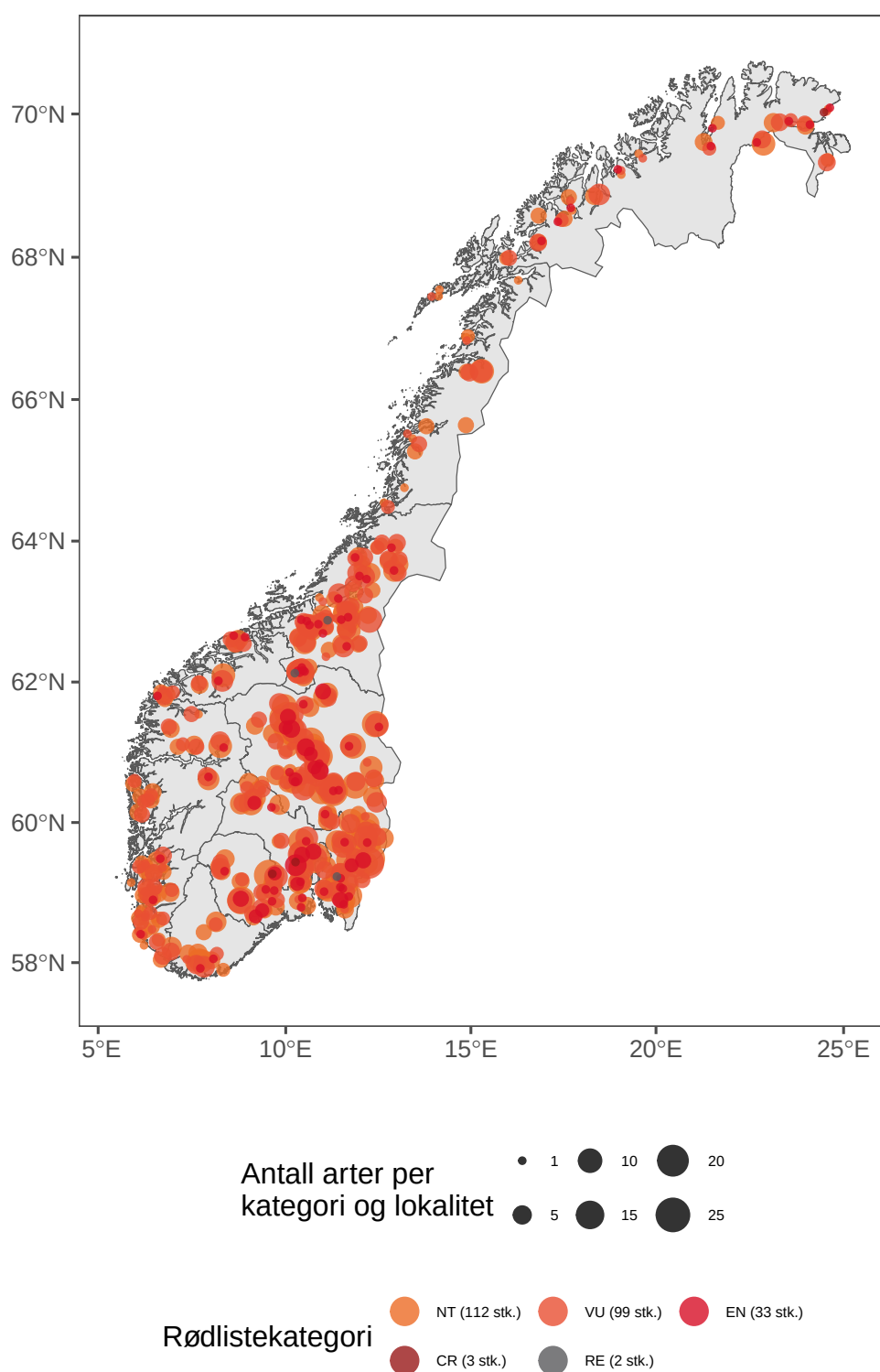
6.7 Funn av rødlistede arter (fra 2020 til 2025)

Rødlisten fra 2021 inneholder totalt 2256 arter insekter innen kategoriene datamangel (DD), nær truet (NT), sårbar (VU), sterkt truet (EN), kritisk truet (CR) og regionalt utdødd (RE) (Artsdatabanken 2021). Kategoriene VU, EN, CR regnes som truede arter. Vi inkluderer også kategorien RE da det faktisk har blitt gjort funn av 2 RE-arter i programmet. Gressmøllen *Elachista quadripunctella* ble verifisert morfologisk i 2024 av Kai Berggren. Sølv møllen *Leucoptera orobi* har ikke blitt verifisert fra dette materialet men har en verifisert observasjon (Kai Berggren) fra et uavhengig funn av Kjell Mjølshes i 2025. De 3 kritisk truede artene programmet har observert er 'Hvitbladtistelfjærmøll', 'Rød flaggmåler', og 'Gnorimoschema herbichii'.

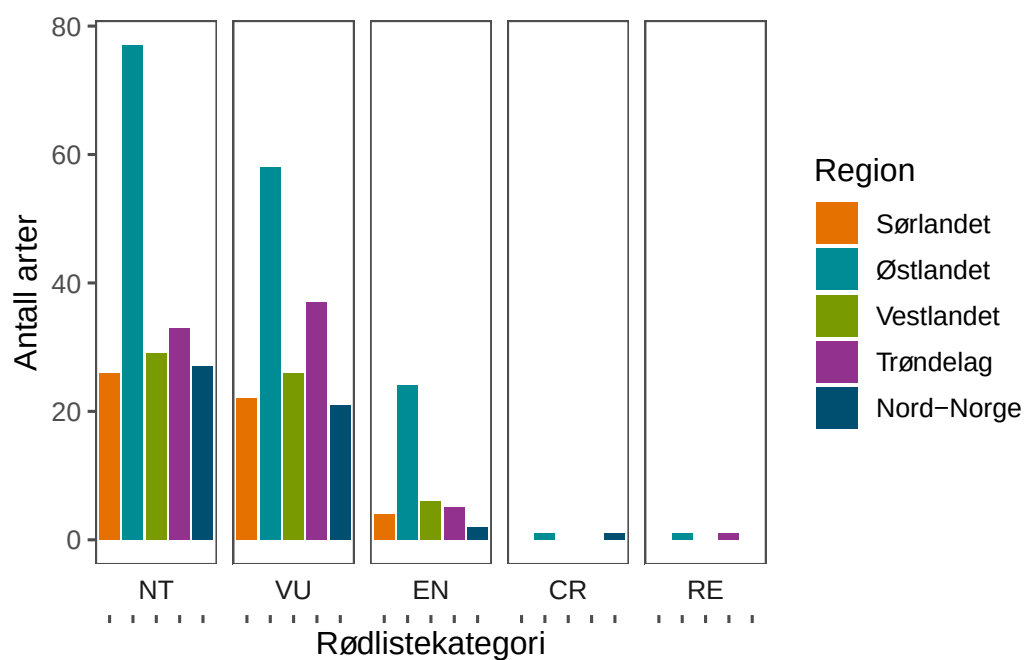
Vi viser bare de artsfunn som er identifisert med "høy" sikkerhet, for å redusere feil. Merk at de fleste av disse artsbestemmelsene ikke er kontrollert morfologisk, og derfor bør anses som ubekreftet. For eksempel kan det hende at noen arter er vanskelige å skille med den molekylære markøren som brukes, eller at taksonomien er uklar. Tabellene i vedlegg II lister NT-artene (nær truet), og de 349 truede artene (VU, EN, CR + RE) som overvåkingsprosjektet har observert så langt. 133 truede arter er funnet i skoglokalitetene og 216 i jordbruksmark. De fleste artene er sjeldent observert, men enkelte arter forekommer i mange av lokalitetene vi har besøkt. Derfor observerer vi som oftest minst noen truede arter ved hver lokalitet. Så langt har vi funnet truede arter (VU-RE) i 238 av 240 lokalitetene vi har undersøkt.

Figur 65 viser hvordan de truede artene fordeler seg over landet. Merk at det fortsatt er tidlig å bruke et slikt kart for å konkludere rundt et mønster i fordelingen av rødlistede arter, og at det sannsynligvis vil tre frem et mer korrekt bilde etter et helt omdrev av overvåkingen (5 år for alle regioner). Men med disse forbeholdene rundt tolkningen, så ser områdene rundt Oslofjorden samt Gudbrandsdalen ut til å inneholde en relativt høy forekomst av truede arter. Med flere lokaliteter i datamaterialet vil man også kunne gjøre mer interessante analyser, der man ser på fordelingen av enkelte rødlistede arter, eller grupper av rødlistede arter med felles påvirkningsfaktorer.

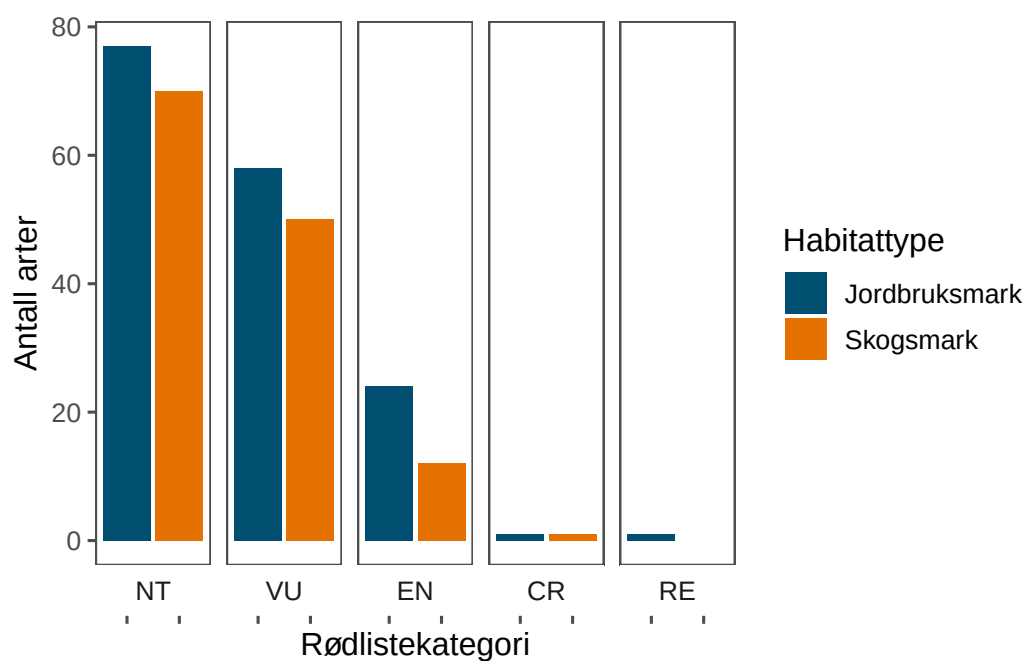
Figur 66 er en oppsummering over hvordan de truede artene i jordbruksmark fordeler seg over de ulike landsdelene. Østlandet har desidert flest trua arter, men denne region oppviser også høyest totalt antall arter. Merk at denne region har høyere total innsamlingsinnsats. Figur 67 viser tilsvarende sammenligning kun for Østlandet der de rødlistede artene er fordelt over jordbruksmark og skogsmark, som inkluderer også vindusfeller.



Figur 65. Fordeling av funn av truede arter (VU, EN, CR, RE), navngitt med 'høy' sikkerhet. Sirkelstørrelsen viser antall arter funnet ved hver lokalitet, og fargen viser rødlistekategori. Posisjonene er noe justert på kartet for at de ikke skal skjule hverandre. Prikkene med 'RE' består av funn av 'Elachista quadripunctella', og 'Leucista orobi'. 'CR'-arter er 'Hvitbladtistelfjærmøll', 'Rød flaggmåler', og 'Gnori-moschema herbichii'.



Figur 66. Antall truede arter funnet i jordbruksmark fordelt på landsdel og rødlistekategori. Kun arter med 'høy' sikkerhet er tatt med.



Figur 67. Antall truede arter funnet på Østlandet, fordelt på habitattype. Kun arter med 'høy' sikkerhet er tatt med. Data fra skogsmark inkluderer vindusfeller i tillegg til malaisefeller.

6.8 Funn av fremmede arter (fra 2020 til 2025)

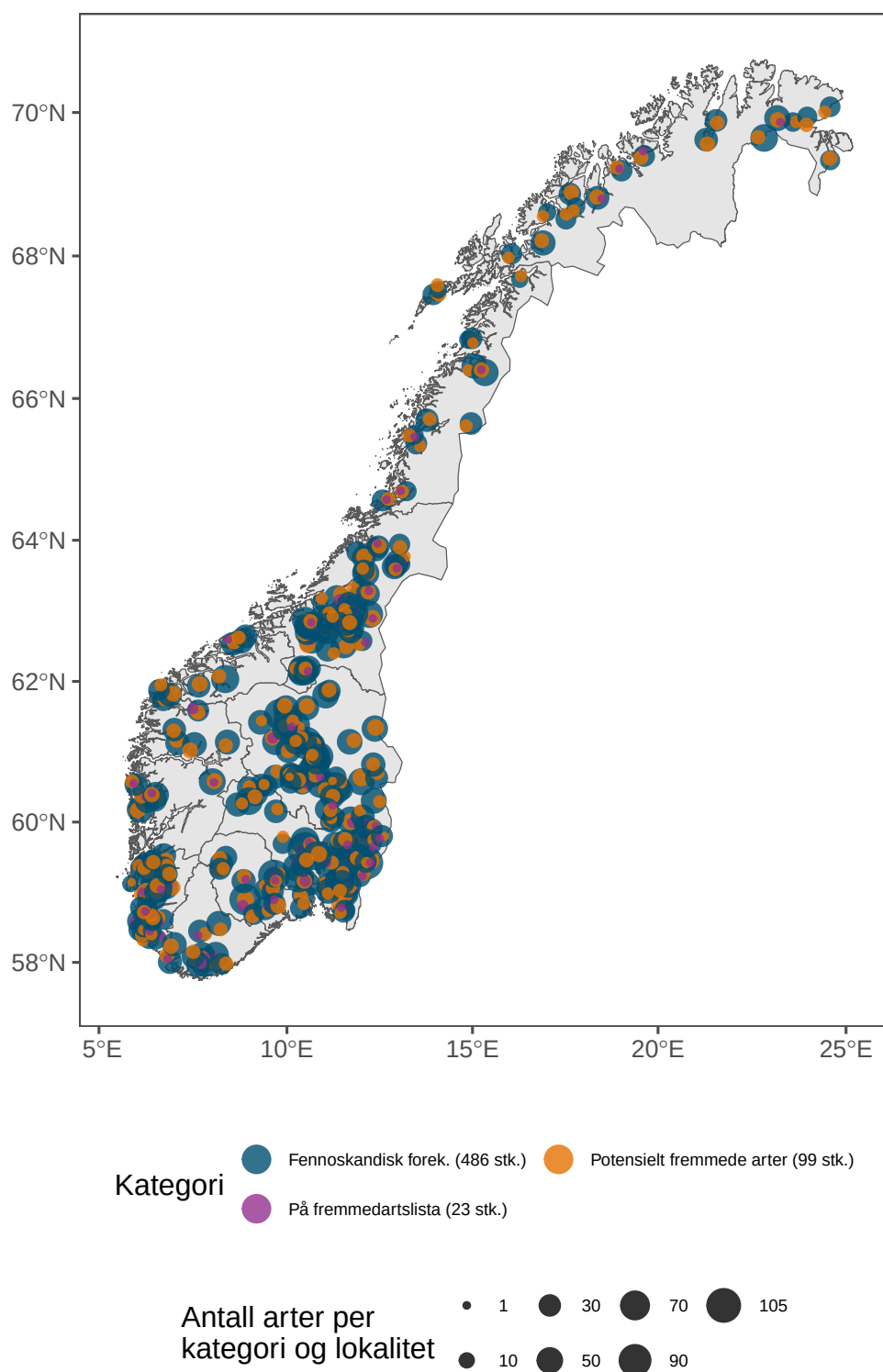
Dette overvåkingsprogrammet representerer den største sammenhengende innsamlingen av insekter i Norge. Gjennom bruk av metastrekkoding gjør programmet det mulig å prosessere et langt høyere antall prøver og individer enn hva som tidligere har vært mulig. Det er derfor ikke uventet at prosjektet vil avdekke arter som ikke tidligere er kjent fra Norge. For å undersøke potensielle nye funn kryss-sjekker vi våre artslister mot offentlig tilgjengelige digitale kilder, fremfor alt GBIF og Artskart. Private eller analoge kilder er for tidskrevende for oss å gå igjennom, selv om slike helt sikkert kan notere artsfunn som ikke er registrert på GBIF/Artskart.

De arter vi flagger som potensielt nye kan derfor ofte være stedegne norske, men som ikke er registrert i offentlige digitale kilder. Dette gjelder trolig flertallet av artene som allerede er kjent fra andre fennoskandiske land. Men programmet registrer også et stort antall arter som ikke er tidligere registrert fra naboland. Disse kan være nyttige å vurdere for fremtidige fremmedartslisters, eller for artseksperter som vil validere funnene.

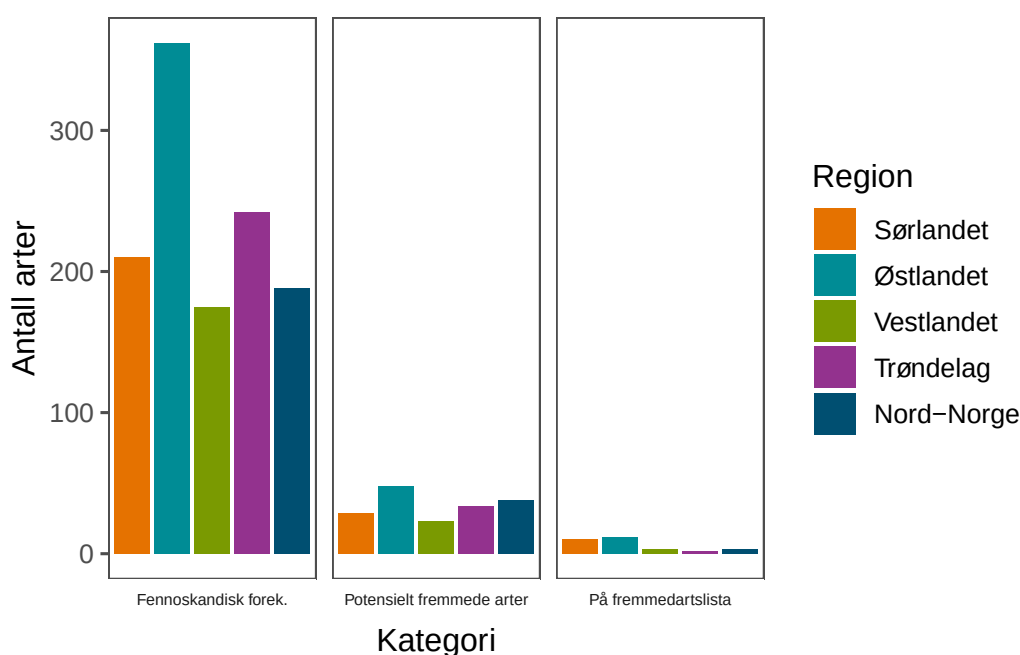
Vi observerer også arter som er registrert på fremmedartslisten (Artsdatabanken 2023), som enten SE, HI, PH eller LO i risikovurdering, som per definisjon er fremmede arter. Tabell 12 oppsummerer funn av arter som ikke tidligere er kjent fra Norge. Generelt må man også ta høyde for at bioinformatikken ennå ikke er perfekt, og at noen av disse artene kan være falske positive, eller bestemt til feil art. Enkeltstående funn av fremmede eller potensielt fremmede arter bør derfor vurderes kritisk. Figur 68 viser hvor artene som ikke er tidligere kjent fra Norge er blitt observert. Vi finner fremmede arter i alle regioner, men desidert flest på Østlandet, fulgt av Sørlandet. Det er ikke uventet, da de fleste fremmede arter kommer fra sørligere strøk som både etablerer seg i sørlige enden av landet og som kan ha utfordringer ved å spre seg til øvrige regioner. Figur 69 viser så hvordan disse fremmede og potensielt nye arter fordeler seg i jordbruksmark over landsdelene. Også her topper Østlandet alle kategorier. Figur 70 viser tilsvarende figur for Østlandet, fordelt over de habitattypene.

Tabell 12. Antall arter og høyere taksa påvist med DNA-metastrekkoding i alle felleprøver (2020 - 2025) sortert på orden. Antallet av de observerte arter som finnes i Norge (registrert i artsnavnebasen), som er kjente fremmede arter for Norge (registrert i fremmedartslista), som har tilstedeværelse i Fennoskandia (i GBIF), og som er potensielt fremmede arter (se figur 8) gis i separate kolonner. Kun artsidentifiseringer med 'høy' konfidens er tatt med (unntatt 'Antall takson').

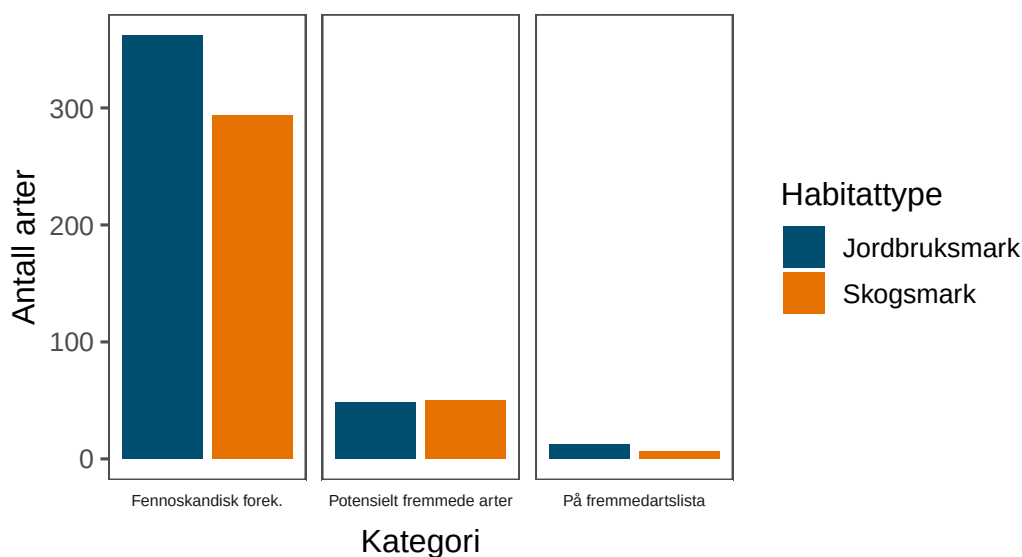
Klasse	Orden	Antall takson	Takson bestemt til art	Finnes i Norge	Fremmede arter	Fennoskandiske arter	Potensielt fremmede arter
Arachnida	Araneae	223	153	149	2	2	0
Arachnida	Mesostigmata	21	5	4	0	1	0
Arachnida	Opiliones	16	7	7	0	0	0
Arachnida	Pseudoscorpiones	1	1	1	0	0	0
Arachnida	Sarcoptiformes	37	10	7	0	1	2
Arachnida	Trombidiformes	179	48	34	0	8	6
Arachnida		8	0	0	0	0	0
Chilopoda	Geophilomorpha	1	0	0	0	0	0
Chilopoda	Lithobiomorpha	2	1	1	0	0	0
Collembola	Entomobryomorpha	100	22	22	0	0	0
Collembola	Poduromorpha	11	6	6	0	0	0
Collembola	Symphyleona	51	12	12	0	0	0
Collembola		16	0	0	0	0	0
Diplopoda	Julida	3	1	1	0	0	0
Diplopoda	Polyxenida	1	1	1	0	0	0
Insecta	Archaeognatha	1	1	1	0	0	0
Insecta	Blattodea	3	1	1	0	0	0
Insecta	Coleoptera	1071	567	547	7	5	7
Insecta	Dermaptera	3	2	2	0	0	0
Insecta	Diptera	14774	2761	2384	4	318	51
Insecta	Ephemeroptera	40	24	21	0	2	1
Insecta	Hemiptera	921	285	252	5	25	3
Insecta	Hymenoptera	8804	771	652	1	102	17
Insecta	Lepidoptera	1621	1078	1059	4	10	5
Insecta	Mecoptera	6	4	4	0	0	0
Insecta	Megaloptera	2	2	2	0	0	0
Insecta	Neuroptera	58	27	26	0	0	1
Insecta	Odonata	18	7	6	0	0	1
Insecta	Orthoptera	424	13	8	0	2	3
Insecta	Plecoptera	43	23	22	0	1	0
Insecta	Psocoptera	54	33	28	0	4	1
Insecta	Raphidioptera	3	3	3	0	0	0
Insecta	Strepsiptera	4	4	1	0	3	0
Insecta	Thysanoptera	30	7	7	0	0	0
Insecta	Trichoptera	162	103	100	0	2	1
Insecta		1865	0	0	0	0	0
Sum		30577	5983	5371	23	486	99



Figur 68. Insektarter uten tidligere kjent forekomst i Norge, basert på offentlige digitale kilder, registrert i overvåkingen i 2020-2025. Fennoscandisk forekomst baseres på registreringer i GBIF. Potensielt fremmede arter er arter som ikke er registrert observert i Norge eller Fennoskandia. Observasjonene er basert på DNA-metastrekkoding og er ikke morfologisk verifisert. Arter vurdert til NR (Ikke risikovurdert) på fremmedartslista er ikke tatt med. Posisjonene er spredt ut noe på kartet for at punktene ikke skal overlappe.



Figur 69. Antall arter i jordbruksmark på fremmedartslista, samt insektarter uten tidligere kjent forekomst i Norge, basert på offentlige digitale kilder, registrert i overvåkingen i 2020-2025. Fennoskandisk forekomst baseres på registreringer i GBIF. Potensielt fremmede arter er arter som ikke er registrert observert i Norge eller Fennoskandia. Observasjonene er basert på DNA-metastrekkoding og er ikke morfologisk verifisert. Arter vurdert til NR (Ikke risikovurdert) på fremmedartslista er ikke tatt med

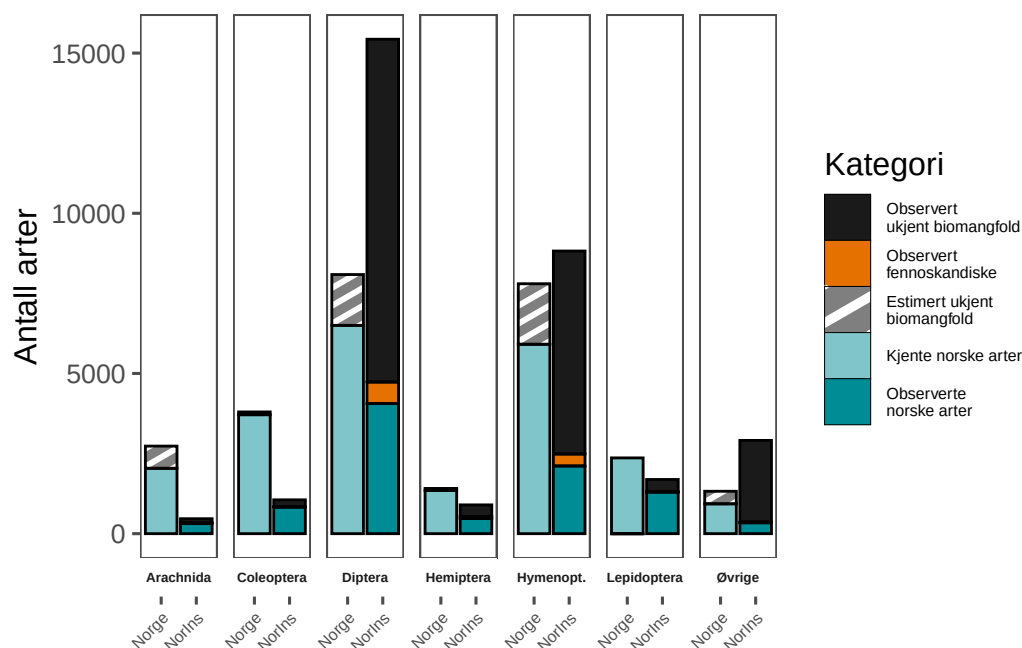


Figur 70. Antall arter på Østlandet på fremmedartslista, samt insektarter uten tidligere kjent forekomst i Norge, basert på offentlige digitale kilder, registrert i overvåkingen i 2020-2025. Fennoskandisk forekomst baseres på registreringer i GBIF. Potensielt fremmede arter er arter som ikke er registrert observert i Norge eller Fennoskandia. Observasjonene er basert på DNA-metastrekkoding og er ikke morfologisk verifisert. Arter vurdert til NR (Ikke risikovurdert) på fremmedartslista er ikke tatt med.

6.9 Diversitet

Dette overvåkingsprogrammet har ikke som målsetning å kartlegge alle landets insektarter, men heller å overvåke samlede insektsamfunn over store arealer. Likevel fanger vi opp en stor diversitet i fellene, men hvor svært mange av artene forekommer bare et fåtall ganger på hver lokalitet, og bare ved noen få lokaliteter. Dette er karakteristisk for overvåkingsopplegg for insekter, der man ofte har hyperdiverse samfunn med en «lang hale» av arter som observeres sjeldent. Figur 71 relaterer funnene i overvåkingsprogrammet til tidligere kjente norske forekomster. Andelen av kjente norske arter som fanges opp av overvåkingsprogrammet, varierer mellom taksonomiske grupper. Over halvparten av Norges kjente arter av sommerfugler (Lepidoptera) har blitt påvist minst én gang i løpet av programmet, mens kun ti prosent av edderkoppdyrene (Arachnida) har blitt registrert. Figuren viser også antallet arter som er ukjente, men som antas å eksistere for hver orden (Elven og Sjøli 2021), det vil si et mørketall. Veps (Hymenoptera) og tovinger (Diptera) skiller seg ut med store antatte mørketall, men dette gjenspeiler situasjonen også i andre land. I løpet av overvåkingsprogrammet har et relativt stort antall arter blitt registrert innen Hymenoptera og Diptera som tidligere er kjent fra andre fennoskandiske land. Programmet har også funnet et stort antall Hymenoptera og Diptera som ikke kan kobles til et kjent artsnavn. Til sammen er antallet arter av tovinger (Diptera) som har blitt registrert i NorIns, ca. 30 % høyere enn tidligere estimerer av tovingers totale biomangfold i Norge. Funnene av Hymenoptera viser også en betydelig del tilsynelatende ukjent biodiversitet. Dette er i tråd med resultater fra metastrekkoding fra andre land, som viser en stor mengde såkalte «dark taxa», som enten er ukjente for vitenskapen eller svært vanskelige å identifisere (Hartop mfl. 2022; Meier mfl. 2025). Igjen poengterer vi at artsgrupperingene fra programmet er et estimat, særlig de som ikke er identifisert til et artsnavn, og at summene kan komme til å endre seg i fremtiden.

Tabell 13 oppsummerer det totale antallet arter vi har observert i hver region og habitattype frem til i dag. Se vedlegg I for tall på lokalitetsnivå. Merk at «arter» her refererer til DNA-sekvenser som har blitt klassifisert som unike arter. Mange av disse kategoriseres som en unik art, men kan ennå ikke kobles til et kjent artsnavn. Den bioinformatiske koblingen mellom genetikk og artsnavn kan kjøres på nytt etter hvert som referansebiblioteket blir mer komplett. Da vil flere «arter» bli koblet til et artsnavn, og noen artsnavn vil endres.



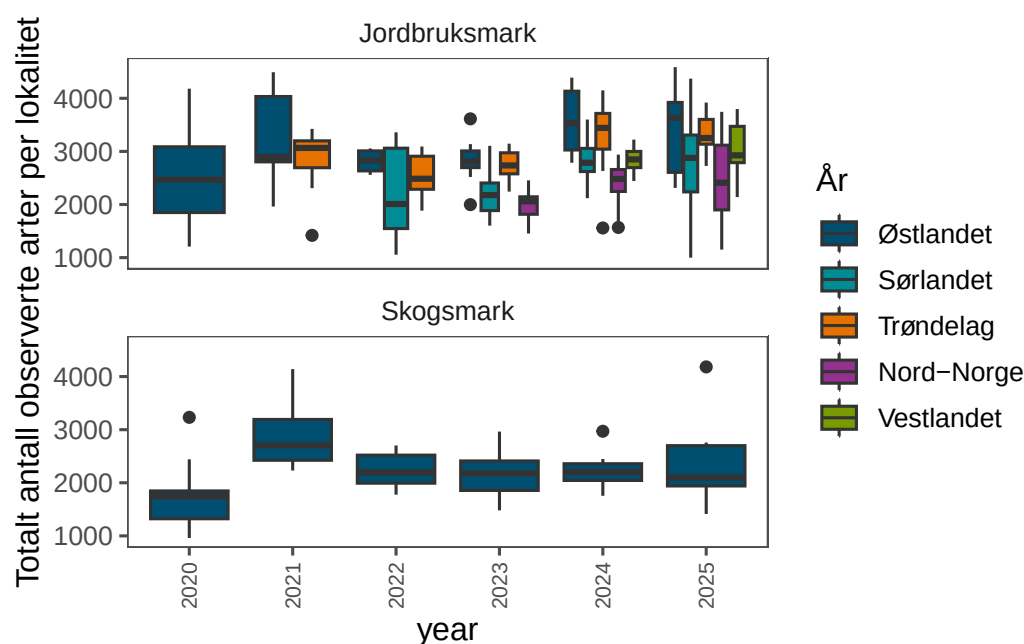
Figur 71. Dekning i Norlns av Norges biomangfold av insekter og edderkoppdyr. For hver taksonomisk gruppe vises det totale estimerte biomangfoldet for Norge i første kolonne. Denne kolonnen er delt opp kjente norske arter (lysblått), og de som aldri er blitt observert, men antas å finnes i Norge (i skravert grått-hvitt). Dette estimerte ukjente biomangfoldet for Norge er tatt fra Elven og Søli (2021). Andre kolonne for hver artsgruppe viser det som er blitt observert i Norlns. Denne viser kjente norske arter (mørkeblått), arter som er kjent fra naboland, men ikke tidligere registrert i Norge (oransje), og observert ukjent biomangfold (svart). Observert ukjent biomangfold består av arter som enten er nye for Norge og Fennoskandia eller for vitenskapen, samt automatisert grupperte arter som ikke har kunnet kobles til et artsnavn med identifiseringsmetodikken brukt i insektovervåkingsprogrammet.

Tabell 13. Antall observerte arter leddyr fra overvåkingen i 2020-2025. Merk at artsantallet delvis er basert på en automatisk oppdeling av genetiske strenger, og skal ses som et estimat. Test-feller med dobbel fangstperiode fra 2020 er ikke tatt med, derfor skiller tallet seg noe fra Tabell 12.

År	Habitat-type	Region	Antall arter
2020	Jordbruksmark	Østlandet	10224
2020	Skogsmark	Østlandet	7712
2021	Jordbruksmark	Trøndelag	8795
2021	Jordbruksmark	Østlandet	11335
2021	Skogsmark	Østlandet	10352
2022	Jordbruksmark	Sørlandet	6778
2022	Jordbruksmark	Trøndelag	7265
2022	Jordbruksmark	Østlandet	9199
2022	Skogsmark	Østlandet	8261
2023	Jordbruksmark	Nord-Norge	6094
2023	Jordbruksmark	Sørlandet	6584
2023	Jordbruksmark	Trøndelag	7616
2023	Jordbruksmark	Østlandet	9123
2023	Skogsmark	Østlandet	6775
2024	Jordbruksmark	Nord-Norge	8696
2024	Jordbruksmark	Sørlandet	8856
2024	Jordbruksmark	Trøndelag	9707
2024	Jordbruksmark	Vestlandet	8388
2024	Jordbruksmark	Østlandet	11671
2024	Skogsmark	Østlandet	8035
2025	Jordbruksmark	Nord-Norge	9424
2025	Jordbruksmark	Sørlandet	9247
2025	Jordbruksmark	Trøndelag	9937
2025	Jordbruksmark	Vestlandet	9531
2025	Jordbruksmark	Østlandet	12442
2025	Skogsmark	Østlandet	9355
Alle	Alle	Alle	30391

Vi har fremdeles ikke komplette data fra hver region, så generaliseringer må gjøres med omhu. Etter fem års innsamling kan vi til tross for dette være ganske sikre på at Østlandet er mer artsrikt enn Trøndelag, og at jordbruksmark er mer artsrik enn skogsmark (Figur 72). Eventuelle forskjeller mellom jordbruksmark i andre regioner fremstår nå som for usikre til å kunne slås fast. Den lavere diversiteten i 2020 er sannsynligvis påvirket av at vi brukte en eldre sekvenseringsmaskin det året (se mer i Kapittel 5). Vi estimerer per i dag det totale antallet arter i de 240 lokalitetene vi har undersøkt til 30 391. Merk at dette artsantallet er svært høyt sammenlignet med det totale antallet kjente leddyr i hele Norge, som per i dag er om lag 24 000, med et estimert totalt artsantall på ca 30 500 (Elven og Søli 2021).

Usikkerheten i dette estimerte artsantallet er vanskelig å kvantifisere. Det er først og fremst avhengig av kvaliteten på referansebasen, der en utvidet referansebase vil føre til at mer DNA kan identifiseres som leddyr-DNA. I tillegg påvirkes resultatene noe av grenseoppgangen i bioinformatikken knyttet til hvilke sekvenser man velger å betegne som insekter når man ennå ikke kan knytte dem til et artsnavn. For eksempel oppdaterte vi referansebasen i 2022, noe som ga oss mulighet til å klassifisere ytterligere 18 301 ASV-er som insekter sammenlignet med en tidligere versjon. Dette viser hvor ekstremt viktig referansebasen er, og at strekkoding av norske arter er en kjernevirksomhet i den nasjonale insektovervåkingen. Siden referansedatabasen ikke er komplett, vil det også kunne forekomme falske positive funn ved at man setter feil navn på en ASV. Det vil si at vi angir forekomst av en art som egentlig ikke finnes i prøven. I dette prosjektet har vi utviklet et strengt system for evaluering av hvert artstreff for å redusere dette problemet, og vi angir en konfidens for hvert enkelt artstreff som høy, moderat, lav eller dårlig. For artslistene bruker vi bare artstreff med høy konfidens.



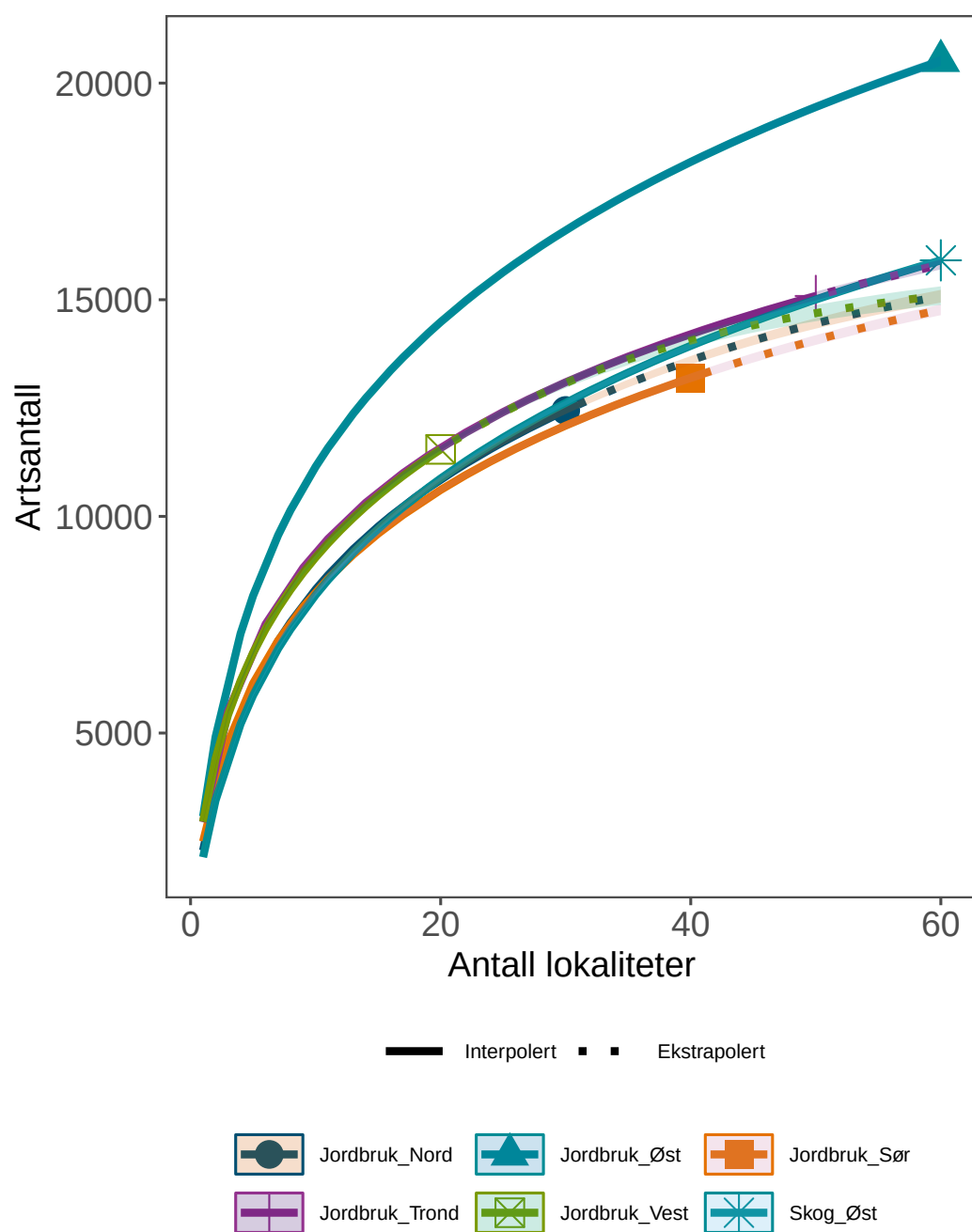
Figur 72. Totalt observert artsantall av leddyr per lokalitet. Merk at DNA-metastrekkodingsrutinen ble oppdatert i 2021 og at dette kan forklare det lavere artsantallet i 2020.

Siden vi ikke undersøker alle typer habitater og substrater, er det ikke mulig å estimere det totale antallet insektarter i områdene vi undersøker. Vi gjennomfører heller ikke regelmessig innsamling med flere feller per lokalitet, noe man kan bruke for å estimere deteksjonssannsynlighet til innsamlingsmetodikken av insekter som er til stede på en lokalitet. Dette ble gjort for enkelte artsgrupper i

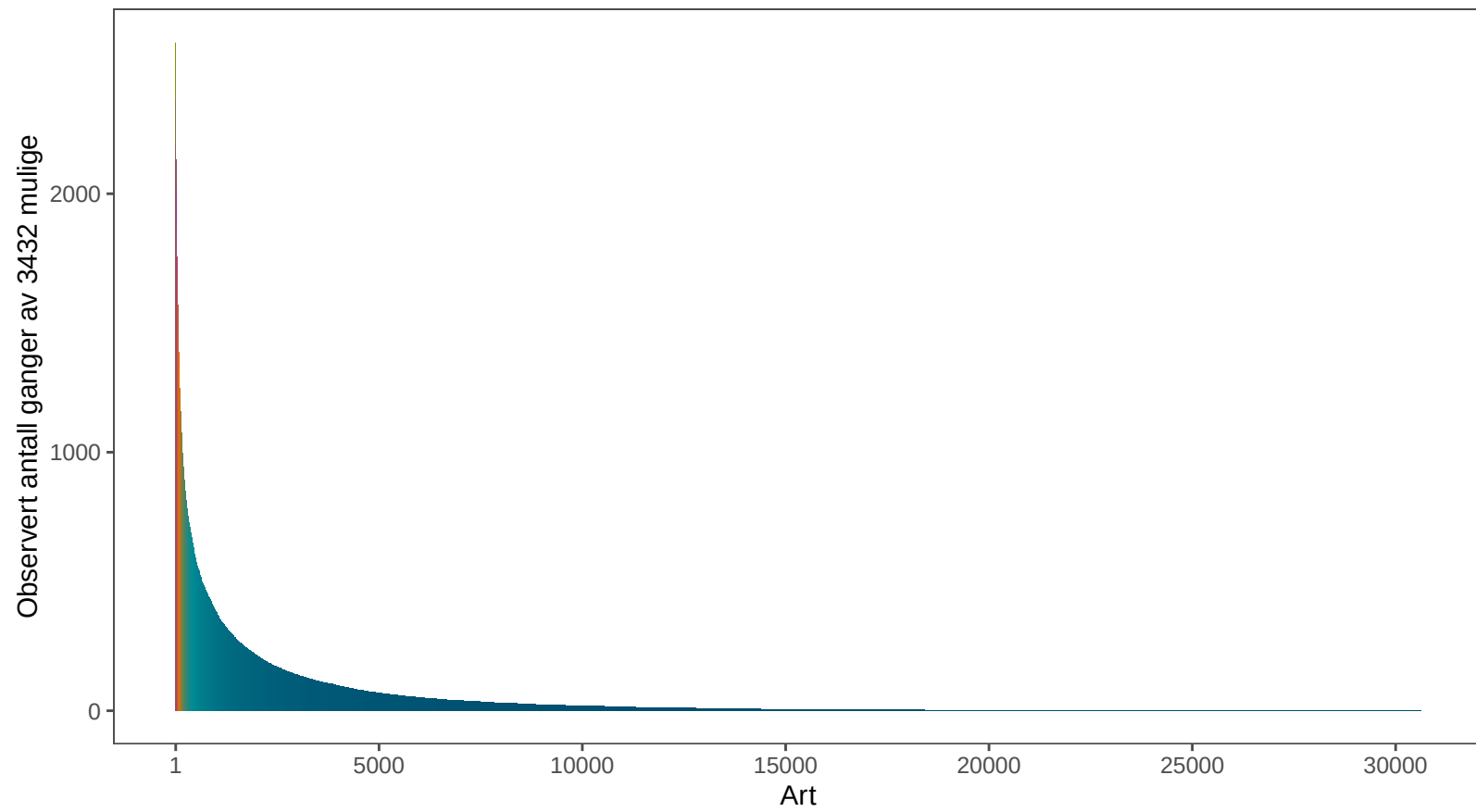
et pilotprosjekt i 2019 (Åström mfl. 2020a). Vi kan likevel bruke enklere metoder for å estimere det totale artsantallet man kan forvente å finne, gitt den eksisterende metodikken, for et større antall lokaliteter. Her bruker vi pakken iNEXT for å estimere det totale artsantallet man vil oppdage, gitt det nåværende opplegget for de ulike regionene (Hsieh mfl. 2016), basert på metodikk beskrevet i Chao mfl. (2014). Vi inkluderer her kun funndata fra malaisefeller for å kunne sammenligne habitattypene på likt grunnlag.

Figur 73 viser at akkumulasjonskurvene for antall arter ikke har flatet ut, og at vi kan forvente å observere flere arter i fremtiden. Dette skyldes blant annet at det er så mange insekter som har en flyktig forekomst, og som svært sjeldent flyr inn i en felle. Det er mulig å estimere asymptoten på akkumulasjonskurven, og dermed det antatte totale artsantallet, ved hjelp av en såkalt Chao-estimator. Slike estimater må imidlertid tas med en klype salt. Chao-estimering er for det første kjent for å underestimere det totale artsantallet når man har lav deteksjonssannsynlighet for mange arter. For det andre er det også mulig at vi kategorisk går glipp av flere arter som er til stede, enten fordi våre feller ikke klarer å fange dem, eller fordi metastrekkodingen ikke klarer å fange dem opp. Til sist har vi bare besøkt to bredt definerte økosystemtyper, og skogsmark i tillegg bare på Østlandet. På den andre siden kan det, som nevnt, hende at vi skiller ut noen genetiske varianter som ulike arter, selv om de egentlig burde vært gruppert som samme art. Valideringer av artslistene på fjærmygg utført av Vitenskapsmuseet har for eksempel vist eksempler på slike tilfeller (Kapittel 5.8). Samtidig viste gjennomgangen også det omvendte: at noen grupperinger burde splittes i flere. Vi vet også at ikke alle arter kan skilles fra hverandre ut fra den delen av det mitokondrielle DNA-et vi undersøker i dette programmet. Omfanget av denne typen feil er i skrivende stund vanskelig å estimere. Hittil ligger Chao-estimatet (Chao2, for funn/ikke-funn) på drøyt 39 000 arter (39697), noe som med tanke på disse forbeholdene bør tas med en klype salt.

Merk som nevnt at svært mange av disse artene ennå ikke har en match med en kjent strekkode, og at de derfor deles inn automatisk i grupper ut fra hvor mye sekvensene skiller seg fra hverandre. Det er flere tusen arter som er påvist mer enn 100 ganger i prosjektet så langt (3949), men det store flertallet av arter er kun fanget én eller et fåtall ganger. Faktisk er hele 7276 arter påvist kun én gang, og så mange som 17344 er påvist mindre enn 10 ganger. Dette sier noe om hvor vanskelig det er å overvåke de fleste insektarter hver for seg. Dette vil ikke bedre seg bare ved at man lykkes med å sette rett navn på flere av artene; de vil uansett detekteres så sjeldent at det er vanskelig å få robuste estimater på antall eller forekomstsannsynlighet. Figur 74 viser den ekstremt ujevne fordelingen av hyppighet mellom arter, gjennom en såkalt rank-abundans kurve, der y-aksen viser i hvor mange felleprøver hver art er funnet i.



Figur 73. Observert og estimert totalt artsantall (Chao) i malaisefeller i de undersøkte regionene. Merk at ekstrapoleringen forutsetter en perfekt deteksjonsevne. Usikkerhetene rundt estimatene er så små at de dekkes av linjene.



Figur 74. Rangering av i hvor mange felleprøver de ulike insektartene har blitt funnet.

6.9.1 Genetisk diversitet – variasjon innen arter

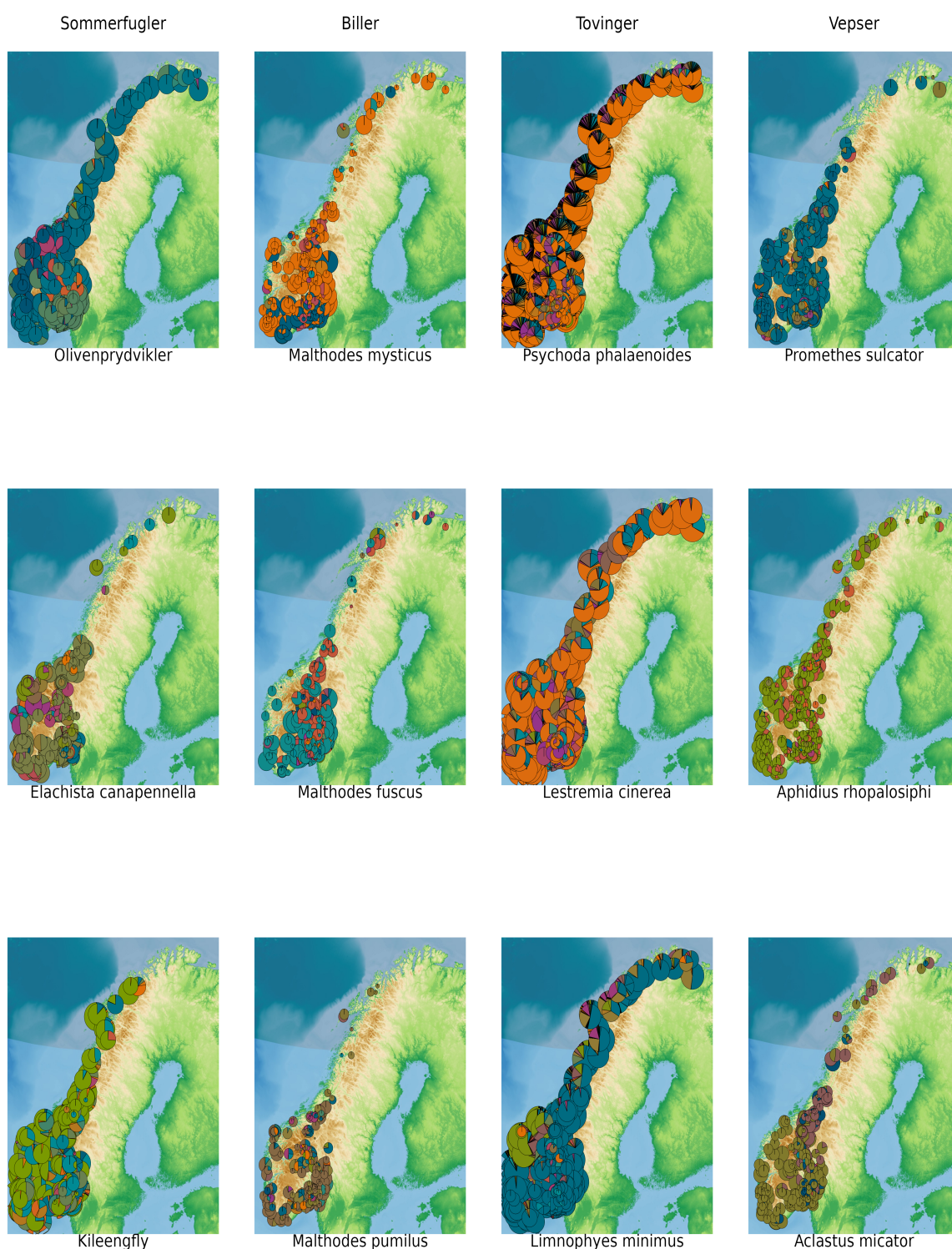
DNA-metastrekkoding gir store mengder data, noe som gjør at vi kan artsbestemme tusenvis av insekter fra malaisefeller, så lenge vi har gode referansedatabaser. Men metoden gir oss også innsikt i den genetiske variasjonen innad i hver art. DNA-kopiene fra analysene varierer også innenfor artene. Disse unike DNA-kopiene kaller vi haplotyper. Ved å se på hvordan haplotypene er fordelt mellom ulike lokaliteter og regioner, kan vi beskrive den genetiske variasjonen innenfor hver art over geografiske avstander.

Figur 75 viser tre arter med særlig mange DNA-kopier innenfor hver av ordenene sommerfugler (Lepidoptera), biller (Coleoptera), tovinger (Diptera) og vepser (Hymenoptera). For noen arter ser vi i en kraftig dominans av én haplotype over store områder, se for eksempel darwinvepsen *Promethes sulcator* eller sommerfuglmyggen (tovingen) *Phychoda phalaenoides*. For andre arter ser vi større regionale forskjeller i genetiske varianter, for eksempel olivenprydvikler (sommerfugl) *Celypha lacunana* eller bløtvingen (bille) *Malthodes fuscus*. Det er også tydelig at tovingene generelt ser ut til å ha høyere diversitet innad i arter enn de andre ordenene, men dette kan være et resultat av at malaisefellene fanger særdeles store antall individer av tovinger. Forskjeller i antall genetiske varianter mellom arter kan også påvirkes av alderen på artene, der unge arter har hatt mindre tid å akkumulere genetisk variasjon, eller at populasjonene har gjennomgått en genetisk flaskehals med lave populasjoner.

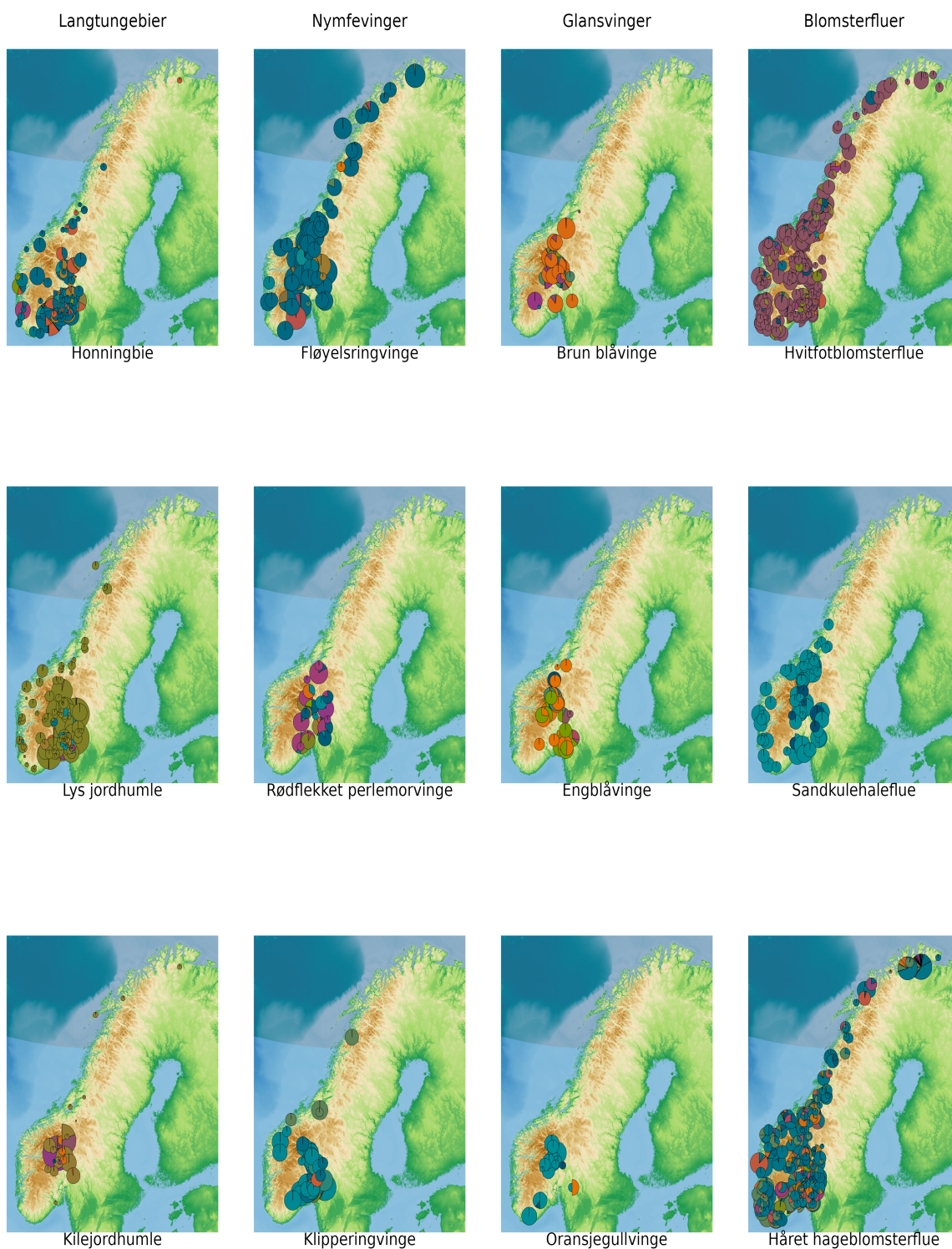
Figur 76 viser tilsvarende figur for et utvalg av insektfamilier som fungerer som pollinatorer. Honningbienen *Apis mellifera* forekommer utelukkende der den holdes som husdyr av birøktere, og har derfor en svært variabel og iblant svært tett forekomst. Den genetiske variasjonen gjenspeiler her avling av bestemte genetiske linjer, da den genetiske variasjonen kan være viktig for motstandskraft mot sykdommer og varroa-midd (Espregueira Themudo mfl. 2020). Lys jordhumle (*Bombus lucorum*), og kilejordhumle (*Bombus cryptarum*) er eksempler på arter som er vanskelig å skille i felt. De samles ofte i artskomplekset *Bombus sensu strictu*, og skilles sjeldent som her. Konsentrasjonen av *Bombus cryptarum* til høyereliggende områder samsvarer likevel med ekspertvurderte utbredelsesmønstre. De to sommerfuglfamiliene nymfevinger og glansvinger inneholder flere av de mest vanlige dagsommerfuglene i landet, for eksempel nymfevingene neslesommerfugl og dagpåfugløye, og blåvinger og gullvinger blant glansvingene. Her representeres de henholdsvis av blant annet fløyelsringvinge (*Erebia ligea*) og rødflekket perlemorvinge (*Boloria euphrosyne*), samt brun blåvinge (*Eumedonia eumedon*) og engblåvinge (*Cyaniris semiargus*). De vanligste blomsterfluene forekommer over større regioner, men utviser ikke like stor genetisk variasjon som de mest vanlige flueartene.

Med flere års data vil vi kunne se om disse mønstrene opprettholdes. Vi vil også kunne lage haplotypekart over intraspesifikk genetisk variasjon for svært mange av de insektartene vi finner i overvåkingen. Dette åpner for et helt nytt verktøy for naturforvaltningen der vi for eksempel kan identifisere områder i Norge med høy genetisk variasjon innen arter, eller områder som har mange arter med unik genetisk variasjon som dermed bør vernes. Vi kan også se på endringer over tid, der tap av haplotyper for eksempel kan være tegn på populasjonsnedgang eller endringer i miljøet. Antallet haplotyper kan altså være et verktøy for å oppdage genetiske flaskehalser som populasjonene har gått igjennom. Man kan også følge med på 'kryptisk invasjon' av fremmede haplotyper, der fremmede genetiske varianter av stedegne arter blir spredd med hjelp av mennesker. Omfanget på kryptisk invasjon er stort sett ukjent fordi det er vært vanskelig å kartlegge og overvåke. En tilnærming som her, ved bruk av DNA-metastrekkoding data, har så langt ikke vært brukt i praktisk forvaltning. Vi ser mange muligheter for bruk av denne teknologien i fremtiden.

På nettsiden til prosjektet kan man se haplotype-kart for alle artene observert i overvåkingen (se Kapittel 8).



Figur 75. Frekvenser av haplotyper (varianter av ASV/DNA-kopier) ved ulike lokaliteter som viser genetisk variasjon innen hver enkeltart. Som et oversiktlig eksempel vises de tre artene som er fanget i flest tilfeller innenfor hver av ordenene sommerfugler (Lepidoptera), biller (Coleoptera), tovinger (Diptera) og vepser (Hymenoptera). Hver farge representerer en unik genetisk variant. Størrelsen på sirklene er logaritmisk skalert etter mengden DNA av arten i hver lokalitet. Besøk programmets nettside for å se valgfri art i større kart.



Figur 76. Frekvenser av haplotyper (varianter av ASV/DNA-kopier) for et utvalg av pollinatorer-familier, langtungebier (Apidae), nymfevinger (Nymphalidae), glansvinger (Lycaenidae), og blomsterfluer (Syrphidae). Hver farge representerer en unik genetisk variant. Størrelsen på sirklene er logaritmisk skalert etter mengden DNA av arten ved hver lokalitet. Besøk programmets nettside for å se valgfri art i større kart.

7 Registrering av fuglesang med lydloggere

7.1 Innledning

Det nasjonale insektovervåkingsprogrammet gir et standardisert og langsiktig rammeverk for å følge endringer i insektfaunaen over tid og på tvers av regioner. Ved å utnytte denne infrastrukturen kan passiv akustisk overvåking (PAM) tilføre et komplementært og ikke-invaderende datalag. Ved å registrere lydlandskapet på de samme lokalitetene fanger vi opp vokal aktivitet fra fugler, lydproduserende insekter og andre dyr, i tillegg til menneskeskapt støy som for eksempel trafikk (Somervuo mfl. 2025). Å samlokalisere akustiske sensorer med insektfeller gir samtidig informasjon om flere økologiske og miljømessige komponenter som er relevante for å forstå endringer i biologisk mangfold (Bick mfl. 2024).

Bioakustisk overvåking gjennom prosjektet «Sound of Norway» ble tidligere gjennomført i tilknytning til det nasjonale insektovervåkingsprogrammet i 2020 og 2021 (Rosten og Fossøy 2020; Sethi mfl. 2021). I 2022 ble prosjektet i stedet utført i samarbeid med den nasjonale hekkefuglovervåkingen (Rosten mfl. 2023). Videre metodeutvikling og teknologisk forbedring har funnet sted i 2024–2025 gjennom et Biodiversa+-prosjekt, med mål om å videreutvikle verktøy og standarder for overvåking av biologisk mangfold (Cretois mfl. 2026). I 2025 ble bioakustisk overvåking igjen integrert i det nasjonale insektovervåkingsprogrammet, med akustiske sensorer utplassert ved ti lokaliteter i østlandsregionen.

Denne rapporten dokumenterer den bioakustiske delstudien fra 2025. Studien ble utformet som en regional pilot for å evaluere praktisk integrasjon av bioakustisk overvåking i insektovervåkings arbeidsflyt (inkludert utplassering og service under ordinære feltbesøk). Videre var målet å beskrive dataflyt og infrastrukturbehov knyttet til kontinuerlige opptak, samt å etablere automatisert dataprosessering og rapportering. Analysene i rapporten fokuserer på registrering av fugl, fordi fugler er relativt lette å påvise akustisk, og fordi utbredte klassifikasjonsmodeller gjør det mulig å hente ut tolkbare, standardiserte mål raskt (Kahl mfl. 2021; Doohan mfl. 2026). Vi fremhever at opptakene har et bredere potensial for fremtidige analyser av lydlandskapet.

7.2 Utvalgsdesign og metoder

Bioakustisk overvåking ble gjennomført på ti lokaliteter i østlandsregionen Tabell 14 i perioden 21. juni – 14. oktober. Ved hver lokalitet ble det utplassert en lydlogger av typen Song Meter Mini (Wildlife Acoustics, USA). Enhetene drives av litiumbatterier og lagrer opptak på et SD-kort (256 GB). Batterier og SD-kort ble byttet omtrent månedlig, koordinert med de ordinære feltbesøkene for tømming av insektfeller i det nasjonale insektovervåkingsprogrammet.

Tabell 14. Registreringsinnsats av fuglelyd i 2025, med totalt antall dager da loggene var i aktiv drift og prosentvis oppetid (tid i drift / total tid i felt).

Lokalitet	Antall aktive dager	Driftsikkerhet %
Semi-nat_03	68	58
Semi-nat_04	74	63
Semi-nat_06	51	44
Semi-nat_07	44	38
Semi-nat_08	45	38
Semi-nat_09	83	71
Semi-nat_10	80	68
Skog_03	82	70
Skog_07	74	63
Skog_09	67	57

Lydloggerne var programmert til å gjøre kontinuerlige opptak gjennom hele døgnet. Selv om kontinuerlig opptak oversteg databehovet for analysene i denne rapporten, ble dette valgt for å maksimere den langsiktige verdien av datasettet. I fremtiden kan dataene brukes til å påvise flere taksa og til andre lydlandskapsanalyser (f.eks. insekter, andre virveldyr og menneskeskapt støy). Totalt ble det generert kontinuerlige opptak som utgjorde 5 TB rå lyddata i 2025.

Ved hver lokalitet ble Song Meter Mini montert på stolpen til malaisefellen i standardisert høyde (1,5 m over bakken) for å sikre sammenlignbar plassering. Metadata ble samlet inn i felt etter standardiserte protokoller utviklet i Biodiversa+-prosjektet TABMON (Wiel mfl. 2026; Cretois mfl. 2026). Dette inkluderte informasjon om utplassering, service og eventuelle avvik eller forstyrrelser. Etter hvert servicebesøk ble lydfilene overført fra SD-kort til sikker lagring på NINAs server og organisert etter lokalitet og dato.

Forekomst av fuglearter ble hentet ut ved hjelp av BirdNET v2.4, en KI-basert klassifikasjonsmodell (Kahl mfl. 2021). BirdNET er et mye brukt rammeverk for å identifisere fuglearter fra akustiske data, og er trent på mer enn 6 500 arter globalt. Verktøyet brukes i europeisk overvåking, blant annet for analyser av mønstre på samfunnsnivå i lydlandskap (Funosas mfl. 2026). Dataene fra BirdNET (art, tidsstempel og tilhørende konfidens for artsbestemmelsen) utgjorde grunnlaget for oppsummeringene og analysene i denne rapporten.

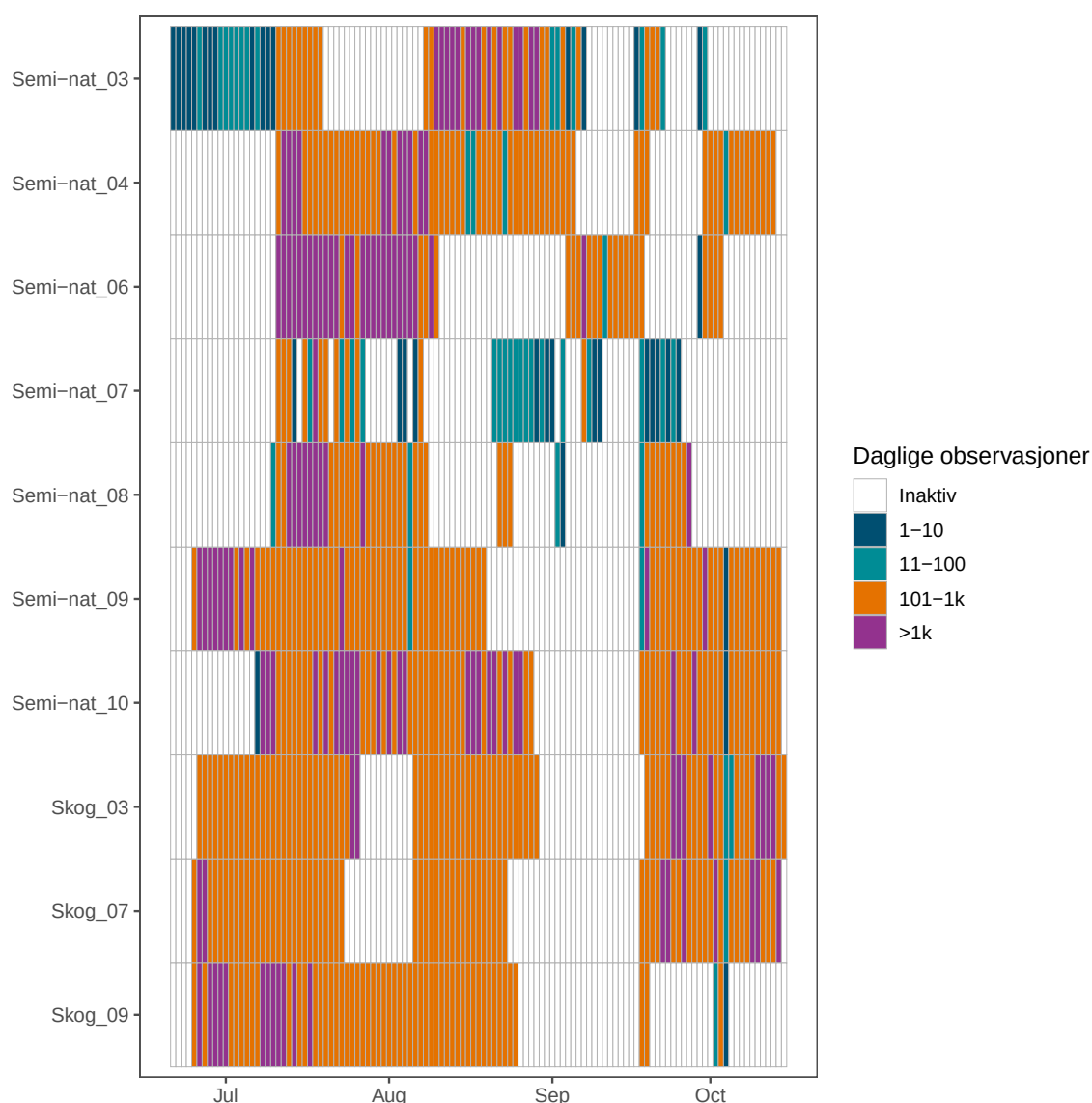
For å redusere falske positive ved automatisert klassifikasjon – særlig når modeller anvendes på svært store antall arter – ble BirdNETs analysegrunnlag avgrenset for å øke presisjonen og tolkbarheten. Generelt er geografisk avgrensing og bruk av en forhåndsdefinert artsliste effektive måter å redusere forveksling mellom akustisk like arter på, noe som bidrar til å redusere feilkilder i datasettet. I denne studien ble BirdNET avgrenset til artslisten som brukes i rapportering til Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS) (Brlík mfl. 2026), slik at deteksjonene samsvarer med den mest relevante rapporteringsrammen. Videre ble resultatene filtrert slik at kun arter der BirdNET er validert i Norge med minst 80 % korrekte artsidentifiseringer, ble inkludert (Bick mfl. 2024). Dette fungerer som et ekstra kvalitetssikringstrinn før videre analyser.

7.3 Resultater

De fleste lydloggerne oppnådde stabil drift etter utplassering (fra tidlig til midten av juli), og flere enheter hadde lange, tilnærmet kontinuerlige opptaksperioder ut juli og gjennom store deler av august (Figur 77). På tvers av de ti lokalitetene tilsvarte dette 1 170 opptaksdager og 1 685 662 BirdNET-observasjoner i rådataene. Dette tallet ble redusert til 428 406 observasjoner etter filtrering. Artslisten

var tilsvarende stabil etter filtrering (58 arter i rådataene, 57 arter beholdt), noe som indikerer at filtreringen i hovedsak fjernet sannsynlige feilklassifiseringer uten å endre samfunnssammensetningen vesentlig.

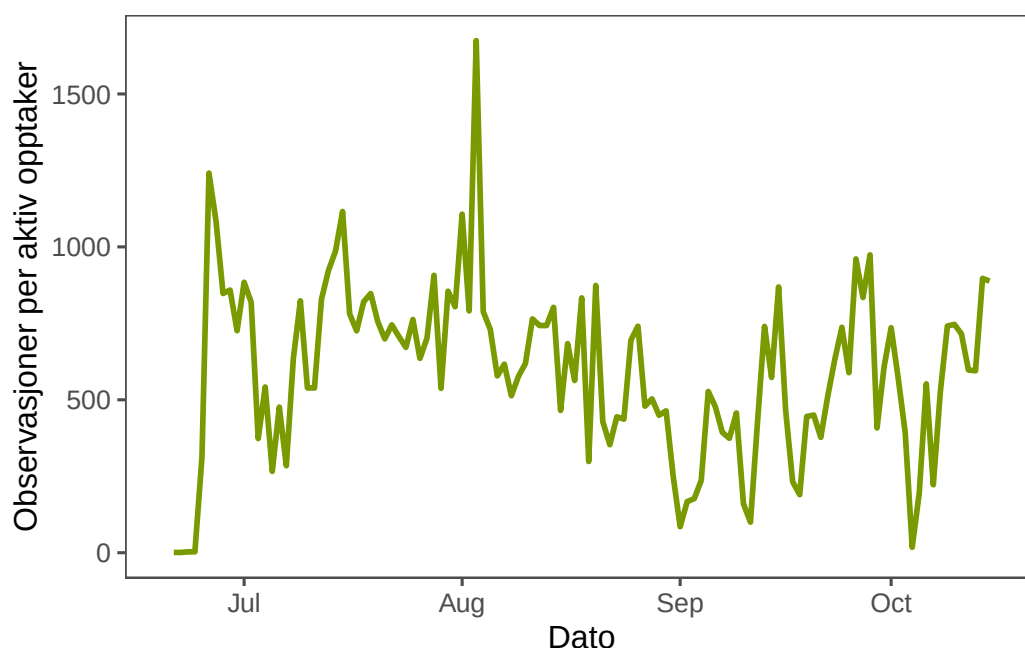
Graden av kontinuerlig driftstid (datahull) var likevel variabel mellom enhetene: Noen hadde hyppige avbrudd og lengre perioder uten opptak, mens andre var i drift store deler av perioden. Et tydelig mønster var at flere enheter hadde mye nedetid fra starten til midten av september, noe som tyder på felles operative eller tekniske begrensninger. For de enhetene som var i drift utover slutten av september og inn i oktober, gikk antall daglige deteksjoner generelt ned fra høyere midtsommerverdier til lavere sensommer- og høstverdier. Dette er i tråd med sesongmessige endringer i vokal aktivitet og detekterbarhet.



Figur 77. Daglig driftsstatus (opptid/nedetid) for Song Meter Mini lydloggere i feltsesongen 2025, fargesatt med antall BirdNET-deteksjoner per aktiv dag.

Deteksjonsratene var i gjennomsnitt høyere i juli og tidlig i august, før de avtok utover i august og inn

i september (Figur 78). Deteksjonsratene var variable gjennom hele opptaksperioden, med en tydelig økning i dag-til-dag-variasjon i andre halvdel av sesongen (fra september og utover). De laveste deteksjonsratene forekom fra starten til midten av september. Deretter var deteksjonene mer variable, men generelt lavere enn maksimumsnivået midtsommers, med enkelte tilfeller av høy aktivitet mot slutten av september og i oktober. Samlet sett hadde midtsommeren høyest vokal aktivitet og detekterbarhet, mens den påfølgende nedgangen og økte variabiliteten senere i sesongen samsvarer med sesongmessige endringer i atferd og fenologi hos fugler.

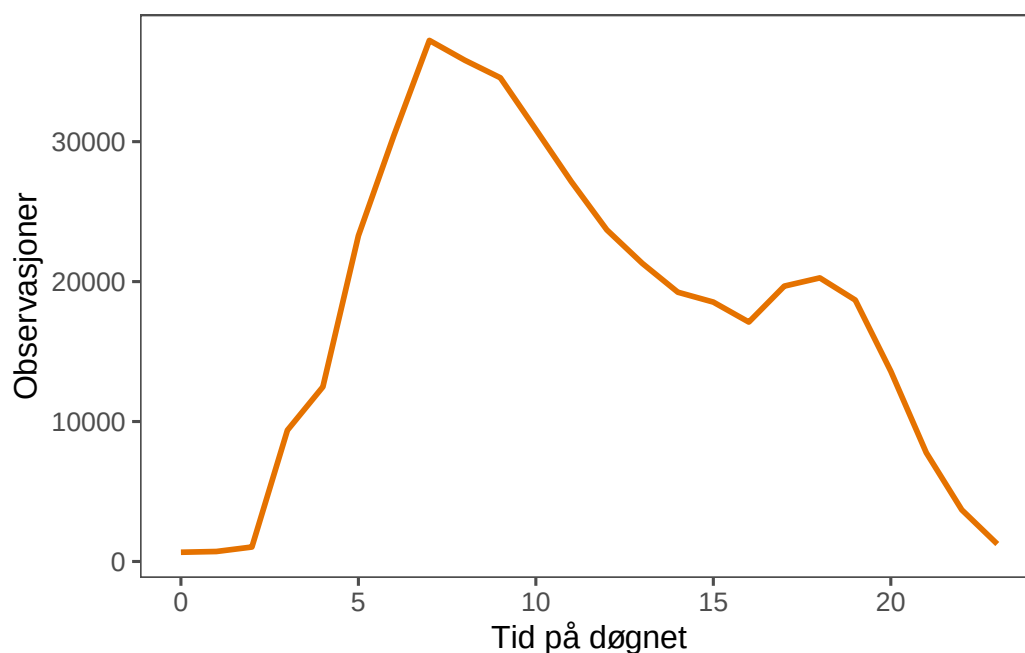


Figur 78. Daglig BirdNET-deteksjonsrate korrigert for datahull gjennom opptaksperioden. Verdiene representerer antall deteksjoner per dag standardisert med andelen enheter i drift (dvs. korrigert for nedetid), slik at temporal variasjon kan tolkes uavhengig av endringer i dekning.

Deteksjonene viste en tydelig døgnrytme, med svært lav aktivitet om natten og en rask økning tidlig om morgenen (Figur 79). Antall deteksjoner toppet seg om morgenen (omtrent kl. 07:00–09:00) og avtok deretter gjennom ettermiddagen, med en mindre sekundær økning sen ettermiddag/tidlig kveld (omtrent kl. 17:00–19:00) før et markant fall etter kl. 20:00.

På tvers av de 10 lokalitetene viste varmekartet for artsforekomst (Figur 80) to tydelige mønstre: (i) en kjernegruppe av vidt utbredte spurvefugler med gjennomgående høy vokal aktivitet ved de fleste lydloggerne, og (ii) en gruppe mer habitatassosierte arter som forekom ved et begrenset utvalg lokaliteter. Vanlige skogkant- og generalistarter (f.eks. bokfink (*Fringilla coelebs*), løvsanger (*Phylloscopus trochilus*), rødstrupe (*Erithacus rubecula*), gjerdesmett (*Troglodytes troglodytes*), kjøttmeis (*Parus major*), blåmeis (*Cyanistes caeruleus*) og måltrost (*Turdus philomelos*)) ble registrert ved mange lokaliteter, ofte med moderate til høye deteksjonsnivåer. Dette tyder på at de fleste lokalitetene deler et grunnleggende skog-/skogkant-lydlandskap, og at dataene fra BirdNET er samstemte på tvers av nettverket.

Flere arter viste samtidig tydelig lokalitetsspesifisitet, særlig arter knyttet til åpent landskap og våtmark (f.eks. piplerker, lerker og vipere/vadere), noe som trolig reflekterer forskjeller i lokal habitatkontekst rundt malaisefellene. Noen lokaliteter hadde også systematisk færre deteksjoner på tvers av mange arter, i tråd med flere datahull eller svakere opptaksforhold i deler av sesongen (jf. Figur 77).

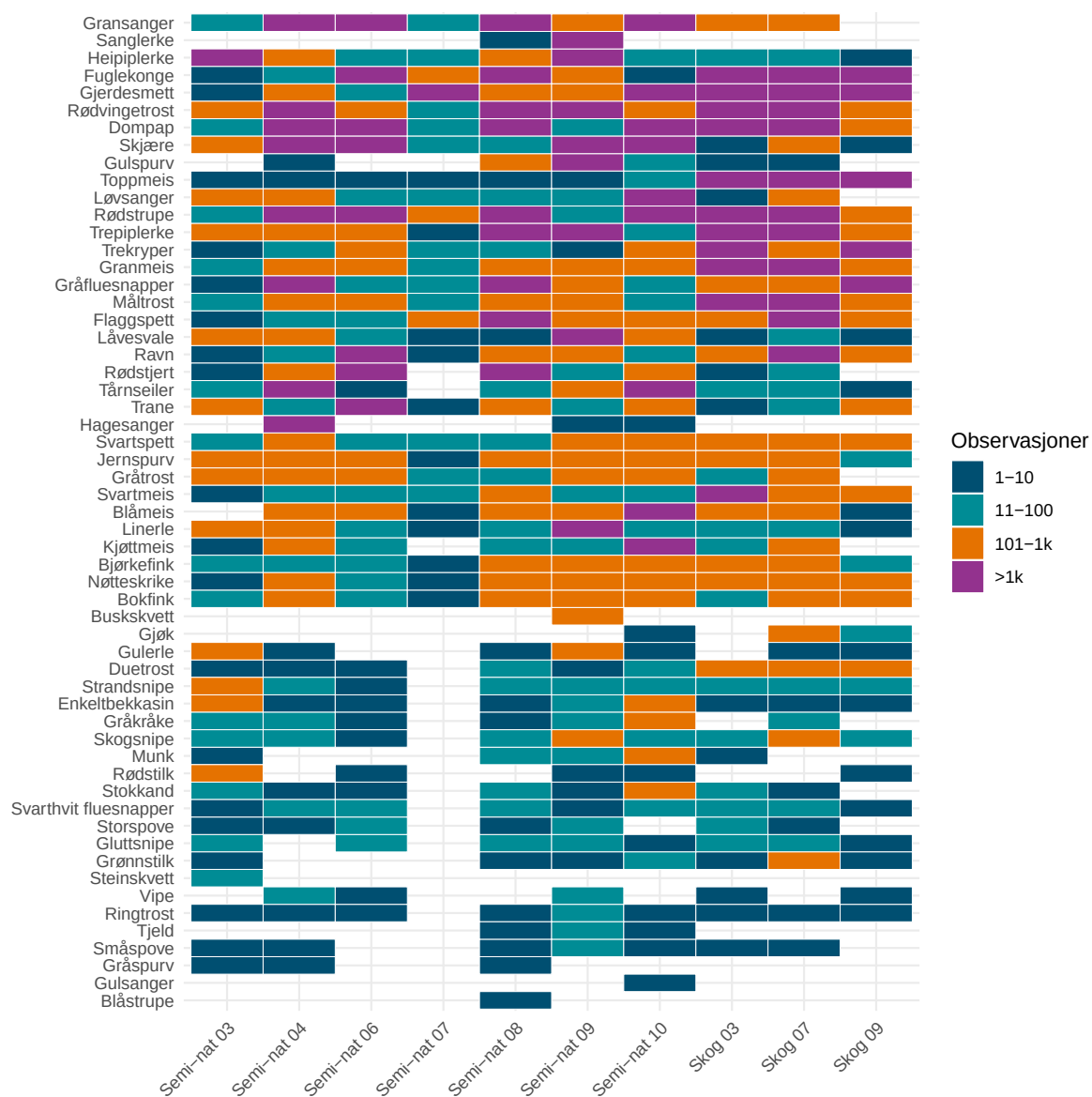


Figur 79. Fordeling av BirdNET-deteksjoner gjennom døgnet.

Datasettet inkluderer deteksjoner av flere arter som har rødlistekategori i Norge (Artsdatabanken 2021), ved et begrenset antall lokaliteter Tabell 15. Vipe (*Vanellus vanellus*) er klassifisert som kritisk truet (CR), mens gulspurv (*Emberiza citrinella*) og granmeis (*Poecile montanus*) er klassifisert som sårbar (VU). Disse artene ble registrert ved én eller flere lokaliteter. Deteksjoner av vipe og gulspurv er forenlige med deres tilknytning til åpent jordbruks- og semiåpent landskap, mens granmeis typisk er knyttet til boreal skog, noe som reflekterer habitatvariasjonen i Østlandsnettverket. Storspove (*Numenius arquata*), som også er rødlistet (sterkt truet; EN), ble registrert ved et utvalg lokaliteter, i tråd med at enkelte stasjoner fanger opp våteng-/åpenmarkselementer innenfor den regionale gradienten. Samlet sett omfattet deteksjonene både vidt utbredte arter og en mindre gruppe rødliste- og habitatassosierte arter, med tydelige forskjeller i forekomst mellom lokaliteter.

Artsrikdommen økte med lengre fungerende opptaksperioder, i tråd med forventningene, men sammenhengen varierte mellom lokalitetene (Figur 81). Siden både oppetid og sesongmessig dekning varierte mellom enhetene i løpet av opptaksperioden (slutten av juni–oktober), må det tas hensyn til innsats og datakomplettethet ved sammenligning av artsrikdom mellom lokaliteter, og ved fremtidige analyser over flere år.

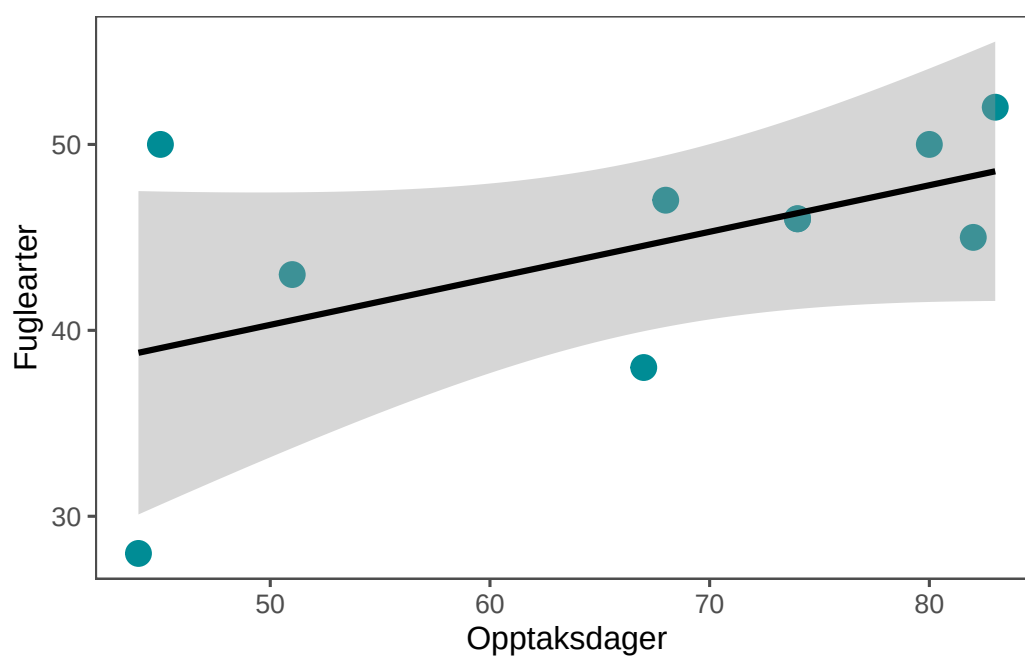
På tvers av lokalitetene viste artsrikdommen for fugl en positiv sammenheng med både total insektbiomasse (Figur 82 A) og insektenes artsrikdom (Figur 82 B). Gitt et lite datagrunnlag og brede konfidensintervaller bør disse mønstrene tolkes som eksplorative, og de bør vurderes på nytt med mer data og eksplisitt kontroll for habitatkontekst og opptaksvarighet.



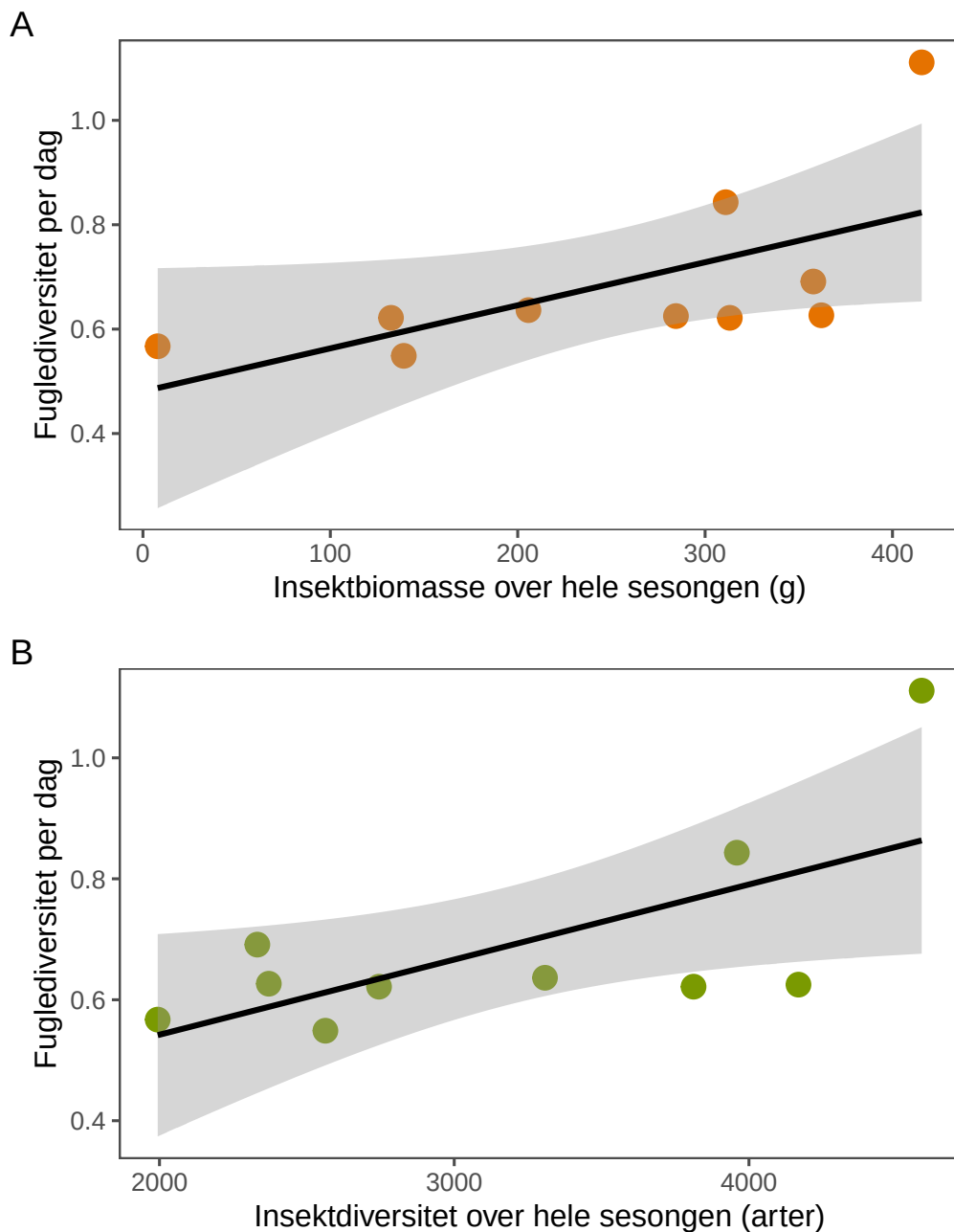
Figur 80. Varmekart som viser antall BirdNET-deteksjoner (vokaliseringer) for hver fugleart (rader) ved hver lokalitet/opptaker (kolonner). Fargene angir grupperte deteksjonstall per lokalitet (1–10, 11–100, 101–1k, 1k–5k, >5k); hvite felt angir ingen deteksjoner for arten ved den lokaliteten.

Tabell 15. Rødlistestatus (Artsdatabanken 2021) for de detekterte fuglene i overvåkingen, med antall lokaliteter (av 10) som de ble registrert i.

Norsk navn	Latinsk navn	Rødliste kategori	Norsk rødliste status	Antall lokaliteter
Vipe	Vanellus vanellus	CR	Kritisk truet	5
Storspove	Numenius arquata	EN	Sterkt truet	7
Granmeis	Poecile montanus	VU	Sårbar	10
Gulspurv	Emberiza citrinella	VU	Sårbar	6
Gjøk	Cuculus canorus	NT	Nær truet	3
Gråspurv	Passer domesticus	NT	Nær truet	3
Rødstilk	Tringa totanus	NT	Nær truet	5
Sanglerke	Alauda arvensis	NT	Nær truet	2
Småspove	Numenius phaeopus	NT	Nær truet	7
Tjeld	Haematopus ostralegus	NT	Nær truet	3
Tårnseiler	Apus apus	NT	Nær truet	9
Bjørkefink	Fringilla montifringilla	LC	Livskraftig	10
Blåmeis	Cyanistes caeruleus	LC	Livskraftig	9
Blåstrupe	Luscinia svecica	LC	Livskraftig	1
Bokfink	Fringilla coelebs	LC	Livskraftig	10
Buskskvett	Saxicola rubetra	LC	Livskraftig	1
Dompap	Pyrrhula pyrrhula	LC	Livskraftig	10
Duetrost	Turdus viscivorus	LC	Livskraftig	9
Enkeltbekkasin	Gallinago gallinago	LC	Livskraftig	9
Flaggspett	Dendrocopos major	LC	Livskraftig	10
Fuglekonge	Regulus regulus	LC	Livskraftig	10
Gjerdsmett	Troglodytes troglodytes	LC	Livskraftig	10
Gluttsnipe	Tringa nebularia	LC	Livskraftig	8
Gransanger	Phylloscopus collybita	LC	Livskraftig	9
Gråfluesnapper	Muscicapa striata	LC	Livskraftig	10
Gråkråke	Corvus corone cornix	LC	Livskraftig	7
Gråtrost	Turdus pilaris	LC	Livskraftig	9
Grønntilk	Tringa glareola	LC	Livskraftig	7
Gulerle	Motacilla flava	LC	Livskraftig	7
Hagesanger	Sylvia borin	LC	Livskraftig	3
Hauksanger	Hippolais icterina	LC	Livskraftig	1
Heipiplerke	Anthus pratensis	LC	Livskraftig	10
Jernspurv	Prunella modularis	LC	Livskraftig	10
Kjøttmeis	Parus major	LC	Livskraftig	8
Linerle	Motacilla alba	LC	Livskraftig	10
Låvesvale	Hirundo rustica	LC	Livskraftig	10
Løvsanger	Phylloscopus trochilus	LC	Livskraftig	9
Munk	Sylvia atricapilla	LC	Livskraftig	5
Måltrast	Turdus philomelos	LC	Livskraftig	10
Nøtteskrike	Garrulus glandarius	LC	Livskraftig	10
Ravn	Corvus corax	LC	Livskraftig	10
Ringtrast	Turdus torquatus	LC	Livskraftig	9
Rødstjert	Phoenicurus phoenicurus	LC	Livskraftig	8
Rødstrupe	Erithacus rubecula	LC	Livskraftig	10
Rødvingetrost	Turdus iliacus	LC	Livskraftig	10
Skjære	Pica pica	LC	Livskraftig	10
Skogsnipe	Tringa ochropus	LC	Livskraftig	9
Steinskvett	Oenanthe oenanthe	LC	Livskraftig	1
Stokkand	Anas platyrhynchos	LC	Livskraftig	8
Strandsnipe	Actitis hypoleucos	LC	Livskraftig	9
Svarthvit fluesnapper	Ficedula hypoleuca	LC	Livskraftig	9
Svartmeis	Parus ater	LC	Livskraftig	10
Svartspett	Dryocopus martius	LC	Livskraftig	10
Toppmeis	Lophophanes cristatus	LC	Livskraftig	10
Trane	Grus grus	LC	Livskraftig	10
Trekryper	Certhia familiaris	LC	Livskraftig	10
Trepiplerke	Anthus trivialis	LC	Livskraftig	10



Figur 81. Sammenheng mellom fugleartsrikdom (basert på vokaliseringer) og opptakstid (antall aktive dager) på tvers av lokaliteter i utvalgsperioden 2025 (21. juni–15. oktober 2025).



Figur 82. Antall registrerte fuglearter per dag (aktiv loggerdag) sammenlignet med henholdsvis A) total insektbiomasse for lokaliteten, og B) total insektdiversitet (antall arter) over hele sesongen.

7.4 Diskusjon

Integrering av passiv akustisk overvåking (PAM) i det nasjonale insektovervåkingsprogrammet kan styrke programmets forvaltningsmessige nytteverdi. Piloten i 2025 viser at det er praktisk gjennomførbart å samlokalisere lydloggere med insektfeller for å produsere standardiserte data om fugleforekomster. Samtidig synliggjør piloten praktiske begrensninger – som teknisk nedetid, store datavolum og behovet for sømløs automatisering – som må håndteres før en eventuell nasjonal oppskalering.

7.4.1 Hovedfunn for Miljødirektoratet

- Det er en praktisk gjennomførbar strategi å slå sammen røkt av lydloggene med ordinær felletømming, noe som ga stabil opptid ved flere lokaliteter. Datahull forekom fortsatt (særlig fra tidlig til midten av september), noe som understreker behovet for redundans og robuste rutiner.
- Automatisert prosessering av materialet ga tolkbare og standardiserte data. Dette viser at PAM kan levere sammenlignbare data på tvers av lokaliteter uten manuell annotering av opptakene.
- Akustiske data dokumenterte tydelige forskjeller i fuglesamfunn mellom lokaliteter. Det ble også detektert rødlistede og forvaltningsrelevante arter, noe som gir verdifull tilleggsinformasjon om biologisk mangfold med minimal ekstra feltinnsats.
- PAM muliggjør kvantifisering av forhold som i dag ikke inngår i insektovervåkingen, særlig påvirkningsindikatorer i lydlandskapet (f.eks. trafikk- og maskinstøy), samt høyoppløselige fenologidata for fugl. Direkte akustisk klassifisering av insekter og andre taksa er potensielt mulig i fremtiden, men trenger videre metodeutvikling.
- En nasjonal oppskalering krever felles rutiner for databehandling, økt bruk av automatisering og ekstra utstyr i felt for å sikre oss mot teknisk svikt. Dette vil gi en sikrere datatilgang og mer stabil rapportering til forvaltningen.

7.4.2 Operativ ytelse og datakompletthet

Bruk av den etablerte planen for feltbesøk og felletømming var en effektiv måte å følge opp lydloggene på. Flere enheter hadde lange, tilnærmet kontinuerlige opptaksperioder fra slutten av juli og gjennom store deler av august. Likevel var opptiden variabel mellom enhetene. Perioder med samtidig nedetid på tvers av flere lokaliteter (tidlig til midten av september) viser at datahull er en realistisk utfordring også i delvis automatiserte oppsett. Resultatene peker på to viktige tiltak ved fremtidig utrulling: (i) bedre rutiner for automatisering og kvalitetssikring knyttet til datainnsamling og overføring, og (ii) økt redundans (f.eks. bruk av flere opptakere per lokalitet) for å opprettholde dekning ved svikt i enkeltenheter.

7.4.3 Merverdi av akustikk i NorIns

PAM kan integreres som et tilleggslag med kontinuerlige observasjoner parallelt med den fellebaserte insektovervåkingen, og dermed utvide informasjonsgrunnlaget fra lokalitetene. I denne piloten ga de akustiske dataene primært høyoppløselige indikatorer på fugleaktivitet gjennom sesongen og døgnet, inkludert et tydelig døgnmønster med et markant morgenkor og lav nattlig aktivitet. Slike signaler kan sammenfattes i fenologimål for fugl (f.eks. start, topp og nedgang i vokal aktivitet, eller ankomstkurver for trekkfugler) som er vanskelige å hente ut fra periodiske feltbesøk. Dette kan gi viktig økologisk kontekst ved tolkning av insektseriene, særlig der insektetende fugl responderer på endringer i bytte-tilgang og sesongmessige forhold.

En annen forvaltningsrelevant merverdi er at opptakene beskriver et bredere lydlandskap, inkludert indikatorer for påvirkning som i dag ikke inngår rutinemessig i NorIns. Menneskeskapt støy fra veier,

maskiner eller andre episodiske forstyrrelser kan kvantifiseres og følges over tid. Dette gir et supplerende mål på menneskelig aktivitet som kan påvirke både insekter og virveldyr, og kan bidra til å forklare brå endringer eller vedvarende lokalitetsforskjeller i insekttrender.

Kontinuerlig opptak øker også sannsynligheten for å dokumentere sjeldne hendelser eller arter (f.eks. rødlistearter) som kan overses i mer punktvis undersøkelse. PAM gir dermed tilleggsinformasjon om biologisk mangfold uten ekstra feltkostnad etter at lydloggerne er utplassert.

7.4.4 Økologiske mønstre fanget i piloten

En kjerne av vanlige skog- og skogkantarter ble registrert på tvers av lokalitetene, mens en gruppe habitatspesifikke arter bare ble registrert ved et fåtall lokaliteter. Dette er i tråd med reelle forskjeller i habitatsammensetningen rundt de enkelte lokalitetene. Deteksjonene inkluderer også flere rødlistede og forvaltningsrelevante arter (blant annet arter knyttet til jordbrukslandskap og våtmark), noe som viser at PAM tilfører informasjon om biologisk mangfold utover insekter ved de samme lokalitetene.

Artsrikdommen økte med opptakernes driftstid, i tråd med en akkumuleringseffekt. Dette understreker betydningen av å ta hensyn til innsats og datakomplettethet ved sammenligning mellom lokaliteter og år. Med økt opptaksinnsats – enten gjennom lengre utplassering eller flere opptakere per lokalitet – forventes den marginale gevinsten i nye arter å avta etter hvert som artsantallet nærmer seg et platå. Samtidig endrer artssammensetning og detekterbarhet seg gjennom sesongen (på grunn av trekk, post-hekktid, værforhold og støy), slik at en viss innsatsavhengighet trolig vil vedvare. Standardiserte mål for innsats vil derfor være avgjørende ved en fremtidig oppskalering.

En foreløpig sammenligning på tvers av de ti lokalitetene indikerte at artsrikdommen for fugl tenderte til å være høyere der total insektbiomasse og insektenes artsantall var høy. Fordi antall lokaliteter er lavt, og både opptakstid og habitatforhold varierer mellom stedene, bør mønstrene tolkes som eksplorative og undersøkes videre med et større datamateriale.

Akustiske metoder måler primært tilstedeværelse og detekterbarhet (dvs. når og hvor fugl er vokal og dermed blir registrert), snarere enn nøyaktig antall individer. Likevel kan deteksjonsbaserte tidsserier være økologisk informative. I Sound of Norway-utplasseringen i 2022, i tilknytning til hekkefugltakseringen (Rosten mfl. 2023), ble innsatskorrigerte deteksjoner brukt til å bygge ankomstkurver og dokumentere konsistente tidsforskjeller mellom trekkarter. Disse forskjellene reflekterer ulik byttefenologi – for eksempel senere aktivitet hos arter som er avhengige av flygende insekter, sammenlignet med arter som i større grad beiter på larver eller krypende insekter (Bick mfl. 2024).

I NorIns-kontekst kan den positive sammenhengen med insektforekomster derfor reflektere samvariasjon i lokal produktivitet og mattilgang, der mer biomasse støtter høyere aktivitet og et rikere mangfold av insektetende fuglearter. Med flere år og større geografisk dekning kan samme tilnærming levere standardiserte fenologiindikatorer (f.eks. kurver for start, topp og nedgang). På sikt kan dette gi nasjonale indikatorer som kartlegger mønstre i vokal aktivitet over tid og rom, og dermed gi et tydeligere rammeverk for å teste koblingen mellom fugl og insekt samt potensiell «fenologisk mismatch» (manglende synkronisering mellom predator og byttedyr).

7.4.5 Bredere forvaltningsanvendelser av lydlandskapsmonitorering

Selv om fugl var hovedfokus i denne piloten – da automatiserte modeller for artsbestemmelse er best utviklet for denne gruppen – kan de samme opptakene analyseres på nytt for å belyse et bredere spekter av forvaltningsspørsmål. Lydproduserende insekter, amfibier og enkelte pattedyr er aktuelle for målrettede analyser etter hvert som metodene modnes. I tillegg kan generelle lydlandskapsindikatorer brukes til å følge endringer i akustisk mangfold og forstyrrelser, uavhengig av spesifikke arter. På denne måten kan én standardisert innsats over tid støtte flere leveranser, inkludert fremtidige

spørsmål som ennå ikke er definert. Dette øker den langsiktige verdien av å etablere et akustisk lag i den nasjonale insektovervåkingen.

7.4.6 Veien videre: oppskalering og nasjonale estimater

Erfaring fra PAM i Norge og internasjonalt indikerer at når deteksjoner er standardisert og lokalt validert, kan kontinuerlige akustiske data sammenfattes i robuste fenologiestimater (f.eks. ankomstkurver og mål for sesongaktivitet) som kompletterer eksisterende undersøkelser ved å øke den tidsmessige oppløsningen mellom planlagte tellinger (Bick mfl. 2024). I praksis forventes ikke PAM å være bedre enn ekspertbaserte undersøkelser på de konkrete dagene disse gjennomføres; styrken ligger heller i å fylle de store tidsmessige gapene mellom feltundersøkelser og levere konsistente, repeterbare indekser som kan sammenlignes mellom lokaliteter og år.

En oppskalering av akustisk overvåking vil gjøre det mulig å produsere standardiserte, nasjonale indikatorer. Dette inkluderer kart og tidsserier som viser hvordan detekterbarhet og sesongaktivitet (fenologi) hos fugl varierer mellom regioner og år, sammen med indekser for menneskeskapt støy (f.eks. trafikk- og maskinstøy) som indikator for menneskelig påvirkning.

For å levere slike produkter kreves harmoniserte utplasseringsprotokoller og metadata, automatisert datahåndtering, samt gjennomsiktig kvalitetssikring (inkludert avgrensning til artslistene og periodisk validering). Samtidig vil den operative robustheten styrkes ved økt redundans, enten gjennom klynger av enheter ved prioriterte lokaliteter eller regional replikasjon. Dette vil redusere sårbarheten ved teknisk svikt. En trinnvis utvidelse av piloten fra 2025 vil gjøre det mulig å evaluere kostnader og ytelse, samtidig som sammenlignbarheten med den øvrige insektovervåkingen opprettholdes.

En ytterligere motivasjon for å skalere PAM innen NorIns er at det er i tråd med Klima- og miljødepartementets (KLD) prioriteringer for kunnskapsproduksjon og digitalisering: å bygge langsiktige, kvalitetssikrede overvåkingsserier og levere disse gjennom sikre, standardiserte og gjenbrukbare dataflyter. Dette støtter automatisering og gjennomsiktige KI-baserte analyser. Sett i dette perspektivet handler oppskalering ikke primært om å utplassere flere sensorer, men om å sikre felles protokoller, robuste metadata, god forvaltning av dataene og prosesseringsløp som produserer sammenlignbare resultater på tvers av lokaliteter og år.

Mye av dette fundamentet er allerede på plass (eller under utvikling) ved NINA gjennom TABMON-prosjektet. TABMON har etablert en helhetlig kjede: fra harmoniserte feltprotokoller og metadatainnsamling, via sentralisert datainntak og lagring, til automatisert KI-basert prosessering og strukturert validering. Resultatene organiseres i standardiserte formater som kan hentes ut og deles som avledede produkter. Det gjenstående steget mot en oppskalering innen NorIns er derfor i økende grad et spørsmål om tilpasning og operasjonalisering. Dette innebærer for eksempel å definere ansvarsforhold, sette terskler for kvalitetssikring (QA), utvikle forvaltningsrelevante rapporteringsprodukter og etablere stabil drift – snarere enn å bygge den digitale kjerneinfrastrukturen fra bunnen av. Dette gjør en nasjonal implementering realistisk innenfor tidshorisonten som skisseres i sektorens digitale prioriteringer.

7.4.7 Merverdi av passiv akustisk overvåking i NorIns

- Kontinuerlig kontekst mellom feltbesøk: Tidsserier for fugl, lydlandskap og menneskelig påvirkning gir et bedre grunnlag for å tolke endringer i insektdata, spesielt ved raske hendelsesforløp.
- Indikatorer på menneskeskapt påvirkning: Kvantifisering av motorisert aktivitet og støy (trafikk, maskiner) gir viktig kontekst for å forklare biologiske endringer på de samme lokalitetene.
- Fenologi og sesongdynamikk: Fugl fungerer som et robust første steg. Lydarkivet kan senere analyseres på nytt for andre grupper (f.eks. lydproduserende insekter) etter hvert som analysemetodene modnes.

- Økt kunnskapsgrunnlag uten tilsvarende økning i feltkostnad: Systemet kan driftes som en integrert del av eksisterende NorIns-logistikk; merkostnader ligger primært i utstyr, dataflyt og automatisering.
- Et standardisert og gjenbrukbart «lydarkiv»: Ved å fange hele lydlandskapet sikres historiske referanser. Dette gjør det mulig å dokumentere endringer eller lete etter spesifikke arter i etterkant når nye behov eller bedre analysemodeller oppstår.
- En tydelig skaleringsvei mot nasjonale produkter: Standardiserte protokoller, kvalitetssikring og automatisering muliggjør sammenlignbare indikatorer og nasjonale kartprodukter på tvers av regioner og år.

7.5 Anbefalte neste steg

Gitt dagens budsjettammer og Direktoratets vektlegging av effektiv og standardisert kunnskapsproduksjon, anbefales en trinnvis tilnærming. Denne prioriterer forvaltningsrelevante leveranser og gjenbrukbare datastrømmer. Alternativene under er rangert fra lavest til høyest merkostnad, samtidig som de opprettholder en tydelig vei mot nasjonale leveranser etter hvert som protokoller, automatisering og kvalitetssikring modnes.

Alternativ 1 Konsolidering med lav kostnad: Gjenta utplasseringen på dagens ti lokaliteter i én ekstra sesong, med fokus på datakontinuitet og sammenlignbarhet fremfor å legge til nye steder. Prioriterte tiltak inkluderer standardisering av innsatskorrigering og implementering av faste rutiner for kvalitetssikring og validering (basert på anbefalinger fra TABMON). Nedetiden i september adresseres med praktiske tiltak i felt. Som et pilotprosjekt legges det til én enkel indikator for påvirkning fra lydlandskapet (f.eks. en indeks for lavfrekvent støy) for å støtte tolkningen av de biologiske mønstrene.

Alternativ 2 Målrettet regional utvidelse: Utvid overvåkingen med én ny region, men behold de samme habitattypene. Dette vil gi et moderat antall nye lokaliteter (for eksempel 10). Innfør redundans (to opptakere) ved et utvalg lokaliteter for å måle gevinsten dette gir for datakontinuitet og statistisk sikkerhet. Levere innsatskorrigerte fenologiindikatorer for utvalgte fuglearter, samt én indikator for menneskeskapt påvirkning. Leveransen baseres på harmoniserte metadata og et konsistent system for dataprosessering.

Alternativ 3 Trinnvis nasjonal utrulling: Skaler regionalt i faser, der hver fase leveres med harmoniserte protokoller/metadata, automatisert prosessering, definerte QA-terskler og stabil drift. Slutt punktet er et nasjonalt standardisert akustikklag som støtter spatiotemporale indikatorer (fenologi, detekterbarhet og påvirkningsproxyer), og som kan utvides til flere taksa etter hvert som metodene modnes.

8 Dataleveranse til GBIF og dokumentasjon av analyser

Data innsamlet i prosjektet er fritt tilgjengelig via GBIF, dataset “National insect monitoring in Norway”.
<https://doi.org/10.15468/2jwnc6>

Denne rapport er skrevet i programmet R, med dokument-pipeline gjennom Quarto, Pandoc og Tiny-Tex. Skript for analysene finnes tilgjengelig på github
https://github.com/NINAnor/national_insect_monitoring.

På prosjektets hjemmeside finnes mer informasjon, linker til tidligere rapporter, og en innsynsløsning til utvalgte resultater. <https://www.nina.no/Insektovervaking>

9 Lagring av insektprøver

Den største gevinsten ved å bruke en mild lysering før metastrekkodingen er at prøvene bevares relativt intakte og kan brukes for verifisering av artsfunn og andre analyser i fremtiden, som vi per i dag ikke har praktisk eller økonomisk mulighet til. Blant annet ble lagrede prøver i 2024 brukt for å verifisere fluen *Physiphora alceae* (se Kapittel 5.9), som tidligere ikke er kjent fra Norge. Den tidligere antatt utdødde møllen *Elachista quadripunctella* (se Åström mfl. (2024)) ble i 2024 også verifisert i ytterligere én prøve fra programmet. Det samme har ennå ikke blitt gjort for den antatt utdødde møllen *Leucoptera orobi*, men denne ble funnet i Norge uavhengig av Kjell Mjølshes og verifisert via Kai Berggren i 2025. Den manuelle valideringen av arter i denne rapporten ble også gjennomført med lagrete prøver fra tidligere år og prøvekvaliteten var gjennomgående fortsatt god (Vedlegg IV). Selv om noen karakterer til små skjøre sommerfugler iblant ødelegges av lyseringsprosessen har faktisk verifisering av disse grupper hatt størst suksess, ofte da gjennom morfologisk kontroll av hann-genitalier. Flere eksempler på det vises lengst ned i Tabell 19.

Det er også tenkbart at det vil bli aktuelt å gjenta en molekylær analyse eller å gjennomføre en telling av individer i prøvene en gang i fremtiden, gitt at den teknologiske utviklingen tilsier det.

Prosjektet genererer store volum insektprøver hvert år, som bør lagres for å muliggjøre senere analyser. NINA har derfor kjøpt inn en 40 fots frysecontainer, dedikert for insektprøver (Figur 83). Kapasiteten forventes å rekke i hvert fall i 10 år og kan økes ved å kjøpe inn flere enheter.



Figur 83. Ett års prøver fra malaisefeller gjennom Norsk insektovervåking. Flaskene blir sortert i plastkasser og lagret i en dedikert frysekontainer. (Sondre Dahle)

10 Oppsummering og anbefalinger til forvaltningen

Overvåkingsprogrammet begynner nå å modne i takt med at det andre omdrevet rulles ut. Gjenbesøkene ved lokalitetene fra 2020 på Østlandet fungerte bra i 2025, og kun én felle måtte flyttes innenfor overvåkingsruta. Seks år med data viser at insektmengden svinger relativt mye fra år til år; den kraftige nedgangen de første fire årene ble etterfulgt av to år med større insektbiomasse. Per i dag er det dermed ikke datagrunnlag for å slå fast noen vedvarende trender. Variasjonen i insektmengde gjennom sesongen forklares i stor grad av værforhold. Variasjonen mellom år påvirkes også av vær, men man bør ha en lengre tidsserie før man trekker klare konklusjoner.

Den geografiske fordelingen av insektenes biomasse og diversitet ser ut til å følge generelle mønstre i Trøndelag, i tråd med observasjonene fra Østlandet i fjor. Generelt viser Trøndelag høyere nivåer av insektbiomasse og diversitet lenger sør og øst i regionen. Vi har imidlertid få overvåkingslokaliteter i jordbruksmark lengst i sørøst og nordøst i Trøndelag, så prediksjonene for disse områdene er usikre. På landsbasis viser forskjellene i insektsamfunn et slående samsvar med geografisk avstand. Dette tyder på at hvert geografisk område i Norge har en i hvert fall delvis unik artssammensetning som reflekterer den geografiske plasseringen.

Vi estimerer nå at overvåkingsprogrammet har observert mer enn 30 000 arter, men vi poengterer at dette tallet er basert på en automatisk gruppering i operasjonelle arter (OTU-er). Trendene tilsier at artsantallet fortsatt øker, selv ved lokalitetene på Østlandet som ble gjenbesøkt i 2025. Svært mange av disse artene er hittil kun observert én eller noen få ganger, og slike enkeltforekomster bør betraktes som nærmest tilfeldige.

Overvåkingsprogrammet påviser flere rødlistede arter på nær sagt alle lokaliteter som besøkes. Slike data er verdifulle i overordnede analyser, for eksempel for å undersøke artenes utbredelse, habitat-preferenser og relativ forekomst. Men siden det er nærmest regelen å finne et knippe rødlistede arter på hvilken som helst tilfeldig plassert lokalitet, sier disse funnene lite om den faktiske naturkvaliteten på det enkelte sted. Forekomstene fungerer primært som en markør på at programmet tilfeldigvis har gjennomført registreringer akkurat der. Det er derfor uheldig - både for et effektivt naturvern og fra grunneierens perspektiv - dersom data fra enkeltlokaliteter fra dette overvåkingsprogrammet brukes som en avgjørende faktor for å vurdere kvaliteten på et område. Et konkret eksempel er avgrensing av biologisk viktige områder (BVO) i forbindelse med Norsk PEFC Skogstandard (PEFC Norge 2022), der forekomst av minst fire nær truede arter (NT) kan brukes som et kriterium. Det er uvisst hvor utbredt praksisen er med å bruke enkeltpunkter fra for eksempel Artskart som erstatning for målrettede feltinventurer, men problemstillingen er sannsynligvis ikke begrenset til PEFC. Vi vil derfor advare mot risikoen ved en slik praksis og oppfordre til en mer helhetlig tilnærming til det underliggende datagrunnlaget.

Vitenskapsmuseet har i 2025 begynt å utvide sitt bidrag i programmet med validering av identifiseringene, først og fremst ved å fokusere på tovingefamiliene fjærmygg (Chironomidae) og sviknott (Ceratopogonidae). Gjennomgangen viser at artsekspertise kan hjelpe med å rydde opp i uoverensstemmelser i referansebiblioteket, og med å flagge arter som ikke lar seg skille genetisk i den regionen av arvestoffet vi analyserer. Vitenskapsmuseet skal ta et økt ansvar for slik validering og forbedring av referansebiblioteket i fremtiden. En manuell morfologisk validering ble også gjennomført for et utvalg av prøver med interessante funn påvist gjennom metastrekkodingen. Flere av identifiseringene kunne bekreftes, blant annet det andre norske funnet (og første norske hann-funn) av parasittmalmaur, og den sjeldne kommande vepsen *Platyceraphron muscidarum*. Som kjent fra tidligere, fanger imidlertid ikke DNA-metodikken med mild lysing opp alle arter av veps og biller, og det var derfor også noen arter som bare ble funnet manuelt. Verdt å nevne er også at *Leucoptera orobi*, den andre regionalt utdødde arten som programmet har observert, nå har blitt observert og morfologisk verifisert gjennom

uavhengige funn i Norge.

Registrering av fuglesang ble testet ut på ti lokaliteter på Østlandet ved hjelp av lydloggere. Denne teknologien vil kunne gi hyppig og detaljert informasjon om fuglearter på en forholdsvis kostnadseffektiv måte dersom den blir videreført. Totalt ble det registrert sang fra 57 fuglearter, hvorav flere var rødlistede. Noen arter ble registrert over 1 000 ganger på flere lokaliteter, mens andre ble registrert færre enn ti ganger. Det var en positiv sammenheng mellom antall registrerte fuglearter og insekter (både for biomasse og artsantall), men resultatene bør foreløpig betraktes som eksplorative. Dataene viste også en tydelig aktivitetstopp i løpet av døgnet, men overvåkingen bør dekke en lengre del av sesongen for å kunne gi et rettviseende bilde av fenologien. Metodikken fremstår som gjennomførbart i større skala, men bør utvikles noe med hensyn til automatisering og redundans for å unngå datahull ved teknisk svikt i enkeltenheter.

Anbefalinger for fortsettelsen av overvåkingsprogrammet:

- **Overvåkingen i skog bør utvides til flere regioner.** Vi ser allerede nå store regionale forskjeller i bestandsnivåer og årlige svingninger for insekter i jordbrukslandskapet. Det er sannsynlig at de samme regionale mønstrene gjør seg gjeldende i skog, og det er derfor avgjørende med et landsdekkende omfang også for dette økosystemet. Det mest praktiske er å starte i Trøndelag. Den nye vindusfelle-modellen bør benyttes, forutsatt at uttestingen i 2026 forløper som planlagt.
- **Programmet bør videreføre og styrke samarbeidet med tilsvarende overvåkingsprosjekter i Europa.** Harmonisering av felletyper, design og identifiseringsteknikker øker verdien av dataene og muliggjør analyser på tvers av landegrenser. Selv om metodiske forskjeller til en viss grad kan håndteres gjennom kalibrering, er gevinsten ved tidlig harmonisering stor. Dette samarbeidet skjer nå primært gjennom Biodiversa+-pilotprosjektet «MetaBUG», der Norge deltar via NorIns.
- **Kontinuerlig forbedring av referansebiblioteket er avgjørende for datakvaliteten.** Utover tekniske databaseoppdateringer bør kvaliteten sikres gjennom integrativ taksonomi – et tett samarbeid mellom taksonomiske eksperter og bioinformatikere. Det legges opp til et styrket samarbeid med NTNU Vitenskapsmuseet i årene som kommer.
- **Verdien og kostnadseffektiviteten av ANO-kartleggingen og den forenklete landsskogtakseringen bør vurderes opp mot alternative datakilder.** Samtidig bør potensialet for supplerende datainnsamling i felt – som lydopptak, jordprøver og vannprøver fra nærliggende vassdrag – utredes for å styrke analysene av forklaringsfaktorer.

11 Vedlegg I. Fangster på lokalitetsnivå

Her summerer vi fangstene så langt per lokalitet i tabellform.

År	Lokalitet	Økosystemtype	Region	Antall arter	Shannon div.	Våttvekt (middelv.)
2020	Semi-nat_01	Jordbruksmark	Østlandet	2959	1771.5	51.8
2020	Semi-nat_02	Jordbruksmark	Østlandet	1208	987.0	57.1
2020	Semi-nat_03	Jordbruksmark	Østlandet	1555	975.7	30.4
2020	Semi-nat_04	Jordbruksmark	Østlandet	3130	1537.2	72.5
2020	Semi-nat_05	Jordbruksmark	Østlandet	4181	2105.9	50.2
2020	Semi-nat_06	Jordbruksmark	Østlandet	2284	1476.3	40.6
2020	Semi-nat_07	Jordbruksmark	Østlandet	1806	1126.8	35.4
2020	Semi-nat_08	Jordbruksmark	Østlandet	2648	1793.0	54.5
2020	Semi-nat_09	Jordbruksmark	Østlandet	1978	971.9	33.6
2020	Semi-nat_10	Jordbruksmark	Østlandet	3873	2125.9	55.0
2020	Skog_01	Skogsmark	Østlandet	1356	682.5	16.0
2020	Skog_02	Skogsmark	Østlandet	3232	1883.4	34.3
2020	Skog_03	Skogsmark	Østlandet	1815	1017.5	18.5
2020	Skog_04	Skogsmark	Østlandet	1284	513.4	9.4
2020	Skog_05	Skogsmark	Østlandet	1857	908.2	29.8
2020	Skog_06	Skogsmark	Østlandet	961	670.8	16.6
2020	Skog_07	Skogsmark	Østlandet	2441	1170.8	19.9
2020	Skog_08	Skogsmark	Østlandet	1311	702.3	13.3
2020	Skog_09	Skogsmark	Østlandet	1812	922.0	11.7
2020	Skog_10	Skogsmark	Østlandet	1682	950.9	19.4
2021	Semi-nat_21	Jordbruksmark	Trøndelag	3203	1913.8	54.3
2021	Semi-nat_22	Jordbruksmark	Trøndelag	3187	1714.0	32.6
2021	Semi-nat_23	Jordbruksmark	Trøndelag	2725	1642.4	48.7
2021	Semi-nat_24	Jordbruksmark	Trøndelag	3226	1787.2	72.5
2021	Semi-nat_25	Jordbruksmark	Trøndelag	3161	1513.6	36.4
2021	Semi-nat_26	Jordbruksmark	Trøndelag	2970	1436.3	58.6
2021	Semi-nat_27	Jordbruksmark	Trøndelag	1419	787.6	12.6
2021	Semi-nat_28	Jordbruksmark	Trøndelag	2308	1285.6	22.5
2021	Semi-nat_29	Jordbruksmark	Trøndelag	2682	1161.6	57.2
2021	Semi-nat_30	Jordbruksmark	Trøndelag	3424	1620.3	39.7
2021	Semi-nat_11	Jordbruksmark	Østlandet	2886	1783.9	47.0
2021	Semi-nat_12	Jordbruksmark	Østlandet	3252	2082.2	24.6
2021	Semi-nat_13	Jordbruksmark	Østlandet	2640	1167.8	54.6
2021	Semi-nat_14	Jordbruksmark	Østlandet	2784	1654.3	26.7
2021	Semi-nat_15	Jordbruksmark	Østlandet	2861	1762.2	59.7
2021	Semi-nat_16	Jordbruksmark	Østlandet	1962	1197.5	35.6
2021	Semi-nat_17	Jordbruksmark	Østlandet	4294	2490.7	41.0
2021	Semi-nat_18	Jordbruksmark	Østlandet	2898	1522.4	35.1
2021	Semi-nat_19	Jordbruksmark	Østlandet	4491	2710.2	37.8
2021	Semi-nat_20	Jordbruksmark	Østlandet	4481	2786.2	38.6
2021	Skog_11	Skogsmark	Østlandet	2836	1435.2	55.3
2021	Skog_12	Skogsmark	Østlandet	4140	2237.8	25.7
2021	Skog_13	Skogsmark	Østlandet	2573	1435.3	12.1
2021	Skog_14	Skogsmark	Østlandet	2324	1199.7	14.9
2021	Skog_15	Skogsmark	Østlandet	2419	1262.2	10.2
2021	Skog_16	Skogsmark	Østlandet	3203	1649.9	13.8
2021	Skog_17	Skogsmark	Østlandet	2437	1567.5	7.4
2021	Skog_18	Skogsmark	Østlandet	4089	2724.0	27.9
2021	Skog_19	Skogsmark	Østlandet	2231	1254.6	7.2
2021	Skog_20	Skogsmark	Østlandet	3162	1571.5	8.9
2022	Semi-nat_31	Jordbruksmark	Sørlandet	3360	2074.1	42.0
2022	Semi-nat_32	Jordbruksmark	Sørlandet	2839	1793.1	13.4
2022	Semi-nat_33	Jordbruksmark	Sørlandet	3253	2210.5	37.9
2022	Semi-nat_34	Jordbruksmark	Sørlandet	3135	1939.7	28.2
2022	Semi-nat_35	Jordbruksmark	Sørlandet	2132	1123.2	30.3

2022	Semi-nat_36	Jordbruksmark	Sørlandet	1267	636.6	13.6
2022	Semi-nat_37	Jordbruksmark	Sørlandet	1886	967.1	18.9
2022	Semi-nat_38	Jordbruksmark	Sørlandet	1513	726.0	23.9
2022	Semi-nat_39	Jordbruksmark	Sørlandet	1055	590.5	12.7
2022	Semi-nat_40	Jordbruksmark	Sørlandet	1649	869.3	12.8
2022	Semi-nat_51	Jordbruksmark	Trøndelag	3092	1845.2	38.6
2022	Semi-nat_52	Jordbruksmark	Trøndelag	2837	1708.2	33.4
2022	Semi-nat_53	Jordbruksmark	Trøndelag	2933	1495.3	25.2
2022	Semi-nat_54	Jordbruksmark	Trøndelag	2143	1102.9	20.1
2022	Semi-nat_55	Jordbruksmark	Trøndelag	2505	1332.6	26.1
2022	Semi-nat_56	Jordbruksmark	Trøndelag	2282	1144.5	15.9
2022	Semi-nat_57	Jordbruksmark	Trøndelag	2301	1022.7	35.5
2022	Semi-nat_58	Jordbruksmark	Trøndelag	2466	1152.6	25.7
2022	Semi-nat_59	Jordbruksmark	Trøndelag	2948	1499.9	34.4
2022	Semi-nat_60	Jordbruksmark	Trøndelag	1885	913.6	57.6
2022	Semi-nat_41	Jordbruksmark	Østlandet	3056	2068.6	25.9
2022	Semi-nat_42	Jordbruksmark	Østlandet	2689	1588.2	18.1
2022	Semi-nat_43	Jordbruksmark	Østlandet	3026	1978.2	31.5
2022	Semi-nat_44	Jordbruksmark	Østlandet	2858	1775.1	23.6
2022	Semi-nat_45	Jordbruksmark	Østlandet	2589	1423.6	29.8
2022	Semi-nat_46	Jordbruksmark	Østlandet	2614	1888.2	17.1
2022	Semi-nat_47	Jordbruksmark	Østlandet	2995	2034.5	28.9
2022	Semi-nat_48	Jordbruksmark	Østlandet	2558	1753.9	11.2
2022	Semi-nat_49	Jordbruksmark	Østlandet	3015	1984.4	24.6
2022	Semi-nat_50	Jordbruksmark	Østlandet	2805	1808.4	42.7
2022	Skog_21	Skogsmark	Østlandet	2064	1244.4	16.6
2022	Skog_22	Skogsmark	Østlandet	2204	1350.9	16.3
2022	Skog_23	Skogsmark	Østlandet	2560	1840.4	12.6
2022	Skog_24	Skogsmark	Østlandet	1776	1075.7	10.0
2022	Skog_25	Skogsmark	Østlandet	2703	1731.6	15.1
2022	Skog_26	Skogsmark	Østlandet	1930	1180.1	9.4
2022	Skog_27	Skogsmark	Østlandet	2186	1331.8	5.4
2022	Skog_28	Skogsmark	Østlandet	2600	1710.3	13.4
2022	Skog_29	Skogsmark	Østlandet	1968	1422.9	8.9
2022	Skog_30	Skogsmark	Østlandet	2403	1629.8	14.6
2023	Semi-nat_100	Jordbruksmark	Nord-Norge	1506	1005.5	25.8
2023	Semi-nat_91	Jordbruksmark	Nord-Norge	2147	1108.8	32.4
2023	Semi-nat_92	Jordbruksmark	Nord-Norge	2128	1050.8	16.5
2023	Semi-nat_93	Jordbruksmark	Nord-Norge	2406	1502.9	25.3
2023	Semi-nat_94	Jordbruksmark	Nord-Norge	1454	947.2	31.0
2023	Semi-nat_95	Jordbruksmark	Nord-Norge	2454	1639.2	25.0
2023	Semi-nat_96	Jordbruksmark	Nord-Norge	1815	883.5	13.7
2023	Semi-nat_97	Jordbruksmark	Nord-Norge	1991	1243.3	26.3
2023	Semi-nat_98	Jordbruksmark	Nord-Norge	2139	1431.2	22.6
2023	Semi-nat_99	Jordbruksmark	Nord-Norge	1820	1108.8	13.0
2023	Semi-nat_61	Jordbruksmark	Sørlandet	2497	1688.1	16.9
2023	Semi-nat_62	Jordbruksmark	Sørlandet	2406	1516.8	15.8
2023	Semi-nat_63	Jordbruksmark	Sørlandet	3104	1788.2	16.8
2023	Semi-nat_64	Jordbruksmark	Sørlandet	2251	1183.8	14.5
2023	Semi-nat_65	Jordbruksmark	Sørlandet	1602	988.3	6.9
2023	Semi-nat_66	Jordbruksmark	Sørlandet	1873	979.5	21.2
2023	Semi-nat_67	Jordbruksmark	Sørlandet	2403	1435.8	11.4
2023	Semi-nat_68	Jordbruksmark	Sørlandet	1878	1068.4	7.7
2023	Semi-nat_69	Jordbruksmark	Sørlandet	2105	1151.5	14.1
2023	Semi-nat_70	Jordbruksmark	Sørlandet	1909	961.4	15.6
2023	Semi-nat_81	Jordbruksmark	Trøndelag	3093	1905.4	31.1
2023	Semi-nat_82	Jordbruksmark	Trøndelag	3031	2016.4	27.8
2023	Semi-nat_83	Jordbruksmark	Trøndelag	2710	1655.5	35.1
2023	Semi-nat_84	Jordbruksmark	Trøndelag	2804	1280.2	28.2
2023	Semi-nat_85	Jordbruksmark	Trøndelag	3146	1837.6	60.7
2023	Semi-nat_86	Jordbruksmark	Trøndelag	2243	1360.8	25.0

2023	Semi-nat_87	Jordbruksmark	Trøndelag	2676	1647.1	21.2
2023	Semi-nat_88	Jordbruksmark	Trøndelag	2436	1306.9	15.6
2023	Semi-nat_89	Jordbruksmark	Trøndelag	2762	1454.5	17.1
2023	Semi-nat_90	Jordbruksmark	Trøndelag	2545	1474.3	22.8
2023	Semi-nat_71	Jordbruksmark	Østlandet	2687	1600.1	20.8
2023	Semi-nat_72	Jordbruksmark	Østlandet	2732	1504.2	19.1
2023	Semi-nat_73	Jordbruksmark	Østlandet	2718	1683.4	15.5
2023	Semi-nat_74	Jordbruksmark	Østlandet	2519	1299.7	15.5
2023	Semi-nat_75	Jordbruksmark	Østlandet	1998	1000.5	13.9
2023	Semi-nat_76	Jordbruksmark	Østlandet	2952	1715.6	20.1
2023	Semi-nat_77	Jordbruksmark	Østlandet	3137	1761.3	20.1
2023	Semi-nat_78	Jordbruksmark	Østlandet	3028	1653.9	11.0
2023	Semi-nat_79	Jordbruksmark	Østlandet	3613	2115.6	20.8
2023	Semi-nat_80	Jordbruksmark	Østlandet	2889	1863.1	24.3
2023	Skog_31	Skogsmark	Østlandet	2964	1834.9	15.3
2023	Skog_32	Skogsmark	Østlandet	2134	1252.8	8.1
2023	Skog_33	Skogsmark	Østlandet	2606	1506.5	18.0
2023	Skog_34	Skogsmark	Østlandet	2219	1376.2	6.9
2023	Skog_35	Skogsmark	Østlandet	1826	1007.9	6.5
2023	Skog_36	Skogsmark	Østlandet	2337	1410.1	9.6
2023	Skog_37	Skogsmark	Østlandet	2436	1310.6	10.3
2023	Skog_38	Skogsmark	Østlandet	1945	1143.8	6.8
2023	Skog_39	Skogsmark	Østlandet	1481	790.3	6.2
2023	Skog_40	Skogsmark	Østlandet	1683	1012.3	7.2
2024	Semi-nat_141	Jordbruksmark	Nord-Norge	2663	1352.6	19.1
2024	Semi-nat_142	Jordbruksmark	Nord-Norge	2647	1624.0	22.6
2024	Semi-nat_143	Jordbruksmark	Nord-Norge	2451	1333.7	33.5
2024	Semi-nat_144	Jordbruksmark	Nord-Norge	2210	822.1	20.2
2024	Semi-nat_145	Jordbruksmark	Nord-Norge	2512	1481.8	20.1
2024	Semi-nat_146	Jordbruksmark	Nord-Norge	2692	1419.0	29.1
2024	Semi-nat_147	Jordbruksmark	Nord-Norge	2355	1333.8	12.0
2024	Semi-nat_148	Jordbruksmark	Nord-Norge	2940	1082.9	21.4
2024	Semi-nat_149	Jordbruksmark	Nord-Norge	1668	575.0	22.4
2024	Semi-nat_150	Jordbruksmark	Nord-Norge	1568	689.0	30.0
2024	Semi-nat_101	Jordbruksmark	Sørlandet	3600	1624.1	23.3
2024	Semi-nat_102	Jordbruksmark	Sørlandet	3099	957.9	16.5
2024	Semi-nat_103	Jordbruksmark	Sørlandet	2119	606.0	15.3
2024	Semi-nat_104	Jordbruksmark	Sørlandet	2746	1207.4	26.1
2024	Semi-nat_105	Jordbruksmark	Sørlandet	2761	933.2	28.6
2024	Semi-nat_106	Jordbruksmark	Sørlandet	2970	1123.9	18.6
2024	Semi-nat_107	Jordbruksmark	Sørlandet	2579	814.7	19.6
2024	Semi-nat_108	Jordbruksmark	Sørlandet	3086	761.6	23.4
2024	Semi-nat_109	Jordbruksmark	Sørlandet	2811	727.6	20.8
2024	Semi-nat_110	Jordbruksmark	Sørlandet	2331	603.9	14.3
2024	Semi-nat_131	Jordbruksmark	Trøndelag	4149	2052.9	25.4
2024	Semi-nat_132	Jordbruksmark	Trøndelag	3404	1773.7	17.9
2024	Semi-nat_133	Jordbruksmark	Trøndelag	3202	1543.1	17.8
2024	Semi-nat_134	Jordbruksmark	Trøndelag	3480	1282.6	39.6
2024	Semi-nat_135	Jordbruksmark	Trøndelag	3848	1567.5	31.8
2024	Semi-nat_136	Jordbruksmark	Trøndelag	3793	1726.3	17.7
2024	Semi-nat_137	Jordbruksmark	Trøndelag	3483	1317.2	34.9
2024	Semi-nat_138	Jordbruksmark	Trøndelag	1558	605.8	22.9
2024	Semi-nat_139	Jordbruksmark	Trøndelag	2632	960.8	34.2
2024	Semi-nat_140	Jordbruksmark	Trøndelag	2989	1484.0	17.2
2024	Semi-nat_111	Jordbruksmark	Vestlandet	3171	1478.3	20.5
2024	Semi-nat_112	Jordbruksmark	Vestlandet	3222	1482.3	20.6
2024	Semi-nat_113	Jordbruksmark	Vestlandet	2665	931.7	17.6
2024	Semi-nat_114	Jordbruksmark	Vestlandet	2842	1011.3	20.6
2024	Semi-nat_115	Jordbruksmark	Vestlandet	2856	1008.5	21.3
2024	Semi-nat_116	Jordbruksmark	Vestlandet	2785	1007.0	25.6
2024	Semi-nat_117	Jordbruksmark	Vestlandet	2452	687.3	35.3

2024	Semi-nat_118	Jordbruksmark	Vestlandet	2442	694.5	13.9
2024	Semi-nat_119	Jordbruksmark	Vestlandet	2906	1050.0	31.9
2024	Semi-nat_120	Jordbruksmark	Vestlandet	3031	884.1	25.0
2024	Semi-nat_121	Jordbruksmark	Østlandet	3602	2121.8	28.4
2024	Semi-nat_122	Jordbruksmark	Østlandet	2969	1403.0	23.8
2024	Semi-nat_123	Jordbruksmark	Østlandet	3199	1722.5	19.5
2024	Semi-nat_124	Jordbruksmark	Østlandet	3458	1575.0	24.1
2024	Semi-nat_125	Jordbruksmark	Østlandet	3752	2135.3	34.6
2024	Semi-nat_126	Jordbruksmark	Østlandet	4388	1974.7	39.6
2024	Semi-nat_127	Jordbruksmark	Østlandet	4283	2406.3	21.7
2024	Semi-nat_128	Jordbruksmark	Østlandet	2786	1017.7	36.4
2024	Semi-nat_129	Jordbruksmark	Østlandet	2801	1353.4	29.1
2024	Semi-nat_130	Jordbruksmark	Østlandet	4261	2202.9	47.3
2024	Skog_41	Skogsmark	Østlandet	2145	1015.0	7.6
2024	Skog_42	Skogsmark	Østlandet	2447	1267.3	14.3
2024	Skog_43	Skogsmark	Østlandet	1755	850.3	7.2
2024	Skog_44	Skogsmark	Østlandet	2970	1565.3	11.9
2024	Skog_45	Skogsmark	Østlandet	1933	932.5	9.6
2024	Skog_46	Skogsmark	Østlandet	2104	870.4	10.3
2024	Skog_47	Skogsmark	Østlandet	2255	956.0	17.6
2024	Skog_48	Skogsmark	Østlandet	2307	911.0	10.4
2024	Skog_49	Skogsmark	Østlandet	2024	870.6	15.5
2024	Skog_50	Skogsmark	Østlandet	2376	860.2	19.9
2025	Semi-nat_181	Jordbruksmark	Nord-Norge	2567	820.4	30.6
2025	Semi-nat_182	Jordbruksmark	Nord-Norge	2779	854.6	18.6
2025	Semi-nat_183	Jordbruksmark	Nord-Norge	3745	1801.1	22.4
2025	Semi-nat_184	Jordbruksmark	Nord-Norge	1795	715.4	15.9
2025	Semi-nat_185	Jordbruksmark	Nord-Norge	1151	660.8	6.0
2025	Semi-nat_186	Jordbruksmark	Nord-Norge	3230	1417.3	45.2
2025	Semi-nat_187	Jordbruksmark	Nord-Norge	1763	683.0	26.5
2025	Semi-nat_188	Jordbruksmark	Nord-Norge	2212	1035.3	23.0
2025	Semi-nat_189	Jordbruksmark	Nord-Norge	2254	1168.3	22.4
2025	Semi-nat_190	Jordbruksmark	Nord-Norge	3529	1452.9	33.3
2025	Semi-nat_151	Jordbruksmark	Sørlandet	4370	2296.9	17.0
2025	Semi-nat_152	Jordbruksmark	Sørlandet	3353	1550.2	15.6
2025	Semi-nat_153	Jordbruksmark	Sørlandet	1805	310.1	17.4
2025	Semi-nat_154	Jordbruksmark	Sørlandet	2269	675.7	15.4
2025	Semi-nat_155	Jordbruksmark	Sørlandet	2227	868.1	10.2
2025	Semi-nat_156	Jordbruksmark	Sørlandet	3173	1039.9	13.3
2025	Semi-nat_157	Jordbruksmark	Sørlandet	999	293.1	16.3
2025	Semi-nat_158	Jordbruksmark	Sørlandet	3529	1215.4	23.9
2025	Semi-nat_159	Jordbruksmark	Sørlandet	2689	1138.7	10.5
2025	Semi-nat_160	Jordbruksmark	Sørlandet	3067	1091.9	22.5
2025	Semi-nat_171	Jordbruksmark	Trøndelag	3194	1346.6	14.2
2025	Semi-nat_172	Jordbruksmark	Trøndelag	3920	1704.9	24.5
2025	Semi-nat_173	Jordbruksmark	Trøndelag	3656	1211.9	31.0
2025	Semi-nat_174	Jordbruksmark	Trøndelag	3441	1572.7	14.2
2025	Semi-nat_175	Jordbruksmark	Trøndelag	3740	1476.4	18.4
2025	Semi-nat_176	Jordbruksmark	Trøndelag	3181	1146.0	21.0
2025	Semi-nat_177	Jordbruksmark	Trøndelag	3311	748.9	20.8
2025	Semi-nat_178	Jordbruksmark	Trøndelag	2727	502.1	19.3
2025	Semi-nat_179	Jordbruksmark	Trøndelag	2998	665.4	26.4
2025	Semi-nat_180	Jordbruksmark	Trøndelag	3121	1056.5	13.1
2025	Semi-nat_161	Jordbruksmark	Vestlandet	3457	989.7	28.2
2025	Semi-nat_162	Jordbruksmark	Vestlandet	2836	770.5	15.6
2025	Semi-nat_163	Jordbruksmark	Vestlandet	3521	1303.4	17.8
2025	Semi-nat_164	Jordbruksmark	Vestlandet	2782	1107.5	12.4
2025	Semi-nat_165	Jordbruksmark	Vestlandet	3477	1463.4	15.7
2025	Semi-nat_166	Jordbruksmark	Vestlandet	3017	667.8	22.1
2025	Semi-nat_167	Jordbruksmark	Vestlandet	2140	628.4	12.4
2025	Semi-nat_168	Jordbruksmark	Vestlandet	3798	1669.2	23.5

2025	Semi-nat_169	Jordbruksmark	Vestlandet	2780	825.7	26.4
2025	Semi-nat_170	Jordbruksmark	Vestlandet	2807	659.6	19.4
2025	Semi-nat_01	Jordbruksmark	Østlandet	3615	2031.3	17.6
2025	Semi-nat_02	Jordbruksmark	Østlandet	2313	1089.2	20.1
2025	Semi-nat_03	Jordbruksmark	Østlandet	2332	1035.0	27.5
2025	Semi-nat_04	Jordbruksmark	Østlandet	3812	1848.0	24.1
2025	Semi-nat_05	Jordbruksmark	Østlandet	3649	1482.5	13.3
2025	Semi-nat_06	Jordbruksmark	Østlandet	3959	1935.8	23.9
2025	Semi-nat_07	Jordbruksmark	Østlandet	3308	1492.1	15.8
2025	Semi-nat_08	Jordbruksmark	Østlandet	4586	2132.7	32.0
2025	Semi-nat_09	Jordbruksmark	Østlandet	2371	654.7	27.9
2025	Semi-nat_10	Jordbruksmark	Østlandet	4168	2048.2	21.9
2025	Skog_01	Skogsmark	Østlandet	1413	567.3	10.1
2025	Skog_02	Skogsmark	Østlandet	4182	1964.8	18.9
2025	Skog_03	Skogsmark	Østlandet	2563	1168.8	10.7
2025	Skog_04	Skogsmark	Østlandet	1922	774.0	8.6
2025	Skog_05	Skogsmark	Østlandet	2135	832.4	15.6
2025	Skog_06	Skogsmark	Østlandet	1887	498.5	19.9
2025	Skog_07	Skogsmark	Østlandet	2745	1165.8	10.2
2025	Skog_08	Skogsmark	Østlandet	2065	932.7	14.0
2025	Skog_09	Skogsmark	Østlandet	1994	907.6	0.6
2025	Skog_10	Skogsmark	Østlandet	2758	1356.2	12.4

12 Vedlegg II. Funn av arter på rødlista

Arter i rødlistekategori nær truet (NT) i prosjektet så langt med identifiseringskonfidens klassifisert som 'Høy'. Funnene er basert på DNA-metastrekkoding og er ikke morfologisk verifiserte.

Rødlistekat.	Orden	Latinsk navn	Norsk navn	Antall lokaliteter	Antall tilfeller
NT	Araneae	Araneus triguttatus	Løvvever	1	2
NT	Araneae	Cheiracanthium oncognathum	Langsabeledderkopp	3	12
NT	Araneae	Dipoena torva	Barkhjelledderkopp	16	23
NT	Coleoptera	Aderus populneus		3	3
NT	Coleoptera	Ampedus cinnabarinus	Stor Blodsmeller	1	1
NT	Coleoptera	Amphicyllis globiformis		1	1
NT	Coleoptera	Cantharis nigra		1	2
NT	Coleoptera	Dasytes fuscus		1	1
NT	Coleoptera	Euglenes pygmaeus		1	1
NT	Coleoptera	Gnorimus nobilis	Praktgullbasse	1	2
NT	Coleoptera	Mordellistena purpureonigrans		8	16
NT	Coleoptera	Mycetophagus multipunctatus	Bjørkevedsoppbille	1	1
NT	Diptera	Anatella crista		20	29
NT	Diptera	Beris morrisii		9	20
NT	Diptera	Boletina atridentata		10	28
NT	Diptera	Boletina jamalensis		2	9
NT	Diptera	Boletina kivachiana		22	52
NT	Diptera	Boletina lapponica		3	6
NT	Diptera	Boletina subtriangularis		71	177
NT	Diptera	Brevicornu arcticoides		149	456
NT	Diptera	Cheilosia flavissima	Gulrygget Urteblomsterflue	7	11
NT	Diptera	Dichoglana nigripennis	Svartfotstiletflue	1	1
NT	Diptera	Dioctria oelandica	Svartvinget Engrovflue	6	7
NT	Diptera	Docosia fuscipes		6	19
NT	Diptera	Docosia landrocki		19	36
NT	Diptera	Docosia tibialis		29	49
NT	Diptera	Dynatosoma silesiacum		6	8
NT	Diptera	Ectrepesthoneura nigra		7	8
NT	Diptera	Ectrepesthoneura tori		47	97
NT	Diptera	Epistrophe ochrostoma	Gulkinnet Skogbrynflue	4	4
NT	Diptera	Exechia macula		8	8
NT	Diptera	Exechiopsis davatchii		4	4
NT	Diptera	Gnoriste harcyniae		2	2
NT	Diptera	Greenomyia stackelbergi		52	133
NT	Diptera	Hadroneura palmeni		2	2
NT	Diptera	Hendelia beckeri		28	53
NT	Diptera	Mycetophila pyrenaica		87	199
NT	Diptera	Mycetophila sinuosa		44	84
NT	Diptera	Mycetophila spectabilis		11	11
NT	Diptera	Mycetophila triangularis		71	123
NT	Diptera	Mycetophila trinotata		86	217
NT	Diptera	Mycomya collini		2	2
NT	Diptera	Mycomya festivalis		18	34
NT	Diptera	Mycomya humida		14	32
NT	Diptera	Mycomya kuusamoensis		13	24
NT	Diptera	Mycomya livida		7	9
NT	Diptera	Mycomya pseudoapicalis		7	8
NT	Diptera	Parasyrphus proximus	Taigabusklomsterflue	4	5
NT	Diptera	Phronia cordata		1	1
NT	Diptera	Phronia distincta		8	12
NT	Diptera	Phronia elegans		15	22
NT	Diptera	Phronia gracilis		2	3
NT	Diptera	Phthiria setosa		6	6
NT	Diptera	Pipiza accola	Østlig Galleblomsterflue	4	4

NT	Diptera	Pneumia fonticola		4	4
NT	Diptera	Sciophila antiqua		17	20
NT	Diptera	Sciophila balderi		8	10
NT	Diptera	Sphegina elegans	Elegant Midjeblosterflue	1	1
NT	Diptera	Sphegina spheginea	Fjellmidjeblosterflue	2	2
NT	Diptera	Spilomyia manicata	Svartfottreblosterflue	1	1
NT	Diptera	Synneuron annulipes	Reliktmygg	2	3
NT	Diptera	Tetragoneura ambigua		12	23
NT	Diptera	Tetragoneura obirata		34	87
NT	Diptera	Trichonta clara		10	16
NT	Diptera	Trichonta delicata		9	10
NT	Diptera	Xylota ignava	Rød Vedblosterflue	10	10
NT	Ephemeroptera	Parameletus minor	Østlig Flomdøgnflue	2	2
NT	Hemiptera	Anthocoris gallarumulmi		1	1
NT	Hemiptera	Hallodapus rufescens		2	2
NT	Hemiptera	Lamproplax picea		5	5
NT	Hemiptera	Oxycarenus modestus		1	1
NT	Hemiptera	Pseudoloxops coccineus		1	1
NT	Hemiptera	Psyllopsiopsis discrepans	Liten Askegallesuger	2	4
NT	Hemiptera	Psyllopsiopsis fraxini	Flekket Askegallesuger	1	1
NT	Hemiptera	Psyllopsiopsis fraxinicola	Askegallesuger	8	23
NT	Hemiptera	Recilia coronifer		1	1
NT	Hymenoptera	Anteon infectum		2	2
NT	Hymenoptera	Argogorytes fargeii	Tobåndet Flueblostgraver	1	1
NT	Hymenoptera	Dolerus genucinctus		2	2
NT	Hymenoptera	Halidamia affinis		4	5
NT	Hymenoptera	Leptothorax kutteri	Snyltesmalmaur	3	3
NT	Hymenoptera	Megachile alpicola	Småbladskjærerbie	2	2
NT	Hymenoptera	Pemphredon clypealis	Liten Knøltregraver	2	3
NT	Hymenoptera	Pemphredon flavistigma	Bjørketregraver	1	1
NT	Hymenoptera	Pristiphora conjugata		3	3
NT	Hymenoptera	Pristiphora testacea		5	5
NT	Hymenoptera	Rhogogaster viridis		11	12
NT	Hymenoptera	Symmorphus connexus	Ospevedveps	3	3
NT	Hymenoptera	Tomostethus nigritus		2	2
NT	Lepidoptera	Acleris schalleriana	Krossvedflatvikler	3	4
NT	Lepidoptera	Ancylis unculana	Trollheggsgdvikler	3	3
NT	Lepidoptera	Atolmis rubricollis	Rødhalslavspinner	13	20
NT	Lepidoptera	Bucculatrix bechsteinella		5	5
NT	Lepidoptera	Coleophora albitarsella		1	1
NT	Lepidoptera	Crambus heringiellus	Svart Nebbmott	15	23
NT	Lepidoptera	Cyclophora pendularia	Seljeløvmåler	1	1
NT	Lepidoptera	Dichrorampha sylvicolana	Nyseryllikrosvikler	19	39
NT	Lepidoptera	Elachista triatomea		18	41
NT	Lepidoptera	Eucosma conterminana	Skogsalatengvikler	1	1
NT	Lepidoptera	Eupithecia expallidata	Blek Dvergmåler	1	1
NT	Lepidoptera	Eupithecia immundata	Trollbærdvergmaaler	3	3
NT	Lepidoptera	Idaea muricata	Purpurengmaaler	2	2
NT	Lepidoptera	Lampronia fuscata		3	4
NT	Lepidoptera	Lyonetia pulverulentella		3	3
NT	Lepidoptera	Monochroa niphognatha		1	1
NT	Lepidoptera	Narycia duplicella	Svart Algesekkspinner	1	1
NT	Lepidoptera	Paratalanta hyalinalis	Knoppurtengmott	1	1
NT	Lepidoptera	Phalonidia manniana	Myntepraktvikler	1	1
NT	Lepidoptera	Philereme vetulata	Lys Geitvedmåler	1	1
NT	Plecoptera	Protonemura intricata		1	1
NT	Trichoptera	Hydroptila occulta		5	12
NT	Trichoptera	Trienodes unanims		1	1

Truede arter funne i prosjektet så langt, med identifiseringskonfidens klassifisert som 'Høy'. Funnene

er basert på DNA-metastrekkoding og er generelt ikke morfologisk verifiserte. Unntak er *Elachista quadripunctella* som ble bekreftet morfologisk på våren 2024 av Kai Berggren, og *Leptothorax goesswaldi* som ble verifisert av Arstein Staverløkk i 2026. Se også Vedlegg IV for Lepidoptera som er validert i prøver utenfor overvåkingsprogrammet.

Rødlistekat.	Orden	Latinsk navn	Norsk navn	Antall lokaliteter	Antall tilfeller
EN	Coleoptera	<i>Aphodius sticticus</i>	Markgjødselbille	1	1
VU	Coleoptera	<i>Danosoma conspersum</i>	Barksmeller	2	4
VU	Coleoptera	<i>Denticollis borealis</i>	Taigasmeller	1	2
VU	Coleoptera	<i>Lordithon pulchellus</i>		1	1
VU	Coleoptera	<i>Malthinus balteatus</i>		1	1
VU	Coleoptera	<i>Melandrya caraboides</i>		3	4
VU	Coleoptera	<i>Mycetophagus decempunctatus</i>	Tiflekkvedsoppbille	1	1
VU	Diptera	<i>Allodiopsis gracai</i>		2	2
VU	Diptera	<i>Arctophila bombiformis</i>	Gulstripet Bjørneblomsterflue	7	14
VU	Diptera	<i>Boletina cordata</i>		7	13
VU	Diptera	<i>Boletina digitata</i>		2	3
VU	Diptera	<i>Boletina gusakovae</i>		17	40
VU	Diptera	<i>Boletina verticillata</i>		1	1
EN	Diptera	<i>Brachycampta triangularis</i>		24	30
VU	Diptera	<i>Brevicornu glandis</i>		106	341
VU	Diptera	<i>Docosia flavicoxa</i>		33	119
VU	Diptera	<i>Exechia subinaperta</i>		1	1
VU	Diptera	<i>Exechiopsis forcipata</i>		27	31
VU	Diptera	<i>Ferdinandea ruficornis</i>	Sørlig Bronseblomsterflue	3	3
VU	Diptera	<i>Greenomyia baikalica</i>		6	8
VU	Diptera	<i>Greenomyia mongolica</i>		16	25
EN	Diptera	<i>Hormopeza oblitterata</i>		1	1
VU	Diptera	<i>Hyperoscelis eximia</i>		5	6
VU	Diptera	<i>Impleta consorta</i>		13	19
VU	Diptera	<i>Leptodromiella crassiseta</i>		21	45
EN	Diptera	<i>Macrobrachius kowarzii</i>		16	35
EN	Diptera	<i>Manota unifurcata</i>		6	7
VU	Diptera	<i>Megophthalmidia crassicornis</i>		5	9
VU	Diptera	<i>Mycetophila deflexa</i>		19	36
VU	Diptera	<i>Mycetophila morata</i>		1	1
VU	Diptera	<i>Mycetophila vivida</i>		21	26
VU	Diptera	<i>Mycomya danielae</i>		24	39
VU	Diptera	<i>Mycomya digitifera</i>		7	10
VU	Diptera	<i>Mycomya simulans</i>		11	16
VU	Diptera	<i>Mycomya tridens</i>		6	7
VU	Diptera	<i>Orthonevra stackelbergi</i>	Engglansblomsterflue	6	7
VU	Diptera	<i>Pachyneura fasciata</i>	Urmygg	43	64
VU	Diptera	<i>Pelecocera tricincta</i>	Tørrmarksmåblomsterflue	5	11
VU	Diptera	<i>Phronia mutila</i>		11	11
VU	Diptera	<i>Phronia subsilvatica</i>		96	190
VU	Diptera	<i>Platycheirus immarginatus</i>	Strandfotblomsterflue	1	1
EN	Diptera	<i>Psilota atra</i>	Furusotblomsterflue	1	1
VU	Diptera	<i>Rymosia sagulata</i>		2	2
EN	Diptera	<i>Sciophila acuta</i>		22	36
VU	Diptera	<i>Sciophila karelica</i>		67	127
EN	Diptera	<i>Sciophila minuta</i>		4	7
VU	Diptera	<i>Symmerus annulatus</i>		30	38
VU	Diptera	<i>Symmerus nobilis</i>		5	5
VU	Diptera	<i>Tonnoiriella nigricauda</i>		3	3
VU	Diptera	<i>Trichomyia urbica</i>		1	1
VU	Diptera	<i>Trichonta aberrans</i>		34	53
VU	Diptera	<i>Trichonta foeda</i>		5	11
VU	Hemiptera	<i>Anthocoris amplicollis</i>		22	29
VU	Hemiptera	<i>Neides tipularius</i>	Kyststyltetege	1	1

VU	Hemiptera	Stenodema virens		5	6
VU	Hymenoptera	Aglaostigma gibbosum		2	2
VU	Hymenoptera	Bombus quadricolor	Lundgjøkkhumle	1	1
VU	Hymenoptera	Cladius ulmi		1	3
VU	Hymenoptera	Dipogon vechti	Taigaveiveps	2	3
VU	Hymenoptera	Dryinus niger		4	6
VU	Hymenoptera	Empria excisa		1	1
EN	Hymenoptera	Gonatopus pallidus		2	3
EN	Hymenoptera	Leptothorax goesswaldi	Parasittsmalmaur	1	1
VU	Hymenoptera	Pachyprotasis variegata		6	8
VU	Hymenoptera	Pristiphora insularis		4	5
VU	Hymenoptera	Pristiphora maesta		2	2
VU	Hymenoptera	Symmorphus allobrogus	Veggvedveps	24	28
VU	Hymenoptera	Tenthredo fagi		1	1
EN	Lepidoptera	Agonopterix astrantiae		1	2
EN	Lepidoptera	Bryotropha purpurella		4	4
VU	Lepidoptera	Callisto insperatella		2	2
VU	Lepidoptera	Caloptilia robustella		1	1
CR	Lepidoptera	Calyciphora albodactylus	Hvitbladtistelfjærmøll	1	1
EN	Lepidoptera	Caryocolum tischeriella		1	2
CR	Lepidoptera	Catarhoe rubidata	Rød Flaggmåler	1	3
EN	Lepidoptera	Coenonympha hero	Heroringvinge	1	3
VU	Lepidoptera	Coleophora ahenella		3	3
VU	Lepidoptera	Coleophora antennariella		2	2
VU	Lepidoptera	Coleophora arctostaphyli		1	1
EN	Lepidoptera	Coleophora cornutella		2	2
VU	Lepidoptera	Coleophora lithargyrinella		1	1
VU	Lepidoptera	Coleophora potentillae		3	3
VU	Lepidoptera	Coleophora proterella		4	4
VU	Lepidoptera	Coleophora siccifolia		1	1
VU	Lepidoptera	Coleophora sylvaticella		1	1
VU	Lepidoptera	Coleophora uliginosella		2	2
EN	Lepidoptera	Coptotriche heinemanni		2	2
VU	Lepidoptera	Crassa tinctella		1	1
VU	Lepidoptera	Denisia obscurella		2	2
VU	Lepidoptera	Depressaria daucella		3	5
EN	Lepidoptera	Depressaria silesiaca		7	9
VU	Lepidoptera	Dichrorampha consortana	Slåttengrotvikler	4	5
EN	Lepidoptera	Elachista bedellella		1	1
VU	Lepidoptera	Elachista bifasciella		2	5
VU	Lepidoptera	Elachista bisulcella		2	8
EN	Lepidoptera	Elachista cingillella		3	3
VU	Lepidoptera	Elachista compsa		4	5
VU	Lepidoptera	Elachista elegans		5	10
EN	Lepidoptera	Elachista eskoi		5	6
EN	Lepidoptera	Elachista occidentalis		1	2
EN	Lepidoptera	Elachista pomerana		2	2
RE	Lepidoptera	Elachista quadripunctella		2	2
VU	Lepidoptera	Elachista trapeziella		3	3
VU	Lepidoptera	Endothenia ustulana	Jonsokkollstilkvikler	1	1
EN	Lepidoptera	Epermenia profugella	Gjeldkarvetannmøll	5	9
VU	Lepidoptera	Eucosma suomiana	Oker Gullrisengvikler	2	2
CR	Lepidoptera	Gnorimoschema herbichii		1	1
VU	Lepidoptera	Lampronia morosa		1	1
RE	Lepidoptera	Leucoptera orobi		1	2
VU	Lepidoptera	Mompha terminella		6	6
EN	Lepidoptera	Monochroa suffusella		1	1
VU	Lepidoptera	Nemophora minimella		1	1
VU	Lepidoptera	Notocelia tetragonana	Svart Rosevikler	7	8
VU	Lepidoptera	Oxypteryx atrella		2	3
VU	Lepidoptera	Oxyptilus chrysodactyla	Skjermsvefefjærmøll	1	1

EN	Lepidoptera	Oxyptilus ericetorum	Hårsvevfjærmøll	1	2
EN	Lepidoptera	Pelochrista caecimaculana	Grå Engvikler	1	4
VU	Lepidoptera	Phiaris dissolutana	Lavprydvikler	3	4
EN	Lepidoptera	Phyllonorycter insignitella		1	1
VU	Lepidoptera	Phyllonorycter nigrescentella		5	5
VU	Lepidoptera	Phyllonorycter quinqueguttella		1	1
VU	Lepidoptera	Plutella haasi	Dovrekålmøll	2	2
VU	Lepidoptera	Pristerognatha penthinana	Springfrøvikler	10	12
VU	Lepidoptera	Psychoides verhuella	Svarteburknemøll	2	2
VU	Lepidoptera	Scrobipalpa acuminatella		4	5
EN	Lepidoptera	Selenodes karelica	Rødknappvikler	4	7
EN	Lepidoptera	Stephensia brunnichella		1	3
VU	Lepidoptera	Stigmella continuella		9	13
EN	Lepidoptera	Stigmella hybnerella		1	1
EN	Lepidoptera	Stigmella lemniscella		1	7
VU	Lepidoptera	Stigmella pretiosa		6	8
VU	Lepidoptera	Teleiodes flavimaculella		2	2
VU	Lepidoptera	Teleiodes saltuum		1	1
VU	Lepidoptera	Trifurcula cryptella		2	2
VU	Orthoptera	Psophus stridulus	Klapregresshoppe	1	2
EN	Trichoptera	Ithytrichia clavata		1	4
EN	Trichoptera	Wormaldia occipitalis		2	2

13 Vedlegg III. Funn av arter på fremmedartslista

Påvisning av arter i insektovervåkingen (2020-2043) som finnes på fremmedartslista (Artsdatabanken 2023) med identifiseringskonfidens klassifisert som 'Høy'. Identifiseringen er gjort gjennom DNA-metastrekkoding og ikke kontrollert ved morfologiske analyser. Det kan finnes arter på fremmedartslisten som vi ikke har DNA-referanser for og derfor ikke klarer å sette navn på og koble til fremmedartslista.

Orden	Artsnavn	Risikovurdering	Habitatstype	Antall lokaliteter	Antall tilfeller
Araneae	<i>Eratigena atrica</i>	LO	Jordbruksmark	1	1
Araneae	<i>Ostearius melanopygius</i>	PH	Jordbruksmark	1	1
Coleoptera	<i>Cantharis cryptica</i>	PH	Jordbruksmark	3	4
Coleoptera	<i>Omonadus floralis</i>	LO	Jordbruksmark	2	2
Coleoptera	<i>Oxytelus migrator</i>	LO	Jordbruksmark	1	1
Coleoptera	<i>Stricticollis tobias</i>	PH	Jordbruksmark	1	1
Coleoptera	<i>Trichiusa immigrata</i>	LO	Jordbruksmark	8	8
Coleoptera	<i>Trixagus atticus</i>	LO	Jordbruksmark	1	1
Diptera	<i>Cupressatia siskiyou</i>	LO	Jordbruksmark	2	2
Diptera	<i>Dohrniphora cornuta</i>	LO	Skogsmark	1	1
Diptera	<i>Haematobosca stimulans</i>	LO	Skogsmark	3	5
Diptera	<i>Haematobosca stimulans</i>	LO	Jordbruksmark	66	132
Diptera	<i>Phasia barbifrons</i>	LO	Skogsmark	2	2
Diptera	<i>Phasia barbifrons</i>	LO	Jordbruksmark	2	2
Hemiptera	<i>Atractotomus parvulus</i>	LO	Skogsmark	14	38
Hemiptera	<i>Atractotomus parvulus</i>	LO	Jordbruksmark	2	2
Hemiptera	<i>Colopha compressa</i>	LO	Jordbruksmark	4	4
Hemiptera	<i>Deraeocoris lutescens</i>	PH	Skogsmark	1	1
Hemiptera	<i>Dichroscytus gustavi</i>	LO	Jordbruksmark	1	2
Hemiptera	<i>Halyomorpha halys</i>	HI	Jordbruksmark	1	1
Hymenoptera	<i>Eurhadinoceraea ventralis</i>	LO	Jordbruksmark	1	1
Lepidoptera	<i>Argyresthia fundella</i>	PH	Jordbruksmark	4	4
Lepidoptera	<i>Argyresthia trifasciata</i>	PH	Jordbruksmark	1	3
Lepidoptera	<i>Cameraria ohridella</i>	PH	Jordbruksmark	3	3
Lepidoptera	<i>Epinotia fraternana</i>	PH	Jordbruksmark	1	3

14 Vedlegg IV. Manuelt verifiserte arter i løpet av 2025

Tabell 19. Liste over arter som er manuelt verifisert i 2025. Arter verifisert av AEL: Arne Laugsand, AS: Arnstein Staverløkk, LA: Leif Aarvik. *Obs via DNA* betegner arter som også er identifisert gjennom metastrekkoding. *Pot. obs via DNA* betegner arter som har en potensiell match fra DNA, men der en av metodene ikke nådd artspreisjon. Merk at prøvene 8-12 ligger utenfor det regulære overvåkingsprosjektet og er samlet inn av Steffen Adler.

Sample nr.	Orden	Art	Norsk navn	Rødlistekategori	Bestemt av	Obs via DNA	Pot. obs. via DNA
1	Hymenoptera	Calopus serraticornis		LC	AS	x	
1	Hymenoptera	Pamphilus gyllenhali		LC	AS	x	
2	Hymenoptera	Allotropa conventus			AS		
2	Hymenoptera	Allotropa mecrida			AS		
2	Hymenoptera	Aphanogmus microneurus			AS		
2	Hymenoptera	Bombus jonellus	lynghumle	LC	AS	x	
2	Hymenoptera	Bombus monticola	berghumle	LC	AS		
2	Hymenoptera	Bombus pratorum	markhumle	LC	AS		
2	Hymenoptera	Diphora westwoodi			AS		x
2	Hymenoptera	Formica lemani	nordlig sauemaur	LC	AS		
2	Hymenoptera	Leptothorax goesswaldi	parasittsalmamur	EN	AS	x	
2	Hymenoptera	Myrmica ruginodis	skogeitermør	LC	AS		
2	Hymenoptera	Scymnus abietis			AS		
2	Hymenoptera	Xenomus sp.			AS		
3	Hymenoptera	Adalia bipunctata	toprikket mariehøne	LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Agapanthia villosa viridescens		LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Bombus hypnorum	trehumle	LC	AS		
3	Hymenoptera	Bombus pratorum	markhumle	LC	AS		
3	Hymenoptera	Byturus tomentosus	bringebærbille	LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Cantharis pellucida		LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Cantharis rustica		LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Cleptes sp.			AS		
3	Hymenoptera	Dolichovespula media	buskveps	LC	AS		x
3	Hymenoptera	Dolichovespula sylvestris	skogveps	LC	AS		x
3	Hymenoptera	Endomychus coccineus		LC	AS		
3	Hymenoptera	Eucera longicornis	sansebie	LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Harmonia axyridis	harlekinmariehøne		AS	x	
3	Hymenoptera	Megaspilus dux		LC	AS		
3	Hymenoptera	Paracodrus apterogynus			AS		x
3	Hymenoptera	Phymatodes testaceus	lauvtrebarkbukk	LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Proctotrupes gravidator			AS		x
3	Hymenoptera	Propylea quatuordecimpunctata	sjakkbrettmariehøne	LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Rhinocyllus conicus		LC	AS		x
3	Hymenoptera	Stelis ornata	flekkpanserbie	LC	AS	x	
3	Hymenoptera	Sycophila sp.			AS		
3	Hymenoptera	Trachusa byssina			AS		x
4	Coleoptera	Agathidium sp.			AEL		
4	Coleoptera	Aleocharinae indet.			AEL		x
4	Coleoptera	Aphodius nemoralis	elggjødsehbille	LC	AEL		
4	Coleoptera	Atomaria sp.			AEL		
4	Coleoptera	Cantharis figurata		LC	AEL		x
4	Coleoptera	Cartodere constricta			AEL		
4	Coleoptera	Corticarinae indet.			AEL	x	
4	Coleoptera	Cyphon corctatus			AEL	x	
4	Coleoptera	Denticollis linearis	øyesmeller	LC	AEL	x	
4	Blattodea	Ectobius lapponicus	markkakerlakk	LC	AEL	x	
4	Coleoptera	Epuraea sp.			AEL	x	
4	Coleoptera	Ipsinae indet.			AEL		x
4	Coleoptera	Leptura quadrifasciata		LC	AEL	x	
4	Coleoptera	Mordella sp.			AEL	x	
4	Coleoptera	Omalinae indet.			AEL		
4	Coleoptera	Platydacus fulvipes		LC	AEL		
4	Coleoptera	Podistra schoenherri		LC	AEL	x	
4	Coleoptera	Rhagonycha testacea		LC	AEL		
4	Coleoptera	Tachinus rufipes		LC	AEL	x	
4	Coleoptera	Triplax russica		LC	AEL		
4	Coleoptera	cf. Mycetoporus lepidus			AEL	x	
5	Hymenoptera	Halyzia sedecimguttata	sekstenprikket mariehøne	LC	AS	x	
5	Hymenoptera	Nicrophorus vespilloides		LC	AS	x	
5	Hymenoptera	Philonthus marginatus			AS		
5	Hymenoptera	Symmorphus bifasciatus			AS		x
6	Hymenoptera	Bombus pascuorum	åkerhumle	LC	AS		
6	Hymenoptera	Ceropales maculata			AS	x	
6	Hymenoptera	Dendrocerus aphidum		LC	AS		
6	Hymenoptera	Dendrocerus flavipes		LC	AS		
6	Hymenoptera	Euceros serricornis			AS	x	
6	Hymenoptera	Eucoila maculata			AS		
6	Hymenoptera	Figites larvarum			AS		
6	Hymenoptera	Iphittrachelus lar			AS		
6	Hymenoptera	Meteorus versicolor			AS		
6	Hymenoptera	Nysson spinosus	stor snyltegraver	LC	AS		
6	Hymenoptera	Proctotrupes gravidator			AS		
6	Hymenoptera	Rhopalum clavipes	mørk røgraver	LC	AS		
6	Hymenoptera	Sciorepoides watsoni		LC	AS		
6	Hymenoptera	Serica brunnea	brun oldenborre	LC	AS	x	
6	Hymenoptera	Spalangiopecta			AS		
6	Hymenoptera	Stephanitis oberti	blåbærnettege	LC	AS	x	

6	Hymenoptera	Vespa germanica	tyskveps	LC	AS		
7	Hymenoptera	Conostigmus sp.51M			AS		x
7	Hymenoptera	Dendrocerus serricornis		LC	AS		x
7	Hymenoptera	Dendrosoter protuberans			AS		x
7	Hymenoptera	Hylesinus sp.			AS		
7	Hymenoptera	Metaculis areaolatus			AS		x
7	Hymenoptera	Orchesia undulata		LC	AS		
7	Hymenoptera	Platyceraphron muscidarum			AS	x	
7	Hymenoptera	Rhagium mordax	løvtreløper	LC	AS		
7	Hymenoptera	Salpingus planirostris		LC	AS		
8	Lepidoptera	Lathronympha strigana	perikumvikler	LC	LA	x	
8	Lepidoptera	Notocelia tetragonana	svart rosevikler	VU	LA	x	
9	Lepidoptera	Aproaerema sangiella		EN	LA	x	
9	Lepidoptera	Caryocolum cassella		LC	LA	x	
9	Lepidoptera	Caryocolum pullatella		LC	LA	x	
9	Lepidoptera	Epermenia profugella	gjeldkarvetannmøll	EN	LA	x	
9	Lepidoptera	Euspilapteryx auroguttella		LC	LA	x	
10	Lepidoptera	Agonopterix liturosa		LC	LA	x	
10	Lepidoptera	Plutella haasi	dovrekalmmøll	VU	LA	x	
11	Lepidoptera	Caryocolum petrophila		EN	LA	x	
12	Lepidoptera	Caryocolum vicinella		LC	LA	x	

Referanser

- Ahlstrøm, A., Bjørkelo, K., og Fadnes, K.D. 2019, mai. AR5 Klassifikasjonssystem. NIBIO. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2596511>.
- Artsdatabanken. 2021. Norsk rødliste for arter 2021. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisterforarter/2021/>.
- Artsdatabanken. 2023. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.. <https://lister.artsdatabanken.no/fremmedartslista/2023>.
- Astrup, R., Rahlf, J., Bjørkelo, K., Debella-Gilo, M., Gjertsen, A.-K., og Breidenbach, J. 2019, august. Forest information at multiple scales: development, evaluation and application of the Norwegian forest resources map SR16. 6. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1588989>.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., og Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* **67**(1): 1–48. doi:[10.18637/jss.v067.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01).
- Bick, I.A., Bakkestuen, V., Cretois, B., Hillier, B.V., Kålås, J.A., Øien, I.J., Pedersen, M., Raja, K., Rosten, C.M., Somveille, M., Stokke, B.G., Wiel, J., og Sethi, S.S. 2024, mai. National-scale acoustic monitoring of avian biodiversity and migration. *Ecology*. doi:[10.1101/2024.05.21.595242](https://doi.org/10.1101/2024.05.21.595242)<https://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/2024.05.21.595242>.
- Brlík, V., Šilarová, E., Škorpilová, J., Alonso, H., Anton, M., Aunins, A., Benkö, Z., Biver, G., Brambilla, M., Brotons, L., Busch, M., Calvi, G., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Coombes, D., Carli, E. de, Moral, J.C. del, Derouaux, A., Domşa, C., Dumbović Mazal, V., Escandell, V., Eskildsen, D.P., Fontaine, B., Fontanella, M., Foppen, R.P.B., Gamero, A., Garcia, D., Gerlach, B., Gregory, R.D., Harris, S., Herando, S., Heywood, J., Hristov, I., Husby, M., Ieronymidou, C., Jansen, D., Jiguet, F., Kålås, J.A., Kamp, J., Kennedy, J., Kmecl, P., Kurlavičius, P., Lehtikoinen, A., Leivits, M., Leontiou, S., Lewis, L., Lindström, Å., Manolopoulos, A., Martí, D., Massimino, D., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Nuhlíčková, S., Øien, I.J., Paquet, A., Paquet, J.-Y., Pavón Jordán, D., Pladevall, C., Portolou, D., Ramírez, I., Redel, C., Reif, J., Ridzoň, J., Schmid, H., Seaman, B., Silva, L., Skálová, A.J., Soldaat, L., Spasov, S., Staneva, A., Stjernman, M., Stokke, B., Strebel, N., Szép, T., Tellini Florenzano, G., Teufelbauer, N., Trautmann, S., Meij, T. van der, Strien, A. van, Turnhout, C. van, Veres-Szászka, J., Vermeer-sch, G., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., og Klvaňová, A. 2026. Long-term and large-scale multispecies dataset tracking population changes of common European breeding birds. doi:[10.5281/ZENODO.18354395](https://doi.org/10.5281/ZENODO.18354395).
- Brundu, G., Costello, K., Maggs, G., Montagnani, C., Nunes, A., Pergl, J., Peyton, J., Robertson, P., Roy, H., Scalera, R., Smith, K., Solarz, W., Tricarico, E., og Valkenburg, J. van. 2022. An introduction to the invasive alien species of Union concern - version 2022. Publication prepared for the European Commission within the framework of the contract No 09.0201/2021/856079/SER/ENV.D.2 “Technical and Scientific support in relation to the Implementation of Regulation 1143/2014 on Invasive Alien Species.
- Callahan, B.J., McMurdie, P.J., Rosen, M.J., Han, A.W., Johnson, A.J.A., og Holmes, S.P. 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* **13**(7): 581–583. doi:[10.1038/nmeth.3869](https://doi.org/10.1038/nmeth.3869).
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sande, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., og Ellison, A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* **84**: 45–67.
- Cretois, B., Rosten, C., Wiel, J., Barile, C., McEwen, B., Bernard, C., Boom, M., Bota, G., Brotons, L., Serrano Davies, E., Glotin, H., Kissling, W.D., Marxer, R., Pérez-Granados, C., Stowell, D., Villero, D., Van Zweden, J., og Sethi, S. 2026, januar. TABMON – real-time acoustic biodiversity monitoring across Europe. *Biodiversity*. doi:[10.32942/X2236J](https://doi.org/10.32942/X2236J)<https://ecoevorxiv.org/repository/view/11373/>.
- DAISIE-partners. 2008. Species accounts for 100 of the most invasive alien species in Europe. Hand-

- book of alien species in Europe. Springer.
- Doohan, B., Hoefer, S., Allen-Ankins, S., Nilsen, V., og Schwarzkopf, L. 2026. Passive acoustic monitoring predicts higher avian diversity metrics than traditional bird surveys across multiple Australian bioregions. *Ecological Indicators* **182**: 114533. doi:[10.1016/j.ecolind.2025.114533](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114533).
- Elbrecht, V., Braukmann, T.W.A., Ivanova, N.V., Prosser, S.W.J., Hajibabaei, M., Wright, M., Zakharov, E.V., Hebert, P.D.N., og Steinke, D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ* **7**: e7745. doi:[10.7717/peerj.7745](https://doi.org/10.7717/peerj.7745).
- Elven, H., og Søli, G. (Redaktører). 2021. [Kunnskapsstatus for arts mangfoldet i Norge 2020](#). Utredning for Artsdatabanken.
- Espregueira Themudo, G., Rey-Iglesia, A., Robles Tascón, L., Bruun Jensen, A., Fonseca, R.R. da, og Campos, P.F. 2020. Declining genetic diversity of European honeybees along the twentieth century. *Scientific Reports* **10**(1): 10520. doi:[10.1038/s41598-020-67370-2](https://doi.org/10.1038/s41598-020-67370-2).
- Funosas, D., Sebastián-González, E., Morant, J., Marín Gómez, O.H., Mendoza, I., Mohedano-Muñoz, M.A., Santamaría, E., Bastianelli, G., Márquez-Rodríguez, A., Budka, M., Bota, G., Alonso-Moya, C.D., De La Peña-Rubio, J.M., De La Morena, E.L.G., Santa-Cruz, M., De La Nava, P., Fernández-Tizón, M., Sánchez-Mateos, H., Barrero, A., Traba, J., Osiejuk, T.S., Hart, P.J., Navine, A.K., Montoya Muñoz, A.F., De Araújo, C.B., Rosa, G.L.M., Torres, I.M.D., Catalano, A.L.C., Simões, C.R., Llusia, D., Morales, M.B., Acebes, P., Medina, J.A., Brown, N., Astaras, C., Karmiris, I., Navarrete, E., Cauchoix, M., Barbaro, L., Arend, D., Müeller, S., González-García, F., González-Romero, A., Mammides, C., Pontikis, M., Jacuzzi, G., Olden, J.D., Bombaci, S.P., Marcacci, G., Jacot, A., Zurano, J.P., Gangenova, E., Varela, D., Di Sallo, F., Zurita, G.A., Ateasov, A., Tremblay, J.A., Lamarre, V., Hutschenreiter, A., Monroy-Ojeda, A., Díaz-Vallejo, M., Chaparro-Herrera, S., Briers, R.A., Sousa-Lima, R., Pinheiro, T., Da Silva, W.C., Calvente, A., Paz, R.V., Salustio-Gomes, C., Oliveira-Júnior, D.D., Lima-Santos, C.S., Pichorim, M., Molin, A.D., Antonelli, A., Gogoleva, S., Palko, I., Trong, H.V., Duarte, M.H.L., Dos Santos Saturnino, N., Silva, S.R., Rainho, A., Lopes, P., Schuchmann, K.-L., Marques, M.I., De Oliverira Tissiani, A.S., Littlewood, N.A., Tuanmu, M.-N., Kepfer-Rojas, S., Aguilera, A.L., Brotons, L., Feldman, M.J., Imbeau, L., Panwar, P., Weed, A.S., Dehwal, A., Attisano, A., Theuerkauf, J., Goodale, E., Darras, K.F.A., og Pérez-Granados, C. 2026. A global assessment of BirdNET performance: Differences among continents, biomes, and species. *Ecological Indicators* **182**: 114550. doi:[10.1016/j.ecolind.2025.114550](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114550).
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., og Kroon, H. de. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* **12**(10): e0185809. doi:[10.1371/journal.pone.0185809](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809).
- Hartop, E., Srivathsan, A., Ronquist, F., og Meier, R. 2022. Towards Large-Scale Integrative Taxonomy (LIT): Resolving the Data Conundrum for Dark Taxa. *Systematic Biology* **71**(6): 1404–1422. doi:[10.1093/sysbio/syab033](https://doi.org/10.1093/sysbio/syab033).
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., og Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* **42**: 1648–1657.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., og Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* **7**(12): 1451–1456. doi:<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- Iwaszkiewicz-Eggebrecht, E., Łukasik, P., Buczek, M., Deng, J., Hartop, E.A., Havnås, H., Prus-Frankowska, M., Ugargh, C.R., Viteri, P., Andersson, A.F., Roslin, T., Tack, A.J.M., Ronquist, F., og Miraldo, A. 2023. FAVIS: Fast and versatile protocol for non-destructive metabarcoding of bulk insect samples. *PLOS ONE* **18**(7): e0286272. doi:[10.1371/journal.pone.0286272](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0286272).
- Kahl, S., Wood, C.M., Eibl, M., og Klinck, H. 2021. BirdNET: A deep learning solution for avian diversity monitoring. *Ecological Informatics* **61**: 101236. doi:[10.1016/j.ecoinf.2021.101236](https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101236).
- Klink, R. van, Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Swengel, A.B., Gentile, A., og Chase, J.M. 2020. Meta-

- analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* **368**(6489): 417–420. doi:[10.1126/science.aax9931](https://doi.org/10.1126/science.aax9931).
- Meier, R., Srivathsan, A., Oliveira, S.S., Balbi, M.I.P.A., Ang, Y., Yeo, D., Kjærandsen, J., og Amorim, D. de S. 2025. «Dark taxonomy»: A new protocol for overcoming the taxonomic impediments for dark taxa and broadening the taxon base for biodiversity assessment. *Cladistics* **41**(2): 223–238. doi:[10.1111/cla.12609](https://doi.org/10.1111/cla.12609).
- Müller, J., Hothorn, T., Yuan, Y., Seibold, S., Mitesser, O., Rothacher, J., Freund, J., Wild, C., Wolz, M., og Menzel, A. 2023. Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*: 1–6. doi:[10.1038/s41586-023-06402-z](https://doi.org/10.1038/s41586-023-06402-z).
- Nyffeler, M., Şekercioğlu, Ç.H., og Whelan, C.J. 2018. Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *Die Naturwissenschaften* **105**(7): 47. doi:[10.1007/s00114-018-1571-z](https://doi.org/10.1007/s00114-018-1571-z).
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., og Wagner, H. 2020. *vegan*: Community Ecology Package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pagad, S., Genovesi, P., Carnevali, L., Schigel, D., og McGeoch, M.A. 2018. Introducing the Global Register of Introduced and Invasive Species. *Scientific Data* **5**(1): 170202. doi:[10.1038/sdata.2017.202](https://doi.org/10.1038/sdata.2017.202).
- Pebesma, E. 2021. *lwgeom*: Bindings to Selected 'liblwgeom' Functions for Simple Features. <https://CRAN.R-project.org/package=lwgeom>.
- PEFC Norge. 2022. [Norsk PEFC Skogstandard](#). Standard PEFC N 02. PEFC Norge.
- Reichle, D.E. (Redaktør). 1970. *Analysis of Temperate Forest Ecosystems*. Springer-Verlag.
- Rosenberg, Y., Bar-On, Y.M., Fromm, A., Ostikar, M., Shoshany, A., Giz, O., og Milo, R. 2023, februar. The global biomass and number of terrestrial arthropods. 5. doi:[10.1126/sciadv.abq4049](https://doi.org/10.1126/sciadv.abq4049)<https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abq4049>.
- Rosten, C., Bick, I.A., Cretois, B., Fremstad, J., Gelderblom, F.B., Pavon-Jordan, D., Reinen, T.A., Sethi, S.S., og Wiel, J. 2023. [Forvaltningsrelevant bruk av akustikk for overvåking av norsk natur II](#).
- Rosten, C., og Fossøy, F. 2020. [Bruk av lyd til overvåking av norsk natur. En mulighetsstudie](#).
- Roy, H.E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D.C., Bishop, J.D.D., Blackburn, T.M., Branquart, E., Brodie, J., Carboneras, C., Cottier-Cook, E.J., Copp, G.H., Dean, H.J., Eilenberg, J., Gallardo, B., Garcia, M., García-Berthou, E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Kenis, M., Kerckhof, F., Kettunen, M., Minchin, D., Nentwig, W., Nieto, A., Pergl, J., Pescott, O.L., M. Peyton, J., Preda, C., Roques, A., Rorke, S.L., Scalera, R., Schindler, S., Schönrogge, K., Sewell, J., Solarz, W., Stewart, A.J.A., Tricarico, E., Vanderhoeven, S., Velde, G. van der, Vilà, M., Wood, C.A., Zenetos, A., og Rabitsch, W. 2019. Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology* **25**: 1032–1048.
- Saul, W.-C., Roy, H.E., Booy, O., Chen, L.C.H.-J., Genovesi, P., Harrower, C.A., Pagad, P.E.H.S., Pergl, J., og Jeschke, J.M. 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion data bases. *Journal of Applied Ecology* **54**: 657–669.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., og Weisser, W.W. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* **574**(7780): 671–674. doi:[10.1038/s41586-019-1684-3](https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3).
- Sethi, S.S., Fossøy, F., Cretois, B., og Rosten, C. 2021. Management relevant applications of acoustic monitoring for Norwegian nature – The Sound of Norway.
- Somervuo, P., Roslin, T., Fisher, B.L., Hardwick, B., Kerdraon, D., Raharinjanahary, D., Rajoelison, E.T., Lauha, P., Griem, L., Lehtikoinen, P., Niittynen, P., Piirainen, E., Lumme, M., Riihikoski, V.-M., Acevedo-Charry, O., Adalsteinsson, S.A., Ahmad, M., Alcobia, S., Aldarà, J., Andrew, N.R., Anslan, S., Antonelli, A., Arena, J.S., Arroyo Almeida, S., Aster, I., Autto, H., Aviles Gamboa, A., Baixeras, J., Baldauf, M., Balestrieri, R., Banelyte, G.G., Barrett, A., Beja, P., Berg, T.O., Bergerot, B., Biro, E.G., Blendinger, P.G., Bollache, L., Bou Dagher Kharrat, M., Boyer, S., Bridell, E., Brotherson, M.,

- Brown, L.R., Buckley, H.L., Buscardo, E., Buthelezi, N., Cagnolo, L., Calvente, A., Capobianco, G., Carreón-Palau, L., Carriere, S., Case, B.S., Chang, J., Chaparro, J.M., Chen, C.-L., Chicoine, C., Christensson, M., Collado Rosique, F., Colom Montero, W., Da Fonseca, R.D.S., Da Silva, L.P., Dal Molin, A., Dallas, T., De Francesco, M.C., Del Ángel-Rodríguez, J.A., Díaz-Delgado, R., Dirnböck, T., Djukic, I., Dladla, P., Domínguez Masciale, J., Dorigo, T., Douwes, E., Ekrem, T., Enderskog, H., Erefur, C., Fahad, M., Falahati-Anbaran, M., Farrell, A., Ferland, G., Ferrari, E., Figueiredo, A., Forero, F., Freiberga, I., Frosch-Radivo, A., Ganchozo Intriago, L.A., Garzoli, L., Giacomotti, P., Gianuca, A.T., Gilg, O., Gilg, V., Gísladóttir, F., Glowacki, R., Gottsberger, B., Gregoire, J., Groner, E., Guedes, P., Guile, A.M., Haase, P., Hadi, F., Haidegger, M., Hansen, L.J., Hansen, L.H., Harrop, R., Havnås, H., Herrera Báez, D., Ho, C.C.Y., Hohenbühel, D., Houska Tahadlova, M., Hänninen, J., Höglund, L., Í Haraldsstovu, K., Imbeau, E., Inkinen, J., Ishihara, M.I., Jackson, A.C., Jansson, G., Jha, R., Kager, G., Kahale, R., Kalttopää, O., Karai, E.W., Karlsson, D., Kaus-Thiel, A., Khan, A., Khan, Q., Kimoto, K., Kipngetch, S.C., Klante, C., Klemedtsson, L., Klinth, M., Koskinen, J., Kotakorpi, M., Kreiling, A.-K., Krisai-Greilhuber, I., Kristensen, E., König, S., Langenheder, S., Laurila, K., Le Gouar, P., Lecomte, N., Lecomte, E., Leitman, P.M., León-Cortés, J.L., Li, D., Loehr, J., Lopez-Vaamonde, C., Makari, M., Mangini, G.G., Maroschek, M., Mata, V.A., Matsuoka, S., Mazzafera, T., McDonald, P.G., Meinert, L., Meléndez-González, M., Mendoza-Henao, A.M., Moreau, S., Moreau, J., Mosbacher, J., Moyer, E., Mrazova, A., Mteshane, S., Mungai, N.W., Muñoz Herraiz, G., Murillo-Vázquez, A., Musazzi, S., Mutanen, M., Müller, J., Navarro Canales, R., Ndlovu, M., Nicolai, A., Niessner, A., Nordén, J., Nowak, P., O'Connell, E., Orru, A., Pagnon, T., Pantoja-Díaz, Y.N., Pentinsaari, M., Piloni, S., Pinder, A., Pinheiro, T.A., Pölme, S., Powell, L.L., Pröll, G., Pulido-Santacruz, P., Queralt, E., Quilantang, M.T., Quinlan, K., Ramirez, R., Rankinen, J., Rasino, M.D.V., Rebelo, R., Remmers, W., Retz, F., Reyes, E., Rivas Torres, G., Rogers, H.M.K., Rosário, I.T., Rosário Da Rosário Da Costa, S., Rütting, T., Sahlstén, J., Saliba, C., Salmirinne, T., Sam, K., Santos, D., Santos-Reis, M., Sawan, M., Schattaneck-Wiesmair, B., Schiestl-Aalto, P., Schmidt, N.M., Seibold, S., Seidl, R., Seifert, L., Sithole, M., Sivault, E., Smart, J., Smerczyński, I., Soda, A., Sousa-Lima, R.S., Stanisci, A., Stanley, M.C., Steenkamp, D., Stengel, E., Stoll, S., Strauss, W.M., Stur, E., Sujala, M., Sundell, J., Svavarsdóttir, J., Tederloo, L., Tepsa, S., Tikochinsky, M.T., Tuominen, E.-P., Tweraser, S., Ulloa Espinosa, C., Uusitalo, J., Vallinmäki, M., Vannier, F., Varela, A., Vatka, E., Veikkolainen, S., Vernes, K., Watts, P.C., Weslien, P., Wirth, C., Wisniewski, J.H., Young, A.B., Övergaard, R., og Ovaskainen, O. 2025. Human contributions to global soundscapes are less predictable than the acoustic rhythms of wildlife. *Nature Ecology & Evolution* **9**(9): 1585–1598. doi:[10.1038/s41559-025-02786-5](https://doi.org/10.1038/s41559-025-02786-5).
- Soroye, P., Newbold, T., og Kerr, J. 2020. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science* **367**(6478): 685–688. doi:[10.1126/science.aax8591](https://doi.org/10.1126/science.aax8591).
- Strien, A.J. van, Swaay, C.A.M. van, Strien-van Liempt, W.T.F.H. van, Poot, M.J.M., og WallisDeVries, M.F. 2019. Over a century of data reveal more than 80. *Biological Conservation* **234**: 116–122. doi:[10.1016/j.biocon.2019.03.023](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.023).
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., og Töpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ natur- overvåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).
- Wagner, D.L. 2020. Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* **65**(1): 457–480. doi:[10.1146/annurev-ento-011019-025151](https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151).
- Wang, Q., Garrity, G.M., Tiedje, J.M., og Cole, J.R. 2007. Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy. *Applied and Environmental Microbiology* **73**(16): 5261–5267. doi:[10.1128/AEM.00062-07](https://doi.org/10.1128/AEM.00062-07).
- Wiel, J.A.M.-A., Govaert, S., Cretois, B., og Desmet, P. 2026. Safe and Sound Project Report: Is Camtrap DP a suitable standard for (bio)acoustic data? <https://nva.sikt.no/registration/019bbc6cad1a-b4e087dd-5983-4512-b996-4c5e975ec716>.
- Ørka, H.O., Bollandsås, O.M., og Gobakken, T. 2019. Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av

- økosystemet skog. Field instruction V24. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU.
- Åström, J., Birkemoe, T., Brandsegg, H., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Majaneva, M., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., og Ødegaard, F. 2023. Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag. Rapport fra feltsesong 2022. Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3053636>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Brandsegg, H., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Majaneva, M., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., og Ødegaard, F. 2024. Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Rapport fra feltsesong 2023. Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3100597>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Handberg, Ø.N., Hansen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., og Ødegaard, F. 2020a. Forslag til nasjonal insektovervåking. Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nyttekostnadsanalyse. Norsk institutt for naturforskning NINA. <http://hdl.handle.net/11250/2646943>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., og Ødegaard, F. 2022. Insektovervåking på Østlandet og i Trøndelag. Rapport fra feltsesong 2021. Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2976316>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., og Ødegaard, F. 2020b. Insektovervåking på Østlandet 2020 – Rapport fra første feltsesong. Norsk institutt for naturforskning NINA. <https://hdl.handle.net/11250/2711199>.
- Åström, J., Gohli, J., Birkemoe, T., Brealey, J.C., Dahle, S., Davey, M.L., Ekrem, T., Fossøy, F., Laugsand, A.E., Opsahl, N.N., Klocke, V.S., Staverløkk, A., og Sverdrup-Thygeson, A. 2025. Norsk insektovervåking. Rapport fra feltsesongen 2024. <https://nva.sikt.no/registration/0198cc52c1df-e83aa601-5a1b-4159-85c3-22a4524a63f8>.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og spillet natur-sammfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøoveråking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, sammfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

2757

NINA Rapport

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-5596-7

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger