



BACHELOROPPGAVE

Leddyrsamfunn og -diversitet tilknyttet urbane trær og deres lokale omgivelser i Sogndalsfjøra

Arthropod community assemblages and diversity associated with urban trees and their local surroundings in Sogndalsfjøra

Av: Johannes Lande Nyborg og Amalie Svendsen

Kandidatnummer: 305 og 316

Landskapsplanlegging med landskapsarkitekturfag

Fakultet for ingeniør og naturfag

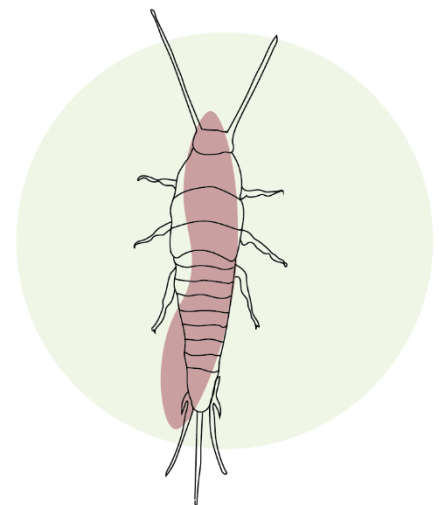
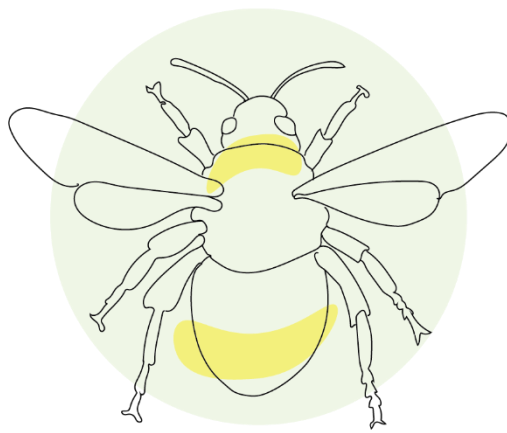
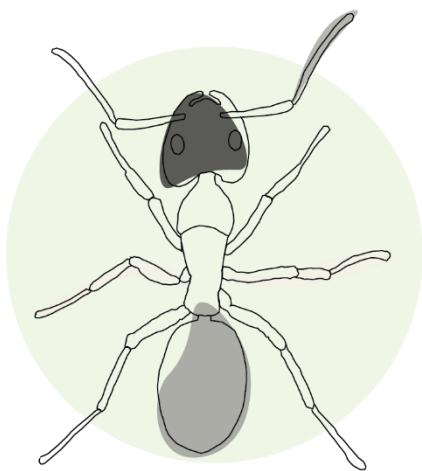
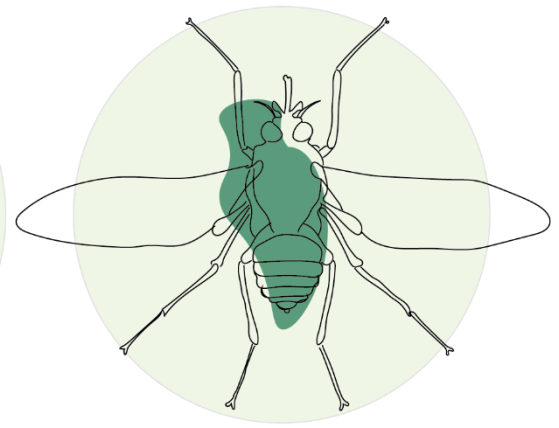
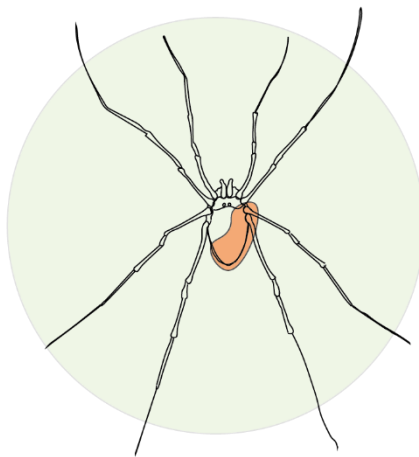
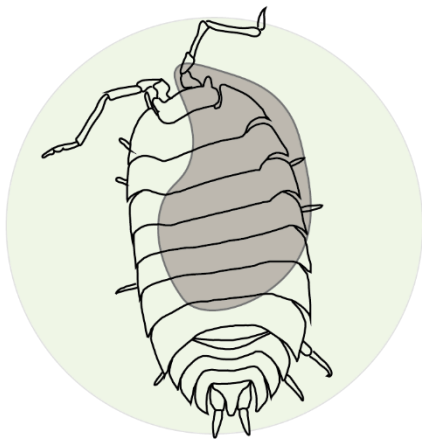
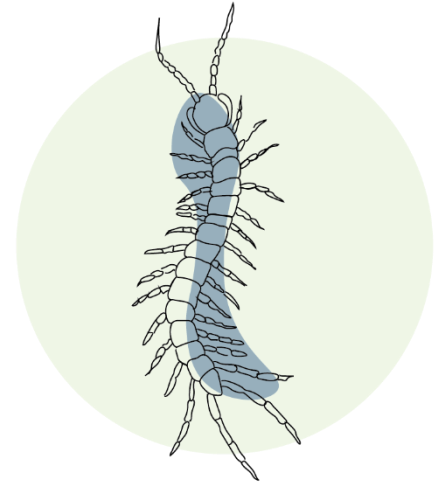
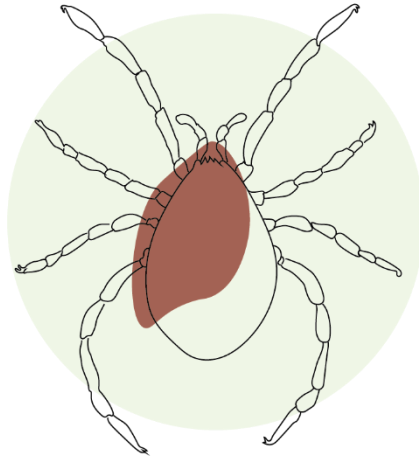
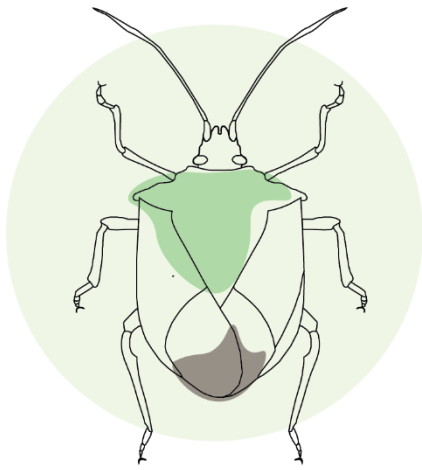
Veiledere: Mark Andrew Gillespie og Inger Auestad

17.06.2020

Jeg bekrefter at arbeidet er selvstendig utarbeidet, og at referanser/kildehenvisninger til alle

kilder som er brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 12-1.

Leddyrsamfunn og -diversitet tilknyttet urbane trær og deres lokale omgivelser i Sogndalsfjøra



Av Johannes Lande Nyborg og Amalie Svendsen

Illustrasjoner til forsidebilde og kapitteinndelinger har vi laget selv.



Forord

Bacheloroppgaven er den siste og avsluttende delen av studiet Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur, ved Høgskulen på Vestlandet. Forarbeidet til oppgaven startet tidlig august 2019 og varte frem til oppgaveskrivingen begynte våren 2020. De mange innholdsrike fagene på studiet har gitt oss en bred kunnskap som ikke bare var nyttig under bachelorskrivingen, men som vil følge oss videre på masterstudier og i arbeidslivet. Prosjektet vårt har vært lærerikt faglig, men også givende på så mange flere måter. Vi fikk delta i undervisning av botanikkstudenter, og på forskningsdagene i Sogndal der vi viste frem deler av dataene våre.

Oppgaven er en forlengelse av NFR-prosjektet SURROUND (Sustainable urbanisation requirements of small and medium-sized urban settlements and their surroundings) som studerer vilkår for bærekraftig tettstedsutvikling. Det har vært spennende å få jobbe i lag med representanter fra forskningsprosjektet, i tillegg til å kunne bidra med data og informasjon som forhåpentligvis kan benyttes i fremtidige prosjekter.

Vi vil utrette en stor takk til alle som har gjort det mulig å gjennomføre vår oppgave. Takk til veiledere Mark Andrew Gillespie og Inger Auestad for enormt verdifulle tilbakemeldinger og konstruktive innspill. Dere har vist et personlig engasjement som har vært en vesentlig motivasjon i arbeidet med oppgaven - det setter vi stor pris på.

For at vi skulle få gjennomført feltarbeid til bacheloroppgaven vår har Sogndal kommune samt en rekke privatpersoner gitt tillatelse til at vi fikk bruke deler av eiendommen deres til å forske på. Vi ønsker å takke samtlige for å ha vist tillit og interesse for arbeidet vi gjorde da vi samlet inn data til prosjektet. I tillegg ønsker vi å takke venner og familiemedlemmer for rettleing og positive tilbakemeldinger samt en takk til hverandre for trivelig samarbeid og hard innsats for å ferdigstille bacheloroppgaven.

Amalie Svendsen

Amalie Svendsen

Johannes L. Nyborg

Johannes Lande Nyborg

Farsund & Oslo 15.06.2020

Sammendrag

Urbanisering er en stor trussel for biodiversitet i byer og tettsteder, som medfører en rekke konsekvenser. Grønn infrastruktur går tapt til fordel for grå flater og bygninger, dermed forsvinner stadig flere arter. Urbane områder er ofte preget av dårlig kvalitet på jordsmonn, luftforurensing og store temperaturendringer. På tross av at tettsteder stadig utvides, er det lite studier som viser til effekten dette har på det biologiske mangfoldet. For å kunne ta gode, bærekraftige valg som planlegger, er det helt essensielt at man kartlegger urbane økosystemer før for mange av disse områdene går tapt. I dette studiet undersøkte vi leddyr samfunn og -diversitet i og rundt urbane trær i Sogndalsfjøra, og så på hvordan diversiteten påvirkes av egenskaper ved trærne, lokalitet og omgivelser. Vi valgte å studere leddyr fordi de utfører en rekke økosystemtjenester og har korte generasjonsskifter som gjør at de responderer raskt på miljøendringer.

Sogndalsfjøra ble valgt som studieområde fordi det er et mindre tettsted som forventes å ha en stor befolkningsvekst de neste tiårene. De siste 30 årene har befolkningsvekst og urbanisering medført et tap av grønne flater på hele 33% i sentrumsområdet. På lik linje med flesteparten av norske byer og tettsteder er det svært lite informasjon om hvilke konsekvenser dette medfører for biologisk mangfold. Sogndalsfjøra er en tidligere fruktbygd som på tross av mye utbygning fremdeles har framtreddende frukthager i sentrumsområdene. Tettstedet har siden slutten av 80-tallet fått betydelig mindre grøntareal fordelt på flere små fragmenter. Det har blitt langt færre frukttrær, mens løvtrær uten frukt og vintergrønne trær har økt i antall.

For å studere leddyrdiversiteten undersøkte vi 21 tilfeldig utvalgte urbane trær i sentrumsområdet. Vi samlet inn 1621 leddyr tilhørende 20 ulike ordener ved hjelp av tre forskjellige innsamlingsmetoder: vingefeller, fallfeller og greinslag. Vi samlet inn informasjon om området og lokaliteten rundt treet i en 20 meter buffer, dette ble forklaringsvariablene som vi brukte til å analysere leddyr samfunnet og -diversiteten i Sogndalsfjøra.

Våre resultater viser at bakkelevende leddyr foretrekker områder med mye bunnsjikt nærme elven, mens flyvende leddyr befinner seg lengre vekk fra elven og er ikke like avhengige av bunnsjikt. Trær med mindre omkrets på trestammen har et rikere leddyrmangfold enn større og gjerne eldre trær. Frukttrær hadde større leddyrdiversitet og jevnhet i forekomst av ordenene enn løvtrær uten frukt. Leddyrmangfoldet i Sogndalsfjøra var større i områder med mye grøntstruktur. I områder dominert av grå flater var leddyrordenene mer homogene, selv om antall individer var høyt sammenliknet med andre innsamlingsposter.

Det er ikke de enkelte faktorene som styrer leddyrdiversiteten i Sogndalsfjøra, men samspillet mellom de mange variablene i miljøet. Resultatene fra studiet vårt oppfordrer til å bevare et mangfoldig utvalg habitater, slik som arealer langs elven, hagestrukturene i sentrumsområdet, trær i ulik størrelse og et mangfoldig plantesamfunn. Dersom studiet blir videreført i fremtidige prosjekter vil man bedre kunne overvåke leddyrmangfoldet og kartlegge hvordan urbaniseringen påvirker biomangfold.

Abstract

Urbanization is a major threat to biodiversity in cities and towns, which leads to several consequences. As green infrastructure is replaced by concrete and buildings, an increasing number of species' niche areas vanishes. Urban sites are often characterized by poor soil quality, air pollution and great temperature changes. Even though smaller towns and cities are constantly expanding, there are few studies to indicate the effect this has on biological diversity. To make satisfactory, sustainable choices as town planners, it is essential that urban ecosystems are mapped before too many of these areas are lost. In this study, we have investigated arthropod diversity in urban trees, in SogndalsfjØra, and how different factors can be affected by tree types, location, and surroundings. We chose to study arthropods because they perform a variety of ecosystem services and have rapid generational change that respond quickly to environmental changes.

SogndalsfjØra was chosen as our study area as it is a small village that is expected to have a large population growth over the next decades. The past 30 years, population growth and urbanization have resulted in a 33% loss of green spaces in the town centre. As is the case with most Norwegian cities and towns, there is very little information about the consequences this has for biodiversity. SogndalsfjØra is a former fruit settlement which, despite much development, still has prominent orchards in the central areas. Since the end of the 1980s, there has been a significant reduction of green space in the village, which is now distributed over several small fragments. There have been far fewer fruit trees, while deciduous trees without fruit and evergreen trees have increased in number.

To study arthropod diversity, we examined 21 randomly selected urban trees in the town centre. We collected 1621 arthropods belonging to 20 different orders using three different common collection types: vanetrapp, pitfall trap and branch beating. We collected information about the area and the site around the tree in a 20-meter buffer, these became the explanatory variables that we used to describe arthropod diversity in SogndalsfjØra.

In our study area, terrestrial arthropods prefer areas with a lot of ground cover close to the river, while flying arthropods were found further away from the river, and are not as dependant on ground cover. Trees with smaller circumference of the tree trunk have a richer arthropod diversity than larger and often older trees. Fruit trees had higher arthropod diversity and evenness than deciduous trees without fruit. The study has shown that arthropod diversity in SogndalsfjØra was greater in areas with a lot of greenery. In areas dominated by concrete, the arthropod orders were more homogeneous, compared to areas with more green space.

It is not the individual variables that control arthropod diversity in a town like SogndalsfjØra, but the interaction between the many factors in the environment. The results of our study encourage the preservation of a diverse range of habitats, such as areas along the river and gardens in the downtown area. If the study is built upon in future projects, it will help monitor arthropod diversity and identify how urbanization affects biodiversity.

Innholdsfortegnelse

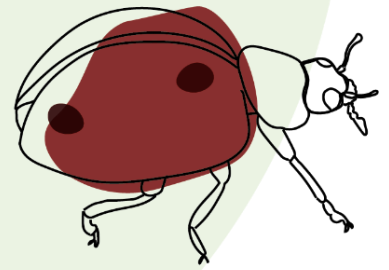
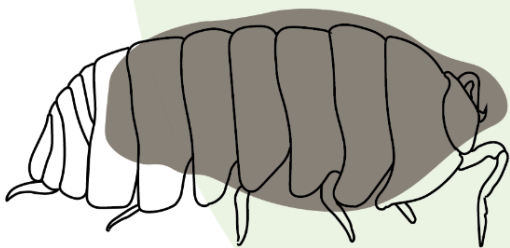
.....	3
Forord.....	3
Sammendrag	4
Abstract	5
Vedlegg	7
1 Innledning.....	8
2 Material og metode.....	12
2.1 Studieområdet.....	13
2.2 Studiedesign	13
Uvalg av trær	13
2.3 Innsamling av leddyr	15
Vingefeller.....	15
Fallfeller	15
Greinslag	16
2.4 Sortering og bestemmelse av innsamlet materiale	16
2.5 Kartlegging og bearbeiding av data i QGIS.....	16
2.6 Statistiske analyser	17
Responsvariabler.....	17
Forklaringsvariabler	18
Modellering.....	19
3 Resultater	20
3.1 Leddyr i og rundt urbane trær i Sogndalsfjøra.....	21
Ordinasjon: trender og tolkning.....	22
3.2 Leddyrdiversitet og antall leddyr i og rundt urbane trær i Sogndalsfjøra.....	23
Totalt antall leddyr (TA)	23
Antall ordener (SR).....	23
Leddyrdiversitet (H)	24
Jevnhet i forekomst (J).....	24
Betadiversitet (DCA akse 1).....	25
.....	26

.....	27
4 Diskusjon	27
4.1 Egenskaper ved analysetrærne.....	28
4.2 Effekten av omgivelsene rundt treet	29
4.3 Forklaringsvariabler som ikke var signifikante	32
4.4 Hva skal til for å ta vare på størst mulig leddyrdiversitet i urbane trær?	32
5 Konklusjon	34
6 Referanser	36

Vedlegg

1. Basic key to identify arthropods to Order level, (M. Gillespie)
2. Sogndal centre arthropod sampling protocol, (M. Gillespie)
3. Kart over Sogndal sentrum, (Stokstad & Gamme)
4. Kart med identitetsnummer på analysetrærne (Nyborg & Svendsen)
5. Art-rute-matrise (Nyborg & Svendsen)
6. Miljømatrise (Nyborg & Svendsen)
7. Korrelasjonstester

1 Innledning



1 Innledning

Urbanisering er en stor trussel for biodiversitet (Pyle et al., 1981; Vergnes et al., 2014; Vitousek et al., 1997). Begrepet urbanisering omfatter den helhetlige prosessen av et område som utvikler seg og blir større, både gjennom fysiske utvidelser av bolig- og transportnett, men også gjennom levemåtene til menneskene i området. Konsekvensene av urbanisering er ofte nedprioritering av grønnstruktur i favør av ny bebyggelse (M. A. Goddard et al., 2010; McKinney, 2008; Pickett et al., 2011). Slike politiske valg i byplanlegging kan føre til direkte reduksjon av habitater til et bredt spekter av unike arter. De nye forholdene skaper attraktive levekår for noen arter som klarer å tilpasse seg mer urbane områder (Chace & Walsh, 2006; McKinney & Lockwood, 1999). I tillegg til tap av habitat har urbanisering også vist en negativ påvirkning på blant annet kvaliteten i dyrkede områder, økt temperaturendringer, luftforurensning, og jordsammensetning (McKinney, 2008; Pickett et al., 2011). Disse effektene har en skadevirkning på blant annet leddyrsamfunn (Lagucki et al., 2017; Vergnes et al., 2014). Denne taksonomiske gruppen har et rikt mangfold av ordener og omfatter insekter i tillegg til mange andre småkryp, som edderkoppdyr og skruketroll. Tap av leddyrmangfold kan skape ubalanse i næringskjedene og endre samspillet i økosystemet (Hallmann et al., 2017).

Ettersom urbaniseringen stadig øker, er det helt essensielt å kartlegge økosystemene i disse menneskeskapte landskapene (McDonnell & Pickett, 1990). Selv om vi vet at naturlige områder gir flest nisje og habitatmuligheter, er urban vegetasjon likevel svært viktige for både mennesker og dyr (Bolund & Hunhammar, 1999; Driscoll et al., 2013). Urbane habitater har ofte større primærproduktivitet enn omkringliggende områder, blant annet på grunn av vanning, gjødsling, høyt antall hageplanter og introduksjon av fremmede arter (McKinney, 2008; Westergaard et al., 2019). Planlegging og forvaltning av disse modifiserte landskapene er svært viktig for det lokale økosystemet (Seto et al., 2012). Spredt beplantning av trær er et fremtredende trekk i urbane miljøer over hele verden og har av noen blitt identifisert som «en økologisk hjørnestein» (Manning et al., 2006). Spesielt gamle, store, spredte trær kan gi uforholdsmessig store fordeler til naturmangfoldet ved å tilgjengeliggjøre matressurser, ly og formeringsplasser (Lindenmayer & Laurance, 2017; Tews et al., 2004). Vi vet lite om hvordan mangfoldet i urbane trær blir påvirket av de nære omgivelsene. Denne kunnskapen kan være svært nyttig i fremtidig forvaltning og planlegging, ettersom det kan bidra til å rettfærdiggjøre bevaring av vegetasjon i menneskeskapte landskap.

God forvaltning av biologisk mangfold er en viktig samfunnsutfordring. Norge har gjennom Rio-konvensjonen forpliktet seg til å ta vare på biologisk mangfold, også i tettsteder. Det er mangel på informasjon angående urbant biomangfold, noe som har resultert i en situasjon hvor landskapsplanlegging og styringspraksiser er basert på utilstrekkelig informasjon. Mangel på kunnskap rundt dette temaet kan føre til at vi undervurderer økosystemtjenestene våre (Kremen & Ostfeld, 2005). Hvis konsekvensene av landskapsinngrep ikke blir forstått i planleggingsprosessen, vil det oppstå betydelige kostnader forbundet med tap og restaureringen av økosystemtjenestene i fremtiden. Store deler av disse kostnadene vil samsvare med reduksjon av leddyr. Leddyr (hovedsakelig insekter) skaper det biologiske fundamentet for alle økosystemer. De resirkulerer næringsstoffer, pollinerer planter, sprer frø, opprettholder jordstruktur og fruktbarhet, kontrollerer bestander av andre organismer (inkludert pestkontroll) og er en viktig matkilde for andre organismer (Majer, 1987, sitert i Footitt & Adler, 2017). Bærekraftig planlegging og forvaltning av urbane områder

må bygge på kunnskap om organismene som leverer økosystemtjenestene og miljøene disse organismene lever i (Kremen & Ostfeld, 2005).

Leddyr er godt egnet for å undersøke de biologiske effektene av urbanisering. De utfører et bredt spekter av økosystemtjenester (McKinney, 2008), er en del av flere nivåer i næringskjeden, har korte generasjonsskift, er relativt lette å innsamle (med lite motstand fra offentligheten) og responderer raskt på miljøendringer (Kremen et al., 1993; McIntyre, 2000). Dette gjør dem til utmerkede indikatorer for tidlig varsling av økologiske endringer (Kremen et al., 1993). Forskningen på leddyrliv i urbane landskap er enda i et «tidlig» stadium (McIntyre, 2000; McIntyre et al., 2001). Spesielt kunnskap om mindre tettsteder er så å si fraværende (Forman, 2019). Den tilgjengelige kunnskapen om leddyrliv i urbane miljøer kommer hovedsakelig fra studier gjennomført i storbyer. Her viser mange at det er en viktig sammenheng mellom rik leddyrdiversitet og tilgjengelig grønnstruktur, fordi det åpner opp for arter med både brede og smale nisjer (Beninde et al., 2015; Threlfall et al., 2017).

I denne bacheloroppgaven skal vi fordype oss i leddyrdiversitet tilknyttet urbane trær og deres nære omgivelser, og se på hvilke miljøfaktorer som gjør disse områdene mer eller mindre foretrukket av leddyrliv. Vi har valgt Sogndalsfjæra som studieområde fordi det er et lite tettsted som i nyere tid har blitt sterkt påvirket av urbanisering. I Norge bor 82% av befolkningen i byer eller tettsteder (SSB, 2019). Innbyggertallet synker i de fleste mindre bygder og tettsteder på grunn av tilflytting til regionsentre (SSB, 2018). Sogndalsfjæra, et tettsted med 3995 innbyggere (SSB, 2019) er et slikt regionsenter. Her har det lenge vært populasjonsvekst og det forventes en fortsatt økning på 29% de neste 40 årene (SSB, 2020). Befolkningsveksten har medført at sentrum de siste 30 årene har gått fra å ha 69 dekar grønne flater til 46 dekar i 2018, det vil si 33% reduksjon av opprinnelig areal av grønnstruktur (Stokstad & Gamme, 2019). Dette tallet vil sannsynligvis fortsette å minske, ettersom Sogndal kommune har planer for utbygging som medfører at grønnstruktur går tapt (Statens Vegvesen, 2018). Sogndalsfjæra er en tidligere fruktbygd som på tross av mye utbygging fremdeles har framtrædende frukthager i sentrumsområdene. De grønne flatene som fortsatt er til stede i dag er mindre i areal og mer fragmenterte. Som et resultat av urbaniseringen har antall frukttrær blitt sterkt redusert fra 744 til 206 trær i perioden mellom 1988 og 2018. Antallet løvtrær uten frukt og vintergrønne trær har derimot økt i den samme tidsperioden fra henholdsvis 153 til 326 og 15 til 228 trær. Sammenlagt er det nå nesten 17% færre trær og 33% mindre grønne flater i sentrumsområdet (Gamme & Stokstad, 2019). Dette gjør Sogndalsfjæra velegnet til et studium av leddyrdiversitet i et tettsted, fordi dette er et sted preget av en rask utvikling som har hatt stor innvirkning på grøntarealene.

Ved å skape en bevissthet rundt det lokale biomangfoldet (i første omgang leddyrmangfoldet) i Sogndal, kan man endre folks oppfatning av urban grønnstruktur og naturlige habitater (Shanahan et al., 2014). Resultatene fra oppgaven kan forhåpentligvis bidra til økt kunnskap om hvilke variabler som påvirker leddyrmangfoldet i Sogndal sentrum. Dersom vi utvider kunnskapsgrunnlaget vil det være lettere å planlegge og forvalte grøntarealene på en mer bærekraftig måte og dermed ivareta og forbedre biomangfoldet etter beste evne.

Vi har kartlagt leddyrdiversiteten i utvalgte trær i Sogndalsfjæra sommeren 2019. Oppgaven vil svare på følgende problemstilling:

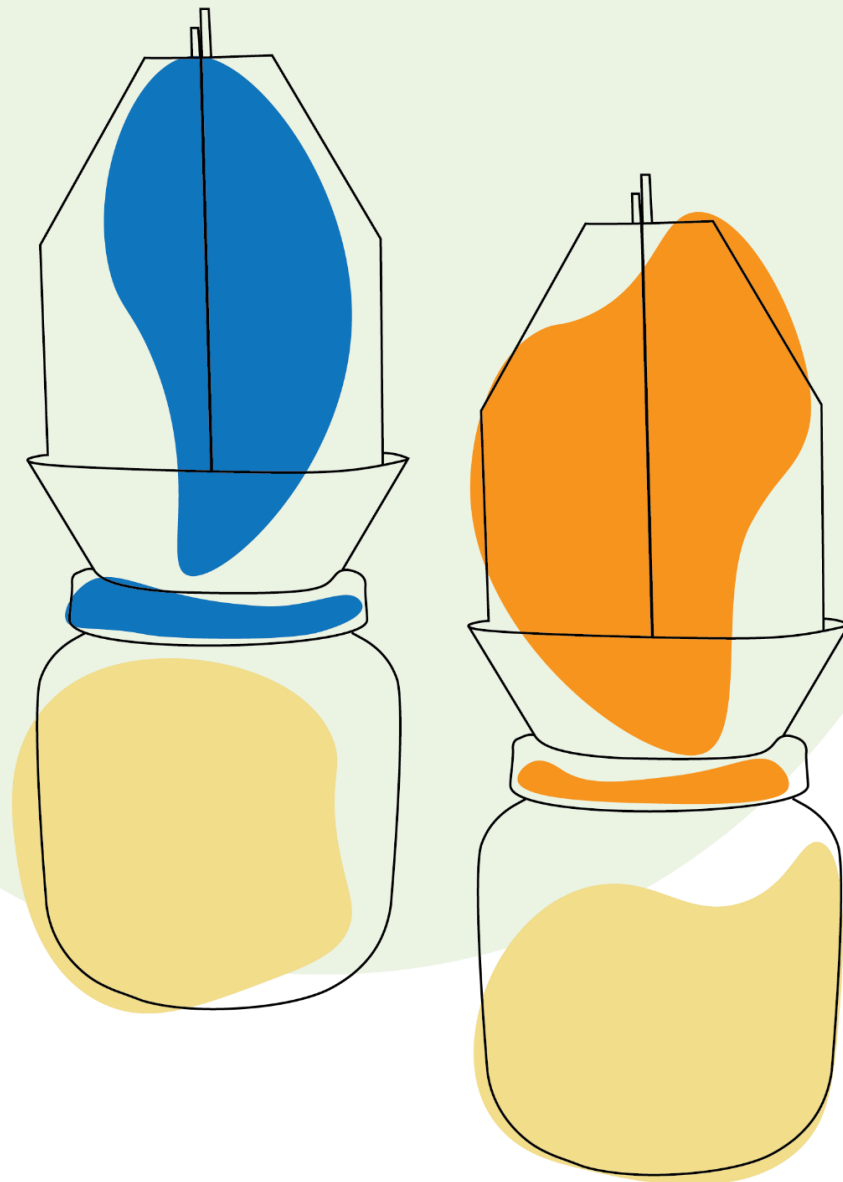
Hvilke leddyrdener bor i eller rundt urbane trær i Sogndalsfjora, og hvordan påvirkes leddyrsamfunn og -diversitet av egenskaper ved trærne, lokalitet og omgivelser?

For å besvare hovedproblemstillingen har vi inkludert følgende underproblemstillinger:

- a) Hvilke leddyrdener forekommer i et representativt utvalg trær i Sogndal sentrum?
- b) Hvordan påvirker egenskaper ved trærne leddyrdiversitet, -rikdom og -sammensetning?
- c) Hvordan påvirker egenskaper ved omgivelsene til trærne leddyrdiversitet, -rikdom og -sammensetning?
- d) Hvilke egenskaper ved trærne samt omgivelser og lokalitet er viktige for å bevare leddyrmangfoldet i mindre, urbane tettsteder.

For å svare på problemstillingene har vi brukt fem etablerte diversitetsmål for å beskrive leddyrmangfoldet. Vi undersøkte hvordan egenskaper som avstand til hovedvei, til Sogndalselvi og til hager, samt ulike tretyper, vegetasjonssammensetninger og størrelsen på trestammen (som også kan være en indikator på treets alder) påvirker leddyrmangfoldet. Dette er variabler som vi forventer at vil påvirke leddyrdiversiteten. Av disse tror vi at trær med større trestammer og områder dominert av ulike typer grønnstruktur vil gi rikere leddyrmangfold. I tillegg forventer vi at habitatsområder i nærheten av hager og Sogndalselvi har rikere leddyrsamfunn enn områder nærme hovedveien.

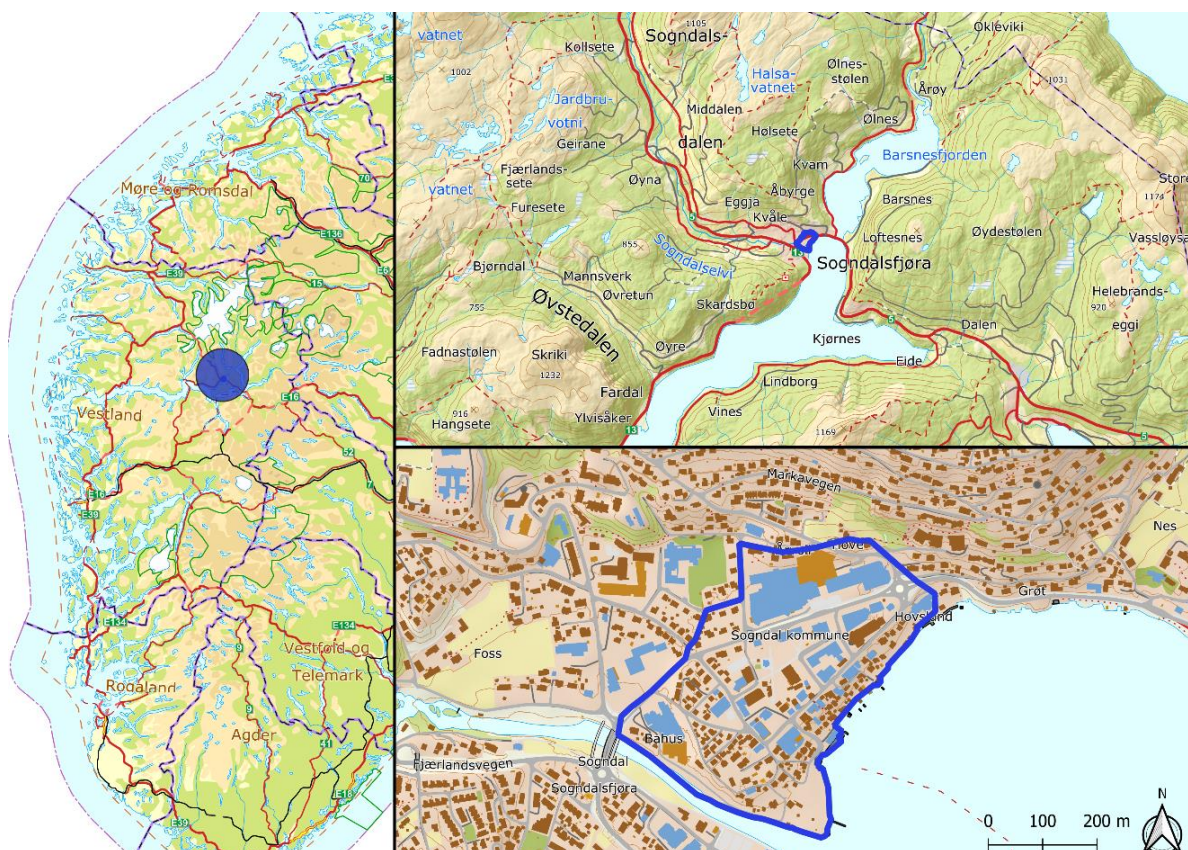
2 Material og metode



2 Material og metode

2.1 Studieområdet

Undersøkelsen er avgrenset til sentrum av tettstedet Sogndalsfjóra (61°13'49.1"N 7°06'07.0"Ø), i Sogndal kommune, Vestland fylke. Studieområdet omfatter et areal på ca. 175 dekar (figur 1). Avgrensningen følger tidligere detaljkartlegging av Sogndal sentrum (Stokstad & Gamme, 2019).



Figur 1: Oversiktsbilde av analyseområdet (blå polygon) i Sogndalsfjóra, Sogndal kommune, Vestland fylke.

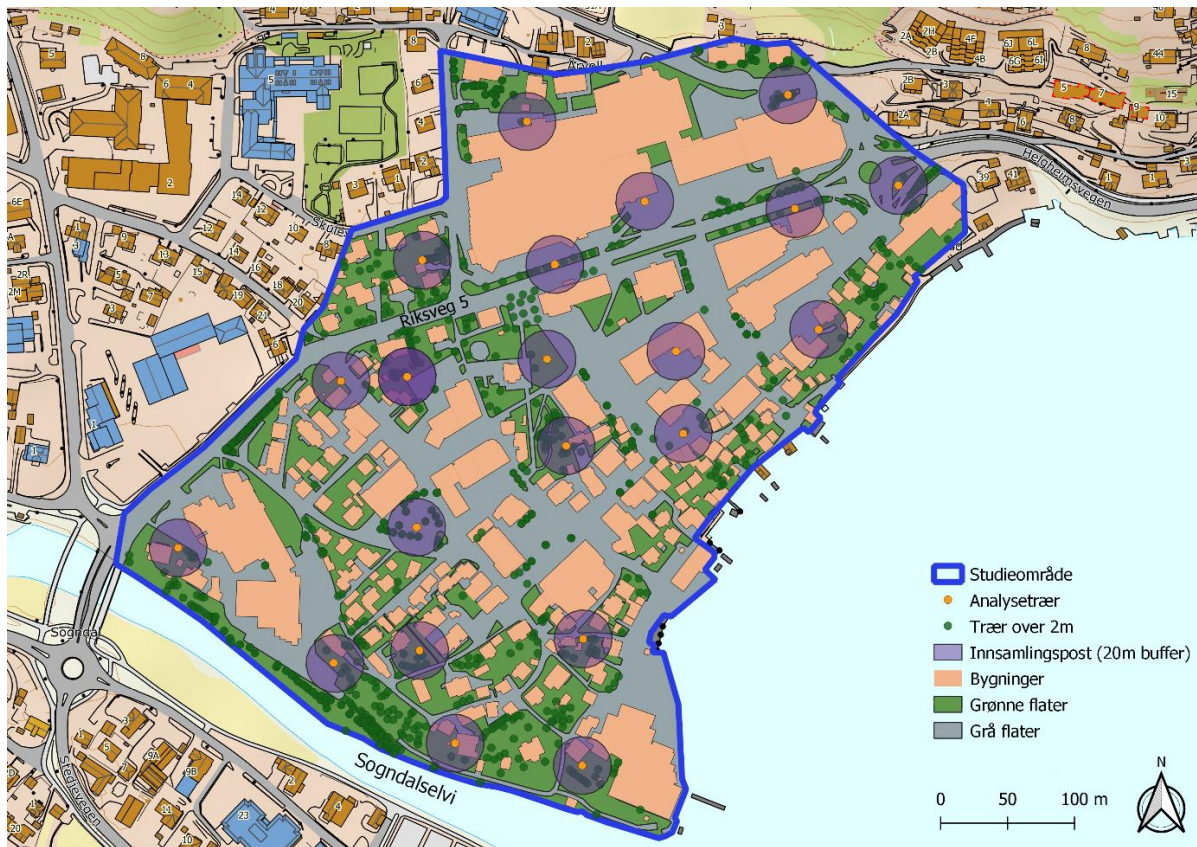
Sogndalsfjóra ligger tett på naturen og avgrenses av fjell, fjord og Sogndalselvi (figur 1). Tettstedet har de siste 30 årene mistet betydelige arealer med grønne flater. Grøntområdene har gått fra å være den dominerende arealtypen i 1988 til å bli den minste arealtypen i 2018. Nedgangen i grønne flater skyldes en økende mengde grus, asfalt og bygninger. Lange tradisjoner for fruktproduksjon har påvirket utformingen av grøntstrukturer i Sogndalsfjóra (Thorsnæs & Askheim, 2020). Sentrumsområdene har i dag oppstykkede grønt- og hageområder, flere av dem med betydelige mengder fruktplanter (Stokstad & Gamme, 2019).

2.2 Studiedesign

Utvalg av trær

Vi har gjort et systematisk utvalg av trær for å representere studieområdet best mulig. Trær over 2 meter kategorisert som frukttrær, andre typer løvtrær og vintergrønne trær ble allerede kartlagt i 2018 av Stokstad & Gamme (2019). Vintergrønne trær kategoriseres ved at de beholder bladene hele året. I denne oppgaven brukes begrepet frukttrær om løvtrær som får nyttevekster for mennesker slik som epler, pærer, plommer og lignende. Begrepet «andre løvtrær» omfatter resten av de løvfellende

trærn som ikke produserer nyttevekster. For å velge hvilke trær vi skulle undersøke (analysetrær) plasserte vi ett 100 meters rutenett over studieområdet, og tok treet nærmest midtpunktet i hver firkant. Hvert tre fikk en 20 meter buffersone (figur 2), og vi kartla og analyserte egenskaper ved treet og omgivelsene innenfor denne sonen. Analysetreet pluss buffersonen kaller vi innsamlingsposten.



Figur 2: Analyseområdet ligger i kjernen av Sogndalsfjora. De 21 ulike innsamlingspostene er illustrert med en lilla buffer rundt de oransje analysetrærne. Trær over 2 meter er markert som mørkegrønne punkter. De lysegrønne flatene (permeable flater) utgjør en sammensetning av urban vegetasjon. De grå flatene (impermeable flatene) utgjør en sammensetning av asfalterte og gruslagte flater

Før feltarbeidet ble satt i gang tok vi kontakt med samtlige grunneiere der analysetrærne var plassert, for å få tillatelse til å gjennomføre undersøkelsen. Følgende kriterier måtte være oppfylt for at treet passet som analyseobjekt:

- Grunneiers tillatelse til å undersøke treet
- Treet er friskt, levende og har barkdekke
- Noen av greinene kan nås trygt og for hånd (uten stige)
- Treet står på en trafiksikker lokalitet

Ved et par tilfeller tilfredsstilte ikke treet kravene våre og kunne ikke brukes som innsamlingspost. De uegnede trærne ble byttet ut med et annet nærliggende tre. Vi endte med 21 trær fordelt utover studieområdet (illustrert i figur 2).

2.3 Innsamling av leddyr

Vi brukte tre innsamlingstyper for å samle våre data: greinslag, vinge- og fallfeller i perioden 7.- 10. august 2019. Ulike innsamlingstyper bidrar til stor variasjon i leddyrordener. Vingefellene ble brukt til å samle inn flyvende leddyr, fallfellene til bakkelevende leddyr og greinslag som i større grad samler inn en blanding av leddyr med og uten vinger. De to felletypene var aktive i 72 timer før innsamling. Greinslagene ble utført på hvert analysetre to ganger, i lik rekkefølge.

Vingefeller

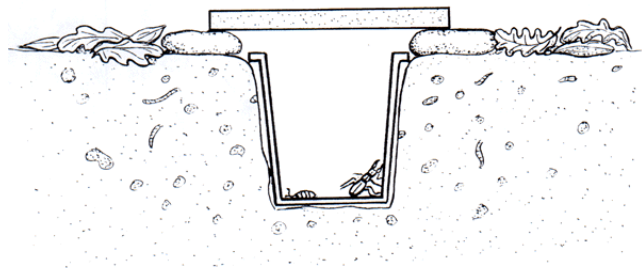
Vingefeller er den vanligste metoden for å samle inn flyvende leddyr (Hall & Reboud, 2019; Stephen & Rao, 2005). Fellene ble med få unntak installert på en av de underste greinene på treet, slik at de skulle være synlige for leddyrene. De ble hengt opp mellom 59 cm og 191 cm over bakken avhengig av størrelsen på treet. Vi hang opp to feller på hver innsamlingspost, en gul og en blå, for å fange leddyr tiltrukket til forskjellige farger (figur 3). Beholderen ble fylt med såpevann for å bryte vannhinnen slik at leddyrene synker ned til bunnen. Etter 72 timer tok vi ned fellene og silte ut leddyrene. De ble oppbevart i fryser til de ble ordensbestemt på lab.



Figur 3: Vingefeller installert på en av innsamlingsstasjonene. Fellen vil lure leddyrene til å tro at det er en blomst. Dermed flyr de inn i fellen for å hente nektar og pollen, men blir istedenfor fanget.

Fallfeller

Fallfeller er en effektiv og utbredt måte å samle inn leddyr på bakkeplan (Cheli & Corley, 2010). Vi gravde ned en plastikkbeholder (ca. 20 cm dyp) i hver innsamlingspost, så nærme analysetreet som mulig, i mykt underlag. Over fellen festet vi et lokk som illustrert i figur 4. Dette var for å beskytte fellene fra forstyrrelser og skade. Avstanden mellom fellen og trærne varierte fra 5 cm til 1310 cm avhengig av underlaget rundt treet. Vi fylte fellene med lavkonsentrert spylervæske for å konservere leddyrene frem til de ble samlet inn. Etter 72 timer gravde vi opp fellene og silte ut leddyrene. De ble oppbevart i etanol frem til de ble ordensbestemt på lab.



Figur 4: Den øverste delen av fallfellen ligger like høyt som jorda. Insektene vil derfor falle ned i fellen. («Pitfall trap», av Nobel, 2017. <http://extreme-macro.co.uk/pitfall-trap/>)

Greinslag

Greinslag er en mer aktiv form for innsamling av data. Vi tok inspirasjon fra metoden til et lignende studie (Helden et al., 2012). Intensjonen var å samle inn en blanding av leddyr med og uten vinger. For å gjennomføre greinslagmetoden tok vi en av de laveste greinene på treet, holdt en åpen oppvendt paraply under og slo på greinen i fem sekunder. Vi samlet raskt opp leddyrene som falt ned i paraplyen og førte dem over i et glass med etylacetat for å avlive individene. Dataene ble i ettertid konserverte i etanol frem til ordenssorteringen startet.

2.4 Sortering og bestemmelse av innsamlet materiale

Vi undersøkte ulike ordener og underordener i rekke leddyr i løpet av høstsemesteret 2019. Dette ble gjort på laboratorium med stereolupe. Vi bruker begrepet «orden» for både ordener og underordener gjennomgående i oppgaven. I noen ordener slik som årevinger valgte vi å skille mellom for eksempel maur og bier/veps. En av grunnene til det er at maur og bier/veps ofte finnes i ulike habitater, og har svært forskjellige oppgaver i naturen. Ikke alle individene kunne identifiseres til riktig orden, som regel på grunn av mangel på vesentlige kjennetegn. Disse individene ble kategorisert som ubestemt.

Totalt hadde vi innsamlinger fra 105 poster (2x21 greinslag, 2x21 vingefeller og 21 fallfeller), som ble grovsortert og registrert i en art-rutemartrise (Se vedlegg 5). Kunnskapsgrunnlaget for sorteringen av leddyrene baserte seg på ordensnøkkelen i vedlegg 1.

2.5 Kartlegging og bearbeiding av data i QGIS

Vi tok utgangspunkt i kart utarbeidet av Stokstad & Gamme (2019) (Vedlegg 3). De kartla grønne flater, frukttrær, andre løvfallende- og vintergrønne trær i Sogndalsfjora i 2018 på grunnlag av flyfoto og befaringer. Vi kontrollsjekket at kartene stemte med dagens situasjon og rettet opp i enkelte feil. I feltkartleggingen vår tok vi med oss et kart over hver enkelt innsamlingspost, og registrerte vegetasjonen og målte omkretsen på trestammene ved brysthøyde (ca.150 cm). Vi skilte mellom bunn-, busk-, og tresjikt, målte størrelsen på trekronediameter og registrerte antall trær i en fem meter buffer rundt analysetreet. Informasjonen ble inkludert i kartet som punkter og polygoner. For å gjøre dette brukte vi egne observasjoner, ortofoto fra Kartverket, skyggerelieff- og høydeplotkart (2019) fra Hoydedata.no. I QGIS tok vi nøyaktige målinger av avstand fra analysetrærne til hovedveien, hager og Sogndalselvi. Feltkartleggingen ble gjennomført i august og september 2019.



Figur 5: Greinslag er en effektiv måte å samle både flyvende og ikke-flyvende leddyr på. Den store paraplyen tar imot data som faller ned. Dataene blir så tømt i et glass for videre undersøkelse på lab. Foto: Privat.

2.6 Statistiske analyser

For å teste forhold mellom responsvariablene og diverse forklaringsvariabler laget vi en matrise som inneholder forklaringsvariablene vi kan måle eller teste (se vedlegg 6). Vi bearbeidet alle dataene våre i R (R Core Team, 2020).

Responsvariabler

For å undersøke effekten av ulike forklaringsvariabler på leddyrdiversitet kalkulerte vi fem ulike rikdom-, diversitet- og sammensetningsmål per tre: antall leddyr (TA), antall ordener (SR), Shannon-Weaver diversitetsindex (H), jevnhet i forekomst (J) og Betadiversitet (analysetre-verdi langs førsteaksen til en DCA-ordinasjon). Nedenfor har vi en enkel forklaring av målene:

1. **TA: Totalt antall leddyr per innsamlingspost**
2. **SR: Ordenrikdom.** Totalt antall ordener per innsamlingspost
3. **H: Diversitet.** Vi brukte Shannon-Weaver metoden (ofte kalt Shannon-Wiener) for å regne ut diversitet. I vårt datasett er H basert på antall ordener og hvor mange individer det befinner seg i hver orden. Et tre med mange ordener, og mange individer innenfor hver av disse ordene vil ha en høy H verdi. Høyere verdier indikerer høyere diversitet (Gardener, 2017). Formelen vi brukte for å regne ut Shannon diversitetsindex:

$$H = - \sum \left(\frac{n}{N} \right) \text{Ln} \left(\frac{n}{N} \right)$$

hvor n er rikeligheten av et takson og N er den totale rikeligheten. Ln indikerer at man tar den naturlige loggen av andelen (Gardener, 2017)

4. **J: Jevnhet i forekomst.** Jevnhet i forekomst viser hvor likt antallet individer er mellom hver orden i et tre. Hvis et tre har to tovinger og 100 maur er samfunnet svært lite jevnt. Hvis det er 10 tovinger og 12 maur, er samfunnet ganske jevnt. Jevnhet varierer fra null til en, med null som indikerer ingen jevnhet, og en (1) som fullstendig jevnhet. Vi brukte formelen til Pielou til å regne ut jevnhet i forekomst:

$$J = \frac{H}{\log(SR)}$$

hvor H er tallet fra Shannon diversitetsindex og $\log(SR)$ er ordenrikdom (SR) logaritmisert

5. **Betadiversitet (DCA akse 1).** Hvert tre får en DCA1-verdi basert på sin posisjon langs førsteaksen i ordinasjonsdiagrammet (figur 7). Plasseringen til trærne er bestemt ut ifra forholdet til de andre trærne og leddyrordenene.

Ordinasjonsmetoden Detrended Correspondence Analysis (DCA; Hill & Gauch, 1980) fra biblioteket Vegan 2.5-6 (Oksanen et al., 2015) er en multivariat statistisk teknikk. Vi brukte DCA til å utforske trender og variasjonen i leddyrinnholdet i de ulike analysetrærne, basert på innhold av leddyr. Trær og leddyr med lik ordensammensetning blir plassert nær hverandre, og lengre fra hverandre ved forskjell i ordensammensetningen (se figur 7). I ordinasjonsdiagrammet er den største og viktigste variasjonen uttrykt langs førsteaksen. Vi har ikke nok data til å kunne trekke noen konklusjoner fra andreaksen. Ordinasjonsakser er skalert i «standard-deviation-units» (SD-enheter), og vi regner med at 4 SD-enheter tilsvarer fullstendig ordenutskiftning. DCA har begrensninger når det gjelder ekstreme

«outliers» og sjeldne ordener (Hill & Gauch, 1980). Derfor fjernet vi ordenene tusenbein, trips og kakerlakk som vi kun hadde én observasjon av hver.

Vi valgte å inkludere responsvariablene ordenrikdom (SR), diversitet (H), jevnhet i forekomst (J) og betadiversitet for undersøkelsen av leddyrene, istedenfor bare totalt antall leddyr (TA). Dette fordi TA ikke gir noen indikasjon på hvor mange forskjellige typer leddyr det er i hvert tre. SR er den vanligste måten å måle diversitet på (McKinney, 2008), derfor har vi valgt å inkludere den. Dette gjør det blant annet lettere å sammenligne med andre rapporter. Når det er sagt, så er SR alene en ufullstendig beregning av biologisk mangfold ettersom den utelater ordensforekomst (Magurran, 2004). Dette er en av grunnene til at vi valgte å inkludere H og J, fordi det vil gi oss et mer nøyaktig og variert mål på leddyr sammensetningen i de ulike trærne. Det åpnet opp for flere signifikante modeller, selv basert på et relativt lite datasett. Vi valgte H og J ettersom de er to populære og veletablerte metoder for å måle biologisk diversitet.

Forklaringsvariabler

For å etablere hvilke miljøfaktorer som forklarer mest av variasjonen i leddyrmangfoldet undersøkte vi 15 forskjellige forklaringsvariabler som ofte påvirker leddyrmangfold i urbane områder. Vi fant frem til de ulike variablene gjennom direkte målinger i felt og ved GIS-analyser. Nedenfor er det en liste over forklaringsvariablene sortert etter innsamlingsmåte:

Forklaringsvariabler basert på direkte målinger

1. **Omkrets:** Omkrets av trestammen ved 1,5 meter høyde
 - Min: 10 cm, max: 180 cm, gjennomsnitt: 141,7 cm
2. **Avstand til fallfelle:** Avstanden fra analysetreet til punket vi gravde ned fallfellen
 - Min: 5 cm, max: 1310 cm, gjennomsnitt: 152,5 cm, median: 51 cm
3. **Høyde til vingefelle:** Høyde fra bakken til undersiden av vingefellene
 - Min: 59 cm, max: 191 cm, gjennomsnitt: 141,3 cm
4. **Antall nære trær:** Antall trær innenfor en fem meter buffer fra analysetreet
 - Min: 0, max: 5, gjennomsnitt: 0,7

Forklaringsvariabler basert på GIS-analyser

5. **Bunnsjikt:** Total mengde overflate dekket av bunnsjikt (%), innenfor innsamlingsposten
 - Min: 2,7 %, max: 67,2 %, gjennomsnitt: 35,4 %
6. **Busksjikt:** Total mengde overflate dekket av busksjikt (%), innenfor innsamlingsposten
 - Min: 0 %, max: 20 %, gjennomsnitt: 6,4 %
7. **Tresjikt:** Total mengde overflate dekket av tresjikt (%), innenfor innsamlingsposten
 - Min: 0,2 %, max: 17,6 %, gjennomsnitt: 8,3 %
8. **Totalt grøntdekke:** Total mengde overflate dekket av bunnsjikt, busksjikt og tresjikt (%) innenfor innsamlingsposten. Polygoner oppå hverandre ble ikke telt dobbelt, som f.eks. gress under trær
 - Min: 3,15 %, max: 67,2 %, gjennomsnitt: 37 %
9. **Trekrone diameter:** Diameteren til analysetreets trekrone
 - Min: 98 cm, max: 659 cm, gjennomsnitt: 344 cm
10. **Avstand til hovedvei:** Avstand fra analysetreet til Riksveg 5, som går igjennom Sogndalsfjøra
 - Min: 0,22 m, max: 331 m, gjennomsnitt: 91 m

11. **Avstand til elv:** Avstand fra analysetreet til Sogndalselvi
 - Min: 21,9 m, max: 513,7 m, gjennomsnitt: 261 m
12. **Avstand til hage:** Avstand til nærmeste private analysetreet
 - Min: 0 m, max: 75,6 m, gjennomsnitt: 19.46 m
13. **Frukttre:** Om treet er et frukt bærende tre
 - 7 stykk
14. **Annen type løvtre:** Løvtre som ikke bærer frukt
 - 11 stykk
15. **Vintergrønn:** Vintergrønt tre
 - 3 stykk

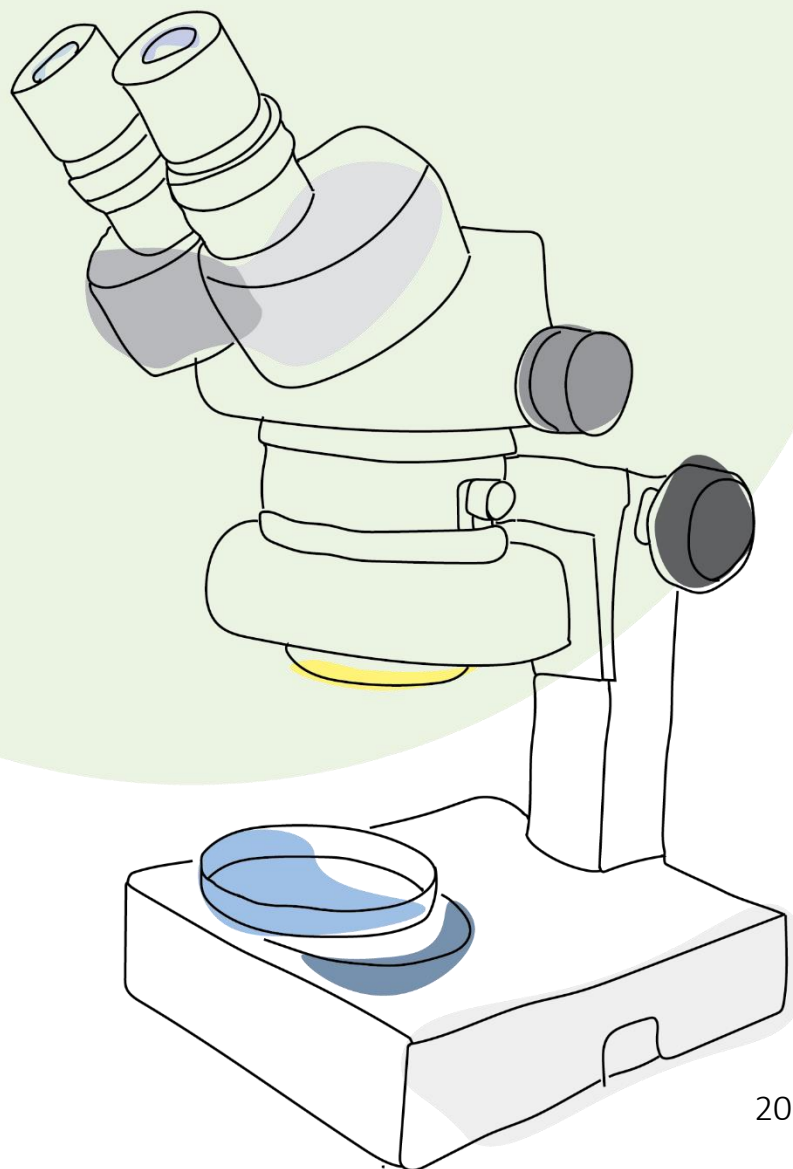
Vi gjennomførte Pearson korrelasjonsanalyser for alle forklarings- og responsvariabler for å se på sammenhengen. Videre så vi etter kollinearitet (korrelasjon $\geq 0,7$ eller $\leq -0,7$). I tilfeller der vi hadde kollinearitet mellom to forklaringsvariabler valgte vi den som hadde sterkest sammenheng til responsvariabelen, slik at vi kunne bruke den til lineære regresjonsmodeller. Vi brukte også spredningsplott for å se etter heteroskedastisitet mellom respons- og forklaringsvariablene. Vi hadde ingen tilfeller hvor det var et problem (se korrelasjonene og spredningsplottene for alle variablene i vedlegg 7).

Modellering

Vi valgte å ikke inkludere vintergrønne trær i modellene, ettersom det var for få av dem til å kunne stole på resultatene. For å lage modellene valgte vi å bruke en konservativ tilnærming til modellspesifikasjon, ettersom vi bare hadde 21 trær. Vi brukte veiledning fra Crawley (2005) og inkluderte ikke mer enn én forklaringsvariabel per 10 observasjoner. For å velge hvilke to forklaringsvariabler vi skulle inkludere for hver responsvariabel brukte vi en kombinasjon av korrelasjonskoeffisienter og økologisk kunnskap. Vi testet alltid for interaksjon mellom forklaringsvariablene i en modell. Hvis ikke interaksjonen var signifikant endret vi det til to selvstendige forklaringsvariabler. Modellene inneholdt variabler som vi var interessert i å undersøke og som svarer direkte på problemstillingene våre.

Noen forklaringsvariabler ble kvadratrot- eller log-transformert for å få mer lineære forhold til responsvariablene. Vi gjennomførte korrelasjonstester på nytt for de transformerte forklaringsvariablene. Vi brukte «Moran's I» i R til å teste romlig autokorrelasjon for alle dataene våre. Ved ingen tilfeller var $p < 0,05$; det var ingen romlig autokorrelasjon. Vi kunne dermed fortsette å bruke generelle lineære regresjoner i alle modellene. Vi sjekket modellenes residualer for normalitet og heteroskedastisitet, ved ingen tilfeller var det et problem.

3 Resultater

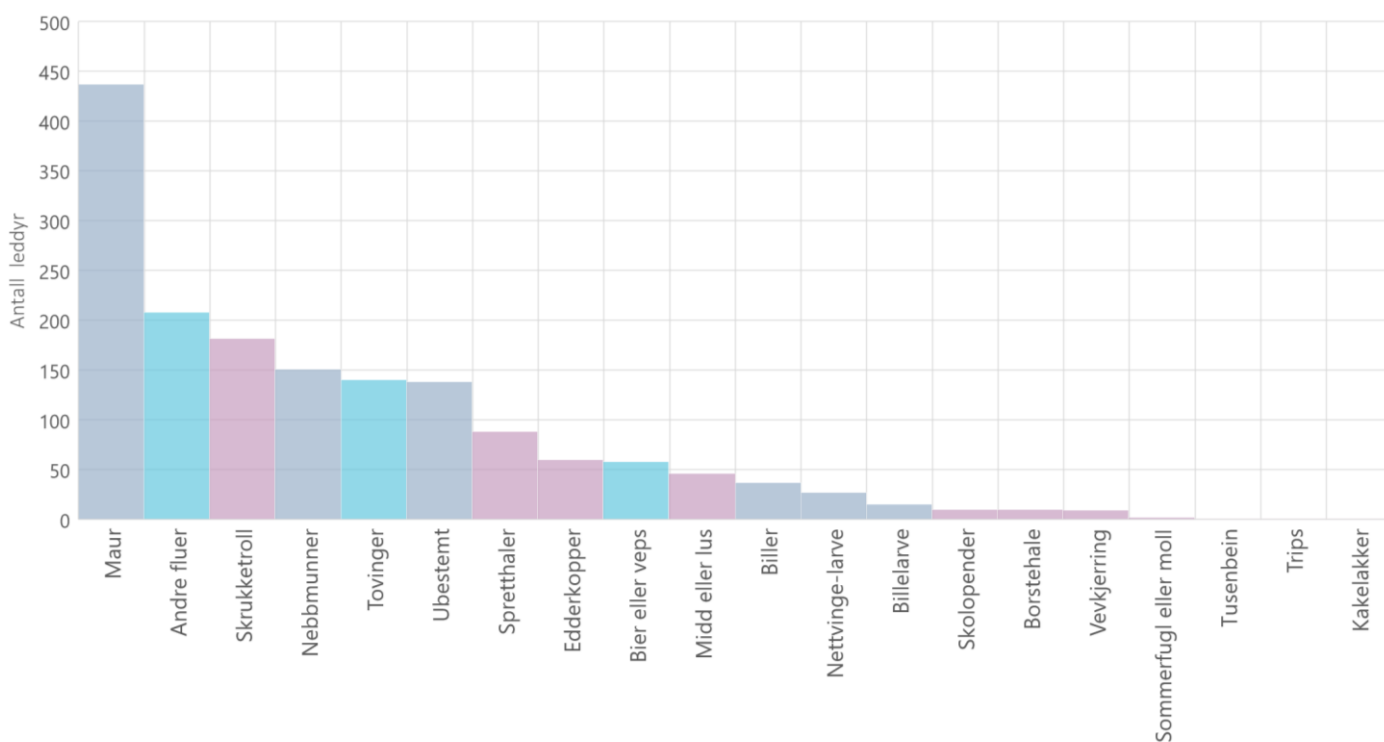


3 Resultater

3.1 Leddyr i og rundt urbane trær i Sogndalsfjøra

Vi identifiserte totalt 1621 individer, 138 av disse kunne ikke identifiseres og ble kalt «ubestemt». Datasettet utgjorde 20 ulike ordener med leddy, inkludert de «ubestemte» (figur 6). Maur, andre fluer, skruketroll, nebbmunner og tovinger var de leddyordenene vi samlet flest individer av (>140). Sommerfugl eller møll, kakerlakker, tusenbein og trips fanget vi færrest av (<3).

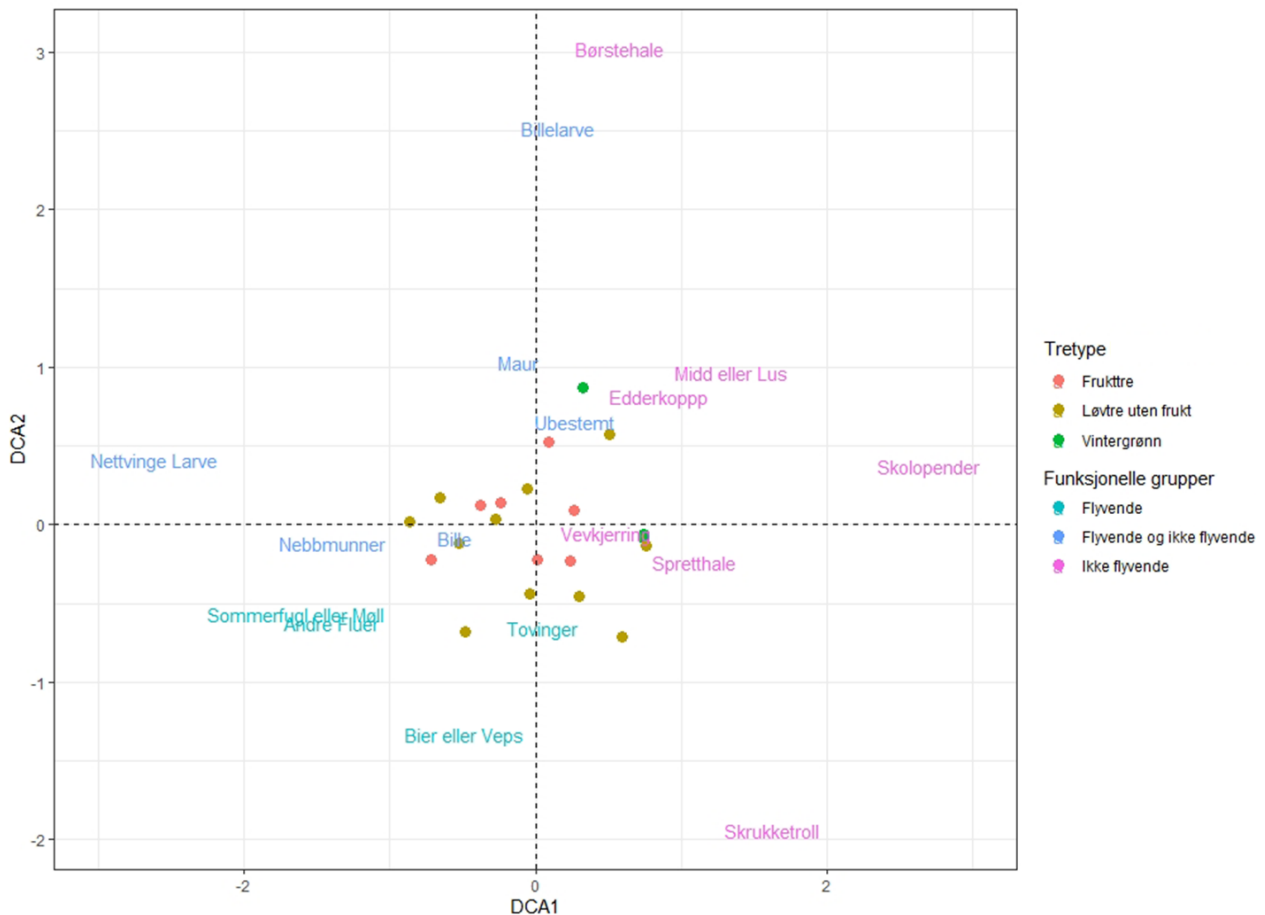
Leddrene kan deles inn i funksjonelle grupper for å få en bedre oversikt over resultatene: «Flyvende» (f.eks pollinatorer), «flyvende og ikke flyvende» (f.eks. biller, og larver som utvikler vinger senere i livsløpet.) og «ikke flyvende» (f.eks edderkopper og nedbrytere). De tre funksjonelle gruppene gjenspeiler målet vårt med å bruke ulike felletyper. Flyvende leddy var vanligst i vingefellene, leddy med og uten vinger ble samlet opp med greinslag og bakklevende leddy var vanligst i fallfellene.



Figur 6: Stolpediagrammet viser fordelingen av antall individer i de ulike ordenene. Lyseblå stolper representerer «flyvende insekter», mellomblå «flyvende og ikke flyvende», rosa «ikke flyvende».

Ordinasjon: trender og tolkning

Leddysamfunnet i datasettet vårt er illustrert i ordinasjonsdiagrammet nedenfor (figur 7).



Figur 7: Ordinasjonsdiagrammet viser hvordan de forskjellige trærne og leddyrene samspiller. Trærne i modellen spenner over ca. 2 «standard-deviation-units», som forteller oss at trærne som er mest ulike har ca. 50% felles ordener. Vi har ikke nok trær i datasettet til å kunne trekke noen konklusjoner fra andreaksen (Y-aksen).

DCA-ordinasjonen (Eigenvalue = 0,215 og akselengde = 1,626) viste at det er relativt liten forskjell på hvilke leddyreordener som finnes i ulike typer trær i Sogndalsfjøra. Frukttrær og andre typer løvtrær har mye av de samme ordenene og ligger blandet utover diagrammet, med et lite flertall lengre nede på førsteaksen. Vanlige ordener her er nebbmunner, biller og bier eller veps. Vintergrønne trær har høyere verdier enn de to andre tretypene, og har større forekomst av spretthaler, edderkopper og skruketteroll. Alle de ikke-flyvende leddyrene befinner seg på den øvre delen av modellen ($DCA1 > 0$). Det betyr at det er vanligere med de bakkelevende leddyrene i trærne plassert høyt oppe på førsteaksen i ordinasjonsdiagrammet. De flyvende leddyrene befinner seg på den nedre delen av modellen ($DCA1 < 0$). De «flyvende og ikke flyvende» leddyrene har også en liten preferanse for nedre del av førsteaksen.

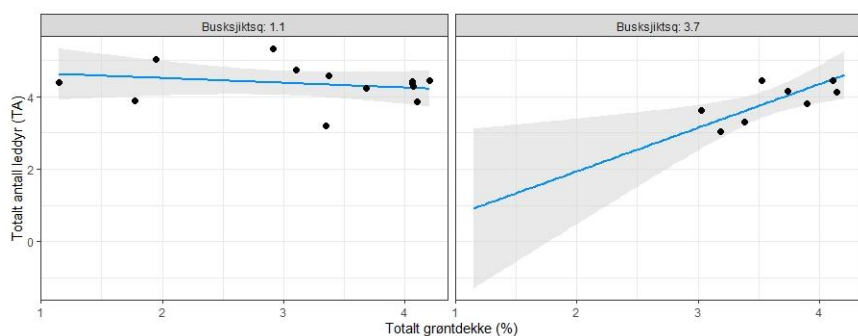
3.2 Leddyrdiversitet og antall leddyr i og rundt urbane trær i Sogndalsfjæra

De lineære modellene vi presenterer i dette delkapittelet er de signifikante modellene som oppfyller kravene satt i kapittel 2.6 *Statistiske analyser*. Modellene er oppsummert i tabell 1.

Tresjikt, avstand til hovedvei og antall trær i fem meter buffer var også inkludert i flere modeller og testet opp mot noen av responsvariablene. Ingen av disse forklaringsvariablene var signifikante og er derfor ikke presentert i noen modeller her.

Totalt antall leddyr (TA)

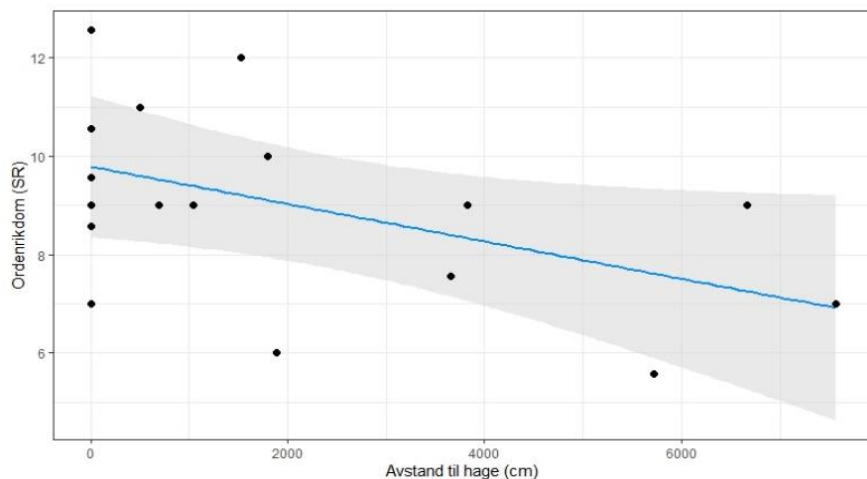
Dersom en innsamlingspost hadde lite busksjikt, fikk økende mengde totalt grøntdekke et svakt negativt forhold til totalt antall leddyr (TA). Dersom en innsamlingspost hadde mye busksjikt, fikk økende mengde totalt grøntdekke et positivt forhold til totalt antall leddyr (TA). Busksjikt mot totalt grøntdekke var den eneste signifikante interaksjonen ($P=0.009$) mellom to forklaringsvariabler i våre modeller. Grafene under (figur 8) illustrerer forholdet.



Figur 8: Grafene viser interaksjonen mellom busksjikt og totalt grøntdekke fra modell 1 (tabell 1). Ved lite busksjikt innenfor innsamlingsposten (t.v) har totalt grøntdekke et negativt forhold til TA. Når det er mer busksjikt innenfor innsamlingsposten (t.h.) har totalt grøntdekke et positivt forhold til TA. De skyggelagte områdene er 95% konfidensintervaller.

Antall ordener (SR)

Antall ordener (SR) har et signifikant, negativt forhold til økende avstand til hage ($P=0.048$). Dette betyr at trær som står i nærheten av hager har flere leddyrordener enn i trær som står lengre vekk

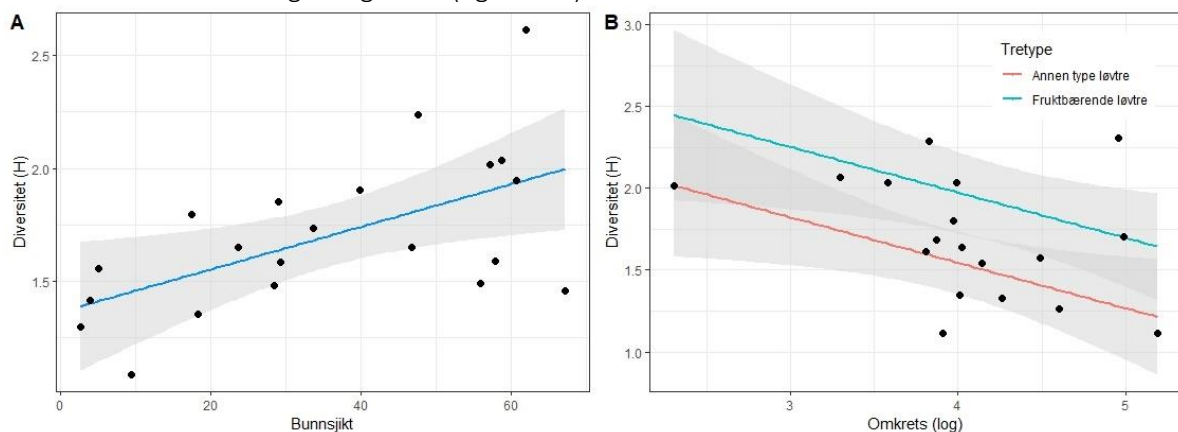


Figur 9: Grafen viser effekten av avstand til hage fra modell 2 (tabell 1). Økende avstand fra hager reduserer antallet leddyrordener. Det skyggelagte området er 95% konfidensintervall.

(figur 9).

Leddyrdiversitet (H)

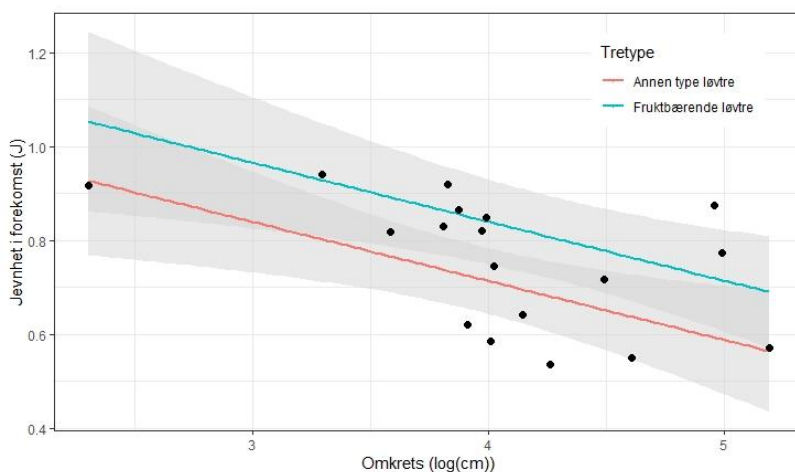
Leddyrdiversitet (H) har et signifikant, negativt forhold til økende omkrets av trestammene ($P=0,011$). Dette betyr at tynne trær har større mangfold av leddyrdener enn tykkere trær (figur 10 B). Leddyrdiversitet (H) er signifikant høyere i frukttrær ($P=0,011$). Andre løvfellende trær var ikke signifikante i noen modeller. Dette betyr at frukttrær har større mangfold av leddyrdener enn andre typer løvtrær (figur 10B). Leddyrdiversitet (H) er signifikant høyere i områder med mye bunnsjikt ($P=0,016$). Dette betyr at leddyrdensiteten er høyere i innsamlingspostene med mye bunnsjikt fremfor de dominert av grus og asfalt (figur 10 A).



Figur 10 : Grafene viser hovedeffektene av modellene som forklarer variasjonen i diversitet (H). 'A' viser effekten av bunnsjikt fra modell 3 (fra tabell 1). Mer bunnsjikt gir høyere leddyrdensitet. 'B' viser den kombinerte effekten av omkrets og frukttrær fra modell 4 (fra tabell 1). Graf 'B' viser også at fruktbærende løvtrær har gjennomsnittlig høyere H-verdier enn andre typer løvtrær, og at omkrets har et negativt forhold til H. De skyggelagte områdene er 95% konfidensintervaller

Jevnhet i forekomst (J)

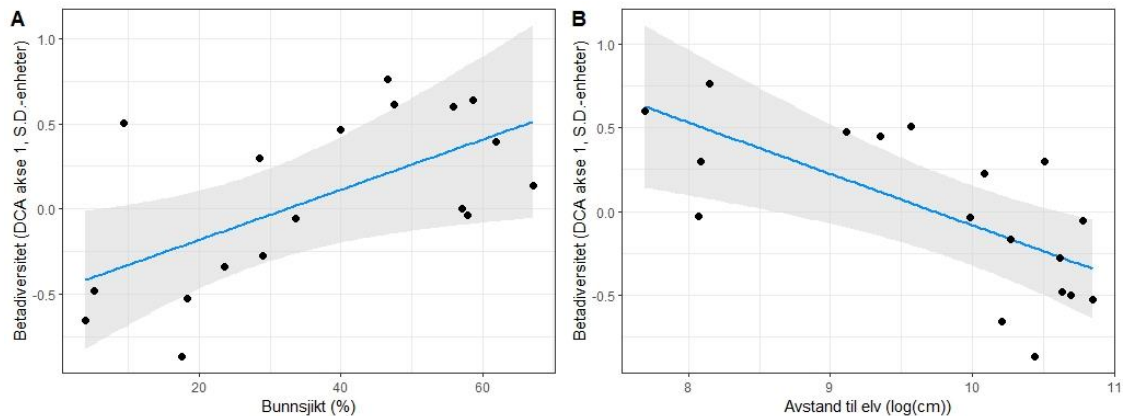
Jevnhet i forekomst (J) har et signifikant, negativt forhold til økende omkrets av trestammene ($P=0,007$). Dette betyr at tynne trær har jevnere leddyrførekomsst enn tykke trær. Jevnhet i forekomst (J) er signifikant høyere i fruktbærende løvtrær ($P=0,034$) enn i løvtrær uten frukt. Dette betyr at frukttrær har den jevneste fordelingen av leddyrdener (figur 11).



Figur 10: Grafen viser den samlede effekten av omkrets og frukttrær fra modell 6 (tabell 1). Økende omkrets på trestammene reduserer jevnheten. Fruktbærende løvtrær har gjennomsnittlig høyere J-verdier (nærmere 1, fullstendig jevnhet) enn andre typer løvtrær. De skyggelagte områdene er 95% konfidensintervaller.

Betadiversitet (DCA akse 1)

Betadiversitet (DCA1) har et signifikant, positivt forhold til økende mengde bunnsjikt ($P=0,025$). Dette betyr at trærne og leddyrene i den øvre delen av førsteaksen i ordinasjonsdiagrammet (figur 7) har et positivt forhold til bunnsjikt. Betadiversitet (DCA1) er signifikant lavere i trær med lang avstand til Sogndalselvi ($P= 0.003$). Dette betyr at trærne og leddyrene i den nedre delen av førsteaksen i ordinasjonsdiagrammet er vanligere langt fra elven. Disse resultatene kan vi bruke til å analysere de funksjonelle gruppene i ordinasjonsdiagrammet (figur 7). De bakkelevende leddyrene foretrekker områder med mye bunnsjikt nærme elven, mens flyvende leddyr befinner seg lengre vekk fra elven og er ikke like avhengige av bunnsjikt (figur 12).

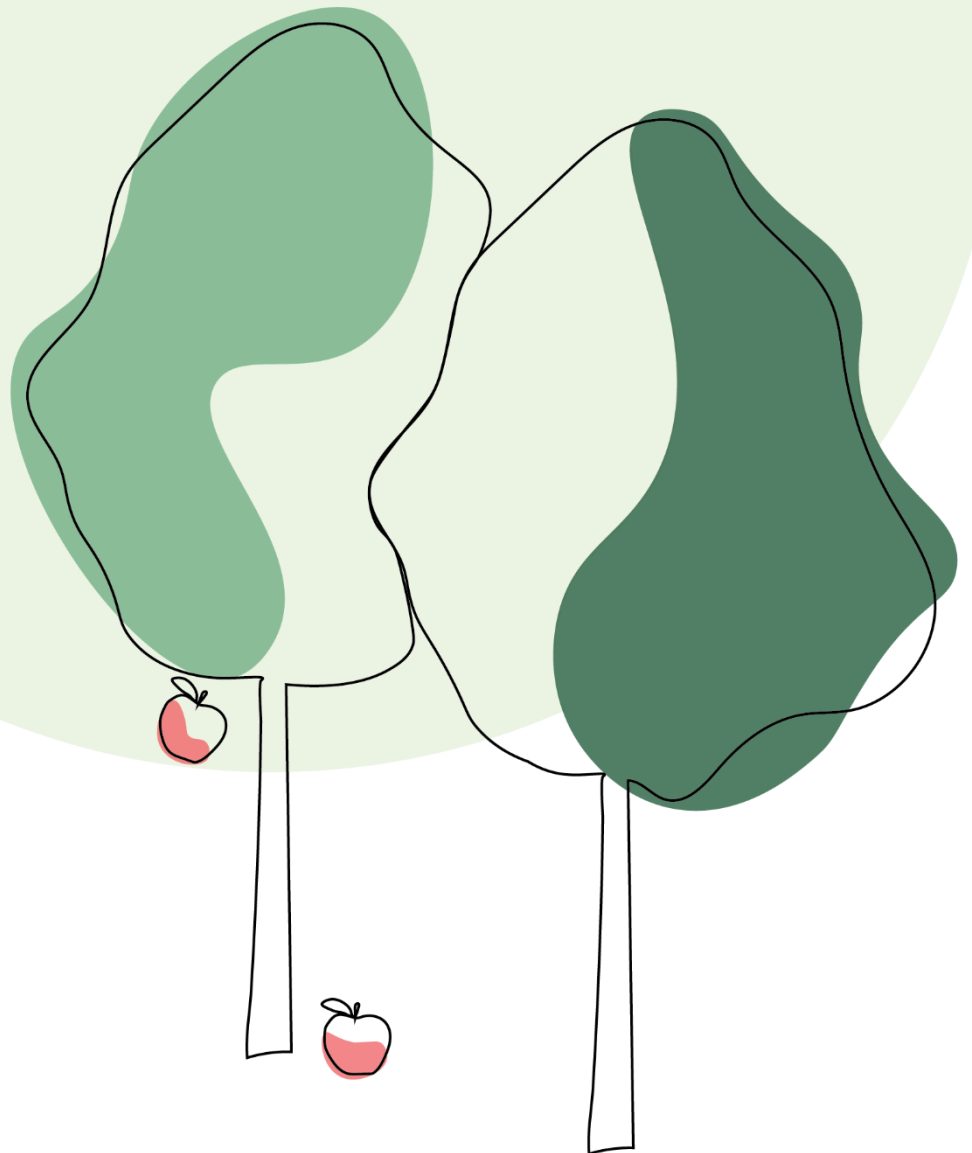


Figur 12 Graf 'A' viser effekten av bunnsjikt fra modell 7 (tabell 1). Mer bunnsjikt gir høyere betadiversitet. Graf 'B' viser effekten av avstand til elv fra modell 8 (tabell 1). Økende avstand fra Sogndalselvi gir lavere betadiversitet. De skyggelagte områdene er 95% konfidensintervaller.

Tabell 1: Tabellen viser de lineære modellene som hadde minst én signifikant variabel ($p < 0.05$), sortert etter responsvariablene. Signifikante p -verdier er vist med uthevet skrift. «log» (logaritme) og «kvrt» (kvadrattrot) viser at variabelen var transformert for å gjøre forholdet med responsvariablen mer lineært. Informasjonen under «Full modell» står for «F-statistic» (F), «Multiple R-squared» (R^2) og p -verdi (p). «Estimate» for «Intercept» er gjennomsnittsverdien for Y-aksen når X-aksen = 0. For de andre parameterene betyr «Estimate» hvor mye Y-aksen endrer seg ved en økning på én enhet i X-aksen. Fortegnet til «Estimate» sier om sammenhengen er positiv eller negativ. «Std. Error» er standardavviket i en koeffisient på grunn av innsamlingsvariasjon, «t» (t-verdi) er «Estimate» delt på «Std. Error».

Modell	Full modell	Estimate	Std. Error	t	p
Antall leddyr (TA)					
1					
Totalt grønt(log) * Busksjikt(kvrt)	F: 4.98, R^2: 0.47, p: 0.012				
Intercept		6.98	0.94	7.39	<0.001
Totalt grønt (log)		-0.70	0.29	-2.44	0.026
Busksjikt (kvrt)		-2.01	0.61	-3.29	0.004
Totalt grønt(log):Busksjikt(kvrt)		0.51	0.17	2.94	0.009
Antall ordener (SR)					
2					
Avstand hage + Frukttre	F: 4.50, R^2: 0.38, p: 0.029				
Intercept		9.79	0.68	14.48	<0.001
Avstand hage		-0.00	0.00	-2.15	0.048
Frukttre		1.43	0.88	1.63	0.124
Diversitet (H)					
3					
Omkrets (log) + Bunnsjikt	F: 5.12, R^2: 0.36, p: 0.017				
Intercept		2.62	0.40	6.56	<0.001
Omkrets (log)		-0.31	0.11	-2.85	0.011
Bunnsjikt		0.01	0.00	2.65	0.016
4					
Omkrets (log) + Frukttre	F: 5.96, R^2: 0.44, p: 0.012				
Intercept		2.71	0.45	5.94	<0.001
Omkrets (log)		-0.28	0.11	-2.50	0.024
Frukttre		0.43	0.15	2.91	0.011
Jevnhet (J)					
5					
Omkrets (log) + Busksjikt	F: 4.13, R^2: 0.35, p: 0.033				
Intercept		1.09	0.15	7.31	<0.001
Omkrets (log)		-0.09	0.04	-2.56	0.0199
Busksjikt		0.01	0.00	1.45	0.1642
6					
Omkrets (log) + Frukttre	F: 6.13, R^2: 0.45, p: 0.011				
Intercept		1.22	0.16	7.42	<0.001
Omkrets (log)		-0.13	0.04	-3.09	0.007
Frukttre		0.13	0.05	2.33	0.034
Beta diversitet (DCA1)					
7					
Bunnsjikt + Frukttre	F: 3.10, R^2: 0.29, p: 0.075				
Intercept		-0.47	0.21	-2.29	0.037
Bunnsjikt		0.01	0.01	2.49	0.025
Frukttre		-0.38	0.25	-1.53	0.146
8					
Avstand elv (log) + Frukttre	F: 6.15, R^2: 0.45, p: 0.011				
Intercept		2.98	0.88	3.40	0.004
Avstand elv (log)		-0.31	0.09	-3.50	0.003
Frukttre		-0.21	0.19	-1.13	0.276

4 Diskusjon



4 Diskusjon

Fra hva vi kjenner til, har det aldri før blitt gjennomført en studie som ser på hvordan leddyrdiversitet i og rundt urbane trær blir påvirket av lokale miljøfaktorer, i en norsk bygd eller mindre tettsted. Denne oppgaven kan derfor gi ny kunnskap om hvordan leddyrsamfunn og -diversitet forekommer i mindre, urbane tettsteder.

I vår studie identifiserte vi leddyrtilhørende 20 ulike ordener fra de 21 innsamlingspostene våre. Bakkelevende leddyrt var vanlige i områder som lå nærmere Sogndalselvi og med mye bunnsjikt. Leddyrene med vinger befant seg ofte langt fra elven og var ikke like avhengig av bunnsjikt. Modelleringsresultatene viser at det totale antallet leddyrt vi fant i tilknytning til hvert analysetre ble påvirket av interaksjonen mellom busksjikt og total mengde grøntdekke. Trærne med størst ordensrikdom ligger i nær tilknytning til hager. Fruktrær og mer bunnsjiktdekket var positivt for diversitet og jevnhet i forekomst av leddyrt. I motsetning til dette ga økende omkrets av trestammene et negativt forhold til diversitet og jevnhet i forekomst av leddyrt.

4.1 Egenskaper ved analysetrærne

Omkretsen på trestammene er den forklaringsvariabelen som ved flest tilfeller var signifikant i våre modeller. I vår studie har økende størrelse på trestammene en negativ påvirkning på diversitet og jevnhet i forekomst av leddyrt. Dette er et uventet resultat og vi finner ikke studier som har hatt lignende utfall. Det finnes forskning som viser til at store trær har større insektmangfold enn mindre. Noen av årsakene til dette er at store trær gir habitater for et bredt spekter arter, næring i form av blomster, blader, vann og frukt til både dyr og planter i nærområdet, som dermed tiltrekker seg flere organismer (Lindenmayer & Laurance, 2017). Ved andre tilfeller har konklusjonen vært at størrelsen på trestammene ikke har noe å si for antallet leddyrt i sin helhet. Forklaringen var da at leddyrt sannsynligvis ikke er spesielt selektive, de utnytter mange forskjellige ressurser (Le Roux et al., 2018).

Vi har tenkt oss frem til to teorier om hvorfor diversitet (H) og jevnhet i forekomst (J) har et negativt forhold til omkrets i vår studie. Trær med tynnere stammer har også mindre trekrone (i våre data: korrelasjon = 0,50). Dette kan bety at vingefellene blir lettere å se i disse trærne, som kan ha resultert i høyere verdier for H og J. Vi undersøkte denne teorien med nye lineære modeller, men fant ingen signifikante forhold. Den andre teorien er at greinslag har større effekt på trær med mindre stammer. Da vi utførte greinslag på store trær var det greinen alene som ble satt i bevegelse og vi fikk derfor kun samlet leddyrt fra denne greinen. For de mindre trærne satt slagene trolig i gang bevegelse i hele treet. Innsamlingsmetoden kan dermed ha forårsaket større leddyrdiversitet i tynnere trær. I en modell med H og J mot omkrets, med data fra greinslag, var begge forholdene signifikante. Tynnere trær er mer utsatt for greinslag i vårt datasett. Dette kan være en viktig begrunnelse for det negative forholdet mellom omkrets og henholdsvis H og J.

Det er viktig å påpeke at det kan være variabler vi ikke har undersøkt i våre data som forklarer hvorfor tynnere trær har større leddyrmangfold. I motsetning til i skog blir ikke mindre trær skygget ut av store trær i urbane områder, tvert imot, vil de ofte få mer sol og plass hvis vi lar dem vokse. Det kan gi forutsetning for et sunt tre, som kan forklare hvorfor mindre trær har stort leddyrmangfold i vår undersøkelse. I tillegg kan det være tilfældigheter, de tynne trærne kan ha vært mindre værutsatt, hatt bedre jordsmonn eller vært i nærheten av en annen matkilde. Hvis tynnere trær er viktigst for leddyrdiversitet i Sogndalsfjæra betyr dette at videre utbygging vil ha større konsekvenser for

leddyrene enn tidligere antatt, ettersom det som regel prioriteres større trær ovenfor mindre og yngre i byplanleggingen. Vi kan trekke frem Stavanger kommune sin forvaltningsplan for bytrær (2020) som et eksempel. De skriver som følgende: «spesielt store og gamle bytrær skal i utgangspunktet bevares så lenge som mulig, før de erstattes med nye». Vi oppfordrer ikke til å prioritere yngre trær med tynnere trestammer ovenfor eldre og større trær i byplanlegging. De større og eldre trærne har i flere studier vist seg å være viktig for dyreliv og biomangfold generelt (Le Roux et al., 2018; Lindenmayer & Laurance, 2017). Vi mener at det burde være en varierende sammensetning av trær i ulik alder og størrelser og videre undersøkelser burde gjennomføres før noen trær kuttet ned.

I vårt studieområde er frukttrær den forklaringsvariabelen som er signifikant i våre modeller nest flest ganger. Dataene ble samlet inn på sensommeren, og betydningen av frukttrær kan muligens forklares av at frukten i og rundt treet har vært en viktig matkilde og et område som ga habitatsmuligheter for leddyrene. Dette støttes av Stastna and Psota (2013) som fant et vidt spekter av leddyr i forlatte epletrær i landlige og urbane områder. De konkluderte med at epletrær er et betydningsfullt tilfluktssted for leddyr. Sogndalsfjóra har lange tradisjoner for fruktproduksjon (Thorsnæs & Askheim, 2020), derfor vil sannsynligvis flere av frukttrærne være eldre, stedforekommende arter i Sogndal. Stedsforekommende arter har en positiv effekt på insektmangfold (Helden et al., 2012; Southwood, 1961). De fleste frukttrærne vi undersøkte stod i private hager, mens trærne som stod langs veier eller andre svært utbygde områder var som regel andre løvfellende trær. Det kan ha gitt frukttrær en fordel, ettersom hager i god hevd har vist seg å være positivt for biodiversitet (M. A. Goddard et al., 2010).

4.2 Effekten av omgivelsene rundt treet

En av variablene som kan være med å forklare leddyrdiversiteten i studiet er plasseringen til innsamlingspostene. Som illustrert i figur 8 fikk vi en interessant interaksjon mellom busksjikt, totalt grøntdekke og totalt antall leddyr (TA). Når det er lite busksjikt har totalt grøntdekke liten negativ effekt på TA, når busksjiktet er stort har totalt grøntdekke en positiv effekt. Det er vanskelig å forstå hvorfor økende totalt grøntdekke kan ha en negativ effekt på TA, selv om det er lite busker. En mulig årsak er at busker har en så viktig rolle som tilfluktssted, matkilde og habitat for leddyrene at de er nødvendige for å opprettholde et høyt antall leddyr (Gallé et al., 2017; Ikin et al., 2015). Når vi undersøkte interaksjonen videre så vi at mønsteret ble delvis drevet av de tre trærne med høyest TA. Ved å fjerne disse «outlierene» fikk totalt grøntdekke alltid en positiv effekt på TA, uansett andelen busksjikt.

Innsamlingspostene som er preget av en større mengde bunnsjiktdekke har rikere leddyrdiversitet i Sogndalsfjóra. Dette samsvarer med et lignende studie som har sett på grøntdekkets effekt på biodiversitet i urbane landskap (se Threlfall et al. (2017)). Ettersom vi ikke har gjort en analyse av vegetasjonen i form av artsidentifisering kan vi ikke si med sikkerhet, men anta at en økning i bunnsjikt eller totalt grøntdekke også betyr mer diversitet i plantesamfunnet. Andre studier viser at områder med høy plantediversitet gir en mer kompleks og diverse fauna av leddyr (Ebeling et al., 2018). Diversiteten og antallet leddyr i trærne vi undersøkte hadde et positivt forhold til bunnsjikt, busksjikt og totalt grøntdekke ved forskjellige anledninger. Dette kan tyde på at leddyr i urbane områder utnytter et bredt spekter av habitattyper. Andre studier har konkludert med lignende

informasjon: urban grønnstruktur som spredte trær, gress, busker, gjengrodde tomter og private hager er viktige habitater for leddyr og biologisk mangfold generelt (Le Roux et al., 2018; Norton et al., 2014; Philpott et al., 2014). Våre resultater tilsier at lokale variabler, slik som vegetasjonen i en 20 meter buffersone, kan ha en betydelig innvirkning på leddyrdiversitet. Denne informasjonen burde brukes av planleggere til å argumentere og tilrettelegge for ny vegetasjon og skape nye muligheter for det lokale, økologiske mangfoldet.

Sogndalsfjøra er preget av spredt vegetasjon og kort avstand mellom private hager. Dette gjenspeiles i at leddyrsmangfoldet i våre data ofte er mer mangfoldige i hageområder, i nærheten av bunn- og busksjikt og i frukttrær. I urbane landskap er private hager svært viktige habitater, spesielt for leddyr. Philpott et al. (2014) fant over dobbelt så mange leddyr i kolonihager enn i forlatte urbane områder eller skoger. Spesielt for pollinatorer er hager nyttige, da høyere plantediversitet og -forekomst forsyner insektene med nektar, pollen og andre livsnødvendige elementer (Majewska & Altizer, 2020). Hager som ligger samlet, og dermed skaper større sammenhengende leveområder for leddyr, kan øke biodiversiteten, spesielt av pollinatorer i området (Mark A. Goddard et al., 2010; Hanski et al., 1995; Vergnes et al., 2012). Sogndalsfjøra er et eksempel på en bygd med relativt god sammenheng av private hager. Lengre avstander til hageområdene påvirker ordenrikdommen negativt i våre data. Dette kan muligens forklares av at plantediversiteten minker og grøntarealene er færre utenfor hageområdene (Philpott et al., 2014). Nedgangen i diversitet utenfor hagene gjelder hovedsakelig de bakkelevende leddyrene. Som en kontrast, vist i figur 12 A, samlet vi stort sett inn flyvende leddyr i områder med lite bunnsjikt (de flyvende leddyrene har lav DCA-verdi (se figur 7)), altså utenfor hager. Flyvende leddyr er ikke like avhengige av korte distanser og sammenhengende landskap fordi de er mer mobile. En undersøkelse utført av Hagler et al. (2011) registrerte honningbier gjennomsnittlig 800 meter fra bikuben sin. Denne distansen er lang nok til å dekke hele analyseområdet vårt. Dette kan tyde på at flyvende leddyr ikke er like avhengig av sammenhengende vegetasjon og lokale miljøfaktorer som de bakkelevende.

I deler av sentrumsområdene er arealene dominert av grå flater og bebyggelse. Analysetrærne i disse områdene hadde lavere diversitet og en mer homogen ordensammensetning enn ved de andre innsamlingspostene (figur 10 A). Spesielt maur og skrukkepoll dominerte i slike landskap. Dette stemmer med funnene til Le Roux et al. (2018) som skriver at trær i bebygde områder ofte inneholder store mengder maur, gjerne generaliserte maurarter, som har muligheten til å utnytte fragmenterte ressurser. Rikelighet av enkelte leddyrordener i Sogndalsfjøra kan også være påvirket av andre fysiske eller biologiske miljøfaktorer. For eksempel mattilgang, temperatur, lystilgang, jordsammensetning, forurensning og avstand til redet (McIntyre et al., 2001). Ut ifra våre resultater er det vanskelig å sette en verdi på de forskjellige trærne. Trær omringet av lite bunnsjikt, som regel i kjernen av Sogndalsfjøra, har lavere leddyrdiversitet enn trærne i grønne områder. Slike trær kan likevel være viktig for enkelte leddyrarter og annet dyreliv vi ikke har undersøkt. Spredte urbane trær, spesielt i områder dominert av grus og asfalt er også viktige for mennesker, ved blant annet luftrensing, nedkjøling, og for mental helse (Lindenmayer & Laurance, 2017; McKinney, 2008; Sæbø et al., 2012). I tillegg til homogenisering forårsaker urbanisering at de beste landbruksområdene ofte blir utbygd, som regel på grunn av gunstige lokasjoner, som de flateste, mest solrike områdene. Dette er også tilfellet i Sogndalsfjøra. For bare 30 år siden var store deler av sentrum og det nærliggende området

dedikert til fruktproduksjon (Gamme & Stokstad, 2019). I dag er SogndalsfjØra utformet av fragmentert grØntstruktur og frukthager i sentrumsområdene.

Sogndalselvi er en viktig del av omgivelsene i SogndalsfjØra, og etter all sannsynlighet også et viktig habitat og næringskilde for mange forskjellige leddy. Vi fant flere leddy med vinger lengre unna Sogndalselvi. I motsetning, jo nærmere vi kommer Sogndalselvi, desto flere vingelØse leddy finner vi. Det kan være mange årsaker til denne variasjonen; en er at overgangssonen til flodflaten, sonen som er dekket av vann under flom, støtter en unik samling av arter sammenlignet med opplandsområder (Sabo et al., 2005). Antall arter og sekundærproduksjonen i slike overgangssoner har vist seg å bli styrket av næringsstoffer og energi fra det akvatiske miljøet (Baxter et al., 2005; Likens & Bormann, 1974). Akvatiske tilskudd vil ofte øke antallet og rikeligheten hos rovdyr som lever langs elvebredden, inkludert edderkopper (Burdon & Harding, 2008). Dette stemmer med resultatene i våre data. Flere av de vingelØse leddyene som befinner seg i nærheten av Sogndalselvi er rovdyr, deriblant edderkopper. En annen årsak til at vi finner edderkopper og ande bakkelevende leddy i nærheten av elven kan kanskje forklares så enkelt som at disse dyrene ikke er spesielt mobile. De responderer mer til miljøendringer på en liten skala (<10m) og vil bosette seg i områder med mye næring (nære elven). Dette i motsetning til de flyvende insektene som effektivt kan reise over lange avstander for å finne nødvendige ressurser (Sattler, Borcard, et al., 2010). For å se om det var noen ordener som alene hadde et klart forhold til elven, lagde vi lineære modeller for hver av de taksonomiske gruppene separat. Vi fant ingen klare mønstre, noe som tyder på at det er behov for flere undersøkelser.

Selv om det er mye som tyder på at lokale variabler kan ha en betydning for økosystemer, mener vi det er viktig å påpeke at eksterne variabler også har potensiale til å vesentlig påvirke mønsteret og dynamikken for et bestemt, avgrenset område, som innsamlingspostene våre. Dette skjer hovedsakelig på grunn av forflyttelse av næring, detritus, byttedyr og rovdyr på tvers av habitater (Polis et al., 1997). Den dag i dag underbygger fremdeles den tradisjonelle øybiogeografiteorien (likevektsantallet av arter avtar for mindre, isolerte områder) (MacArthur & Wilson, 1967) mye styringspolitikk innenfor landskapsplanlegging. Dette skjer ved at det ofte prioriteres et fåtall store parker over flere mindre grønne «lunger» i urbane landskap. Det er sjeldent realistisk med store parker i mindre tettsteder, og det vil derfor være enda viktigere med mindre fragmenter av vegetasjon som gir tettstedet en forbindelse til den omkringliggende naturen. Forskjellen på leddydiversiteten i analysetrærne vi har undersøkt i isolerte eller ikke isolerte omgivelser er moderat. Vi kan derfor være med å understreke at grensen mellom forskjellige landskapstyper ofte er diffuse (Lindenmayer & Fischer, 2006). Resultatene våre var konsistente med "habitat veriegation" (McIntyre & Berrett, 1992) og "Continuum model" (Fischer & Lindenmayer, 2006) for bevaring av biologisk mangfold. Det vil si at dyreliv, spesielt mobile arter som er i stand til å spre seg over lengre distanser, kan utnytte landskapet i sin helhet. Dette inkluderer å ta nytte av isolerte ressurser som spredte trær, trær med varierende størrelse og trær med varierende miljøfaktorer i nærområdet. Vi mener at all grØnnstruktur er viktig i urbane områder, selv ensomme gressflekker, busker og trær. Det fragmenterte landskapet i urbane områder er ikke nødvendigvis en utfordring for leddy som allerede bor i tettsteder, ettersom de ofte er spesialister på slike landskap (Sattler, Duelli, et al., 2010).

4.3 Forklaringsvariabler som ikke var signifikante

Tresjiktdekke (%), avstand til hovedvei, antall trær i fem meter buffer var noen forklaringsvariabler vi trodde ville komme til å ha en betydelig påvirkning på leddyr mangfoldet. Disse forklaringsvariablene hadde derimot ingen påvirkning på leddyr samfunn og -diversitet i vår studie. Grunnen til at avstand til veier ikke var signifikant, kan skyldes at veiene i Sogndalsfjóra i stor grad har korte avstander til hager eller grøntstrukturer, og at leddyrne derfor blir mindre påvirket. Et kanadisk studie undersøkte hvordan leddyr ble påvirket av avstand til veier, og så at det var betydelig færre antall leddyr nærmere veier, selv om artsdiversiteten ikke endret seg signifikant langs lengdegradientene fra veien (Ste-Marie et al., 2018). Det finnes flere studier som beskriver den (ofte) negative påvirkningen veier har for leddyr samfunn. Effekten en gitt vei har på det omkringliggende landskapet vil avhenge av ulike variabler som klima og hvordan eller hvor mye mennesker bruker veien (Ste-Marie et al., 2018). Leddyrpopulasjoner påvirkes direkte gjennom både biotiske- og abiotiske faktorer (Ste-Marie et al., 2018). Vanligvis minker både artsrikdom og antall leddyr i områder som er tilknyttet veier blant annet som følge av kollisjoner med biler, mangel på nisjer og tap av habitater (Carpio et al., 2009; Haskell, 2000; Muñoz et al., 2015). Veier medfører også økt forurensing som er skadelig for leddyrne (Harrison & Winfree, 2015). Vi ønsker å påpeke at det finnes en del spesialiserte leddyr som drar nytte av habitatene langs veier, der generalister ikke overlever (Knapp et al., 2013; Koivula, 2005).

Det var heller ingen sammenheng mellom leddyrdiversitet og de to forklaringsvariablene «trær som vokser i nærheten av hverandre» (<5 meter) og «mengde tresjikt». Begge disse forklaringsvariablene har mye til felles. De handler begge to om hvordan et tre kan bli påvirket av andre trær i nær tilknytning. Flere undersøkelser viser at sammenhengende vegetasjon er positivt for biodiversitet (Collinge, 1998; M. A. Goddard et al., 2010) og at urbanisering er negativt (Buczowski & Richmond, 2012; Vergnes et al., 2014). Derfor trodde vi flere trær i nærheten av hverandre ville skape et mer naturlig landskap, som vil øke det biologiske mangfoldet. Vi har lært gjennom dette studiet at dette ikke nødvendigvis alltid er tilfelle. Det er svært mange andre forklaringsvariabler som også må tas med i regnestykket.

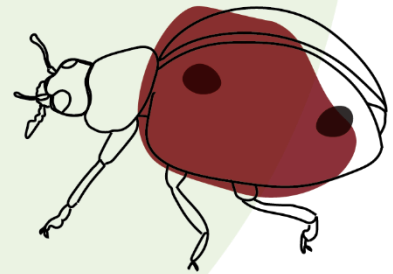
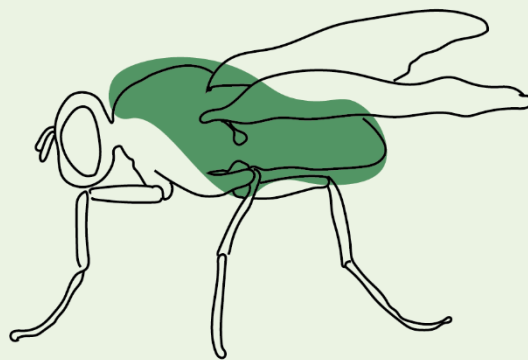
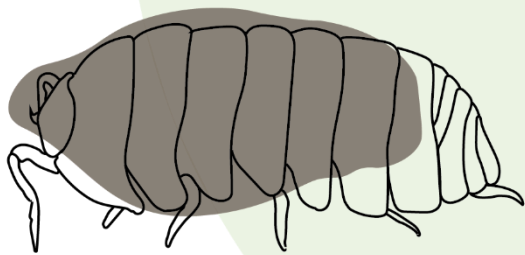
Vi ønsker å understreke at resultatene som ikke ble signifikante ikke betyr at miljøforholdene er ubetydelige for leddyrdiversiteten. Tvert imot tyder det heller på at det trengs nye studier som jobber mer systematisk og målrettet for å finne sammenhenger som ikke denne studien har klart å avdekke. Gjennom flere analyser kan vi skape et mer helhetlig bilde av hvordan leddyrdiversiteten i urbane trær i Sogndalsfjóra påvirkes av egenskaper ved trærne, lokaliteten og omgivelsene.

4.4 Hva skal til for å ta vare på størst mulig leddyrdiversitet i urbane trær?

Urbane tettsteder som Sogndalsfjóra burde ivareta et bredt spekter av habitater frem til det har blitt kartlagt hvilke variabler som skal til for å bevare et rikt leddyr mangfold. Fra våre resultater kan vi oppfordre til å bevare trær i ulike aldre og størrelser bestående av forskjellige tretyper. Trærne er viktige både i områder med mye grøntdekke, men også på steder preget av grå flater og bygninger. Tettsteder som preges av fruktplanter slik som Sogndal burde ta vare på og beholde frukttrær etter beste evne da disse trærne har et rikere leddyr mangfold. Det er viktig at vegetasjonen i urbane tettsteder ikke blir homogen, slik at landskapet tilfredsstillende nisjene til flest mulig arter. Vi anbefaler å sørge for et urbant landskap som byr på en artsrik vegetasjon med varierende mengde bunn-, busk- og tresjikt, derav er spesielt hager i sentrumsområder verdifulle. Naturlige flomveier slik som Sogndalselvi burde holdes åpne. Som mennesker er vi helt avhengige av leddyrne og de ulike

økosystemtjenestene de utfører. Vi ønsker med dette å oppfordre andre økologiengasjerte studenter og forskere til å bidra med å kartlegge leddyrsmangfoldet verden over. Det er et stort behov for å overvåke leddyrsmangfoldet og prøve å redusere den hurtige tilbakegangen av artsmangfold. Dersom vi klarer å kartlegge hvilke forklaringsvariabler som er essensielle for å bevare leddyrmangfoldet kan disse økologiske prinsippene innlemmes i arealplanlegging og byutvikling, og dermed bidra til å ivareta biomangfoldet.

5 Konklusjon



5 Konklusjon

Formålet med oppgaven var å undersøke leddyrsamfunn og -diversitet i tilknytting til trær i tettstedet Sogndalsfjøra. Vi identifiserte totalt 20 leddyrordeener i sentrumsområdet. Bakkelevende leddyry fant vi oftest i områder med mye bunnsjikt og i nærheten av Sogndalselvi. Flyvende leddyry var ikke like avhengig av bunnsjikt og vanligere lengre vekk fra elven. Trær med tynne stammer hadde i vår studie større diversitet enn store og gjerne eldre trær. Av de ulike treslagene vi undersøkte hadde frukttrær det rikeste leddyrmangfoldet. I områder dominert av asfalt, grus og bygninger var antallet leddyrordeener mer homogent selv om antall individer var svært høyt sammenliknet med andre innsamlingsposter. Derimot fant vi en rikere og mer jevnt fordelt forekomst av leddyry på områder dominert av grønnstruktur.

Det er ikke de enkelte variablene som styrer leddyrmangfoldet i et tettsted som Sogndalsfjøra, men samspillet mellom de mange faktorene i miljøet. Vi anbefaler å vektlegge et rikt biomangfold i planleggingen. Dette kan gjøres ved å beholde og tilrettelegge for både fragmenter av vegetasjon i ulike størrelser, i tillegg til større sammenhengende grøntstrukturer spredt utover det urbane landskapet. Vegetasjonen burde bestå av forskjellige arter og størrelser. I tillegg oppfordrer vi til å ta vare på gamle private hager og beholde elver og bekkeløp i så naturlig form som mulig.

På tross av sammenheng mellom leddyrmangfold og våre forklaringsvariabler er det vanskelig å sette en prognose for fremtiden. Studiet vårt tar ikke for seg noen sammenlikninger av tidligere undersøkelser av leddyrsamfunn i Sogndalsfjøra. Selv om vi ønsker, kan vi ikke gi noen svar på hvor sterkt urbaniseringen i Sogndal kommune har påvirket leddyrmangfoldet frem til i dag. Det vi derimot har gjort er å kartlegge vesentlige forklaringsvariabler som er betydelige for leddyryene i analyseområdet. Dersom studiet blir videreført i fremtidige prosjekter vil man bedre kunne overvåke leddyrmangfoldet og kartlegge effekten av urbanisering i Sogndalsfjøra. Resultatene presentert i denne oppgaven kan bidra med viktig informasjon til planleggere, slik at de kan utforme tettsteder på en mer bærekraftig måte. Vi anbefaler videre forskning på leddyrydiversitet i urbane tettsteder for å utvide kunnskapsgrunnlaget om bærekraftig byutvikling og ivaretagelse av biologisk mangfold.

6 Referanser



6 Referanser

- Baxter, C. V., Fausch, K. D., & Saunders, W. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2), 201-220.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581-592.
<https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999, 1999/05/01/). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Buczowski, G., & Richmond, D. S. (2012). The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PloS one*, 7(8).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041729>
- Burdon, F. J., & Harding, J. S. (2008). The linkage between riparian predators and aquatic insects across a stream-resource spectrum. *Freshwater Biology*, 53(2), 330-346.
<https://doi.org/https://doi-org.galanga.hvl.no/10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x>
- Carpio, C., Donoso, D. A., Ramón, G., & Dangles, O. (2009). Short term response of dung beetle communities to disturbance by road construction in the Ecuadorian Amazon. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)*, 45(4), 455-469.
<https://doi.org/10.1080/00379271.2009.10697629>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006, 2006/01/01/). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46-69.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Cheli, G. H., & Corley, J. C. (2010). Efficient sampling of ground-dwelling arthropods using pitfall traps in arid steppes. *Neotropical Entomology*, 39, 912-917.
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-566X2010000600010&nrm=iso
- Collinge, S. K. (1998, 1998/12/07/). Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, 42(2), 157-168.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(98\)00085-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00085-1)
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B., & Smith, A. L. (2013, 2013/10/01/). Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), 605-613. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.010>
- Ebeling, A., Hines, J., Hertzog, L. R., Lange, M., Meyer, S. T., Simons, N. K., & Weisser, W. W. (2018). Plant diversity effects on arthropods and arthropod-dependent ecosystem functions in a biodiversity experiment. *Basic and Applied Ecology*, 26, 50-63.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.014>
- Footitt, R. G., & Adler, P. H. (2017). *Insect Biodiversity : Science and Society, Volume 1*. John Wiley & Sons, Incorporated. <http://ebookcentral.proquest.com/lib/hogskbergen-ebooks/detail.action?docID=4923293>
- Forman, R. (2019). Town ecology: for the land of towns and villages. *Landscape Ecology*, 34(10), 2209-2211. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00890-z>

- Gallé, R., Urák, I., Nikolett, G.-S., & Hartel, T. (2017). Sparse trees and shrubs confers a high biodiversity to pastures: Case study on spiders from Transylvania. *PloS one*, 12(9), e0183465. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183465>
- Gardener, M. (2017). *Statistics for Ecologists Using R and Excel* (Vol. 2). Pelagic Publishing.
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010, Feb). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends Ecol Evol*, 25(2), 90-98. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016>
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2), 90-98. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016>
- Hagler, J. R., Mueller, S., Teuber, L. R., Machtley, S. A., & Van Deynze, A. (2011). Foraging range of honey bees, *Apis mellifera*, in alfalfa seed production fields. *Journal of insect science (Online)*, 11, 144-144. <https://doi.org/10.1673/031.011.14401>
- Hall, M., & Reboud, E. (2019). *High sampling effectiveness for non-bee pollinators using vane traps in both open and wooded habitats*. <https://doi.org/10.1101/556498>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas [Article]. *PloS one*, 12(10), 1-21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hanski, I., Pakkala, T., Kuussaari, M., & Lei, G. (1995). Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape*(1), 21-28. <https://doi.org/10.2307/3546033>
- Harrison, T., & Winfree, R. (2015). Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29(7), 879-888. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12486>
- Haskell, D. G. (2000). Effects of Forest Roads on Macroinvertebrate Soil Fauna of the Southern Appalachian Mountains, Efectos de Carreteras en Bosques sobre la Fauna de Macroinvertebrados del Suelo en las Montañas del Sur de los Apalaches. *Conservation Biology*, 14(1), 57-63. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99232.x>
- Helden, A. J., Stamp, G. C., & Leather, S. R. (2012, 2012/09/01). Urban biodiversity: comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban Ecosystems*, 15(3), 611. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0231-x>
- Hill, M. O., & Gauch, H. G. (1980, 1980/10/01). Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio*, 42(1), 47-58. <https://doi.org/10.1007/BF00048870>
- Ikin, K., Le Roux, D. S., Rayner, L., Villaseñor, N. R., Eyles, K., Gibbons, P., Manning, A. D., & Lindenmayer, D. B. (2015). Key lessons for achieving biodiversity-sensitive cities and towns. *Ecological Management & Restoration*, 16(3), 206-214. <https://doi.org/10.1111/emr.12180>
- Knapp, M., Saska, P., Knappová, J., Vonička, P., Moravec, P., Kůrka, A., & Anděl, P. (2013). The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 164, 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.012>

- Koivula, M. J. (2005). Effects of forest roads on spatial distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Effects of forest roads on spatial distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera: Carabidae)*, 59(4), 465-487. <https://doi.org/10.1649/815.1>
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F., & Sanjayan, M. A. (1993). Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 7(4), 796-808. www.jstor.org/stable/2386811
- Kremen, C., & Ostfeld, R. S. (2005). A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(10), 540-548. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.740796.x>
- Lagucki, E., Burdine, J. D., McCluney, K. E., & Lagucki, E. (2017). Urbanization alters communities of flying arthropods in parks and gardens of a medium-sized city. *PeerJ*, 5(9), e3620-e3620. <https://doi.org/10.7717/peerj.3620>
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., & Gibbons, P. (2018). The value of scattered trees for wildlife: Contrasting effects of landscape context and tree size. *Diversity and Distributions*, 24(1/2), 69-81. <https://doi.org/10.1111/ddi.12658>
- Likens, G. E., & Bormann, F. H. (1974). Linkages between Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *BioScience*, 24(8), 447-456. <https://doi.org/10.2307/1296852>
- Lindenmayer, D. B., & Laurance, W. F. (2017). The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. *Biological Reviews*, 92(3), 1434-1458. <https://doi.org/10.1111/brv.12290>
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography* (Vol. 1). Princeton University Press.
- Majewska, A. A., & Altizer, S. (2020). Planting gardens to support insect pollinators. *Conservation Biology*, 34(1), 15-25. <https://doi.org/10.1111/cobi.13271>
- Manning, A. D., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2006, 2006/10/01/). Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132(3), 311-321. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.023>
- McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. A. (1990). Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology*, 71(4), 1232-1237. <https://doi.org/10.2307/1938259>
- McIntyre, N. E. (2000). Ecology of Urban Arthropods: a Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93(4), 825-835. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2000\)093\[0825:Eouaar\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2000)093[0825:Eouaar]2.0.Co;2)
- McIntyre, N. E., Rango, J., Fagan, W. F., & Faeth, S. H. (2001, 2001/01/12/). Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52(4), 257-274. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00122-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00122-5)
- McKinney, M. L. (2008, 2008/06/01). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999, 1999/11/01/). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450-453. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

- Muñoz, P., Torres, F., & Megías, A. (2015). Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and Conservation*, 24(3), 659-682. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>
- Norton, B. A., Thomson, L. J., Williams, N. S. G., & McDonnell, M. J. (2014, 2014/03/01). The effect of urban ground covers on arthropods: An experiment. *Urban Ecosystems*, 17(1), 77-99. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0297-0>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., & Wagner, H. (2015, 01/01). Vegan: Community Ecology Package. *R Package Version 2.2-1*, 2, 1-2.
- Philpott, S. M., Cotton, J., Bichier, P., Friedrich, R. L., Moorhead, L. C., Uno, S., & Valdez, M. (2014, 2014/06/01). Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, 17(2), 513-532. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0333-0>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Troy, A., & Warren, P. (2011, 2011/03/01). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331-362. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- Polis, G. A., Anderson, W. B., & Holt, R. D. (1997). Toward an Integration of Landscape and Food Web Ecology: The Dynamics of Spatially Subsidized Food Webs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 289-316. www.jstor.org/stable/2952495
- Pyle, R., Bentzien, M., & Opler, P. (1981). Insect conservation. *Annual Review of Entomology*, 26(1), 233-258. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.26.010181.001313>
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J., & Welter, J. (2005). RIPARIAN ZONES INCREASE REGIONAL SPECIES RICHNESS BY HARBORING DIFFERENT, NOT MORE, SPECIES. *Ecology*, 86(1), 56-62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- Sattler, T., Borcard, D., Arlettaz, R., Bontadina, F., Legendre, P., Obrist, M. K., & Moretti, M. (2010). Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology*, 91(11), 3343-3353. <https://doi.org/10.1890/09-1810.1>
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz, R., & Moretti, M. (2010, 2010/07/01). Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25(6), 941-954. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9473-2>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Shanahan, D. F., Lin, B. B., Gaston, K. J., Bush, R., & Fuller, R. A. (2014, 2014/10/01/). Socio-economic inequalities in access to nature on public and private lands: A case study from Brisbane, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 130, 14-23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.06.005>
- Southwood, T. (1961). The number of species of insect associated with various trees. *The Journal of Animal Ecology*, 30(1), 7. <https://doi.org/10.2307/2109>

- SSB, 2019. *Folkemengde i tettbygde og spredtbygde strøk. Kommune*. Hentet fra: <https://www.ssb.no/184400/folkemengde-i-tettbygde-og-spredtbygde-str%C3%B8k.kommune.1.januar>
- SSB, 2019. *Areal og befolkning i tettsteder (Sogndalsfjøra)*. Hentet fra: <https://www.ssb.no/statbank/table/04859/tableViewLayout1/>
- SSB, 2018. *Lavere befolkningsvekst framover*. Hentet fra: <https://www.ssb.no/befolkning/artikler-og-publikasjoner/lavere-befolkningsvekst-framover>
- Stastna, P. M., & Psota, V. B. L. s. s. r. o. B. (2013). Arthropod diversity (Arthropoda) on abandoned apple trees. *Arthropod diversity (Arthropoda) on abandoned apple trees*(5), 1405-1422. <https://doi.org/10.11118/actaun201361051405>
- Statens Vegvesen, 2018. *Høyring for sykkelveg med fortau i Sogndal*. Hentet fra: <https://www.vegvesen.no/Riksveg/rv5gravensteinsgata/nyhetsarkiv/hoyring-for-sykkelveg-med-fortau-i-sogndal>
- Stavanger kommune, 2020. *Forvaltningsplan for bytrær*. hentet fra: <https://www.stavanger.kommune.no/samfunnsutvikling/planer/strategier/forvaltningsplan-for-bytrar/#10992>
- Ste-Marie, E., Turney, S., & Buddie, C. M. (2018). The Effect of Road Proximity on Arthropod Communities in Yukon, Canada.(Report). *Arctic*, 71(1), 89. <https://doi.org/10.14430/arctic4702>
- Stephen, W. P., & Rao, S. (2005). Unscented Color Traps for Non-Apis Bees (Hymenoptera: Apiformes). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 78(4), 373-380. https://bibsys-almaprimo.hosted.exlibrisgroup.com/permalink/f/11ugt4g/TN_jstor_archive_2925086288
- Stokstad, H., & Gamme, H. E. (2019). *Endringer i grønnstruktur og økosystemtjenester i Sogndalsfjøra fra 1988 til 2018* [Bachelor, Western Norway university of applied sciences]. Sogndal <http://hdl.handle.net/11250/2616610>
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., & Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces*, 427, 347-354.
- Tews, J., Schurr, F., & Jeltsch, F. (2004). Seed dispersal by cattle may cause shrub encroachment of *Grewia flava* on southern Kalahari rangelands. *Applied Vegetation Science*, 7(1), 89-102. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00599.x>
- Thorsnæs, G., & Askheim, S. (2020). Sogndal i Store norske leksikon. *SNL.no*. <https://snl.no/Sogndal>
- Threlfall, C. G., Mata, L., Mackie, J. A., Hahs, A. K., Stork, N. E., Williams, N. S. G., & Livesley, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1874-1883. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>
- Vergnes, A., Pellissier, V., Lemperiere, G., Rollard, C., & Clergeau, P. (2014, 2014/07/01). Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation*, 23(8), 1859-1877. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0689-3>

- Vergnes, A., Viol, I. L., & Clergeau, P. (2012, 2012/01/01/). Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145(1), 171-178. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.002>
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Westergaard, K. B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Jacobsen, R. M., Kyrkjeeide, M. O., & Brandsegg, H. (2019). Fremmede arter – spredningsveien import av planteprodukter [Rapport]. *Norsk Institutt for Naturforskning (NINA)*. <http://hdl.handle.net/11250/2575833> (Norsk Institutt for Naturforskning (NINA))

Karttjenester

QGIS.org (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org>

Kartverket (2020). Ortofoto. Hentet fra:

<https://www.kartverket.no/geodataarbeid/Flyfoto/Ortofoto/>

Høydedata - Skyggerelieff- og Høydeplotkart (2019) Hentet fra: <https://hoydedata.no/>

Bilder

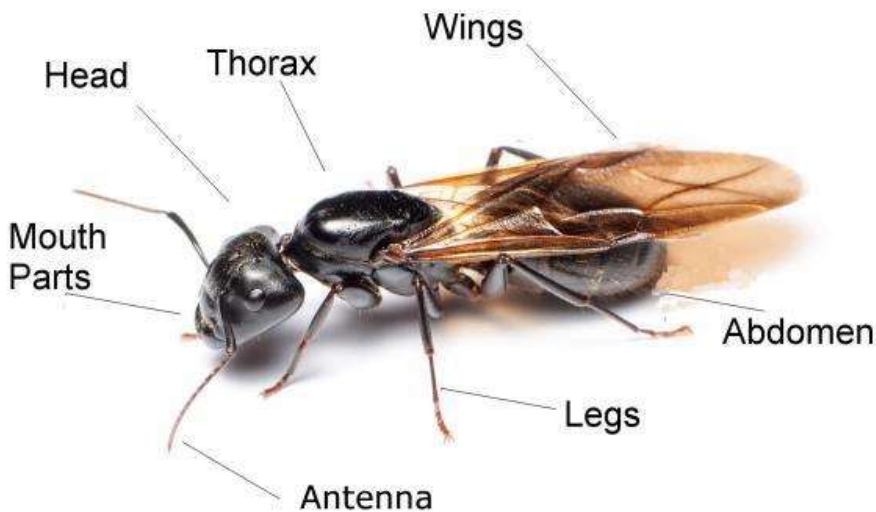
Johan J Ingles-Le Nobel (2017). Catch Beetles Using A Pitfall Trap (illustrasjon) Hentet fra <http://extreme-macro.co.uk/pitfall-trap/>

Basic key to identify arthropods to Order level

This is a very basic version of more professional identification keys, which will help you to identify most specimens to Order level. In each square box on the following flow charts, there is a question to answer about the specimen you are looking at – the 2 or 3 possible answers are shown as labels along the arrows, and they lead you to either another question (square box) or an insect Order (box with curved sides). Keep moving through the question boxes from left to right until you reach an answer. When you do...well done, you have identified an insect to Order level!

For each individual, start with the green key, beginning with the question on the left. You might “key out” here, or you may be sent to one of the keys on the other pages. Don’t worry if you have to keep going backwards and forwards. Identifying can be tricky to start with, but once you have done it a few times it becomes easier. Note also that you do not have to use the key for every specimen if you don’t need to. For example, if you know a spider when you see one, you don’t need to go through the key!

Identifying insects also becomes easier when you get used to the terms given to the various body parts. The key has been written to try and avoid entomological terms as much as possible, but a few are still in there. Therefore, familiarise yourself and use the diagram below to help understand what the terms mean. Reminders of the meaning of terms are found on each page.



© MATT BERTONE 2014

The Insect Leg

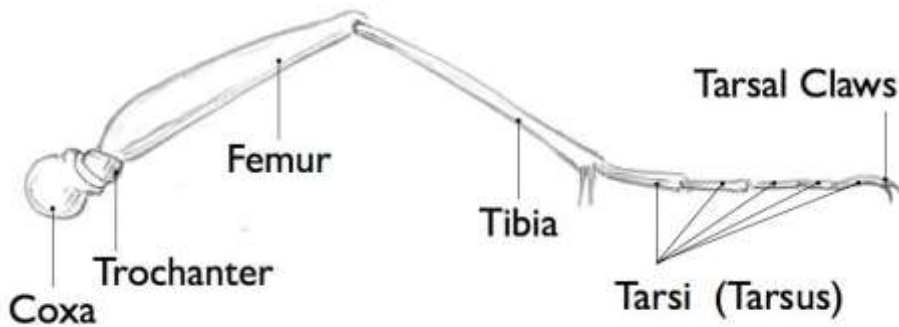
Mini Glossary

Abdomen: One of the major body divisions, lying behind the **Head** and **Thorax**.

Antenna (plural: **antennae**): The sensory appendages attached to the head. Often long and thin but can take a variety of forms or are absent.

Tarsus (plural: **Tarsi**): One of the major subdivisions of the leg. The tarsus is the outermost segment, and may be sub-divided into 2-5 **tarsi** or **tarsal segments**. The leg joins to the body at the **Coxa**.

Thorax: One of the major body divisions, lying between the **Head** and **Abdomen**.



Insect ID protocol and tips

When identifying insects and other arthropods, it is important to stay organised so that you don't get specimens or samples mixed up. Deal with one sample bag or pot at a time and make sure that all specimens of the same Order are placed in a separate collection pot or bag. For example, all the spiders from pot A should be in a pot labelled "pot A Spiders", all beetles from this bag should be in a pot labelled "pot A Beetles" and so on. Then spiders from pot B should be in a completely new pot.

Begin by carefully emptying the contents of the sample bag or pot (including the ethanol) into a petri dish. Be very careful because rough handling can cause appendages such as antennae to break and these can be important identification characters. As a general rule, the insects in Ziploc bags (bees and flies) should be identified "dry" and then placed in bags when identified. Those in pots in ethanol, should be identified "wet" and you may need to squirt some extra ethanol into the petri dish to ensure all are submerged. Using a low magnification, pick out any arthropods that you can recognise without the need for a key. For example, if you are confident in what a spider looks like, you can pick out all the spiders with tweezers or a moistened paintbrush and place them in a labelled pot. Continue to be careful because these specimens may be further identified by experts later.

Next, use the green Start Key on page 3 to separate the remaining insects into groups:

- Those requiring Key A
- Those requiring Key B
- Those requiring Key C
- Spiders
- Harvestmen
- Mites and lice
- Millipedes
- Centipedes
- Woodlice

Each group requiring further identification can be placed in separate petri dishes (with ethanol if they started in ethanol!), while the others can be placed in their corresponding pots. You can then start working on the specimens requiring Key A, and so on. When "keying out" specimens further, take out an individual specimen a place it in a convex glass holder (watch glass). Squirt some ethanol into the holder if appropriate and place it under the microscope. Adjust the magnification as necessary and use the tweezers and paint brush to carefully move the specimen around to see the different characters. If you have any difficulty with any of the identifications or keys, ask for help, or put all the unknown specimens into an "Other" pot.

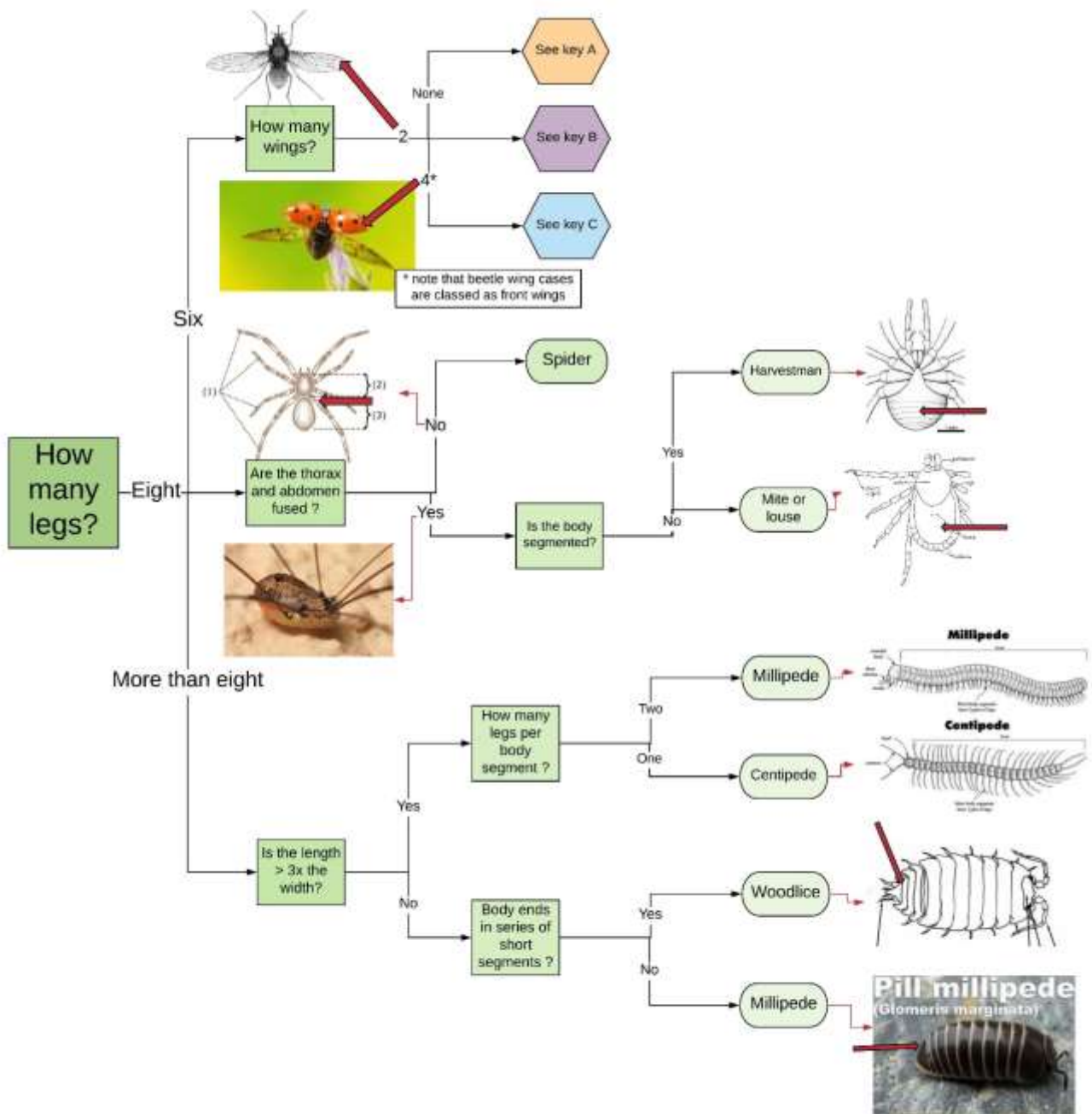
Make sure you label each pot or bag whenever you start a new one. Labelling should take the following format:

“Label from bag_Arthropod order”

So for example, spiders from bag S01-23 should be labelled “S01-23_spiders”.

Make sure also to make a note of your counts for each group in each bag, and then enter this data into the group spreadsheet.

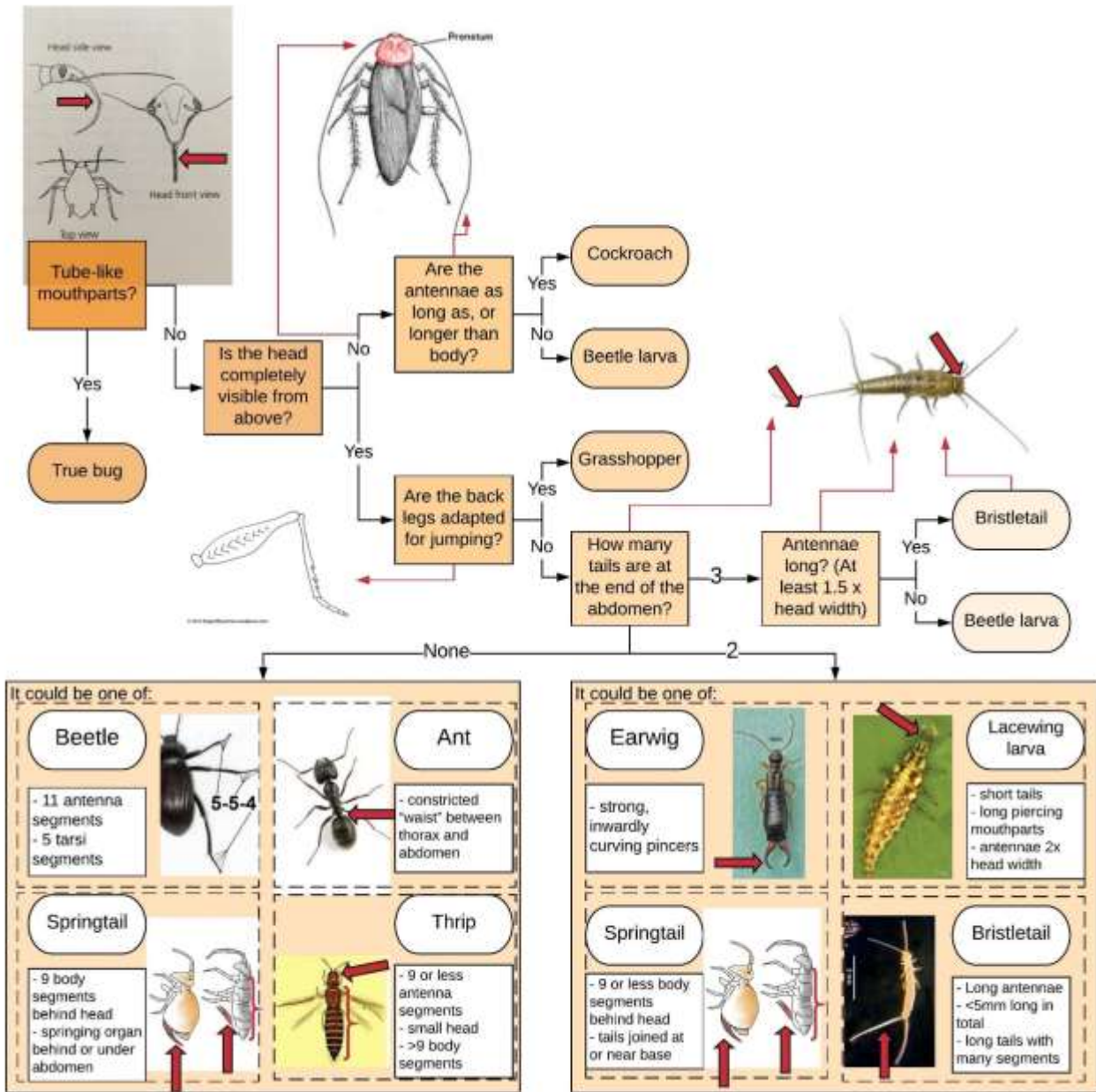
Starting Key



Reminder of terms on this page:

- **Thorax:** One of the major body divisions, lying between the **Head** and **Abdomen**.
- **Abdomen:** One of the major body divisions, lying behind the **Head** and **Thorax**.

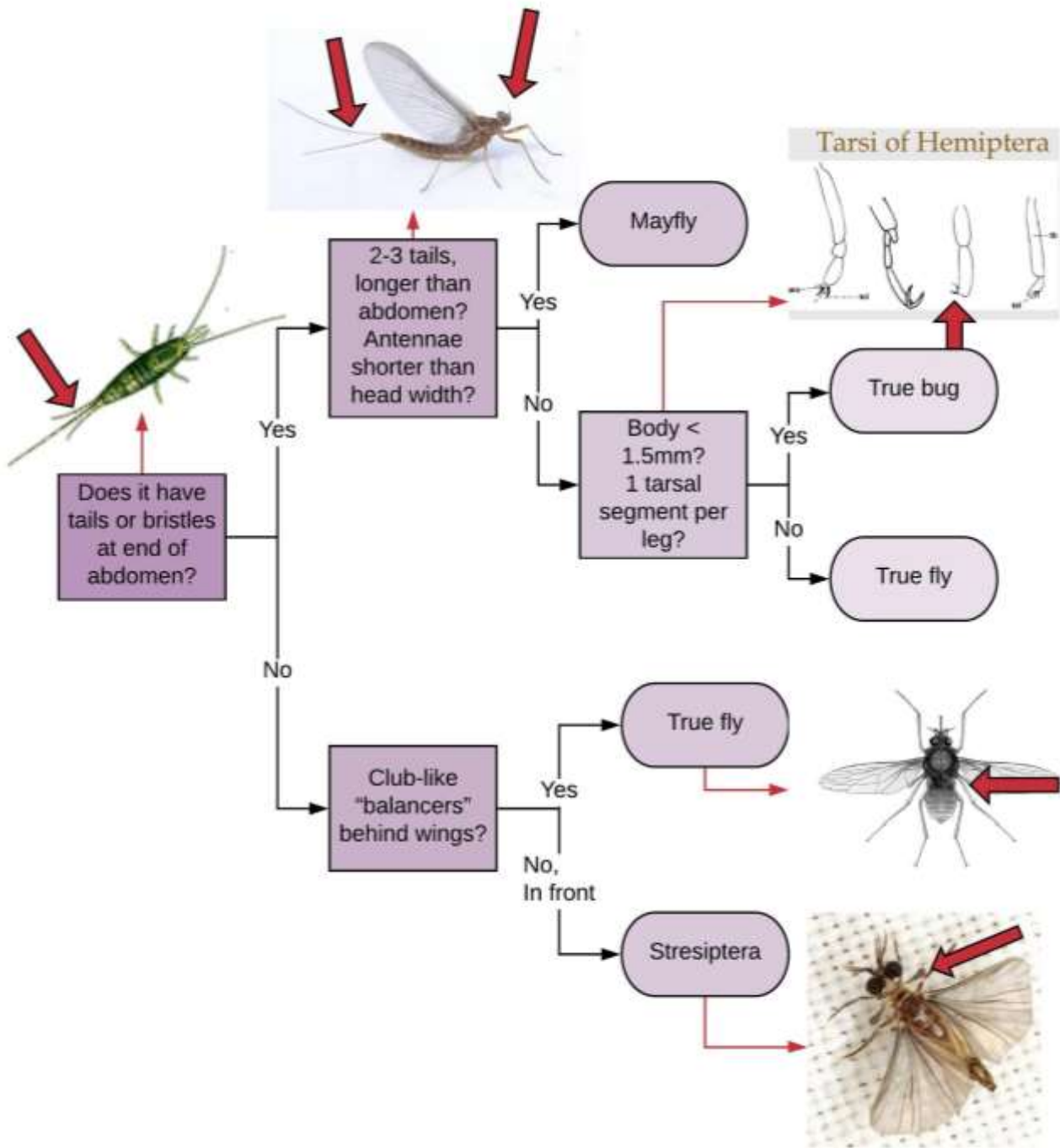
Key A – Insects with no wings



Reminder of terms on this page:

- **Antenna** (plural: **antennae**): The sensory appendages attached to the head. Often long and thin but can take a variety of forms or are absent.
- **Abdomen**: One of the major body divisions, lying behind the **Head** and **Thorax**.
- **Tarsus** (plural: **Tarsi**): One of the major subdivisions of the leg. The tarsus is the outermost segment, and may be sub-divided into 2-5 **tarsi** or **tarsal segments**.
- **Thorax**: One of the major body divisions, lying between the **Head** and **Abdomen**.
- **Springing organ** – a modified tail appendage on springtails that allow them to spring
- **Pincers** – tweezer- or claw-like tail appendages typically found on earwigs

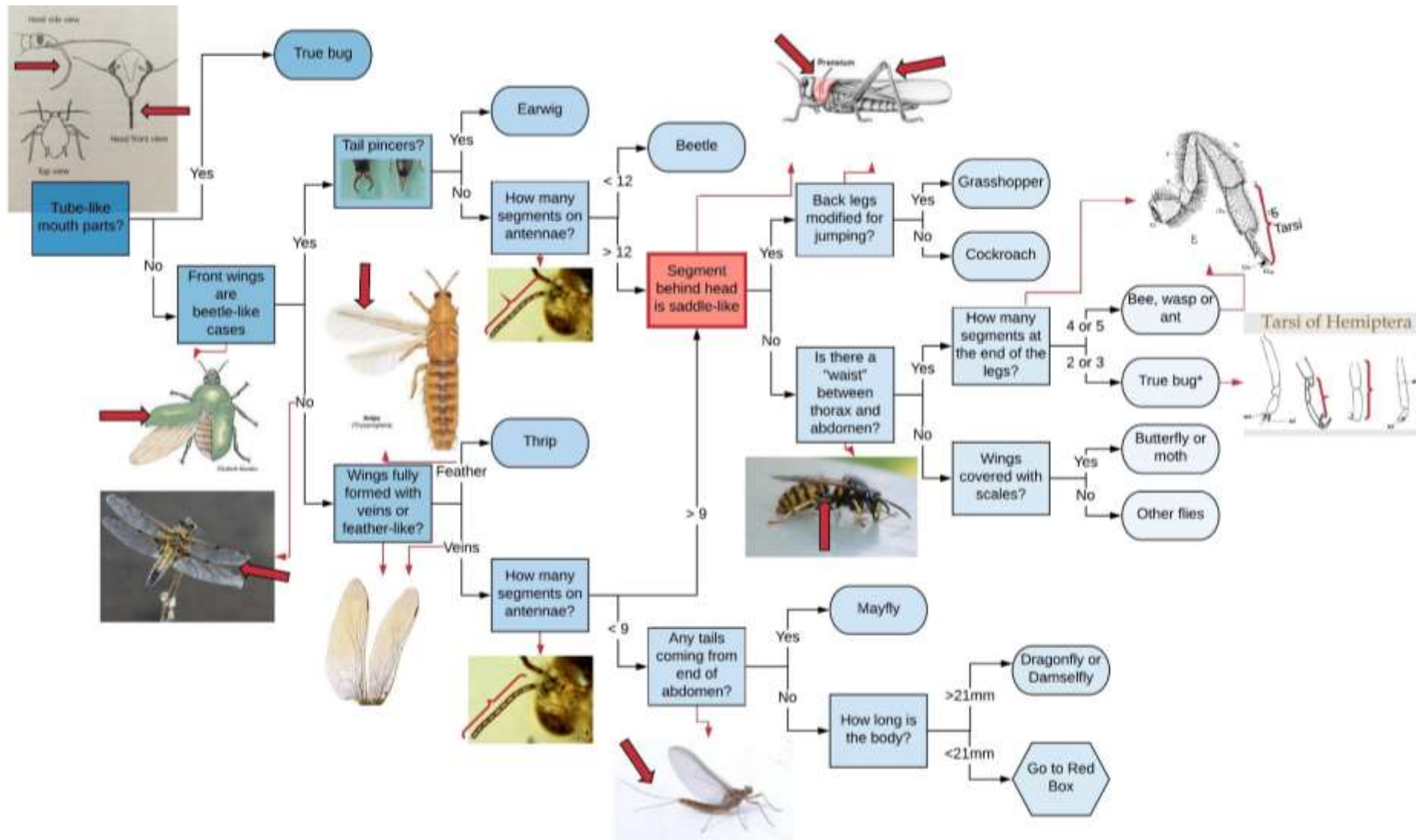
Key B – Insects with 2 wings



Reminder of terms on this page:

- **Abdomen:** One of the major body divisions, lying behind the **Head** and **Thorax**.
- **Antenna** (plural: **antennae**): The sensory appendages attached to the head. Often long and thin but can take a variety of forms or are absent.
- **Tarsus** (plural: **Tarsi**): One of the major subdivisions of the leg. The tarsus is the outermost segment, and may be sub-divided into 2-5 **tarsi** or **tarsal segments**.

Key C – Insects with 4 wings



Reminder of terms used:

- **Antenna** (plural: **antennae**): The sensory appendages attached to the head. Often long and thin but can take a variety of forms or are absent.
- **Abdomen**: One of the major body divisions, lying behind the **Head** and **Thorax**.
- **Tarsus** (plural: **Tarsi**): The tarsus is the outermost part of the leg: may be sub-divided into 2-5 **tarsi** or **tarsal segments**.

Vedlegg 2

Sogndal centre arthropod sampling protocol

Twenty-two sampling “stations” have been selected in Sogndal centre by placing a 100m grid over the study area and selecting the tree closest to each grid square centre point. If the chosen tree was too close to the study boundary (i.e. a 20m buffer zone could not be located completely within the study area), the next nearest tree was chosen.

The following is required at each sampling station:

1. Ground truthing of mapped information
2. Mapping of vegetation within 20 m buffer
3. Installation of blue and yellow vane traps
4. Installation of pitfall traps
5. Branch beating.

Ground truthing and mapping of vegetation

Equipment required: station maps, measuring tape, plant field guides

The first job at each tree is to ensure that the tree meets sampling requirements. It should meet the following conditions:

- The diameter of the trunk is larger than 15cm (this could change if it causes problems)
- It is alive and has foliage
- It has branches that can be safely reached for beating (no higher than 1.8m)
- It is in a safe location (i.e., not in the middle of a road)

If the tree does not meet all conditions, choose the closest tree that does meet them, while ensuring that the buffer zone can still fit completely in the study area. You may need new maps in these cases for completing the following tasks, but do as much as you can with the maps you have.

Once the tree has been confirmed or moved, estimate a 20 m radius buffer zone. This can be done using a measuring tape where possible. It may also be possible to identify the buffer zone from the maps (The maps show 5, 10 and 20m buffer circles). In any case, it’s probably better to overestimate, than underestimate, to ensure that you cover the required area. Once you have established the area, first check the maps for accuracy in terms of plotted tree type and land types, and correct them where necessary. Secondly, map the vegetation more precisely within each circle by roughly drawing in hedges, bushes, flower beds, areas of lawn, bare ground etc, and annotate with notes on species present where possible (i.e. hedge or tree species). Try to at least identify and note the tree species present in the circle, particularly the sample tree. It might be an idea to do this to a basic level first, until you know how much time you have/it takes, as you can always go back and add more details later.

Installation of blue and yellow vane traps

Vane Traps attract some pollinating insects (bees, wasps and flies) using colour. The insects fly towards the blue and yellow colouring (thinking they are flowers) and into the trap, where they are captured in water. Here it is suggested that you put the traps up for 48 hour periods, but be prepared to be flexible here: if you revisit the traps after 48 hours and you have not caught much, they could be left out for longer. If this is the case, it is worth checking on them occasionally: they may be disturbed by the weather or people, so regular checking can help turn a zero into at least *some* data. It is best to hang the traps during warm (15 degrees C or above), dry and calm days, but this might not be possible, so if you have no choice, put them up when you can. Try also to collect the traps in the same order you placed them out, so that each trap gets the same amount of sampling time.



Equipment required: 1 blue vane trap and 1 yellow vane trap for each tree, tommestokk, water (about 1 litre for 2 traps), washing up liquid, wire, wire cutters, permanent marker, laminated warning signs, sticky tape. For collecting: sieve, collection Ziploc bags, paint brush, tweezers, sticky labels, pencil

Setting Up Your Vane Traps

1. Name each trap with a code that identifies the tree and the colour of the trap (e.g. Blue-723). Label each trap accordingly with the marker.
2. If necessary (i.e., the tree is in a public place), attach a warning sign to the side of the traps.
3. Add 2-3 drops of liquid soap into the yellow bottom of the Vane Traps and add about 5-10 cm of water and gently mix.

4. Slide the 2 plastic blue or yellow vanes together.
5. Slide the vanes into the top of the vane trap. All 4 tabs will 'snap' once they are secure in their slots. These vanes can stay in place - you can still unscrew and remove the top of the blue vane trap as needed.
6. Slide the wire through the holes in the top of the vanes and attach the trap to a sturdy low hanging branch. The bottom of the trap should be parallel to the ground. Make sure the two traps are close to each other but not touching.
7. Measure how high the bottom of each trap is to the ground and make a note of this.
8. Once they are set up, take a picture of your vane traps.

Collecting Samples from Your Vane Traps

1. Once your collection period is up, remove the yellow bottom from each vane trap.
2. Carefully pour the contents through a sieve and let the water drain through leaving the caught insects behind. Note – if there are no insects, you should still include an empty, labelled bag in the collection. This ensures that when back at the lab, you can be sure that you did collect that sample. An absent bag might indicate a missed trap.
3. Carefully empty the insects into a Ziploc bag and gently shake insect specimens into the bag. Use a paint brush and/or tweezers to gently remove any specimens still on the sieve or in the base.
4. Pump some hand sanitizer into the Ziploc bag – just a few pumps so that insects are covered (This stage could be left out if I can't get hold of hand sanitizer!).
5. In pencil fill in a small label with the tree and trap code, pick up/collection date and time. Stick the label on the Ziploc bag.
6. Seal and freeze the ziploc bag until you are ready to identify the specimens.
7. Remove all the equipment from the tree and return it to the lab.

Installation of Pitfall traps

Pitfall traps are a standard way to sample the arthropods that tend to stay on the ground such as spiders, ground beetles, mites and springtails. A diverse springtail fauna can indicate a healthy soil community, for example. Arthropods that encounter the trap fall into the cup sunk into the ground and are collected in water or a preserving fluid. As with vane traps, the plan is to set these out for 48 hours, but if this appears to be too short, they can be left out for a week. This increases the chance of disturbance, however, so be prepared to check on these too.



Equipment needed: Trowel, Trapping Pot, Winterban antifreeze, water, liquid soap, trap rooves and wire legs, warning signs, clear tape. For collection: sieve, collection pots, paint brush, tweezers, sticky labels, pencil, jar/bottle to collect antifreeze, 70% ethanol.

1. Find good location – it should ideally be within the 20m buffer zone, as close to the sample tree as possible, and in soft ground (i.e. not concrete or asphalt).
2. Dig a small hole with the trowel to sink the pot snugly into the ground so that the lip of the pot is level with the soil surface.
3. Add about 5cm of winterban and water (ratio 1:1) to the pot, and a drop of liquid soap
4. Erect the roof over the trap by securing it with the four wire legs, one at each corner, and pressing these down into the ground. The roof should only be about 2cm above the trap opening.
5. If necessary, tape a public warning sign to the roof.
6. Leave the pitfall traps in place for the collection period.

Collecting Samples from Your Vane Traps

1. Once your collection period is up, remove the pitfall trap and carefully pour the contents through a sieve and let the water drain into a collecting jar or bottle (so it can be used again later), leaving the caught insects behind. Note – if there are no insects, you should still include an empty, labelled pot in the collection. This ensures that when back at the lab, you can be sure that you did collect that sample. An absent pot might indicate a missed trap
2. Carefully empty the insects into a collection pot and gently shake insect specimens into the bag. Use a paint brush and/or tweezers to gently remove any specimens still on the sieve or in the base.
3. Add 70% ethanol to the pot until the insects are just covered.
4. In pencil fill in a small label with the tree and trap code, pick up/collection date and time. Stick the label on the pot.
5. Store the pots in the lab
6. Remove all the equipment from the tree and return it to the lab. Remember to refill the hole when you're finished!
- 7.

Branch beating

This is a common technique to sample some of the arthropods living in the tree canopy itself. This is likely to sample species of Hemiptera, or True Bugs, which are herbivorous as well as the carnivorous larva of beetles, lacewings and hoverflies that feed on them. You may also catch other herbivores such as butterfly and moth caterpillars, as well as tree-dwelling spiders.

Equipment needed: umbrella, stick, collection pots, 70% ethanol, collection tray, killing jar, ethyl acetate, pipette

1. This sampling should be done on the day that you set up other traps, and the day that you collect them in so that you get two samples per tree.
2. First choose a branch. Ideally this should be the southern-most branch, but if you cannot access this because it is in a road or too high, select the closest accessible branch to it.
3. Hold the open umbrella upside-down under the branch as close to the trunk as possible and with the branch running over the centre of the umbrella.
4. With a stick, hit the branch firmly for 5 seconds. Arthropods and other debris should drop into the upturned umbrella.
5. Empty the collection into the white collection tray and remove as much debris as possible, shaking each piece removed to leave behind any arthropods.
6. Note – if there are no insects, you should still include an empty, labelled pot in the collection. This ensures that when back at the lab, you can be sure that you did collect that sample. An absent pot might indicate a missed trap
7. Use the pipette to put several drops of ethyl acetate onto the white base of the killing jar. Empty the arthropods from the tray into the killing jar. Leave them in there for at least 10 minutes to ensure they are all dead. If insects are still moving after this time, carefully open the jar and drop in some more ethyl acetate to stun them. Then follow step 7.
8. Empty the contents of the jar into the labelled collection pot bag, add 70% ethanol until the insects are just covered and return them to the lab.

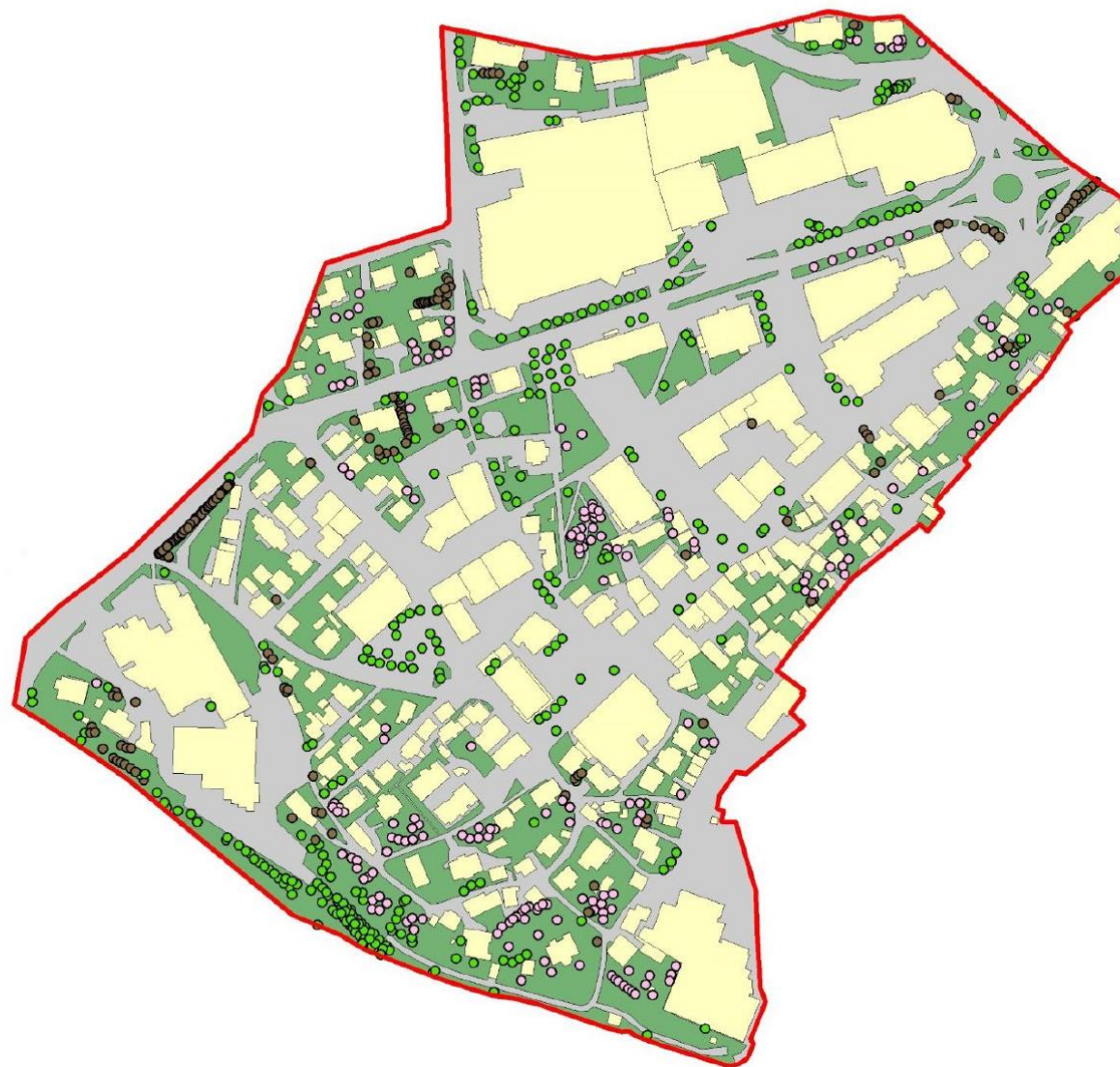
Post fieldwork tasks

Once fieldwork is complete, you should have: 22 completed maps (ground truthed and vegetation mapped), 44 vane trap samples (22 of each colour), 22 pitfall trap samples and 44 beating samples (22 for each day of beating). You may of course have double the number of insect samples if you trapped more than once. The next tasks are to digitise the maps using GIS and identify the insects as far as possible. These tasks are dealt with in separate documents.

Vedlegg 3

Sogndalsfjøra 2018

Stokstad & Gamme (2019)






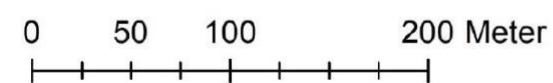
Arealtyper

-  Studieområdet
-  Grønne flater

-  Grå flater
-  Bygninger

Type trær

-  Fruktrær (eple, pære og plomme)
-  Andre løvfellende trær
-  Vintergrønne trær



Vedlegg 4 – Kart med identitetsnummer på analysetrærne



Identitetsnummerene kan brukes for å se hvor hvert enkelte analysetrær er plassert i landskapet. Se vedlegg 5 og 6 for informasjon om alle analysetrærne.

Vedlegg 6 – Miljømatrise

Del 1

Trenummer	Høyde blå vingefelle *	Høyde gul vingefelle *	Avstand til fallfelle *	Omkrets på trestamme*	Avstand til hovedvei *	Avstand til elv *	Avstand til hage *	Trekrone diameter *
2	157	161	10	147	5113	28813	3654	659
24	164	159	22	53	224	34225	6671	334
45	131	117	41	45	2579	41452	7564	423
76	143	144	5	71	12871	27039	1529	443
92	161	146	170	48	507	44130	5721	489
107	187	191	1310	50	13273	14280	1892	352
125	125	157	22	100	33217	3212	0	194
148	65	59	20	180	26047	2190	0	473
206	137	127	50	10	1827	36669	0	265
227	147	137	276	36	3084	3244	0	330
388	162	154	292	54	19653	9092	0	277
524	132	112	40	46	24265	11525	0	335
558	115	96	105	29	7340	32293	4707	128
567	117	162	158	142	11178	23944	0	312
596	163	172	11	63	3355	21776	497	446
603	112	117	51	17	1959	18982	0	98
616	91	132	210	73	3427	28973	0	326
653	146	144	178	27	10333	40954	1045	352
671	185	182	24	55	732	51372	1802	147
714	178	165	55	89	453	47842	3828	505
723	78	79	66	56	16256	3468	695	384

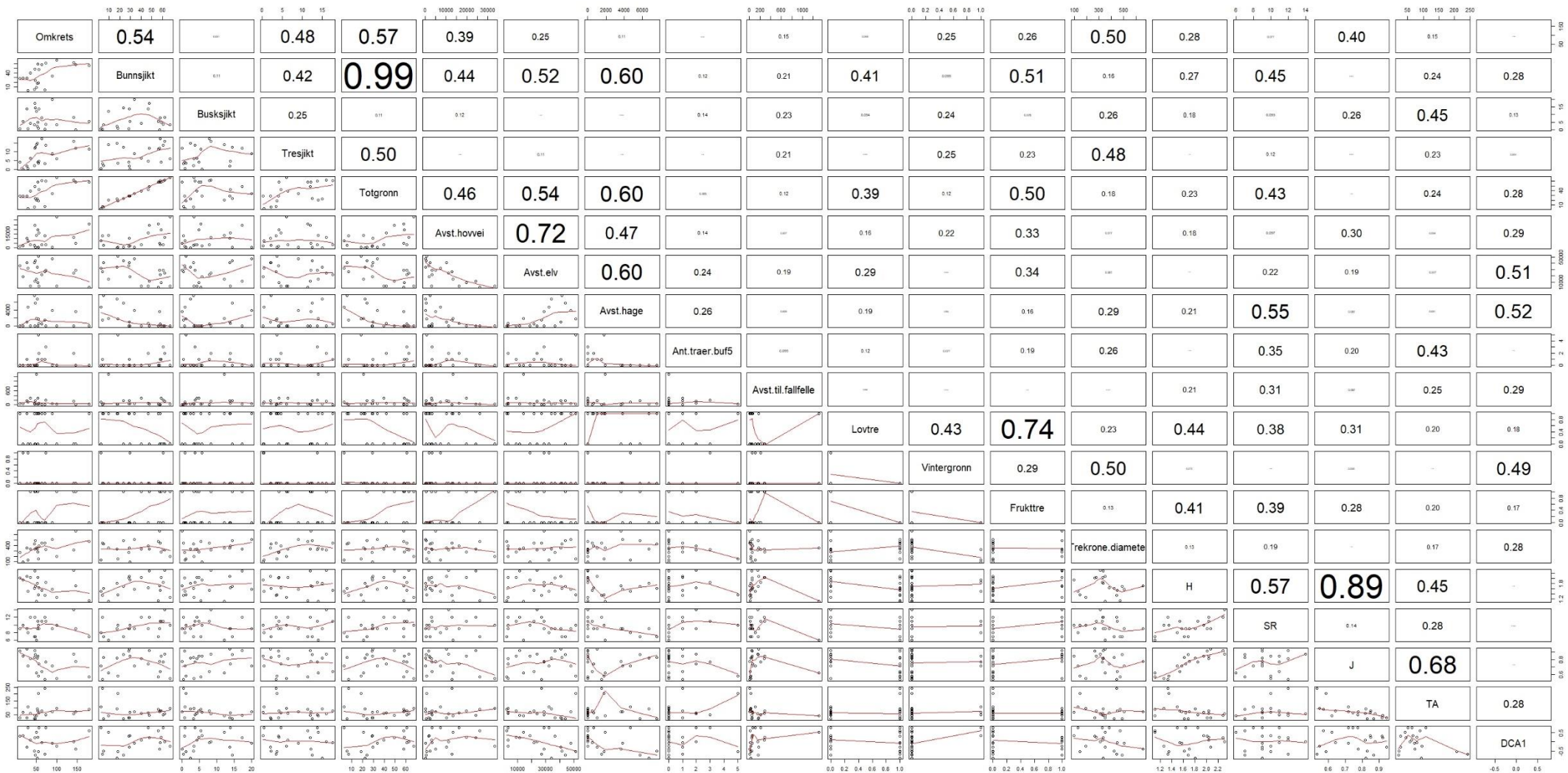
* Målt i cm.

Del 2

Trenummer	Bunnsjikt **	Busksjikt **	Tresjikt **	Totgrønn **	Lovtre	Vintergrønn	Frukttre	Antall trær i 5m buffer	Kolonne1
2	57,12	0,00	12,14	58,09	0	0	1	0	
24	17,48	2,43	14,97	22,33	1	0	0	0	
45	5,10	3,32	2,18	5,91	1	0	0	0	
76	3,88	0,40	3,40	7,04	1	0	0	1	
92	23,62	14,40	12,54	24,11	0	0	1	0	
107	9,39	12,14	14,00	20,71	1	0	0	0	
125	67,15	3,40	6,07	67,15	0	0	1	0	
148	55,91	5,42	11,41	58,09	1	0	0	0	
206	28,48	0,65	4,05	28,56	1	0	0	0	
227	39,89	4,21	6,47	39,89	0	0	1	0	
388	58,74	4,77	4,21	58,74	0	0	1	1	
524	47,57	17,31	12,06	49,27	0	0	1	0	
558	2,67	0,81	0,49	3,16	0	1	0	0	
567	61,97	8,25	16,02	62,86	0	0	1	2	
596	57,85	7,85	17,56	61,00	1	0	0	1	
603	29,29	5,66	0,24	29,29	0	1	0	0	
616	60,68	3,64	13,70	60,68	0	1	0	3	
653	29,05	13,75	2,02	29,45	1	0	0	1	
671	18,28	1,13	3,64	18,45	1	0	0	5	
714	33,58	19,98	8,98	33,90	1	0	0	0	
723	46,68	13,83	4,69	42,23	1	0	0	2	

** Tallet utgjør % av innsamlingsposten (20m buffer).

Vedlegg 7 - Korrelasjonstest



Forklaring- og responsvariablene står skrevet skrått gjennom diagrammet. Ovenfor forklarings- og responsvariablene står korrelasjonen (Pearson) mellom alle variablene. Under forklarings- og responsvariablene er det illustrert spredningsplott som vi brukte til å se etter heteroskedastisitet.