

En undersøgelse af invertebrat biomasse indsamlet på Vild Med Vilje arealer ved Aalborg Campus

Marianne Rose Corvinus,
Vejledere: Line Holm Andersen, Simon Bahrndorff
Aalborg Universitet, institut for kemi og biovidenskab



Figur 1: Billede af et Vild Med Vilje areal. Foto af Marianne Rose Corvinus



AALBORG
UNIVERSITET

VILD
[MED]
VILJE

Abstract

Biodiversity is experiencing a significant global decline, often referred to as the sixth mass extinction. This trend is particularly evident in highly cultivated regions such as Denmark, where natural habitats are being replaced by agricultural and urban landscapes. The decline in biodiversity affects invertebrates, including pollinators, which are essential for ecosystem functioning. As a response to this crisis, initiatives like *Vild Med Vilje* promote the rewilding of green spaces to support biodiversity.

This study investigates the impact of *Vild Med Vilje* areas at Aalborg Campus on invertebrate biomass compared to traditional grass lawns and annually sown flower strips. Using a combination of pitfall traps, flight interception traps, and light trapping, invertebrate biomass and abundance were assessed over a 10-week period. Data were analyzed using Generalized Linear Mixed Models (GLMM) with a Tweedie distribution to account for overdispersion and zero inflation.

The results indicate that rewilded areas host a significantly higher invertebrate biomass compared to sown flower strips and grass lawns, supporting the hypothesis that increased habitat heterogeneity benefits invertebrate communities. Additionally, the study highlights the importance of combining multiple trapping methods to obtain a comprehensive assessment of invertebrate diversity and abundance. While larger areas were expected to support greater biomass, no clear relationship was observed, suggesting that habitat quality may play a more crucial role than area size alone.

These findings reinforce the ecological value of *Vild Med Vilje* initiatives and suggest that even small-scale rewilding efforts can provide critical refuges for invertebrates in fragmented landscapes.

Keywords: invertebrater, macro lepidoptera, biomasse, QGIS, R, Tweedie

Indhold

Abstract	2
Introduktion	4
Materiale og metoder	9
Undersøgelsesområde og arealerne.....	9
Forsøgsdesign.....	10
QGIS:	13
Biomasseafvejning	13
Statistisk analyse	13
Resultater.....	15
Biomasse.....	15
Faldfælder.....	15
Flyvefælder.....	17
Macro lepidoptera	18
Antal.....	20
Macro Lepidoptera.....	20
Arealer	24
Diskussion	25
Konklusion	27
Anderkendelse:	27
Referencer.....	27
Appendix	34
Arealer	34
Faldfælder.....	37
Flyvefælder.....	39
Macro lepidoptera biomasse	42
Macro lepidoptera antal	45

Introduktion

På en global skala har biodiversiteten¹ for invertebrater² en meget stejl nedadgående tendens (Luppi et al. 2018; Régnier et al. 2015; Ceballos et al. 2015; McCallum 2015), og denne tendens er efterhånden blevet et gennemgående diskuteret tema for mange mennesker via diverse medier (Petersen 2021). Vi står i en biodiversitetskriser, hvor vi allerede har mistet mange arter (Lindemann-Matthies et al. 2021) og fortsat vil gøre det, hvis menneskeheden opretholder den nuværende levemåde (Almond et al. 2022; Fischer et al. 2020). Den igangværende biodiversitetskriser bliver ofte referet til som den sjette masseudryddelse (Ceballos et al. 2015; Thomas et al. 2004; Ejrnæs et al. 2021; McCallum 2015), hvor et stort antal arter forsvinder i et tempo langt hurtigere end den naturlige udryddelsesrate (Almond et al. 2022). Denne masseudryddelse skyldes primært menneskelig aktivitet (Ejrnæs et al. 2021; McCallum 2015) pga. blandt andet habitatødelæggelse (afskovning, udvidelse af landbrug mm.) (Habel et al. 2016; Barfod et al. 2020; Luppi et al. 2018), forurening (i form af plastikaffald, kemikalieudslip, sprøjtning med pesticider mm.) (McCallum 2015; van Heezik et al. 2016), overudnyttelse af ressourcer (overfiskeri, krybskytteri mm.) (McCallum 2015), invasive arter³ (McCallum 2015) og klimaforandringer mht. den globale opvarmning med stigende temperaturer, ekstreme vejrforhold og det stigende havniveau (Kjær et al. 2020; McCallum 2015).

Danmark er et stærkt opdyrket landbrugsland (Ejrnæs et al. 2021), hvor 59.9% af Danmarks landareal er landbrug (Danmarks Statistik 2021), ca. 12,1% af Danmarks landareal er dækket af bebyggelse og infrastruktur (Danmarks Statistik 2021), kun ca. 15% af landarealet er natur (Miljøministeriet 2016), ca. 12% af Danmarks landareal er dækket af beskyttet natur og under 0,5% er ægte vild natur (Danmarks Naturfredningsforening 2019). I Danmarks Statistik er det muligt at finde frem til, at den vilde natur udgør ca. 1% af Danmarks areal, hvis man regner parker, sportsanlæg og andre rekreative områder for bynær natur og rekreative områder (Danmarks Statistik 2021). Ligesom i mange andre lande i Europa, så viser den meget lille andel af arealet med natur, at Danmark har meget mindre natur i forhold til opdyrket land, og dermed er der meget lidt plads til naturen. De store faktorer i den nuværende biodiversitetskriser, som nævnt i det første afsnit, er habitatødelæggelse pga., der konstant bliver bygget ny infrastruktur (Petersen et al. 2014; Wastian et al. 2016), men også forurening med fx pesticider er en betydelig gældende faktor (Hallmann et al. 2017; Ruffener et al. 2024; Vähätalo et al. 2024). Det er tydeligt at se, hvilken betydning habitatødelæggelsen og forureningen har for større landlevende pattedyr, det er meget sværere at se, når man beskæftiger sig med invertebrater blandt andet pga. manglende opgørelser over mange af arterne (Régnier et al. 2015). Der er registreret en væsentlig nedgang af invertebrater indenfor de seneste år, og flere arter er helt forsvundet (Strandberg et al. 2021). Vi har allerede mistet mange arter globalt, og deraf også mange i Danmark (Ejrnæs et al.

¹ Biodiversitet (biologisk mangfoldighed) refererer til variationen af liv på Jorden, herunder mangfoldigheden af arter, gener og økosystemer (Rahbek 2012)

² Hvirvelløse dyr (invertebrater) er dyr uden ryggrad. De udgør den største del af dyreriget (mere end 90%) og inkluderer grupper som insekter, krabber, hummere, snegle, muslinger, blæksprutter, søstjerner, søpindsvin og orme. Invertebrater spiller vigtige roller i økosystemer, fx som nedbrydere, bestøvere og byttedyr (Britannica.com 24. januar 2025). I dette studie refereres der til insekter.

³ Invasive arter er dyr og planter, der af mennesker spredes til områder, som de ikke selv ville kunne sprede sig til, og som har en negativ effekt på den oprindelige biodiversitet (Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø etableret under Ministeriet for Grøn Trepert 25. september 2024)

2021; Strandberg et al. 2021; Den Danske Rødliste 2020). 4.635 arter, dvs. 41,3 % af alle vurderede arter, er rødlistede arter i Danmark, hvor 17,2 % er arter, der er truede (*kritisk truet (CR)*, *truet (EN)* eller *sårbar (VU)*) (Den Danske Rødliste, Miljøministeriet 2023). Mange arter er dog kommet i kategorien "*utilstrækkelige data (DD)*" pga. mangelfuld viden (Den Danske Rødliste 2019; Fredshavn et al. 2019; Régnier et al. 2015; Thomas et al. 2004). Derfor er der med årene kommet større fokus på invertebrater, specielt pollinatorer, som er gode naturindikatorer, også kaldet indikatorarter (Rákósy et al. 2011). Blandt indikatorarter kan nævnes sommerfugle, natsværmere og bier pga. deres sensitivitet overfor habitatændringer i deres nærmiljø (Kjær et al. 2020; Vähätalo et al. 2024). Værst går det ud over specialisterne, da deres værtsplanter eller dem selv kræver meget specifikke forhold for at kunne overleve (Kjær et al. 2020; Nygaard et al. 2021). Hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*) er en fredet sommerfugl i Danmark, som findes i det nordlige Jylland (Nygaard et al. 2021). Arten er på bilag II i Bernkonventionen, og den er omfattet af EUs Habitatdirektiv, bilag II, hvor man er forpligtet til at udpege særlige bevaringsområder. Den er indikator for næringsfattige enge og heder (Kjær et al. 2020; Nygaard et al. 2021), og den kræver urørt natur og følsomme planter som Djævelsbid (*Succisa pratensis*) (Nygaard et al. 2021). Overvågningen af arten startede i 2004. I 2015 udgik registreringen af arten fra det flyvende individ til at registrere arten i larvestadiet (antal larvespind pr m²). Arten opnåede sin hidtil største udbredelse i 2019, men nye overvågningsresultater for 2022 viser, at arten er i stor tilbagegang i forhold til 2019 (Fredshavn et al. 2019). Arten er let påvirket af antropogene forhold, som eutrofiering, gødskning, græsningsophør, men også overgræsning (Fredshavn et al. 2019). Arten findes kun få steder i Nordjylland, hvor den før i tiden var udbredt i hele Danmark (Nygaard et al. 2021). Dette skyldes dårlig spredningsevne, som betyder, at arten er genetisk isoleret i mindre udsatte populationer, som kan være sårbare overfor klimatiske ændringer (Kjær et al. 2020; Hansen et al. 2024, Habel et al. 2016). Dermed er det fortsat vigtigt at overvåge Hedepletvingen og lave tiltag for at forhindre artens tilbagegang, da risikoen er stor for, at arten helt uddør i den danske natur (Hallmann et al 2017; Hansen et al. 2024).

I mange år har mennesket påskønnet den grønne homogene græsplæne (Smith et al. 2014; Ejrnæs et al. 2021). Det er både en global, men også en meget dansk tendens. Den er æstetisk pæn for mange, indgyder en form for velstand, og det er nemt at holde en picnic et sted, hvor børnene kan løbe frit uden at komme til skade, og der er mange andre muligheder for rekreation (Blanchette et al. 2021; Ignatieva et al. 2020a; Ignatieva et al. 2020b). Det betyder, at disse homogene grønne arealer er meget påskønnede områder, som gør det æstetisk attraktivt for lokalområdet at have sådanne arealer (Petersen 2021). Græsplæner findes i mange størrelser lige fra de små haver til de større græsplæner som fx fodboldbaner, golfbaner og plæner ved større industrielle områder (Rahbek et al. 2012; Ignatieva et al. 2020a; Ignatieva et al. 2020b). Disse græsplæner skal dog vedligeholdes ved klipning, om det er en manuel græsslåningsmaskine, der skal skubbes, en større benzinkørende maskine eller en elektrisk robot, der gør arbejdet for en (Smith et al. 2014; Gu et al. 2015; Ignatieva et al. 2020a; Ignatieva et al. 2020b). Der er en vis form for vedligehold af græsarealerne, da det favoriseres, at de klippes ned til en vis højde (Knot et al. 2017), men der er også udgifter til at holde arealerne, fx benzin til maskiner, betaling af elektricitet, gødning og betaling til medarbejdere, der skal stå for vedligeholdelse og til og fra transport af materialer. Denne vedligeholdelse af intensiv klipning og trædning (Bertoncini et al. 2012) har også vist sig at reducere både plante- og invertebratdiversitet (Unterweger et al. 2017; Lerman et al. 2018; Delahay et al 2023; Watson et al. 2020; Ignatieva et al. 2020a; Ignatieva et al. 2020b; Bertoncini et al. 2012). Da alle offentlige grønne arealer i Danmark fx græsplæner hører inde under den lokale kommune, så er det den enkelte kommunes ansvar at vedligeholde grønne arealer (Kommunalstyrelsesloven § 2, stk. 1), dermed er det svært at undersøge,

hvilke sorter af græs der bliver sået, hvordan arealerne bliver vedligeholdt, og hvilke økonomiske ressourcer der bliver brugt på arealerne. Fra den 1. januar 2024 blev der dog vedtaget en lov om begrænsning for, hvilke pesticider der må anvendes på rekreative græsarealer med offentlig adgang. Dvs. der kun må bruges lavrisikopesticider, men da der ikke er nogen lavrisikopesticider, der er godkendt til anvendelse på sådanne arealer, skal de plejes uden brug af pesticider (Miljøministeriet 2016) både for at undgå, at mennesker bliver udsat for disse kemikalier, men også for at skåne jordens mikrobielle liv og bestøvere (Delahay et al. 2023; Ignatieva et al. 2020a; Bertoncini et al. 2012). Det er som nævnt svært at finde ud af, hvilke græsarter der bliver brugt ved såning af græsplæner på offentlige arealer. I private haver kan den enkelte jo også selv vælge, hvilke græsarter man vil bruge, om de er hjemmehørende eller ikke hjemmehørende. Desuden ser man ikke mange forskellige plantearter i græsplænerne ud over græs. De få, der kan nævnes, kan være Bellis, Hvid Kløver, Mælkebøtte og Ranunkel (Smith et al. 2014). Da der er så få plantearter, så kan det have betydning for invertebrat sammensætningen, da de homogene græsplæner ikke leverer de nødvendige ressourcer til invertebraterne (Smith et al. 2014; Ejrnæs et al. 2021; Watson et al. 2020; Bertoncini et al. 2012; Unterweger et al. 2017).

Men man er begyndt at få øjnene op for biodiversitetskrisen (Hallmann et al. 2017) både blandt private, blandt firmaer og i industrien, men også kommunalt og på landsplan. Man er startet op med at så blomsterstriber i kanten af marker, veje, industrielle områder, private haver eller ved græsplæneområder (Ejrnæs et al. 2021; Strandberg et al. 2021). Det tilføjer noget farve og skønhed til forskel for de ensartede græsplæner og lokker også flere omkringflyvende invertebrater til som bier og sommerfugle (Strandberg et al. 2021). Det er typisk den normale og lettilgængelige blomsterengsfrøblanding, som man kan købe både i dagligvarebutikker og i plantecentre, som bliver sået. Den indeholder ikke frø fra hjemmehørende planter, men en masse andre frø, hvor planterne både kan give farve, duft og en let tilgængelighed af nektar og pollen ressourcer for de almindelig sete invertebratarter (Strandberg et al. 2021; Delahay et al. 2023). Disse blomsterstriber lokker dermed flere invertebrater til, men det er typisk generalister (Strandberg et al. 2021). Disse arealer kan indeholde en vis form for vedligehold afhængig af, om arterne er flerårige eller selvsående (Strandberg et al. 2021). Mange slår det hele ned om efteråret, når planterne bliver visne og ikke blomstrer mere, der kan være mulig tilførsel af gødning i foråret, så frøene hurtigere vokser og blomstrer og måske vending af jorden. Grunden til at specielt landbruget gør brug af at så blomsterstriber er for at lokke flere pollinatorer til deres arealer til bestøvning af deres afgrøder (Goulson et al. 2015), hvor blomsterstriber langs vejkanter og i bynære områder er mere pga. det æstetiske og til gavn for de gængse invertebrater (Ignatieva et al. 2020a).

Med denne øgede opmærksomhed på, at arterne er i tilbagegang (Hallmann et al. 2017; Goddard et al. 2013; Svenningsen et al. 2022), så er flere begyndt at omlægge arealer til uplejede områder, hvor arealerne ikke bliver rørt ved for at undgå yderlige tab af arter og biodiversitet (Ceballos et al. 2015; Proske et al. 2022; Wastian et al. 2016; Goulson et al. 2008). Man går helt væk fra pleje af græsplænen, lader græsset gro, laver kun høslet en gang om året og undgår helt gødning (Ignatieva et al. 2020a). På den store skala kalder man det "rewilding", hvor man udtager store arealer for at genoprette naturen og udsætter større græssende arter på arealerne som naturlig pleje af disse (Bakker et al. 2018). På den mindre skala forsøger mange at omdanne deres egne havearealer til mere vilde områder (Goddard et al. 2013; Delahay et al. 2023; Garcia-Antúnez et al. 2023) og endda også i byerne (Jones et al. 2022; Ejrnæs et al. 2021; Petersen et al. 2014) Dette kalder man for urban natur, hvor man får mere vilde og naturlige arealer tæt på og inde i byområderne (Ejrnæs et al. 2015; Petersen et al. 2014; Jones et al. 2022; Wastian et al. 2016; Svenningsen et al. 2022; Garcia-Antúnez et al. 2023). Det er typisk tiltag,

som den lokale befolkning står for (Ejrnæs et al. 2015; Goddard et al. 2013; Delahay et al. 2023; Hall et al. 2016), og dermed er det ejernes præferencer og økonomiske forhold, som har betydning for resultaterne (Blanchette et al. 2021).

Den almene dansker er blevet mere bevidst om klimaforandringer og arters øgede udryddelsesrisiko (Kjær et al. 2020). I 2024 har Danmark via den grønne trepart fastsat en målsætning om, at 20% af Danmarks landareal skal være beskyttet natur i 2030 (Danmarks Naturfredningsforening 2024). Det har givet et øget fokus på, hvor svært det står til med naturen og det pres, der er på den (Almond et al. 2022). Der er kommet mange tiltag for at fremme positive tankegange for at gøre noget for naturen (Rahbek et al. 2012; Langer 2018; Ejrnæs et al. 2015). Både større virksomheder, kommuner (Langer 2018), men også den almene dansker er begyndt at give sig i kast med tiltag for naturen (Svenningsen et al. 2022). Disse arealer kan blive sået, eller arealer kan tages ud og lade dem passe sig selv. Ved såning gøres der meget ud af at øge opmærksomheden ved at så hjemmehørende danske arter men også, at der skal være mange forskellige arter, så man skaber en god heterogenitet i det nye etablerede område for at favne så mange arter som muligt, som ikke kun er generaliserende arter, men også specialisterne, hvor fokus typisk er på invertebraterne (Vähätalo et al. 2024). Det har betydet, at der er kommet mange firmaer og foreninger til (Langer 2018), som gerne vil hjælpe både den almindelige dansker, men også firmaer, hvor man kan få råd og vejledning om at udlægge sit areal til vildere natur, men også hvordan man fremmer biodiversiteten på arealet (www.vildmedvilje.dk). Det kan være hvilke hjemmehørende planter, man skal plante eller så (van Heezik et al. 2016) og salg af planter og frøblandinger (Ejrnæs et al. 2015) og, om der skal være en form for vedligehold af arealerne i form af høslæt m.m. (Elek et al. 2007).

Vild Med Vilje (www.vildmedvilje.dk) er en dansk forening, hvis formål er at fremme en vild og mangfoldig natur, at formidle om den vilde natur og øge biodiversiteten, som den helt almindelige dansker vil kunne hjælpe med (Ejrnæs et al. 2021; Dam 2019; vedtægter 13/3 2024). Foreningen startede i 2011 i København som et koncept, men blev til en forening i 2016 (Dam 2019), og den har derefter bredt sig som en folkebevægelse til hele Danmark. De samarbejder både med kommuner, firmaer, institutioner, private aktører m.m. Deres partnere får professionel rådgivning og vejledning, og deres leverandører bidrager med faglighed. Foreningens budskab er at formidle, at det ikke er svært at skabe natur, og at det tilmed kan være sjovt. Der nævnes blandt andet at tage en pause fra plæneklipperen og at lave kvashegn i stedet for, at skabe flere naturlige levesteder (Ejrnæs et al. 2015), ikke kun at lade græsset gro, men også at skabe flere slags levesteder for flest mulige arter til gavn for biodiversiteten (Panduro 2023; Petersen et al. 2014), og det har også en positiv helbredseffekt at have flere grønne områder (Norton et al. 2019). Som privatperson kan man frit formidle og markere sine arealer som Vild Med Vilje, men firmaer, kommuner m.fl. skal have tilladelse af foreningen. Foreningen tilbyder både foredrag, workshops og startpakker til partnere af foreningen.

Aalborg Universitet er en af de institutioner, der har taget Vild Med Vilje til sig, og de indgik en aftale med foreningen i 2018 for at skabe områder omkring Campus Øst, der kunne understøtte biodiversiteten omkring universitetets bygninger. Mange udearealer har nu været driftet efter Vild Med Vilje principper i mere end 5 år, og der bliver hele tiden udviklet nye tiltag for at understøtte biodiversiteten. Her kan nævnes, at der er opsat 10 insekthoteller spredt ud på områderne, opsætning af falkekasser, oprettelse af kvashegn, og gartnerafdelingen har udviklet en ny flerårig blomsterblanding, der erstatter den etårige blanding, så der nu kun udsås hvert 3-4 år. Invasive arter som Bjørneklo bliver bekæmpet uden brug af pesticider for at beskytte både biodiversiteten og grundvandet, og der har været forbud mod brug af pesticider i ca. 10 år. Campus Service ønsker, at der

kan foretages årlige undersøgelser af biodiversiteten med særligt fokus på rødlistede arter for at kunne tilrettelægge de rigtige indsatser for at fremme biodiversiteten på arealerne. Det indgår også i AAU's klimaplan for 2030. Der er ca. 100.000 kvm Vild Med Vilje arealer ved AAU, hvor 3.200 kvm er arealer, der bare får lov at passe sig selv, 30.000 kvm med blomstereng og 11.500 kvm af andre typer vilde arealer (sø- og kanalanlæg, brakarealer, m.m.), hvor en del af disse arealer er skråninger langs undervisningsbygninger. Derudover er der 17.400 kvm sportsplæne, 5.600 kvm almindelig græsplæne og 25.000 kvm skov. Før omlægningen blev der slået græs på ca. 110.000 kvm, det har betydet nedsat maskinbrug i forhold til støjgener og udledningen af skadelige gasser og partikler. Derudover har det også sparet 2.000 arbejdstimer årligt, som giver gartnerne mulighed for at koncentrere sig om andre opgaver, projekter og tiltag til fortsat at arbejde på at forbedre de grønne arealer og de udendørs studiemiljøer. Der er også 14 robotplæneklippere, som er et bedre alternativ i forhold til de fosildrevne plæneklippere. I 2023 var der semesterprojekter, der undersøgte Vild Med Vilje arealerne, og der er også flere specialestuderende, der undersøger arealerne i forhold til, om det er en forhøjet biodiversitet i forhold til fx græsplæne og blomsterengsarealer.⁴

I dette studie undersøges, om man fem år efter omlægningen til Vild med Vilje kan se en forskel i invertebrat biomassen⁵ i forhold til de såede blomsterenge og græsplænearealer. Studiet foregik på Aalborg Universitet ved Campus Øst i perioden fra start juli til slut september 2023. Der blev udpeget fem arealer af hhv. de femårige vilde arealer, såede etårige blomsterengsarealer og græsplæner. På de 15 arealer blev der brugt faldfælder, flyvefælder og lyslokning som indsamlingsmetode af invertebrater til databehandling af biomassen for både invertebrater, der færdes på jordniveau, de omkringflyvende og for macro lepidoptera.

Men har det så virkning at omlægge til helt vilde arealer i forhold til de såede blomsterstriber, og hvor meget invertebrat biomasse er der mere på arealtyperne vildt og blomster i forhold til græsplænearealerne? Det er formålet med dette studie at undersøge ved hjælp af disse hypoteser:

1. Det forventes, at der er den største biomasse på de femårige vilde arealer og den mindste biomasse på græsplænearealerne (Ejrnæs et al. 2015; Norton et al. 2019).
2. Det forventes, at faldfælderne er den indsamlingsmetode, der genererer mest invertebrat biomasse, da de to andre fældetyper er vejrafhængige, men at de vil vise de samme signifikante forskelle og tendenser i invertebrat biomassen (Kjær et al. 2020; Lauridsen et al. 2021).
3. Det forventes, at den indsamlede invertebrat biomasse er størst på de største arealer og mindst på de mindste arealer (Rahbek et al. 2012; Ejrnæs et al. 2021).

⁴ Disse informationer er indhentet fra AAUs hjemmeside, klimaplan og mail korrespondance med AAU Campus Service medarbejdere. Se referenceliste, AAU.

⁵ Biomasse refererer til den samlede masse af levende organismer inden for et bestemt område eller økosystem, typisk målt i tørvægt. I dette studie omfatter det invertebrater.

Materiale og metoder

Undersøgelsesområde og arealerne



Figur 2: QGIS-kort over Danmark hvor undersøgelsen til dette studie fandt sted.

Denne undersøgelse fandt sted i sommerperioden 2023 (3. juli - 17. september, uge 27-37).

Tidsperioden blev valgt ud fra, at der er en større tilstedeværelse af invertebrater i dette tidsrum. De undersøgte arealer ligger omkring AAU campus i Aalborg ved Sønder Tranders, Danmark ($57^{\circ}0.871'N$ $9^{\circ}59.073'E$). På AAU campus er der udlagt flere områder af varierende størrelse til Vild med Vilje, og områderne forvaltes som blomsterenge eller som vilde arealer. Derudover findes stadig store arealer, der er udlagt som almindelige græsplæner. Denne undersøgelse er lavet i samarbejde med foreningen Vild Med Vilje (www.vildmedvilje.dk), og alle arealer er blevet specielt udvalgt i samarbejde med AAU-campus Aalborgs gartner. Der blev udpeget 5 arealer af henholdsvis græsplæne, blomstereng og vilde arealer, dvs. i alt 15 arealer, som ligger imellem bygningerne og varierer i størrelse og form. Der blev indsamlet biomasse via tre fældetyper hhv. faldfælder, flyvefælder og lyslokningsfælder. Der blev sat 9 faldfælder, en flyvefælde og en lyslokningsfælde på hvert areal. I afsnittet Forsøgsdesign nedenfor vil detaljerne omkring fældetyper, indsamlingsmetoder og antallet af replikater blive beskrevet.

De vilde områder blev omlagt til vilde arealer for ca. seks år siden med en sået vild blomsterblanding med danske arter, der har fået lov at stå urørt hen (fig. 2), men som bliver slået på udvalgte steder på grund af, at nogle af arealerne ligger tæt op ad undervisningsbygninger, og der skal kunne ses ud af vinduerne af sikkerhedsmæssige hensyn. Blomsterengarealerne får lov at stå og passe sig selv fra, de bliver sået i foråret, indtil omkring september, hvor arealerne bliver slået, og jorden bliver fræset og gødet.

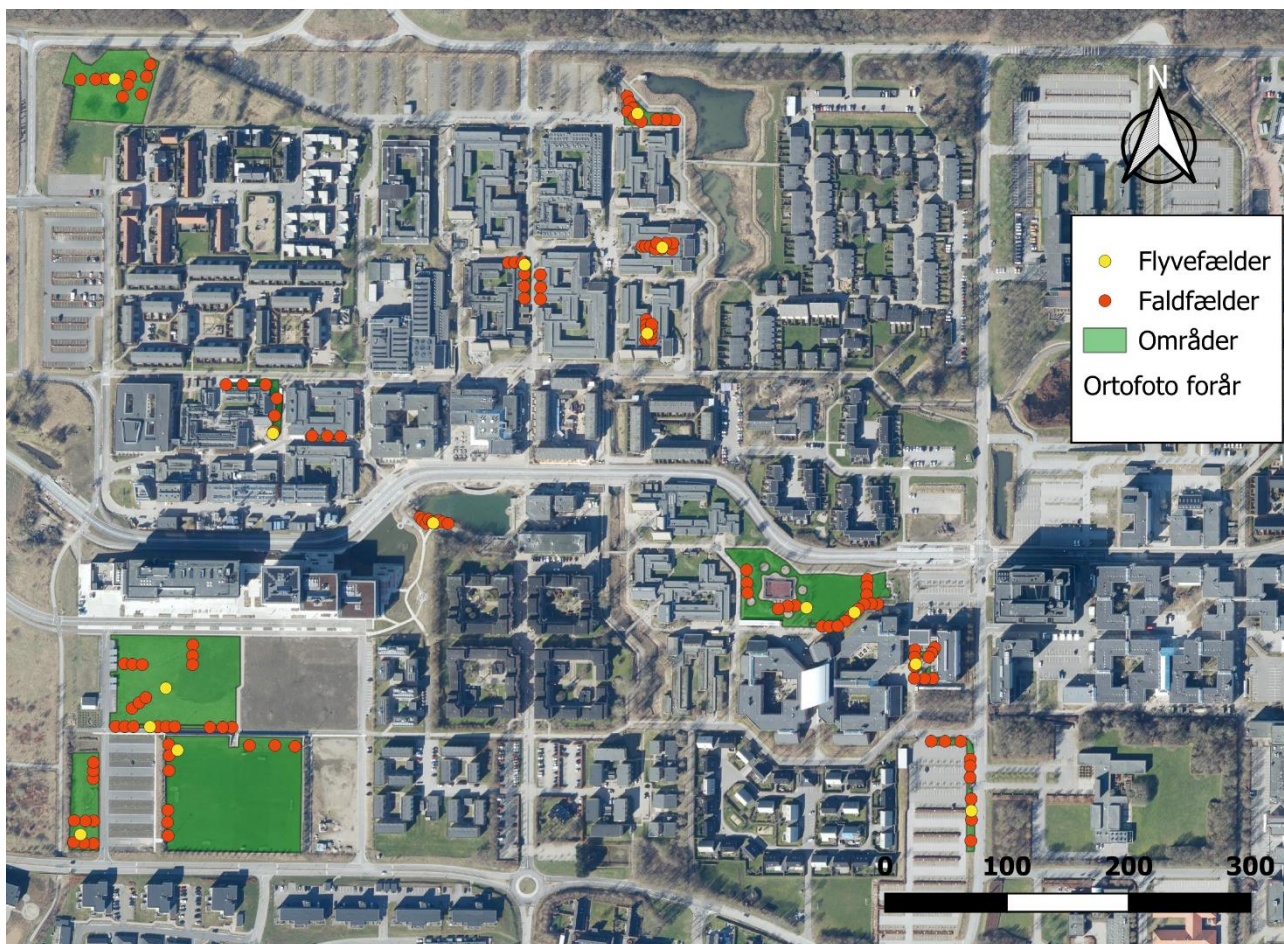
Græsplænearealerne fungerer som kontrol, da de er meget homogene med meget lav vegetation på grund af konstant nedslåning vha. græsslåningsmaskiner eller automatiske græsslåningsrobotter (fig.

2). Der var meget få blomstrende planter på græsplænearealerne, og dem, som blomstrede, var typisk Hvid Kløver og Bellis.



Figur 3: Fra venstre mod højre viser disse fotos eksempler på hhv. vilde-, blomstereng- og græsplæne-arealer. Fotos taget af Marianne Rose Corvinus

Forsøgsdesign



Figur 4: QGIS-kort over Aalborg Campus Øst ved Sønder Tranders. Grønne polygoner er de undersøgte arealer, de røde prikker er nedgravede faldfælder og de gule prikker er opsatte flyvefælder.

Til dataindsamling af invertebrat biomasse blev der som nævnt benyttet tre fældetyper, hhv. faldfælde, flyvefælde og lyslokningsfælde. Faldfælderne indsamler invertebrater i jordniveau, flyvefælderne indsamler omkringflyvende invertebrater, og lyslokningsfælde indsamler nataktive lepidoptera.

En **faldfælde** består af en mindre gennemsigtig plastikbøtte, der måler 8,5cm i diameter, som bliver nedsat i jorden med jordoverfladen tæt ind til bøttens kant, så invertebraterne ikke falder ned ad siden og ned i jordhullet (Lauridsen et al. 2021; Kjær et al. 2020; Andersen et al. 2024; Andersen et al. 2021). Der blev nedsat 9 stk. på hvert areal, hvor de blev sat i tre grupper af tre stk. på udvalgte steder (Appendix: Arealer). I bøtterne blev der hældt en vandblanding bestående af vand, opvaskesæbe og salt, hvor de blev fyldt 1/3 op. Opvaskesæben bryder overfladespændingen, så invertebraterne ikke så nemt kan slippe væk, og saltet konserverer de invertebrater, der falder i, så de ikke så nemt går i forrådnelse i tiden mellem prøvetagningerne. De blev gravet ned d. 3. juli og taget op igen d. 28. august. Bøtterne blev tømt hver 14. dag over 4 omgange, hvor nye



Figur 5: Illustration af en faldfælde.

vandblandinger blev hældt i. Bøtterne fra en fældestation af tre fælde blev ved indsamlingen sammenlagt i en bøtte, dvs. i alt $4 \times 3 \times 15 = 180$ prøver. Prøverne blev derefter fraserteret alt andet materiale end invertebrater efter bedste evne, dvs. græs, blade, grus, snegle, jord, mm. blev fraserteret. Derefter blev de hældt om i ethanol 70% til videre opbevaring. Der blev senere foretaget biomasseafvejning af prøverne (se efterfølgende afsnit om biomasseafvejning). Nogle bøtter blev til tider ødelagt, enten blev de kørt over af en maskine, eller nogle var hevet op, men de blev enten erstattet, hvis de var ødelagte eller nedsat i jorden igen. Derfor blev de ofte kontrolleret flere gange om ugen. Der var mange, der luftede deres hunde i områderne, så der er stor sandsynlighed for, at hundene har gravet dem op, eller at andre dyr har gjort det, da der tit blev observeret harer på områderne.

Fældetype:	Prøvetagning:	Antal replikater:	Antal prøver:
Faldfælde	Hver 14. dag	4	180
Flyvefælde	Hver 7. dag	8	120
Lyslokningskasse	Ved favorabelt vejr	5	75

Tabel 1: Oversigt over dataindsamling.

En **flyvefælde** består af en stor sort spand på 50 cm i diameter med to gennemsigtige plastikplader på kryds ovenpå, hvor spanden er opsat på et stativ af træ. Hver plastikplade måler 50 x 80 cm (Lauridsen et al. 2021; Kjær et al. 2020; Andersen et al. 2023; Andersen et al. 2021). Selve spanden blev fastgjort til jorden med reb og pløkker, så den ikke væltede i for hård vind, da nedgravning af træstativerne, som fælderne skulle have været opsat på for at komme op i højden, ikke var en mulighed på grund af, der så skulle graves i græsplænerne, og det blev der ikke givet tilladelse til. I spanden blev der hældt omkring fem liter af en vandblanding bestående af vand, opvaskesæbe og salt med samme begrundelser som ved faldfælderne i afsnittet ovenfor. Der blev opsat en permanent flyvefælde pr. areal pr. område, dvs. 15 opsatte flyvefælder, som stod stationært, imens dataindsamlingen fandt sted. De blev opsat d. 5. juli og fjernet d. 30. august. Flyvefælderne blev tømt hver onsdag over 8 gange, dvs. med en uges mellemrum. Det blev dermed til i alt $8 \times 15 = 120$ prøver. Efter hver prøvetagning blev prøven rensed for græs, blade, snegle, jord mm., og invertebraterne blev derefter hældt på ethanol 70% til videre opbevaring. Der blev foretaget biomasseafvejning af prøverne (se efterfølgende afsnit).



Figur 7: Foto af en flyvefælde. Foto taget af Marianne Rose Corvinus

Lyslokning foregik med lyslokningsfælder fra 7. juli til 17. september. En lyslokningsfælde består af en kasse af metalplader, der kan sættes sammen med et hul foroven til en tragt, og der er en lyskilde af navnet 12 V portable heath moth trap med 6 W aktinisk lysstofrør med tilhørende Lucas genopladeligt 12 V 18Ah batteri (Lauridsen et al. 2021; Andersen et al. 2023; Rákósy et al. 2011; Merckx et al. 2014). Der blev lyslokket efter vejrforhold via DMI og Yr appen, da det kræver, at der optimalt ingen regn var, men det kunne lade sig gøre med lidt støvregn og med rolige vindforhold, dvs. omkring 0 til 4 m/s. På indersiden af metalpladerne blev der sprøjtet med Trinol 308 som insektdræbende middel. Lyslokningsfælderne blev sat op før solnedgang og taget ned omkring solopgang. Der var i alt 6 lyslokningsfælder, og der blev sat en kasse pr. areal pr. område pr. nat på et tilfældigt sted på arealet. Dermed kunne der ikke lyslokkes på alle 15 arealer på en nat, så det blev fordelt ud på tre nætter. Der kunne derfor kun lyslokkes på 4-6 arealer på en nat, og batterierne blev opladet i dagtimerne. Vejrforholdene betød, at det kun var muligt at få lyslokket på alle arealer 5 gange. Ved solopgang blev macro lepidoptera samlet i poser for lettere håndtering og lagt i en fryser, men de blev senere overført til mindre bølter med skruelåg for lettere håndtering og videre behandling. Der



Figur 6: Foto af en lyslokningsfælde. Foto af Marianne Rose Corvinus.

blev også lagt vat i bøtterne for at mindske tilskadekomst af individerne. Det blev til i alt $5 \times 15 = 75$ prøver. Der blev foretaget biomasseafvejning af prøverne (se efterfølgende afsnit) og optælling af antal individer.

QGIS:

Der blev foretaget kort- og arealbehandling i QGIS på arealerne (QGIS-version 3.36.1-Maidenhead). Arealerne blev markeret i polygoner, og deres arealstørrelse blev beregnet. Faldfælder blev markeret med røde prikker, og flyvefælder blev markeret med gule prikker.

Biomasseafvejning

For fald- og flyvefælder blev biomassen målt i våd tilstand, idet invertebraterne var mættet i 70% ethanol. Biomasseafvejningsmetoden blev udført jævnførende Andersen et al 2023 og Hallman 2017.

Det blev først kontrolleret, at ethanolen, som invertebraterne var opbevaret i, stadig var på 70% vha. et alkoholmeter. Hvis ethanolen var under 70%, så blev prøven hældt om med ny ethanol 70% og stillet til side i 24-48 timer til ny kontrol. Hvis prøven var på 70% ethanol, så fortsatte proceduren.

Invertebraterne blev hældt over i en si med en maskestørrelse på 0,25mm, der blev holdt i en 30 graders vinkel i et stativ over en plastikbøtte til afløb for ethanolen. Der skulle gå 10 sek. mellem hvert dryp, hvor et stopur blev brugt for at sikre, at der var så meget væske, der var løbet fra som muligt. Sien med invertebraterne blev derefter vejlet på en finvægt (Mettler PJ3600 DeltaRange, 0,01 g), og vægten blev noteret. Siens vægt var selvfølgelig noteret før proceduren, så den kunne fraberegnes.

Der blev udvalgt en tilfældig prøve til at blive genvejlet ti gange for at undersøge, hvor stor usikkerheden ved afvejningerne kunne være mht. procedurefejl. Prøven blev udvalgt tilfældigt, og resultatet blev 1,36%, dvs. der var under 2% procedurefejl ved vejningerne, hvilket var tilfredsstillende.

Macro natsværmerne blev vejlet i frossen tilstand i en afvejnings plastikskål pr. prøve på samme finvægt, som der blev vejlet faldfælde- og flyvefælde-biomasse, og vægten blev noteret. Finvægten blev inden da nulstillet med plastikskålen for at fraberegne plastikskålens vægt. Samme plastikskål blev brugt ved alle lyslokningssprøver.

Statistisk analyse

For at undersøge om invertebrat biomassen var forskellig mellem områder, brugte jeg en GLMM. Biomassen for faldfælder, flyvefælder og lyslokningen blev analyseret separat. Ligeledes blev der også foretaget analyse af antallet af macro lepidoptera. Der blev foretaget statistiske analyser af invertebrat biomassen i R ved brug af generalized linear mixed model fra pakken lme4 med en Tweedie-fordeling fra pakken tweedie for at undersøge eventuelle sammenhænge mellem biomasse, arealtype og tid.

Arealtype henviser til de tre areal typer (vilde arealer, blomstereng og græsplæner), og tiden, som er datoer, der er konverteret til ugenumre, som vil blive benævnt som "uge", blev sat til fixed faktorer. Arealtype, arealnummer og arealbogstav blev sat sammen til en random faktor navngivet "Trap" for at tage hensyn til, at der blev indsamlet gentagne gange over tid. Det samme blev gjort for flyvefælder og lyslokning, men hvor "Trap" for disse kun indeholdt arealtype og arealnummer. Der blev ligeledes lavet en interaktion mellem arealtype og "uge", som også er en fixed faktor. "Uge" blev sat til en kategorisk faktor. ArealNr henviser til de sammenlagte arealnumre for alle tre areal typer, og ArealBogstav

henviser til de tre faldfældegrupper på et areal, som blev navngivet A, B og C. Ved at undersøge datasættene først, viste det sig, at dataene ikke var normalfordelte, de var højreskæve, og de indeholdt positive værdier og havde nulværdier i datasættene fra faldfælder og lyslokning. Derfor blev en Tweedie-fordeling brugt, da denne fordeling kan håndtere sådanne data (de la Fuente et al. 2021; Arcuti et al. 2013; Swallow et al. 2016; Virgili et al. 2017; Grey et al. 2024; Caraka et al. 2019). Det har gjort at tweedie fordelingen har håndteret det bedre end de andre normal-anvendte fordelinger. Hvis de normalt-anvendte fordelinger var blevet brugt, kunne det have givet nogle forkerte fortolkninger af dataene. Der blev foretaget en sammenligning mellem forskellige modeltyper for hvert datasæt for at undersøge, hvilke modeller der var bedst i forhold til AIC-værdier, hvor den model med laveste AIC-værdi blev valgt. Nogle modeller lå tæt på hinanden i AIC-værdier, hvor den model, der bedst ville kunne give mig svar på mine hypoteser, blev valgt.

Fremadrettet vil der blive refereret til Vildt for de vilde arealer, Blomst for blomsterenge og Græs for græsplænearealer. P-værdierne for modellerne i resultatafsnittet er de justerede p-værdier, da de tager hensyn til gentagne målinger, der bliver foretaget.

Alle dataanalyser blev udført i R v. 4.4.2 (R Core Team 2024).

Data:	Log transformeret data:	Tweedie fordelingen:	0.001 tilføjet til data:	Model	AIC	Skævhed	Kurtosis
Biomasse fra faldfælder	+	+	+	Arealtype + uge + arealtype:uge + Trap	455.31	2.04	8.99
Biomasse fra flyvefælder	+	+	-	ArealType + uge + ArealType:uge + Trap	90.86	0.92	3.46
Biomasse fra lyslokningfælder	-	+	+	ArealType + uge + ArealType:uge + Trap	88.34	7.09	58.98
Antal macro lepidoptera fra lyslokningsfælder	+	+	-	ArealType + week	156.46	6.92	57.41

Resultater

Biomasse

Faldfælder

Ud fra AIC-værdier viste det sig, at en GLMM med en tweedie fordeling var bedst med logtransformeret biomasse, hvor der blev tilføjet 0.001. Grunden, til at der blev tilføjet 0.001 til biomassen, er pga., at GLMM og distributionen konvergerede bedre pga. nul-værdier.

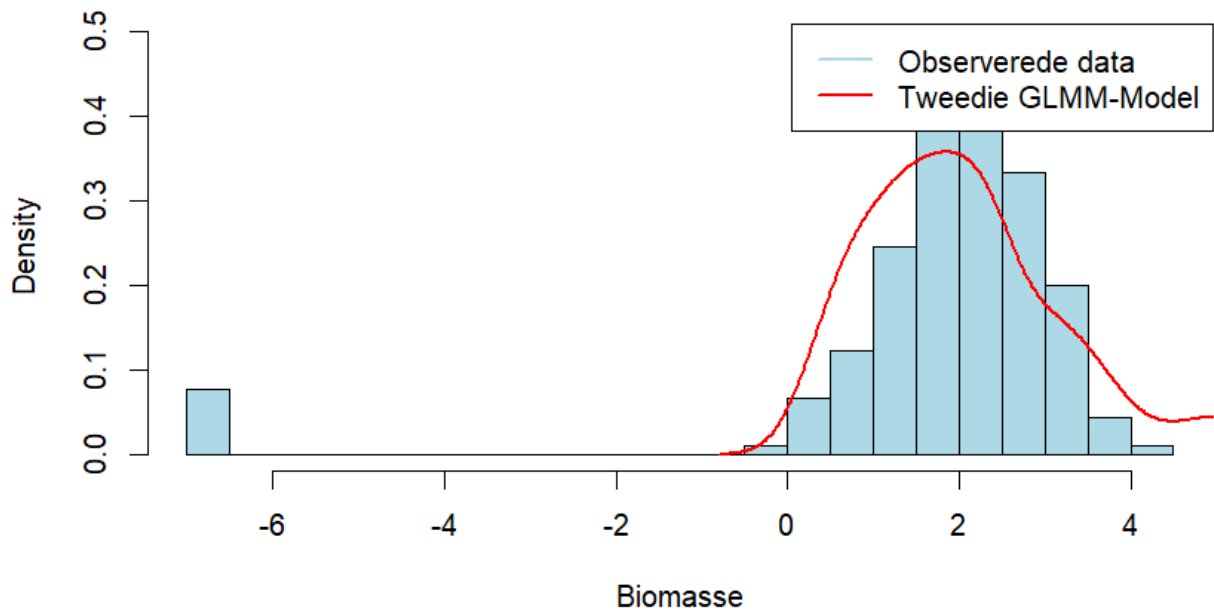
Modellen viser (tabel 1), hvor modellens reference er Blomst og uge 29, at der ingen signifikant forskel er mellem Græs og Blomst ($p > 0.1$), men Græs har en biomasse, der er 1,39 gange større end Blomst ($e^{0.329}$). Der var signifikant forskel mellem Vildt og Blomst ($p < 0.01$), hvor Vildt havde en biomasse, der var 1,76 gange større end Blomst ($e^{0.567}$). Derudover var der en signifikant forskel mellem uge 35 og reference uge 29 ($p < 0.01$), hvor biomassen i uge 35 falder. Af interaktioner var der en signifikant forskel mellem Græs og uge 33, hvor biomassen var lavere sammenlignet med reference uge 29 ($p < 0.05$).

Model 6:				
Parameter	Estimat	Standard fejl	z	p
Intercept	0.43	0.14	3.11	<0.01
Græs	0.33	0.19	1.76	>0.1
Vildt	0.57	0.18	3.09	<0.01
Uge 31	-0.09	0.13	-0.72	>0.1
Uge 33	0.04	0.12	0.30	>0.1
Uge 35	-0.43	0.14	-3.117	<0,01
Græs uge 31	-0.17	0.17	-0.992	>0.1
Vildt uge 31	0.05	0.16	0.298	>0.1
Græs uge 33	-0.34	0.17	-2.002	<0.05
Vildt uge 33	-0.05	0.16	-0.336	>0.1
Græs uge 35	0.11	0.18	0.619	>0.1
Græs uge 35	0.28	0.17	1.635	>0.1

Tabel 2: Oversigt over parameter, estimat, standard fejl, z-værdier og p-værdier for GLMM-modellen over biomassen fra faldfælder.

R-squared viste, at 26,4% af variationen i biomasse kan forklares af fixed faktorer, hvor både fixed og random faktorer kan forklare 71.4% af variationen i biomassen (Appendix: Faldfælder).

Sammenligning af observeret og Tweedie-simuleret data



Figur 8: Biomasse (g) logtransformeret histogram og en densitetskurve, der afbilder tweedie GLMM-modellen.

Flyvefælder

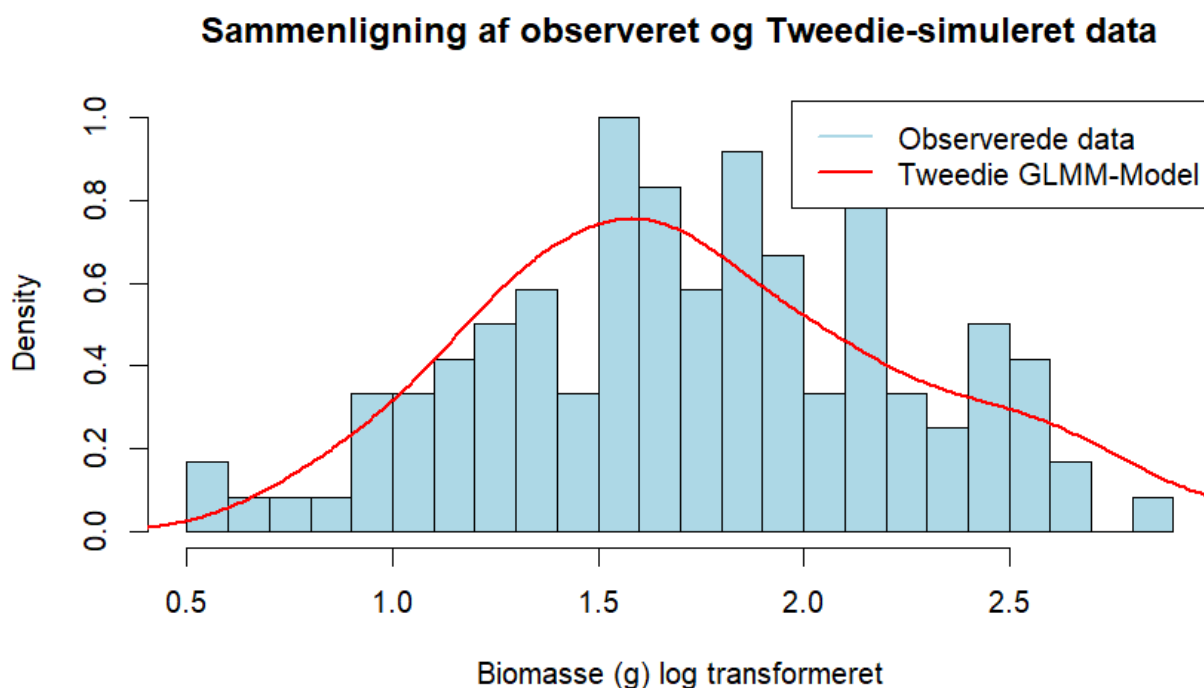
Ud fra AIC-værdier viste en GLMM med tweedie fordeling og log transformeret biomassedata at være bedst.

Modellen viser (hvor den bruger Blomst og uge 28 som reference), at der kun er signifikans for Blomst af arealtyperne ($p < 0.001$) (tabel 2). For ugerne 29-33 er der en positiv signifikans ($p < 0.05$), hvor biomassen er størst i uge 28, uge 29 og uge 30. For interaktion mellem arealtype og uge er der en negativ signifikans for Græs i uge 29 ($p < 0.05$), Græs i uge 30 ($p < 0.001$), Græs i uge 31 ($p < 0.01$), Vildt i uge 30 ($p < 0.05$) og Vildt i uge 32 ($p < 0.05$), hvor biomassen er faldende.

Parameter	Estimat	Standard fejl	z	p
Intercept	0.45	0.09	4.78	<0.001
Græs	-0.13	0.14	-0.99	>0.1
Vildt	0.09	0.13	0.69	>0.1
29	0.49	0.08	5.80	<0.001
30	0.35	0.09	4.07	<0.001
31	0.22	0.09	2.50	<0.05
32	0.21	0.09	2.41	<0.05
33	0.26	0.09	2.92	<0.01
34	0.06	0.09	0.68	>0.1
35	0.08	0.09	0.84	>0.1
Græs uge 29	-0.27	0.13	-2.12	<0.05
Vildt uge 29	-0.17	0.12	-1.47	>0.1
Græs uge 30	-0.52	0.13	-3.85	<0.001
Vildt uge 30	-0.24	0.12	-1.99	<0.05
Græs uge 31	-0.48	0.14	-3.48	<0.001
Vildt uge 31	-0.09	0.12	-0.79	>0.1
Græs uge 32	-0.23	0.13	-1.73	<0.1
Vildt uge 32	-0.27	0.13	-2.09	<0.05
Græs uge 33	-0.17	0.13	-1.29	>0.1
Vildt uge 33	-0.09	0.12	-0.72	>0.1
Græs uge 34	-0.17	0.14	-1.21	>0.1
Vildt uge 34	-0.05	0.13	-0.40	>0.1
Græs uge 35	-0.22	0.14	-1.61	>0.1
Vildt uge 35	-0.07	0.13	-0.57	>0.1

Tabel 3: Oversigt over GLMM-model over flyvefældebio-massen.

Ved at se på r-squared for modellen, så kan 54,31% af variationen i biomassen forklares af fixed faktorer alene, hvor både fixed og random faktorer forklarer 78,95% af variationen i biomassen (Appendix: Flyvefælder).



Figur 9: Biomasse (g) logtransformeret histogram med en densitetskurve over tweedie GLMM-modellen.

Macro lepidoptera

AIC-værdierne viste, at en GLMM med en tweedie fordeling var bedst med værdien 0.001 tilføjet til biomasse data.

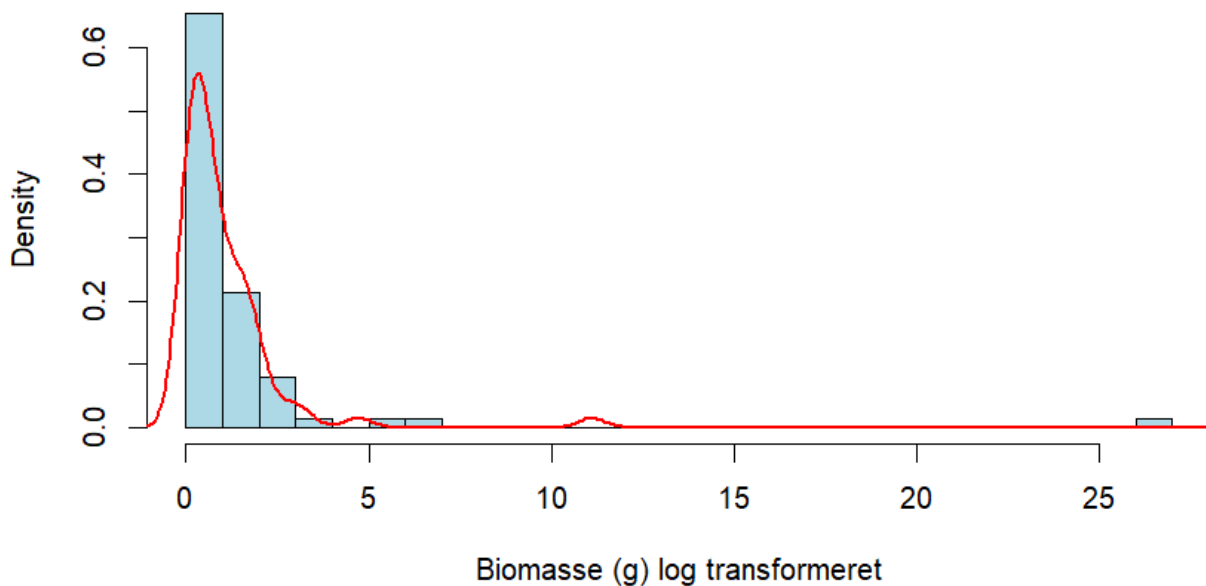
Modellen viser (med Blomst og uge 27 som reference) (tabel 3), at der er en negativ signifikans for reference for Blomst og for uge 27 og en negativ tendens ved Græs, men som ikke er signifikant. For uge 32 ($p < 0.01$) og uge 34 ($p < 0.01$) var der en positiv signifikans, hvor uge 37 ($p < 0.05$) og uge 38 ($p < 0.001$) havde en negativ signifikans. Der er en tendens for uge 31, men ikke signifikant. For interaktionen mellem arealtype og uge var der en positiv signifikans for Vildt i uge 32 ($p < 0.01$) og for Vildt i uge 38 ($p < 0.01$).

Parameter	Estimat	Standard fejl	Z	P
Intercept	-0.76	0.36	-2.14	<0.05
Græs	-0.98	0.59	-1.66	<0.1
Vildt	0.01	0.49	0.01	>0.1
28	0.05	0.69	0.08	>0.1
31	0.90	0.49	1.83	<0.1
32	1.21	0.43	2.82	<0.01
34	1.21	0.43	2.82	<0.01
36	0.39	0.39	0.99	>0.1
37	-0.99	0.49	-2.01	<0.05
38	-6.24	1.84	-3.39	<0.001

Græs uge 28	0.52	0.96	0.54	>0.1
Vildt uge 28	1.45	0.93	1.57	>0.1
Græs uge 31	0.81	0.86	0.94	>0.1
Vildt uge 31	-0.16	0.66	-0.24	>0.1
Græs uge 32	0.59	0.67	0.89	>0.1
Vildt uge 32	1.93	0.59	3.28	<0.01
Græs uge 34	0.49	0.63	0.79	>0.1
Vildt uge 34	0.27	0.52	0.51	>0.1
Græs uge 36	0.38	0.66	0.58	>0.1
Vildt uge 36	0.57	0.55	1.04	>0.1
Græs uge 37	0.51	0.81	0.63	>0.1
Vildt uge 37	-0.09	0.73	-0.14	>0.1
Græs uge 38	1.30	2.28	0.57	>0.1
Vildt uge 38	5.16	1.93	2.67	<0.01

Ved at se på r-squared for modellen, så forklarer de fixed faktorer og interaktionen 87.13% af variationen i biomassen, hvor fixed faktorer, interaktion og random faktorer forklarer 92.35% af variationen i biomassen (Appendix: Macro lepidoptera biomasse).

Sammenligning af observeret og Tweedie-simuleret data



Figur 10: Biomasse (g) logtransformeret histogram med en densitetskurve over tweedie GLMM-modellen.

Antal

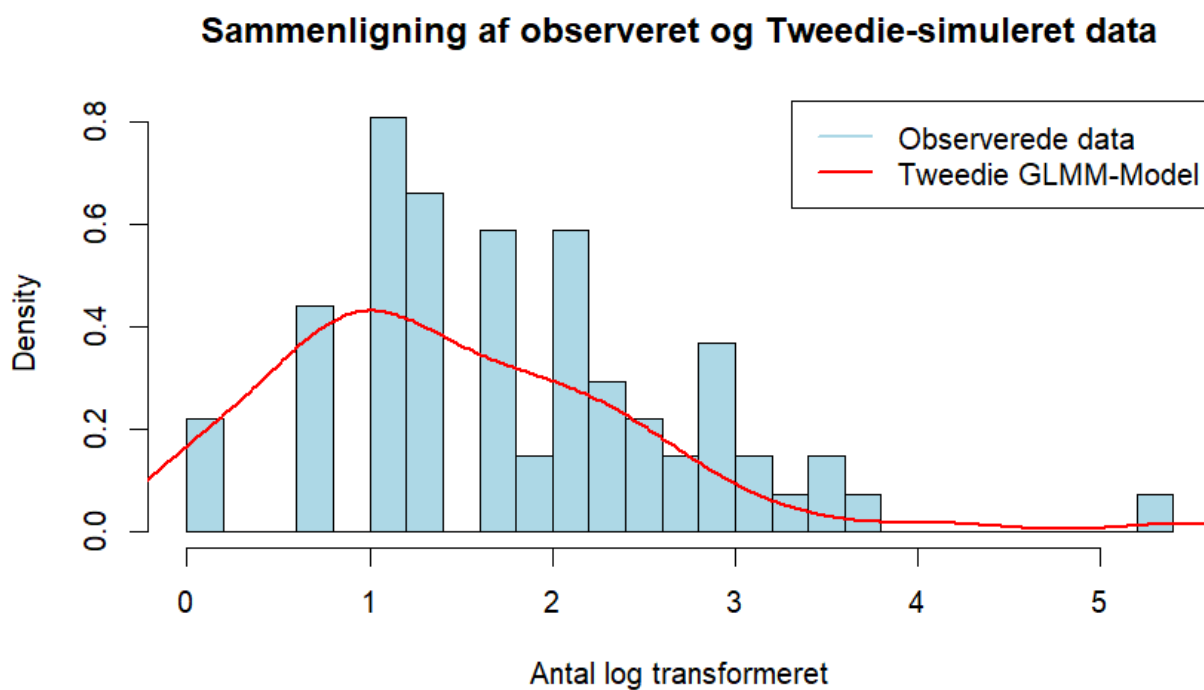
Macro Lepidoptera

AIC-værdierne viste, at en GLMM med en tweedie fordeling med log transformeret data var bedst. Da der var en væsentlig forringelse af modellerne, når de indeholdt en random faktor (trap) og interaktionen mellem arealtype og uge ($\Delta AIC > 10$), så blev de valgt fra.

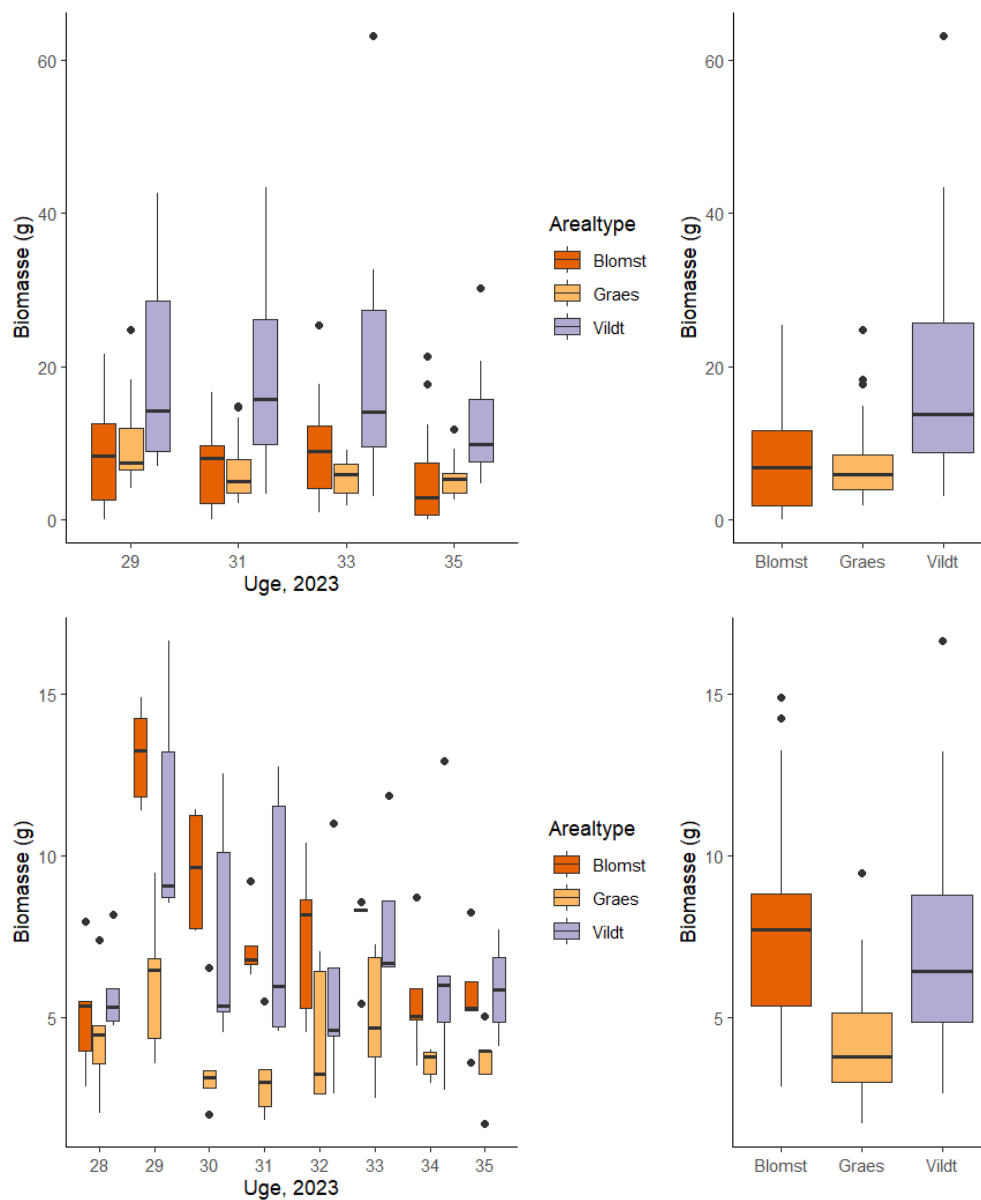
Modellen viste, (tabel 3), at der var en negativ signifikans for arealtype Græs ($p < 0.01$) og en positiv signifikans for arealtype Vildt ($p < 0.05$). Derudover var der positiv signifikans for uge 32 ($p < 0.001$), uge 34 ($p < 0.001$) og uge 36 ($p < 0.05$), men en negativ signifikans i uge 38 ($p < 0.05$) og en negativ tendens for uge 37, men som ikke var signifikant.

Parameter	Estimat	Standard fejl	z	p
Intercept	0.13	0.18	0.74	>0.1
Græs	-0.39	0.14	-2.74	<0.01
Vildt	0.29	0.12	2.35	<0.05
28	0.27	0.30	0.89	>0.1
31	0.31	0.25	1.23	>0.1
32	0.92	0.21	4.48	<0.001
34	0.73	0.19	3.79	<0.001
36	0.48	0.20	2.41	<0.05
37	-0.47	0.28	-1.69	<0.1
38	-1.17	0.47	-2.46	<0.05

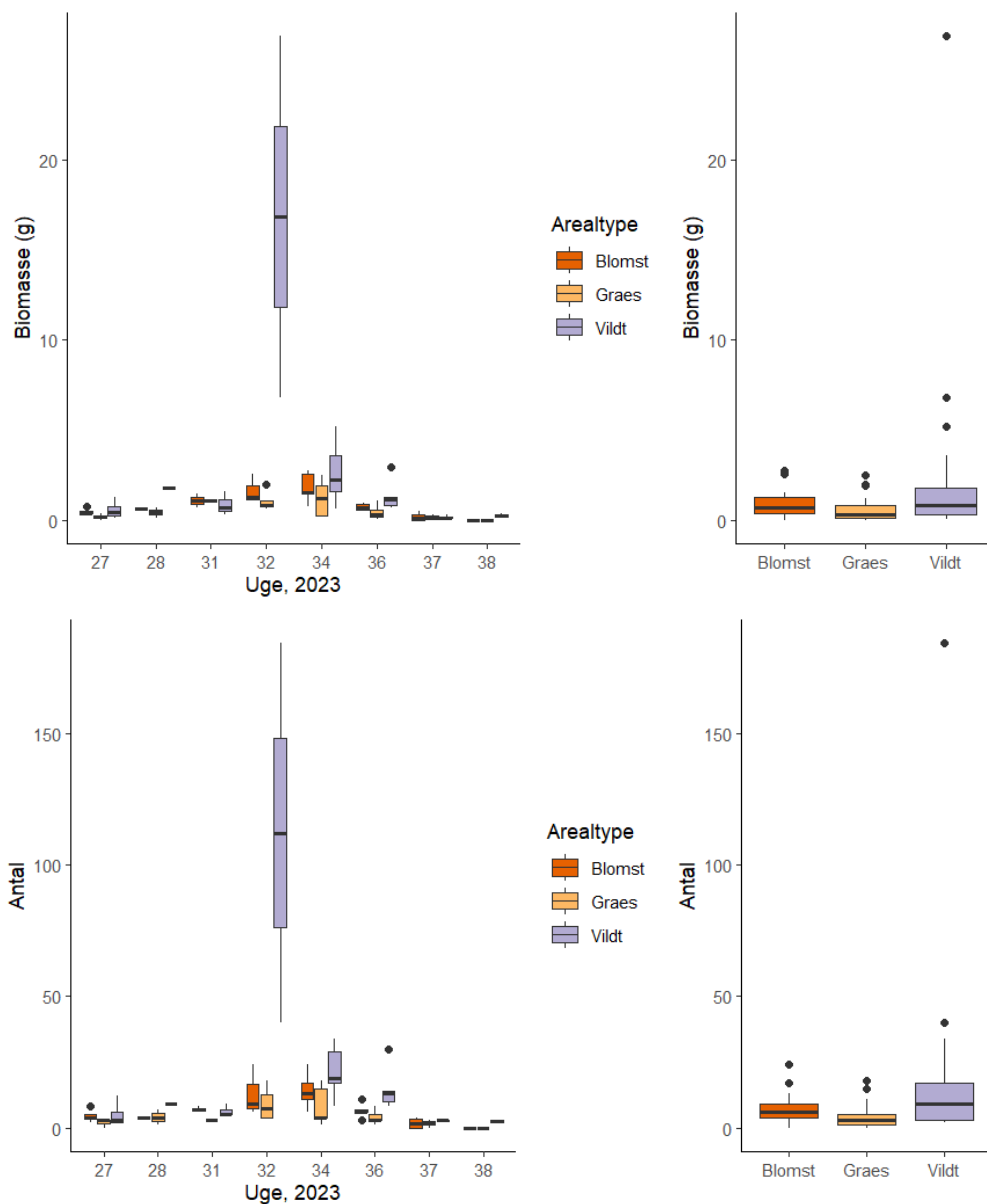
Ved at se på R-squared for modellen, så forklarer 100% af variationen i antal de fixed faktorer arealtype og uge, hvor 100% forklarer den samlede variation i dataene med fixed og random faktorer (Appendix: Macro lepidoptera antal).



Figur 11: Antal natsværmere logtransformeret histogram med en densitetskurve der afbilder tweedie GLMM-modellen.



Figur 12: Boxplot over invertebrat biomasse. Øverst er biomasse af invertebrater fanget ved faldfælder og nederst er biomasse af invertebrater fanget ved flyvefælder. Boxplot i venstre side viser ugentlig biomasse, hvor højre side viser fordelingen af biomasse på hhv. blomstereng, græsplæne og vilde arealer hen over hele indsamlingsperioden. Et boxplot viser medianen i boksen (central tendens, skævhed), nederste kant af boksen er nedre kvartil (25%), øverste kant af boksen er øvre kvartil (75%), de lodrette linjer viser max og min indenfor 1,5 kvartilsbredde rækkevidde fra boksen, og punkter udenfor dette interval kaldes outliers.



Figur 13: Boxplot over biomasse for natsværmere (øverst) og antal af natsværmere (nederst). Boxplot i venstre side viser fordeling på uger, og boxplot i højre side viser over arealtypeerne blomstereng, græsplæne og vilde arealer. Et boxplot viser medianen i boksen (central tendens, skævhed), nederste kant af boksen er nedre kvartil (25%), øverste kant af boksen er øvre kvartil (75%), de lodrette linjer viser max og min indenfor 1,5 kvartilsbredde rækkevidde fra boksen, og punkter udenfor dette interval kaldes outliers.

Arealer

ArealType	Areal Nummer	Areal størrelse (m ²)	Biomasse(g) Faldfælder	Biomasse(g) Flyvefælder	Biomasse(g) Macro lepidoptera	Antal Macro lepidoptera
Græs	1	10326,74	113,35	35,95	3,69	29,00
Græs	2	146,76	59,09	20,00	1,17	15,00
Græs	3	91,44	49,92	26,67	2,78	28,00
Græs	4	4130,16	100,54	51,56	5,39	37,00
Græs	5	292,70	90,99	35,27	2,25	12,00
Blomst	1	258,35	183,05	63,85	3,64	34,00
Blomst	2	129,57	11,16	61,39	5,00	42,00
Blomst	3	623,07	47,25	66,57	5,28	54,00
Blomst	4	197,01	116,77	65,96	3,08	25,00
Blomst	5	696,20	93,33	49,65	5,63	31,00
Vildt	1	7368,95	154,02	75,75	4,73	45,00
Vildt	2	1828,65	318,43	48,01	5,84	52,00
Vildt	3	536,40	130,65	43,11	1,96	25,00
Vildt	4	3693,28	323,41	81,90	36,71	262,00
Vildt	5	370,84	110,51	45,17	12,12	83,00

Diskussion

Men har det så virkning at omlægge til helt vilde arealer i forhold til de såede blomsterstriber, og hvor meget invertebrat biomasse er der mere på arealtyperne vildt og blomster i forhold til græsplænearealerne? Det er jo formålet med dette studie at undersøge det ved hjælp af disse hypoteser:

1. Det forventes, at der er den største biomasse på de femårige vilde arealer og den mindste biomasse på græsplænearealerne (Ejrnæs et al. 2015; Norton et al. 2019).
2. Det forventes, at faldfælderne er den indsamlingsmetode, der genererer mest invertebrat biomasse, da de to andre fældetyper er vejrafhængige, men at de vil vise de samme signifikante forskelle og tendenser i invertebrat biomassen (Kjær et al. 2020; Lauridsen et al. 2021).
3. Det forventes, at den indsamlede invertebrat biomasse er størst på de største arealer og mindst på de mindste arealer (Rahbek et al. 2012; Ejrnæs et al. 2021).

Ud fra mine resultater sammenlagt for alle tre indsamlingsmetoder er der mest biomasse på vilde arealer, derefter kommer blomsterengsarealerne, og græsplænearealerne har mindst (Appendix: Arealer). Men når man udregner biomasse pr. m^2 , så er det blomsterengsarealerne, der har mest biomasse, dernæst de vilde arealer, og græsplænearealerne har meget mindre biomasse pr m^2 . Ud fra GLMM-modellerne så viser biomassen fra flyvefælderne og lyslokningsfælderne, at Græs har mindst biomasse, Blomst har større biomasse end Græs, og Vildt har større biomasse end de to andre arealtyper. Men ud fra GLMM-modellen på biomassen fra faldfælderne, så viser den, at der er mindst biomasse på Blomst, hvor Græs har større biomasse end Blomst, og Vildt har den største biomasse. Det vil sige, at GLMM-modellerne ud fra biomasse indsamlet ved hjælp af flyvefælder og lyslokningsfælder bedst stemmer overens med den første hypotese, men at GLMM-modellen for biomasse indsamlet ved hjælp af faldfælder ikke gør. Det er muligt, at det kan have noget at gøre med jordforholdene for de jordlevende invertebrater. Når der i GLMM-modellen for faldfælder er mindst biomasse på Blomst, kan det have noget at gøre med, at der er blevet brugt gødning på arealerne, da blomsterne blev sået (Delahay et al. 2023). Da der ikke kun bliver brugt faldfælder som indsamlingsmetode, men også flyvefælder og lyslokningsfælder, betyder det, at de omkringflyvende invertebrater også bliver medtaget i den samlede biomasse, og det stemmer overens med antagelsen om, at høj vegetation tillokke flere af de omkringflyvende invertebrater, som gør, at biomassen bliver højere på Blomst og Vildt (Proske et al. 2022; Norton et al. 2019).

Det ville have været optimalt, hvis der var givet lov til opsætning af trærammerne til flyvefælderne, da det ville være sandsynligt, at det ville have genereret mere biomasse på de vilde arealer og i blomsterengsarealerne. Derudover ville det være ønskværdigt, hvis det havde været muligt at sætte faldfælder og flyvefælder længere inde på græsplænearealerne. Eftersom vejret den pågældende sommer havde meget nedbør, så betød det også forringede resultater af omkringflyvende invertebrater.

Ud fra mine resultater af den sammenlagte biomasse fra de tre indsamlingsmetoder (Appendix: Arealer, tabel), så støtter det godt op om hypotese 2. Da græsplænearealerne var de arealer, der samlet set havde størst areal i forhold til de andre arealtyper, så er det muligt, at grunden til, at de

arealer genererede mere biomasse, var på grund af, at der ofte blev slået græs (Proske et al. 2022), så de jordlevende invertebrater havde bedre mulighed for at sprede sig og komme omkring på de arealer, da der ingen hindringer var for dem, som for eksempel høj og tæt vegetation, som der var på hhv. blomsterengsarealer og vilde arealer. Den mulige grund til, at der til tider var så få omkringflyvende macro lepidoptera, kan være den store mængde af gadelamper, der genererede så meget lys, at det kan have forvirret og forstyrret dem (Kjær et al. 2020), da lyset fra lyslokningsfælden måske ikke ville kunne fungere optimalt til, at macro lepidoptera ville registrere dens lys. Og specielt ikke på arealer med høj vegetation, da det kunne skærme for lyslokningsfældens lys.

Ud fra resultaterne omkring den samlede genererede biomasse på alle arealer, der var alle de største arealer fra hver arealtype (Græs 1, Blomst 5 og Vildt 1) de arealer, der havde mindst biomasse (Appendix: Arealer, tabeller). Det er ikke som forventet og stemmer derfor ikke overens med hypotese 3. Grunden til dette kan være, at ved græsplæne nr. 1 var der en stor fodboldbane, og derfor var der meget menneskelig aktivitet (Bertoncini et al. 2021) og betrædning af arealet. Blomsterengsareal nr. 5 lå lige op ad en meget befærdet vej på den ene side, og på den anden side lå der en stor parkeringsplads, så det kan have været svært både for de jordlevende og de omkringflyvende at tilgå dette areal pga. al den aktivitet, der foregik udenom arealet, men også forurening fra køretøjer (Leonard et al. 2018). Det vilde areal nr. 1 lå tæt op af blomsterengsarealet nr. 1, og det er derfor muligt, at blomsterengsarealet har tiltrukket mange af invertebraterne fra det vilde areal, som også manglede træer og buske for at give ly for vind og vejr. Et af de mindste områder af vilde arealer, areal nr. 5, var det areal, der genererede mest biomasse pr. m² af de vilde arealer, og det er muligvis pga., at det areal lå i tæt bebyggelse og fungerede som en grøn korridor, hvor invertebraterne kunne sprede sig imellem de andre områder (Rahbek et al. 2012; Panduro 2023). Det er også muligt at, da blomsterengsareal nr. 1 og det vilde areal nr. 5 lå i tæt bebyggede områder, at bygningerne her skabte mere varme forhold for invertebraterne, som de vil være tiltrukket af (Kjær et al. 2020). Det skal også pointeres, at et blomsterengsareal generelt genererer meget nektar og pollen, og derfor tiltrækker det mange invertebrater (Luppi et al. 2018).

Det ville have været optimalt, hvis der var givet lov til, at der kunne vælges arealer ud fra en vurdering af arealstørrelse, så det var muligt, at indsamlingsområderne var i samme størrelsesorden og måske med en vurdering af områdetypenes placering i forhold til hinanden.

Konklusion

Men har det en virkning at omlægge til helt vilde arealer i forhold til de såede blomsterstriber, og hvor meget invertebrat biomasse er der mere på arealtyperne vildt og blomst i forhold til græsplænearealerne?

Ja, det har en positiv betydning for invertebraters biomasse at omlægge græsplænearealer til mere vilde arealer ud fra Vild Med Viljes principper. Resultaterne i denne undersøgelse viser tydeligt, at græsarealerne er de dårligste for flyvende invertebrater pga. homogeniteten og til dels for de jordlevende invertebrater. Det skal også nævnes at der bliver indfanget mindre biomasse i flyvefælder og lyslokningsfælder i forhold til faldfælder, hvilket kan betyde at der ikke er taget højde for de flyvende invertebrater, og det er et muligt tiltag der er værd at overveje. Når det gælder arealstørrelse og forventningen om at jo større et areal er, jo større invertebrat biomasse er der tilknyttet til arealet, kunne ikke konkluderes, og det kan betyde at der ikke er de optimale forhold for invertebrater på de største af områderne, og ville være en god ide at tilføje elementer, som træer og dødt ved, og andre lignende tiltag på de arealer, så biomassen ville kunne stige.

Det er dog værd at huske på, at selv de mindste omlægnings arealer kan fungere som grønne korridorer eller trædesten for invertebraterne, så vi hjælper dem i en fragmenteret verden hvor der er behov for at vi alle giver en hånd med.

Anderkendelse:

Jeg vil gerne takke Line Holm Andersen og Simon Barhndorff for gode råd og vejledning igennem hele processen. Og en tak til Helle Blendstrup for hjælp i laboratoriet og Timo Kirwa for hjælp med håndtering af udstyr. Tak til Aalborg Campus Øst gartner Rasmus Gamborg Kithim for rundvisning og udvælgelse af arealer. Derudover skal Vild Med Vilje og Aalborg Campus Service have en stor tak for deling af information og støtte.

Referencer

AAU, hjemmesider om Vild med Vilje og AAUs klimaplan:

<https://www.aau.dk/aau-som-living-lab-taeller-insekter-og-planter-traeer-n94524>,
<https://www.campuservice.aau.dk/baeredygtigt-campus/vild-med-vilje>,
<https://www.aau.dk/vild-med-vilje-fejrer-4-ars-fodselsdag-pa-aau-n43473>,
<https://www.aau.dk/om-aau/profil/baeredygtighed/aau-klimaplan>

Almond, R. E. A., Grooten, M., Bignoli, D. J., Petersen, T. (2022) WWF Living Planet Report 2022 – Building a naturepositive society (Eds), s. 1-60. www.panda.org/LPR2020

Andersen, L. H., Nummi, P., Rafn, J., Frederiksen, C. M. S., Kristjansen, M. P., Lauridsen, T. L., Trøjelsgaard, K., Pertoldi, C., Bruhn, D., Bahrndorff, S. (2021) Can reed harvest be used as a management strategy for improving invertebrate biomass and diversity? Elsevier, Journal of Environmental Management 300-113637, s. 1-11. Doi:<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113637>

- Andersen, L. H., Ransborg, C., Pertoldi, C., Pagh, S., Bahrndorff, S. (2023) Can reintroduction of beavers improve insect biodiversity? Elsevier, Journal of Environmental Management 337-117719, s. 1-7.
Doi:<http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117719>
- Andersen, L. H., Rafn, J., Pertoldi, C., Bahrndorff, S., Bruhn, D. (2024) Differently managed reed beds are home to Coleoptera communities differing in diversity, overall biomass and size. Wetland Ecol Manage. 32:273-285. Doi:<https://doi.org/10.1007/s11273-023-09975-8>
- Arcuti, S., Calculli, C., Pollice, A., D'Onghia, G., Maiorano, P., Tursi, A. (2013) Spatio-temporal modelling of zero-inflated deep-sea shrimp data by Tweedie Generalized Additive Models. Statistica, anno LXXIII, n. 1, s. 87-101
- Ärje, J., Melvad, C., Jeppesen, M. R., Madsen, S. A., Raitoharju, J., Rasmussen, M. S., Losifidis, A., Tirronen, V., Gabbouj, M., Meissner, K., Høye, T. T. (2020) Automatic image-based identification and biomass estimation of invertebrates. Wiley, Methods In Ecology and Evolution vol. 11, s. 922-931.
Doi:10.1111/2041-210X.13428
- Bakker, E. S., Jens-Christian Svenning, J-C. (2018) Trophic rewilding: impact on ecosystems under global change. Royal society, Philosophical Transactions B vol. 373, 20170432, s. 1-6.
Doi:<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2017.0432>
- Barfod, A., Bruun, H. H., Clausen, P., Dinesen, L., Egemose, S., Ejrnæs, R., Fløjgaard, C., Heilmann-Clausen, J., Kragh, T., Petersen, A. H., Rahbek, C., Roth, E., Raulund-Rasmussen, K., Schou, J. S., Svenning, J-C., Søndergaard, M. (2020). Genopretning af biodiversitet og økosystemer i Danmark, Det danske IPBES-samarbejde: Aarhus, København, Roskilde, Syddansk Universitet, DTU Aqua. S. 1-17
- Bertoncini, A. P., Machon, N., Pavoine, S., Muratet, A. (2012) Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. Elsevier, Landscape and Urban Planning vol. 105, s. 53– 61.
Doi:10.1016/j.landurbplan.2011.11.017
- Blanchette, A., Trammell, T. L. E., Pataki, D. E., Endter-Wada, J., Avolio, M. L. (2021) Plant biodiversity in residential yards is influenced by people's preferences for variety but limited by their income. Elsevier, Landscape and Urban Planning vol. 214, 104149, s. 1-12.
Doi:<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104149>
- Britannica, <https://www.britannica.com/science/biodiversity>
- Caraka, R. E., Chen, R. C., Toharudin, T., Kurniawan, I. D., S, A., Ropawandi, D., Fijar, M., Indra, I., Rustan, m. F. (2019) Latent GLM Tweedie Distribution in Butterflies Species Counts. Preprints, 1-11.
- Ceballos, C., Ehrlich, P. R., Bernosky, A. D., Garcia, A., Pringle, R. M., Palmer, T. M. (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances, Environmental Sciences 1, e1400253, s. 1-5.
Doi:<https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1400253>
- Dam, T. (2019) Græsplænen gennem 100 år i Danmark – samfundsværdi og dyrkningskultur. Bebyggelsehistorisk Tidsskrift 77, s. 41-58
- Danmarks Naturfrednings Forening,
<https://www.dn.dk/nyheder/danmark-er-stort-nok-til-meget-mere-natur/>
<https://www.dn.dk/vi-arbejder-for/landbrug/gron-trepart/>
- Danmarks Statistik, <https://www.dst.dk/da/Statistik/emner/miljoe-og-energi/areal/arealopgoerelser>
- Den Danske Rødliste, <https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/temasider/redlist>

- de la Fuente, A., [Hirsch, B. T., Cernusak, L. A., Williams, S. E. \(2021\) Predicting species abundance by implementing the ecological niche theory. Wiley, *Ecography* 44: s. 1723-1730. Doi:10.1111/ecog.05776](#)
- [Delahay, R. J., Sherman, D., Soyalan, B., Gaston, K. j. \(2023\) Biodiversity in residential gardens: a review of the evidence base. Springer, *Biodiversity and Conservation* 32, s. 4155–4179. Doi:https://doi.org/10.1007/s10531-023-02694-9](#)
- Ejrnæs, R., Brunbjerg, A.K., Wind, P., Brøndum, L., Hansen, M.D.D. (2015) Urban Green. En undersøgelse af vilde blomster som afsæt for en rigere natur i byerne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 69, s. 1-30. <http://dce2.au.dk/pub/TR69.pdf>
- Ejrnæs, R., Nygaard, B., Kjær, C., Baattrup-Pedersen, A., Brunbjerg, A. K., Clausen, K., Fløjgaard, C., Hansen, J.L.S., Hansen, M.D.D., Holm, T.E., Johnsen, T.J., Johansson, L.S., Moeslund, J.E., Sterup, J., Hansen R.R., Strandberg, B., Søndergaard, M. & Wiberg-Larsen, P. (2021) Danmarks biodiversitet 2020 – Tilstand og udvikling. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 465, s. 1-270. <http://dce2.au.dk/pub/SR465.pdf>
- Elek, Z., Lövei, G. L. (2007) Patterns in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. Elsevier, *Acta oecologica* vol. 32, s. 104 – 111. Doi:10.1016/j.actao.2007.03.008
- Filibeck, G., Petrella, P., Cornelini, P. (2016) All ecosystems look messy, but some more than others: A case-study on the management and acceptance of Mediterranean urban grassland. Elsevier, *Urban Forestry & Urban Greening* vol. 15, s. 32-39. Doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2015.11.005>
- Fischer, L. K., Neuenkamp, L., Lampinen, J., Tuomi, M., Alday, J. G., Bucharova, A., Cancellieri, L., Casado-Arzuaga, I., Čeplova, N., Cervero, L., Deak, B., Eriksson, O., Fellowes, M. D. E., de Manuel, B. F., Filibeck, G., Gonzalez-Guzman, A., M. Hinojosa, B., Kowarik, I., Lumbierres, B., Miguel, A., Pardo, R., Pons, X., Rodriguez-Garcia, E., Schroder, R., Sperandii, M. G., Unterweger, P., Valko, O., Vazquez, V. (2020) Public attitudes toward biodiversity-friendly greenspace management in Europe. Wiley, *Conservation Letters* vol. 13, e12718, s. 1-12. Doi:<https://doi.org/10.1111/conl.12718>
- Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O. R., Elmeros, M., Wind, P., Johansson, L. S., Alnøe, A. B., Dahl, K., Nielsen, E. H., Pedersen, H. B., Sveegaard, S., Galatius A. & Teilmann, J. (2019) Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 340, s. 1-52. <http://dce2.au.dk/pub/SR340.pdf>
- Valentin H. Klaus (2020) Public attitudes toward biodiversity-friendly greenspace management in Europe. Wiley, *Conservation Letters* vol. 13, e12718, s. 1-12. Doi:<https://doi.org/10.1111/conl.12718>
- García-Antúnez, O., Lindgaard, J., Lampinen, J., & Stahl Olafsson, A. (2023). Gardening for wildlife: A mixed-methods exploration of the factors underlying engagement in wildlife-friendly gardening. Wiley, *People and Nature* vol. 5, s. 808–825. <https://doi.org/10.1002/pan3.10450>
- Geslin, B., Gachet, S., Deschamps-Cottin, M., Flacher, F., Ignace, B., Knoploch, C., Meineri, É., Robles, C., Ropars, L., Schurr, L., Le Féon, V. (2020) Bee hotels host a high abundance of exotic bees in an urban context. Elsevier, *Acta Oecologica* vol. 105, 103556, s. 1-6. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103556>
- Grey, J., Rosenfeld, J., Pearson, M., Colletti, K., Ross, J. (2024) The effect of riffle restoration on the recovery of endangered Nooksack Dace (*Rhinichthys cataractae* sp. *cataractae*). *FACETS* 9: 1-15. Doi:[dx.doi.org/10.1139/facets-2023-0217](https://doi.org/10.1139/facets-2023-0217)

- Goddard, M. A., Dougill, A. J., Benton, T. G. (2013) Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. Elsevier, Ecological Economics vol. 86, S. 258–273. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.016>
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E. L. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. (2015) SCIENCE vol. 347, POLLINATION, issue, 6229, 1255957, s. 1-11. Review Summary. Doi:<http://dx.doi.org/10.1126/science.1255957>
- Goulson, D., Lye, G. C., Darvill, B. (2008) The decline and conservation of bumblebees. School of Biological & Environmental Sciences, University of Stirling, Annu Rev Entomol. 53, s. 191-208. Doi:[10.1146/annurev.ento.53.103106.093454](https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454)
- Gu, C., Crane II, J., Hornberger, G., Carrico, A. (2015) The effect of household management practices on the global warming potential of urban lawns. Elsevier, Journal of Environmental Management vol. 151, s.233-242. Doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.008>
- Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Wolfgang W. Weisser, W. W., Schmitt, T. (2015) Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology*, Vol 30, Nr. 4, s. 754–762. Doi:10.1111/cobi.12656
- Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Karin Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S., Baldock, K. C. R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M. E., Jackson, J. I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E. S., Philpott, S. M., Potts, S. G., Sirohi, M. H., Spevak, E. M., Stone, G. N., Threlfall, C. G. (2016) The city as a refuge for insect pollinators. Wiley, Conservation Biology, Vol 31, No. 1, Essay, s. 24–29. Doi:10.1111/cobi.12840
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörden, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE vol. 12 (10), e0185809, s. 1-21. Doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hansen, A. S., Fredshavn, J., Bang, K., Bach, H., Nielsen, V. V., Kongsfelt, I. B., Svendsen, L. M., Blicher-Mathiesen, G., Thodsen, H., Hansen, J. W., Høgslund, S., Johansson, L. S., Kjær, C., Ellermann, T., Thorling, L., Frank-Gopolos, T. (2024) Vandmiljø og Natur 2022. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi - Videnskabelig rapport SR594, s. 1-68.
- Ignatieva, M., Eriksson, F., Eriksson, T., Katterer, T., Tidåker, P., Wissman, J., Ahrne, K., Bengtsson, J., Hedblom, M. (2020a) Pros and cons of transdisciplinary research: A case study of Swedish lawns and their sustainable alternatives. Elsevier, Urban Forestry & Urban Greening vol. 56 - 126799, s. 1-6. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126799>
- Ignatieva, M., Haase, D., Dushkova, D., Haase, A. (2020b) Lawns in Cities: From a Globalised Urban Green Space Phenomenon to Sustainable Nature-Based Solutions. Land vol. 9, 73, s. 1-27. Doi:10.3390/land9030073
- Jones, L., Anderson S., Læssøe, J., Banzhaf, E., Jensen, A., Bird, D. N., Miller, J., Hutchins, M. G., Yang, J., Garrett, J., Taylor, T., Wheeler, B. W., Lovell, R., Fletcher, D., Qu, Y., Vieno, M., Zandersen M. (2022) A typology for urban Green Infrastructure to guide multifunctional planning of nature-based solutions. Elsevier, Nature-Based Solutions 2, 100041, s. 1-13. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100041>
- Kjær, C., Ehlers, B., Bruus, M., Hansen, M.D.D., Hansen, R.R., Holmstrup, M., Høye, T.T., Jensen, J., Offenberg, J., Strandberg, B., Strandberg, M. & Wiberg-Larsen, P. (2020) Insekters tilbagegang. Hvilke insekter går

tilbage, hvorfor og hvad kan der gøres? Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 388, s. 1-90. <http://dce2.au.dk/pub/SR388.pdf>

- Knot, P., Hrabec, F., Hejduk, S., Skladanka, J., Kvasnovsky, M., Hodulikova, L., Caslavova, I., Horky, P. (2017) The impacts of different management practices on botanical composition, quality, colour and growth of urban lawns. Elsevier, Urban Forestry & Urban Greening vol. 26, s. 178–183.
Doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.011>
- Langer, V. (2018) Partnerskaber og målrettet indsamling af viden kan hjælpe bestøvere. Københavns Universitet, Institut for Plante og Miljøvidenskab, Nyheder, s. 1-2.
<http://icrofs.dk/aktuelt/nyheder/nyhed/artikel/partnerskaber-og-maalrettet-indsamling-af-viden-kan-hjaelpe-bestoevere/>
- Lauridsen, T. L., Bruhn, D., Clausen, P., Andersen, L. H., Pertoldi, C., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Levy, E., Fox, A. D., Balsby, T. J. S., Bahrndorff, S., He, H., Pedersen, C. L., Nielsen, H. H. (2021) Udvikling af en forvaltningsstrategi, der tilgodeser hele økosystemet i De Østlige Vejler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi - Videnskabelig rapport nr. 428 s.1-186.
<http://dce2.au.dk/pub/SR428.pdf>
- Lerman, A. B., Contosta, A. R., Milam, J., Bang, C. (2018) To mow or to mow less: Lawn mowing frequency affects bee abundance and diversity in suburban yards. Elsevier, Biological Conservation vol. 221, s. 160–174. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.025>
- Leonard, R. J., McArthur, C., Hochuli, D. F. (2018) Habitat complexity does not affect arthropod community composition in roadside greenspaces. Elsevier, Urban Forestry & Urban Greening vol. 30, s. 108–114. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.016>
- Lindemann-Matthies, P., Mulyk, L., Remmele, M. (2021) Garden plants for wild bees – Laypersons’ assessment of their suitability and opinions on gardening approaches. Elsevier, Urban Forestry & Urban Greening vol. 62, 127181, s. 1-9. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127181>
- Luppi, M., Dondina, O., Orioli, V., Bani, L. (2018) Local and landscape drivers of butterfly richness and abundance in a human-dominated area. Elsevier, Agriculture, Ecosystems and Environment vol. 254, s. 138–148. Doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.020>
- McCallum, M. L. (2015) Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. Springer, Biodivers Conserv vol. 24, s. 2497–2519. Doi:10.1007/s10531-015-0940-6
- Merckx, T., Slade, E. M. (2014) Macro-moth families differ in their attraction to light: implications for light-trap monitoring programmes. The Royal Entomological Society, Insect Conservation and Diversity vol. 7, s. 453-461. Doi:10.1111/icad.12068
- Miljøministeriet, <https://mim.dk/nyheder/pressemeddelelser/2024/juni/nyt-groent-danmark-390000-hektar-landbrug-omlaegges-til-skov-og-natur>
- Norton, B. A., Bending, G. D., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K. L., Grafius, D. R., Gravestock, E., Grice, S. M., Harris, J. A., Hilton, S., Hoyle, H., Lim, E., Mercer, T. G., Pawlett, M., Pescott, O. L., Richards, J. P., Southon, G. E., Warren, P. H. (2019) Urban meadows as an alternative to short mown grassland. Wiley, Ecological Society of America, Ecological Applications Vol. 29, No. 6, s. 1095-1115. <https://www.jstor.org/stable/10.2307/26785682>
- Nygaard, B., Moeslund, J.E., Ejrnæs, R., Mielec, C.L., Carl, H., Clausen, K.K., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Hansen, M.D.D., Helsing, F., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Olsen, K., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P., Wind, P. (2021) De vigtigste levesteder for

- røddlistede arter i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 470. s. 1-118. <http://dce2.au.dk/pub/SR470.pdf>
- Panduro, T. E. (2023) Sæt Pris på Parker & Natur, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 559, s. 1-41.
- Petersen, L. K., Levin, G., Ejrnæs, R., Zandersen, M., Jensen, A., Brunbjerg, A. K. (2014) Parcelhushaven - en del af byens natur. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 88 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 90. <http://www.dce2.dk/pub/SR90.pdf>
- Petersen, L. K. (2021) Engaging with nature through the dwelling practices in garden landscapes, Aarhus Universitet, Social & Cultural Geography, vol 22:1, s. 11-32.
Doi:<https://doi.org/10.1080/14649365.2018.1550803>
- Ping, Y., Houhun, L. (2006) A study on the diversity of the moth community in the North Dagang Wetland Nature Reserve, Tianjin, China. Elsevier, Acta Ecologica Sinica vol. 26, iss. 4, s. 999-1004.
- Proske, A., Lokatis, S., Rolff, J. (2022) Impact of mowing frequency on arthropod abundance and diversity in urban habitats: A meta-analysis. Elsevier, Urban Forestry & Urban Greening vol. 76, 127714, s. 1-10.
Doi:<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127714>
- QGIS, 2023, version 3.36.1-Maidenhead
- R Core Team (2024) R: a language and environment for statistical computing, version 4.4.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahbek, C., Agger, P. W., Bruun, H. H., Ejrnæs, R., Jensen, K. S., Strange, N., & Svenning, J.-C. (2012) Danmarks biodiversitets fremtid: de væsentligste udfordringer og højest prioriterede virkemidler. I H. Meltofte (red.), Danmarks natur frem mod 2020: om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed. Københavns universitet, s. 101-112.
- Rakosy, L., Schmitt, T. (2011) Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats? Elsevier, Ecological Indicators 11 - 1040-1045, s. 1-6. Doi:[10.1016/j.ecolind.2010.10.010](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.10.010)
- Ruffener, S. C., Matthey-de-L'Endroit, N., Berner, D. (2024) Invasion of *Pieris mannii* butterflies across Central Europe facilitated by urbanization. Springer, Urban Ecosystems 27: 1155-1165.
Doi:<https://doi.org/10.1007/s11252-024-01507-3>
- Regnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowie, R. H., Bouchet, P., Fontaine, B. (2015) Mass extinction in poorly known taxa. PNAS, Ecology vol. 112, no. 25, s. 7761-7766.
Doi:www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1502350112
- Smith, L. S., Fellows, M. D. E. (2014) The grass-free lawn: Management and species choice for optimum ground cover and plant diversity. Elsevier, Urban Forestry & Urban Greening vol. 13, s. 433-442.
Doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.008>
- Strandberg, B., Bruus, M., Hansen, R.R., Axelsen, J.A., Dupont, Y.L., Rasmussen, C. (2021) Vilde bestøvende insekter og virkemidler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 427, s. 1-150. <http://dce2.au.dk/pub/SR427.pdf>
- Styrelsen for grøn arealoplægning og vandmiljø, <https://sgavmst.dk/arter/artsforvaltning/invasive-arter>
- Svenningsen, C. S., Bowler, D. E., Hecker, S., Bladt, J., Grescho, V., vanDam, N. M., Dauber, J., Eichenberg, D., Ejrnæs, R., Fløjgaard, C., Frenzel, M., Frøsvlev, T. G., Hansen, A. J., Heilmann-Clausen, J., Huang, Y., Larsen, J. C., Menger, J., Nayan, N. L. B. M., Pedersen, L. B., ... Bonn, A. (2022) Flying insect biomass

is negatively associated with urban cover in surrounding landscapes. Wiley, Diversity and Distributions vol 28, s. 1242–1254. Doi:<https://doi.org/10.1111/ddi.13532>

- Swallow, B., Buckland, S. T., King, R., Toms, M. P. (2016) Bayesian hierarchical modelling of continuous non-negative longitudinal data with a spike at zero: An application to a study of birds visiting gardens in winter. Wiley, Biometrical Journal 58, 2, s. 357–371. Doi:10.1002/bimj.201400081
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T., Lawton, J. H. (2004) Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. SCIENCE Vol 303, (5665), s. 1879–1881. Doi:10.1126/science.1095046
- Unterweger, P. A., Rieger, C., Betz, O. (2017) The influence of urban lawn mowing regimes on diversity of Heteroptera (Hemiptera). HETEROPTERON vol. 48. s. 7–21. Doi:10.15496/publikation-16026
- van Heezika, Y., Dickinson, K. J. M., Freeman, C., Porter, S., Wing, J., Barratt, B. I. P. (2016) To what extent does vegetation composition and structure influence beetle communities and species richness in private gardens in New Zealand? Elsevier, Landscape and Urban Planning vol. 151, s. 79–88. Doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.02.013>
- Vähätalo, A. V., Pulli, A., Kulmala, T., Marin, R., Haimi, J. (2024) Urbanization related changes in lepidopteran community. Springer, Urban Ecosystems vol 27, s. 377–386. Doi:<https://doi.org/10.1007/s11252-023-01456-3>
- Vild Med Vilje, <https://www.vildmedvilje.dk>
- Virgili, A., Racine, M., Authier, M., Monestiez, P., Ridoux, V. (2017) Comparison of habitat models for scarcely detected species. Elsevier, Ecological Modelling 346, s. 88–98. Doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.12.013>
- Wastian, L., Unterweger, P. A., Betz, O. (2016) Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (Hymenoptera, Apoidea). Journal of Hymenoptera Research vol. 49, s. 51–63. Doi:10.3897/JHR.49.7929
- Watson, C. J., Carignan-Guillemette, L., Turcotte, C., Maire, V., Proulx, R. (2020) Ecological and economic benefits of low-intensity urban lawn management. Wiley, British Ecological Society, Journal of Applied Ecology 57, s. 436–446. Doi:<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13542>

Appendix

Arealer



Figure 14: QGIS-kort over vildt areal nr. 4.

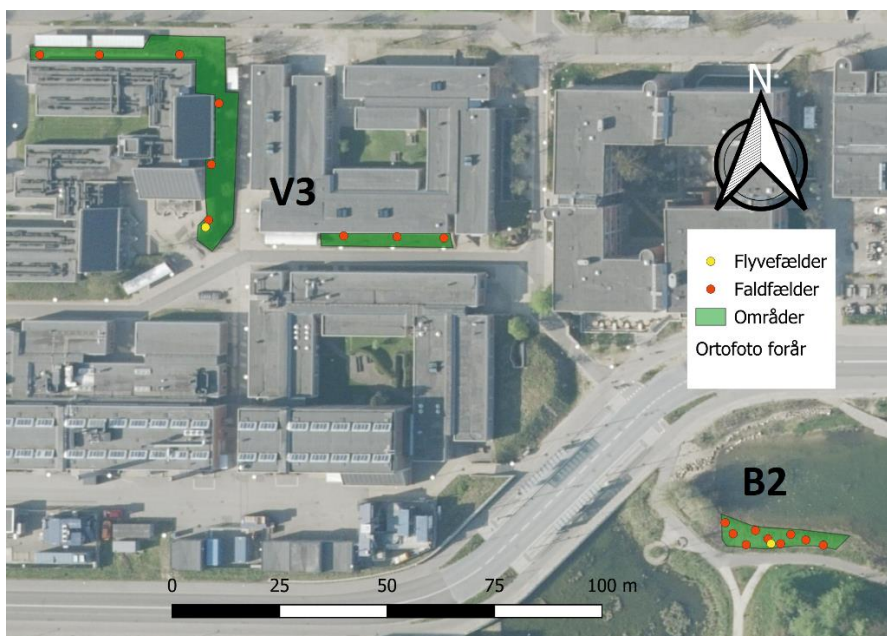


Figure15: QGIS-kort over vildt areal nr. 3 og blomst areal nr. 2.

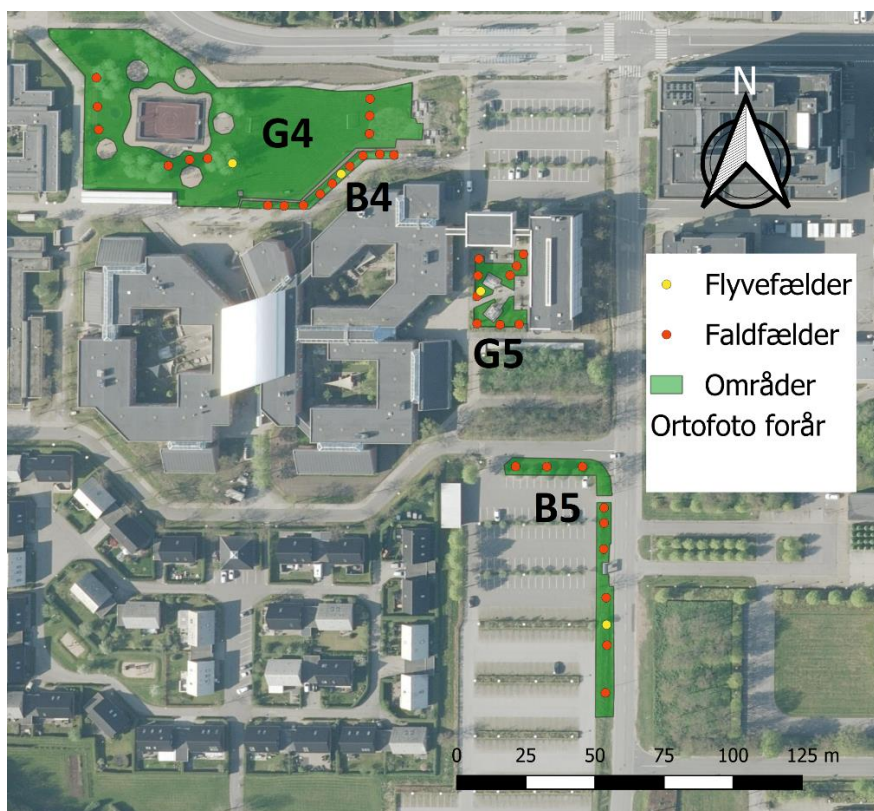


Figure16: QGIS-kort over blomster arealer nr. 4 og 5, og græs arealer nr. 4 og 5.

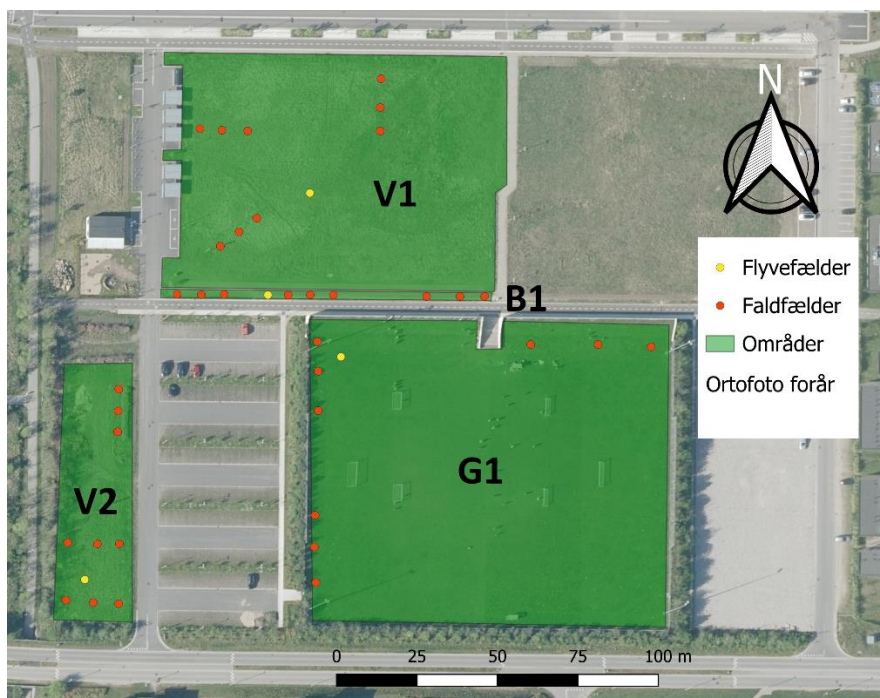


Figure17: QGIS-kort over vildt arealer nr. 1 og 2, blomst areal nr. 1 og græs areal nr. 1.

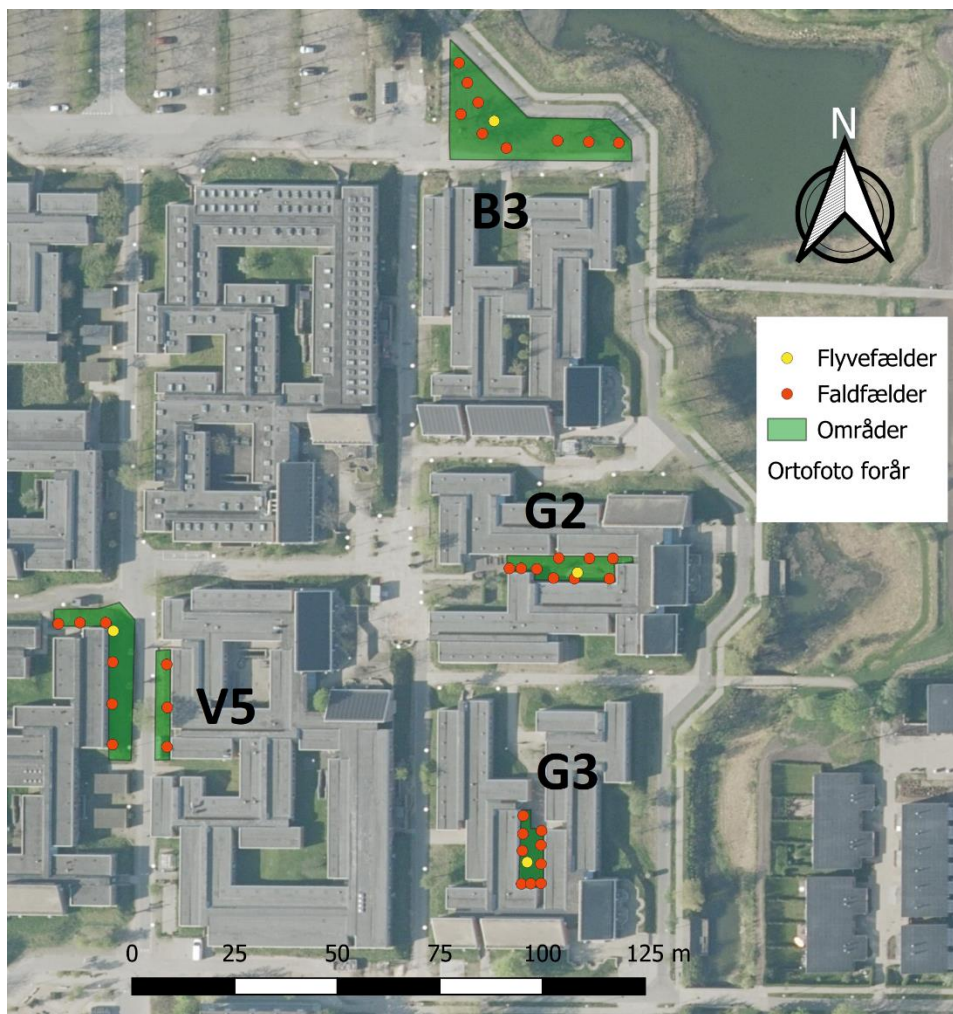


Figure18: QGIS-kort over vildt areal nr. 5, blomst areal nr. 3 og græs arealer nr. 2 og 3.

ArealType	ArealNr	Areal størrelse	Biomasse fra faldfælder	Biomasse fra flyvefælder	Biomasse fra lyslokning	Samlet biomasse fra de tre metoder
Graes	1	10326,74	0,01	0,00	0,00	0,01
Graes	2	146,76	0,40	0,14	0,01	0,55
Graes	3	91,44	0,55	0,29	0,03	0,87
Graes	4	4130,16	0,02	0,01	0,00	0,04
Graes	5	292,70	0,31	0,12	0,01	0,44
Blomst	1	258,35	0,71	0,25	0,01	0,97
Blomst	2	129,57	0,09	0,47	0,04	0,60
Blomst	3	623,07	0,08	0,11	0,01	0,19
Blomst	4	197,01	0,59	0,33	0,02	0,94
Blomst	5	696,20	0,13	0,07	0,01	0,21
Vild	1	7368,95	0,02	0,01	0,00	0,03

Vild	2	1828,65	0,17	0,03	0,00	0,20
Vild	3	536,40	0,24	0,08	0,00	0,33
Vild	4	3693,28	0,09	0,02	0,01	0,12
Vild	5	370,84	0,30	0,12	0,03	0,45

Tabel 4: Oversigt over arealtype, areal nr, areal størrelse og biomasse(g) mht. de forskellige fældetyper.

	Samlet biomasse fra faldfælder	Samlet biomasse fra flyvefælder	Samlet biomasse fra lyslokningsfælder
Biomasse(g)	1902,47	770,81	99,27

Tabel 5: Oversigt over den samlede biomasse fordelt på fældetype.

	Græs	Blomst	Vildt
Biomasse(g)	598,62	781,61	1392,32
Areal(m ²)	14987,79	1904,21	13798,12
Biomasse pr. m ²	0,04	0,41	0,10

Tabel 6: Oversigt over biomasse(g), areal(m²), biomasse pr. m² på de forskellige arealtyper.

Faldfælder

Table 11: Tabel over quantiler af biomasse(g) fra faldfælder

Min.	1stQu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
0.0	4.18	8.13	10.56	13.46	63.15

Table 12: Tabel over standardafvigelse, skævhed og kurtosis på biomasse(g) fra faldfælder.

Estimated SD	9.47
Estimated skewness	2.04
Estimated kurtosis	8.99

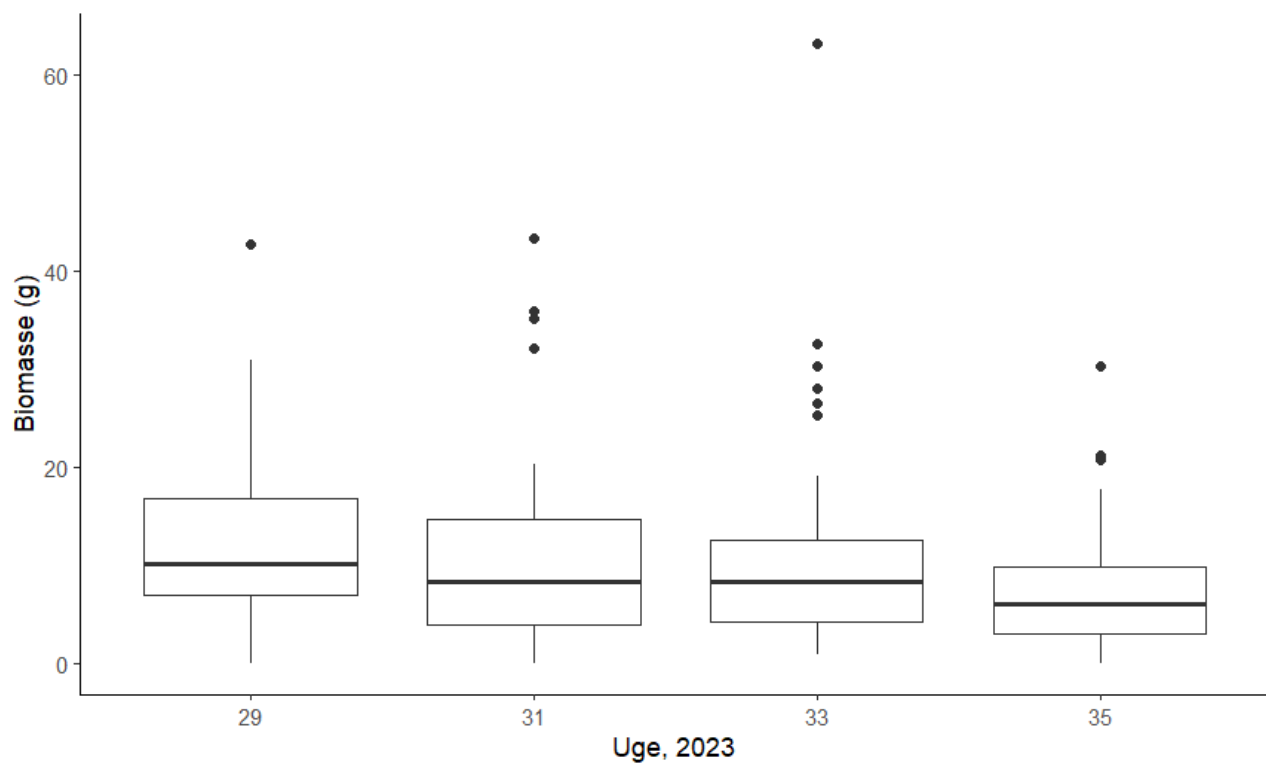


Figure19: Boksplot over den samlede biomasse(g) pr uge.

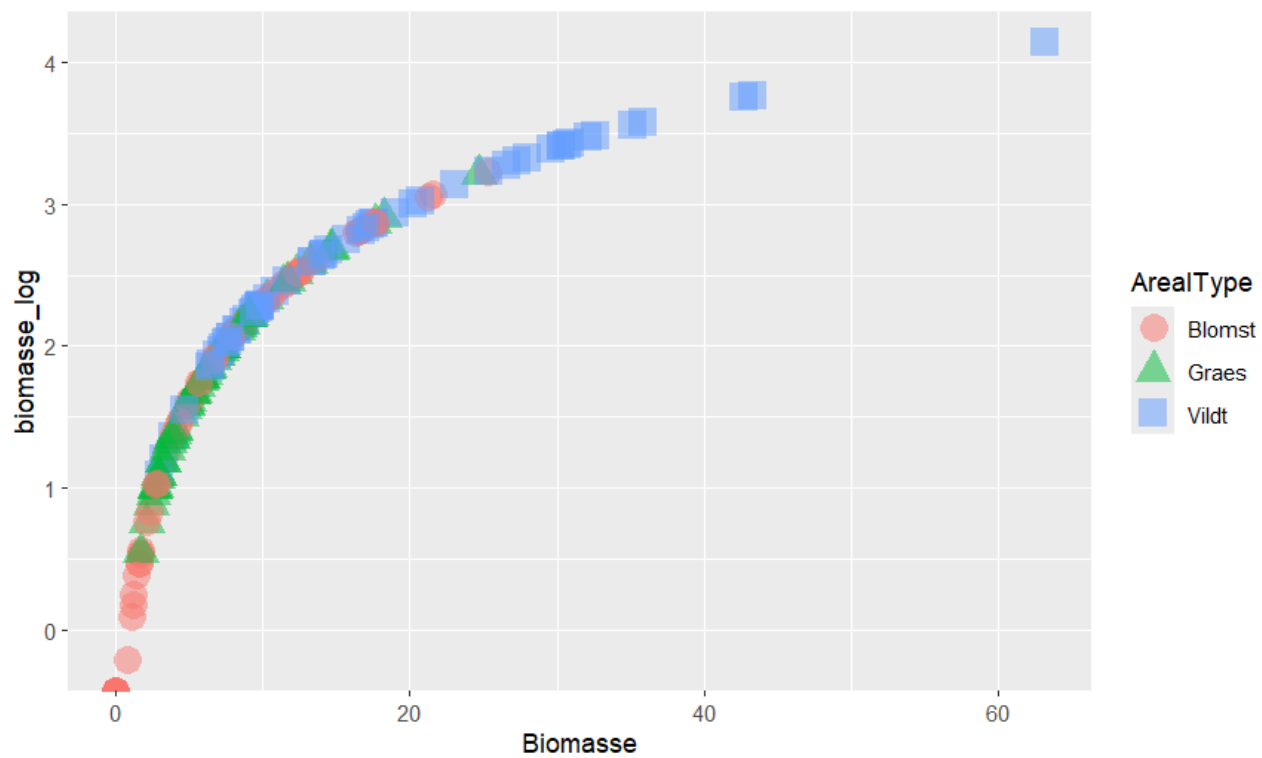


Figure 20: Log transformeret biomasse over for biomasse

Table 13: Tabel over den valgte tweedie model nr. 6. for faldfælder.

Parameter	Estimat	Standard fejl	z	p
Intercept (Blomst)	0.43	0.14	3.11	<0.01
Græs	0.33	0.19	1.76	0.4
Vildt	0.57	0.18	3.09	<0.01
Uge 31	-0.09	0.13	-0.72	0.4
Uge 33	0.04	0.12	0.30	0.7
Uge 35	-0.43	0.14	-3.12	<0.01
Græs uge 31	-0.17	0.17	-0.99	0.3
Vildt uge 31	0.05	0.16	0.29	0.7
Græs uge 33	-0.34	0.17	-2.00	<0.01
Vildt uge 33	-0.05	0.16	-0.34	0.7
Græs uge 35	0.11	0.18	0.62	0.5
Græs uge 35	0.28	0.17	1.64	0.1

Table 14: R^2 marginal og betinget for model 6 for faldfælder.

R^2m	R^2c
26,4%	71,4%

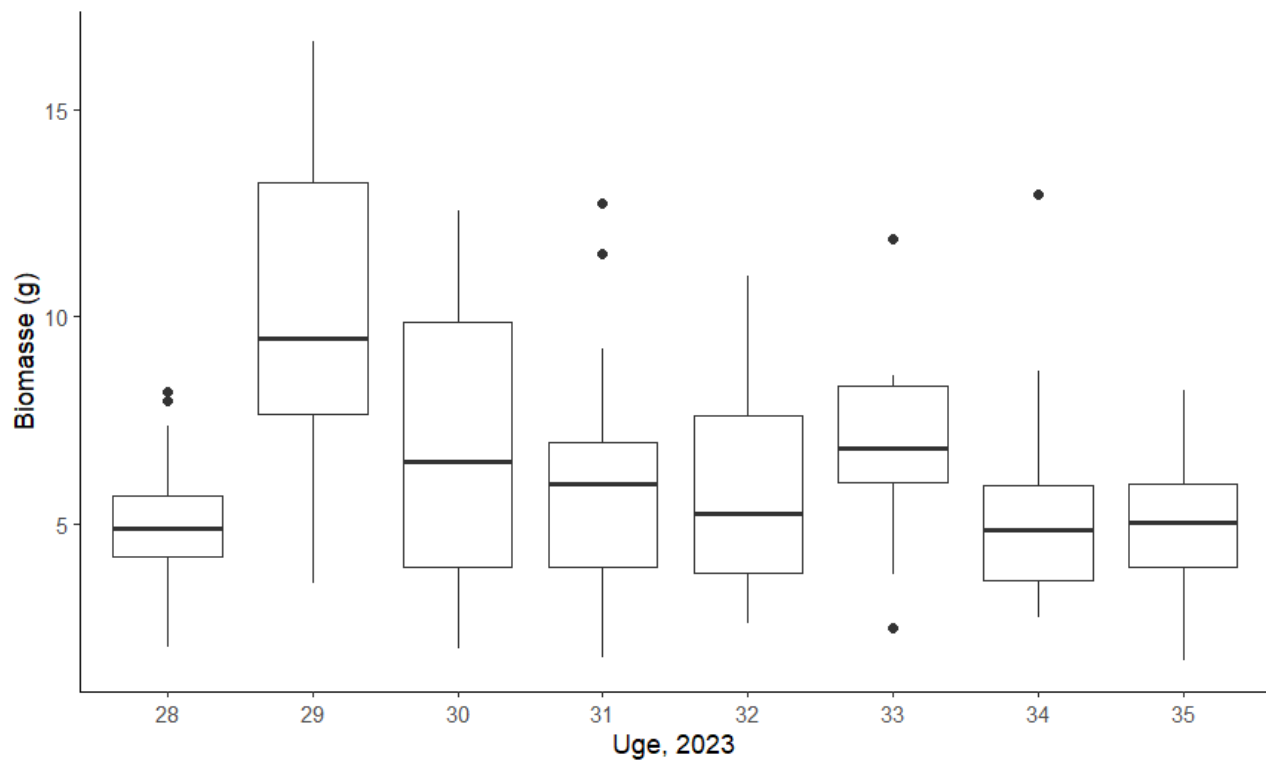
Flyvefælder

Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
1.72	3.97	5.87	6.42	8.24	16.62

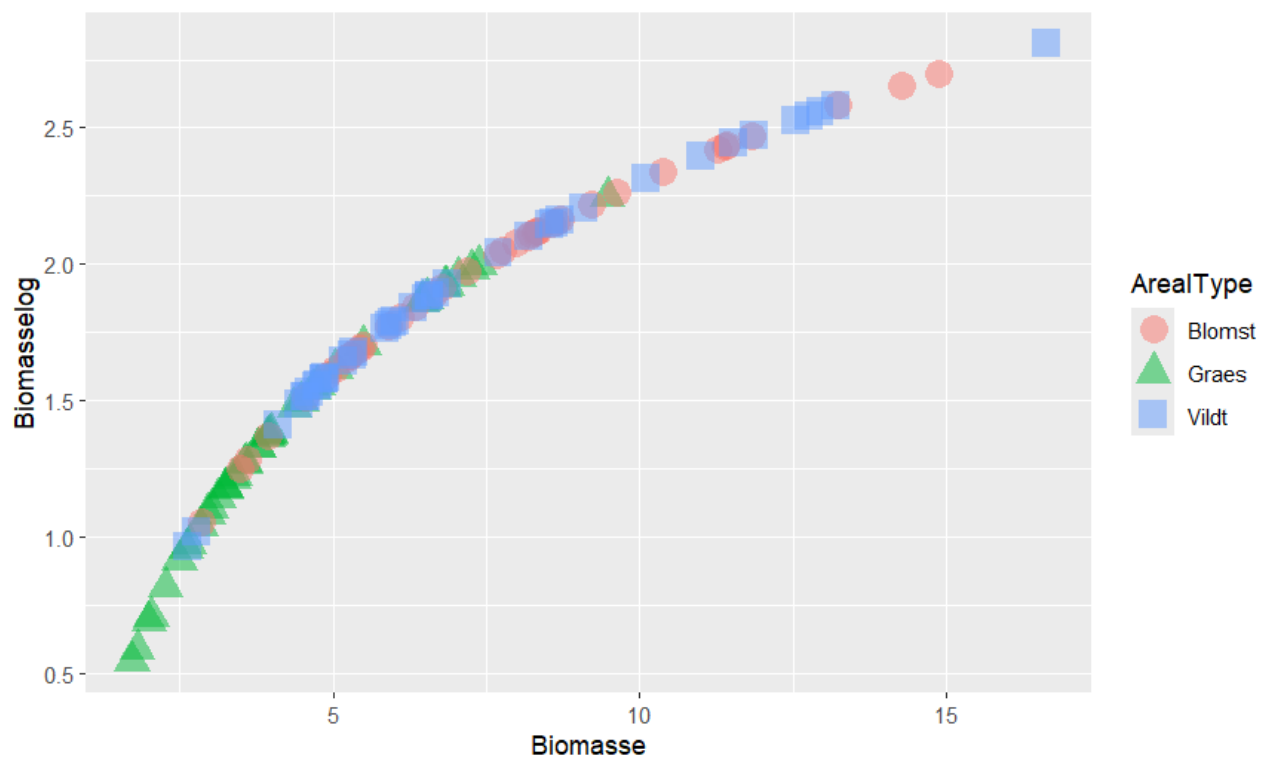
Tabel 15: Min, 1st qu., median, mean, 3rd qu., og max værdier over biomassen fra flyvefælder.

Estimated SD	3.15
Estimated skewness	0.92
Estimated kurtosis	3.46

Tabel 16: Standard fejl, skævhed og kurtosis estimer over biomasse data fra flyvefælder.



Figur 21: Samlet biomasse over ugerne i indsamlingsperioden.



Figur 22: Log transformeret biomasse og uden log transformeret biomasse.

Table 17: Oversigt over GLMM-model over flyvefælde biomasse.

Parameter	Estimat	Standard fejl	z	p
Intercept (Blomst)	0.45	0.09	4.78	<0.001
Græs	-0.13	0.14	-0.99	>0.1
Vildt	0.09	0.13	0.69	>0.1
29	0.49	0.08	5.80	<0.001
30	0.35	0.09	4.07	<0.001
31	0.22	0.09	2.50	<0.05
32	0.21	0.09	2.41	<0.05
33	0.26	0.09	2.92	<0.01
34	0.06	0.09	0.68	>0.1
35	0.08	0.09	0.84	>0.1
Græs uge 29	-0.27	0.13	-2.12	<0.05
Vildt uge 29	-0.17	0.12	-1.47	>0.1
Græs uge 30	-0.52	0.13	-3.85	<0.001
Vildt uge 30	-0.24	0.12	-1.99	<0.05
Græs uge 31	-0.48	0.14	-3.48	<0.001
Vildt uge 31	-0.09	0.12	-0.79	>0.1
Græs uge 32	-0.23	0.13	-1.73	0.008
Vildt uge 32	-0.27	0.13	-2.09	<0.05
Græs uge 33	-0.17	0.13	-1.29	>0.1
Vildt uge 33	-0.09	0.12	-0.72	>0.1
Græs uge 34	-0.17	0.14	-1.21	>0.1
Vildt uge 34	-0.05	0.13	-0.40	>0.1
Græs uge 35	-0.22	0.14	-1.61	>0.1
Vildt uge 35	-0.07	0.13	-0.57	>0.1

Table 18: r^2 af model 2

R^2 marginal	R^2 betinget
0.5431	0.7895

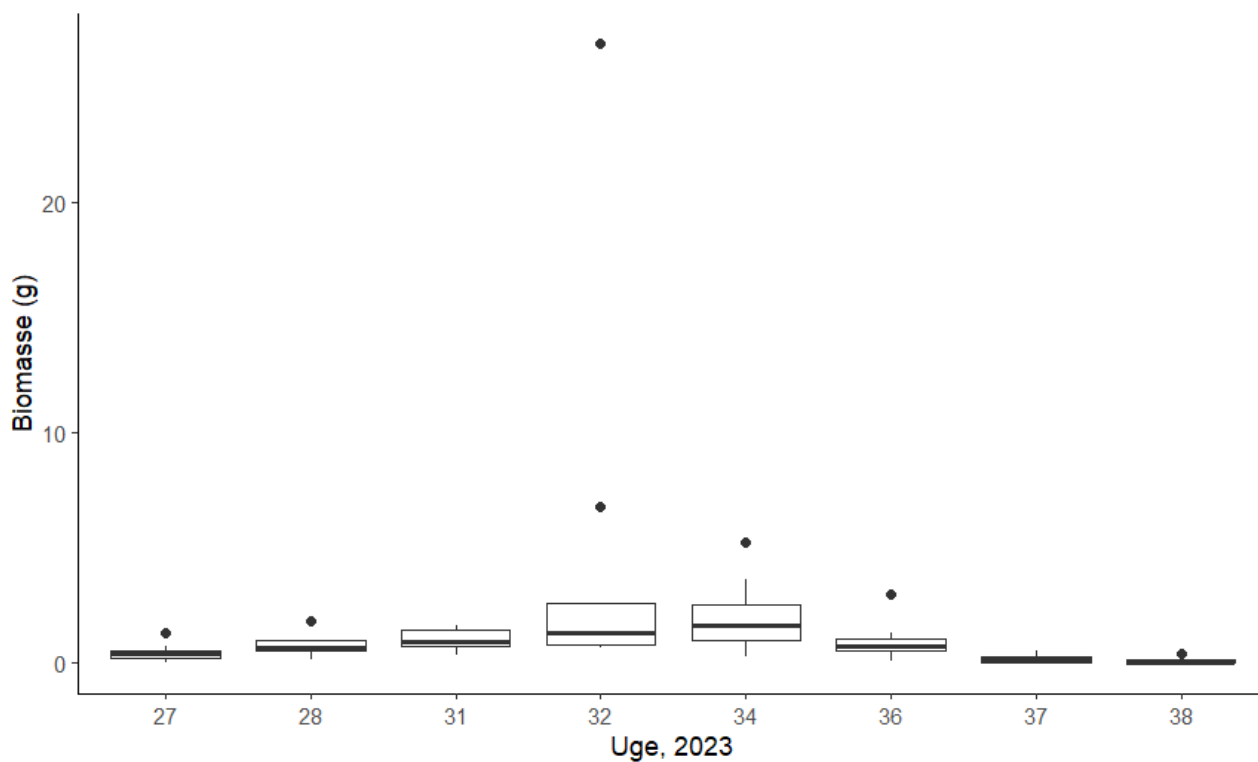
Macro lepidoptera biomasse

Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
0.00	0.25	0.68	1.32	1.27	26.88

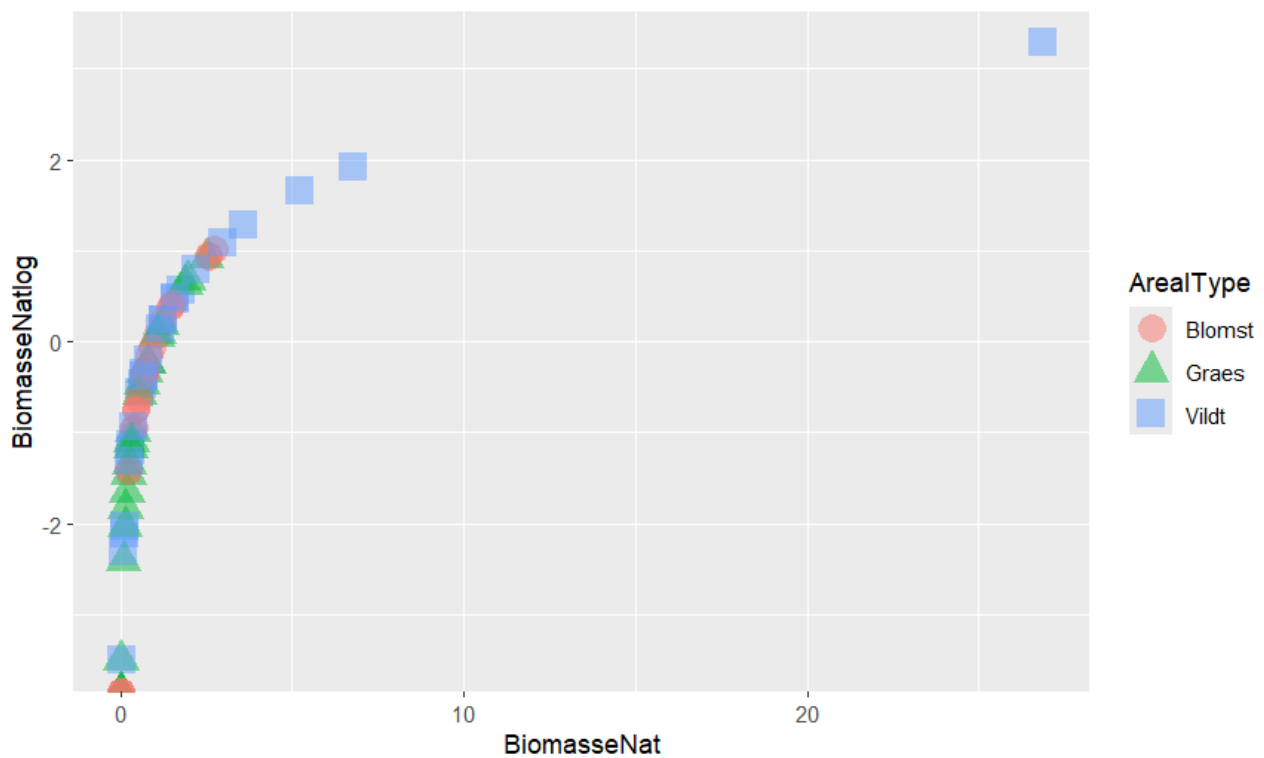
Tabel 19: Min, 1st qu., median, mean, 3rd qu. og max værdier for biomasse data fra lyslokning.

Estimated SD	3.21
Estimated skewness	7.09
Estimated kurtosis	58.98

Tabel 20: Oversigt over standard fejl, skævhed og kurtosis over biomasse fra lyslokning.



Figur 23: Graf over den sammenlagte biomasse over den ugentlige indsamlingsperiode.



Figur 24: Log transformeret biomasse data overfor biomasse uden log transformering.

Parameter	Estimat	Standard fejl	Z	P
Intercept	-0.76	0.36	-2.14	<0.05
Græs	-0.98	0.59	-1.66	<0.1
Vildt	0.01	0.49	0.01	>0.1
28	0.05	0.69	0.08	>0.1
31	0.90	0.49	1.83	<0.1
32	1.21	0.43	2.82	<0.01
34	1.21	0.43	2.82	<0.01
36	0.39	0.39	0.99	>0.1
37	-0.99	0.49	-2.01	<0.05
38	-6.24	1.84	-3.39	<0.001
Græs uge 28	0.52	0.96	0.54	>0.1
Vildt uge 28	1.45	0.93	1.57	>0.1
Græs uge 31	0.81	0.86	0.94	>0.1
Vildt uge 31	-0.16	0.66	-0.24	>0.1
Græs uge 32	0.59	0.67	0.89	>0.1
Vildt uge 32	1.93	0.59	3.28	<0.01
Græs uge	0.49	0.63	0.79	>0.1

34				
Vildt uge 34	0.27	0.52	0.51	>0.1
Græs uge 36	0.38	0.66	0.58	>0.1
Vildt uge 36	0.57	0.55	1.04	>0.1
Græs uge 37	0.51	0.81	0.63	>0.1
Vildt uge 37	-0.09	0.73	-0.14	>0.1
Græs uge 38	1.30	2.28	0.57	>0.1
Vildt uge 38	5.16	1.93	2.67	<0.01

Tabel 21: Oversigt over GLMM-model over biomassen(g) på macro lepidoptera.

R² marginal	R² betinget
0.8713	0.9235

Tabel 22: Oversigt over den marginale og den betingede R².

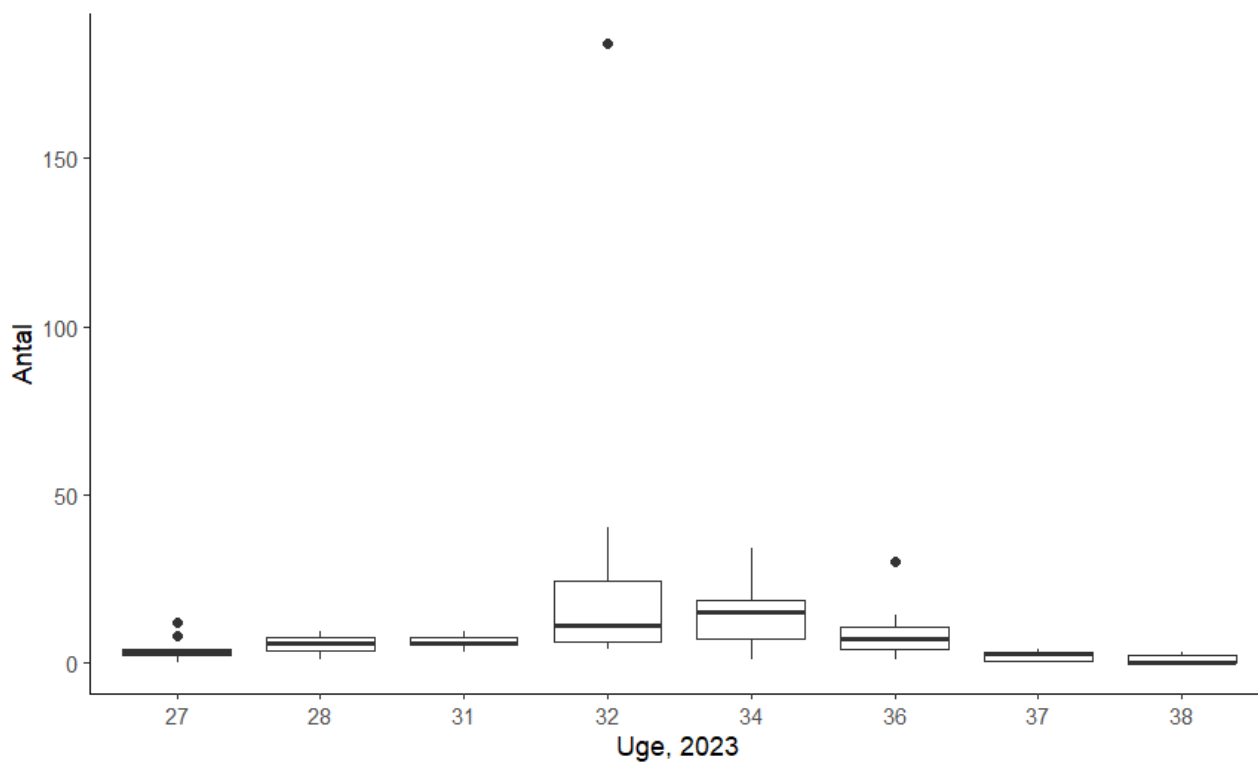
Macro lepidoptera antal

Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.
0.00	3.00	5.00	10.32	11.00	184.00

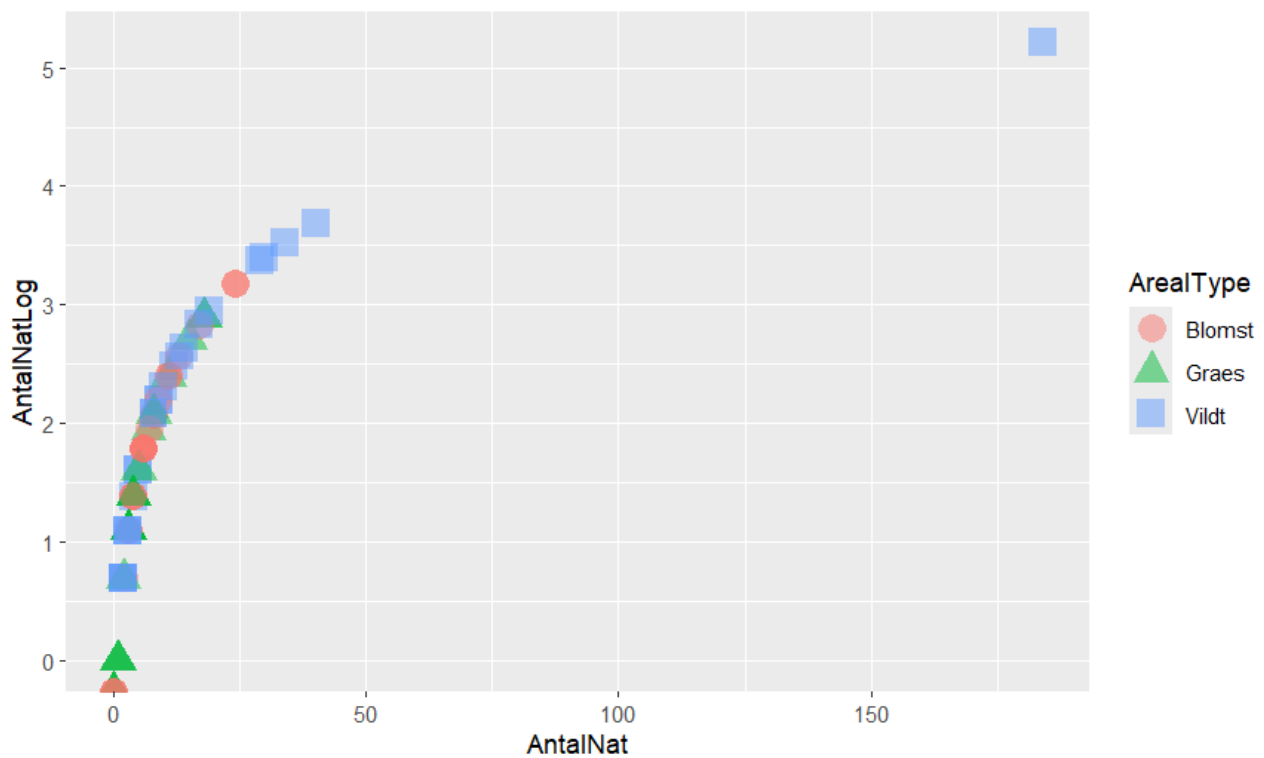
Tabel 23: Min, 1st qu., median, mean, 3rd qu. og max værdier over antal af macro lepidoptera.

Estimated SD	21.95
Estimated skewness:	6.93
Estimated kurtosis:	57.41

Tabel 24: Oversigt over standard fejl, skævhed og kurtosis.



Figur 25: Sammenlagt antal macro lepidoptera over ugerne i indsamlingsperioden.



Figur 26: Log transformeret data over antal af macro lepidoptera og data uden log transformering.

Parameter	Estimat	Standard fejl	z	p
Intercept	0.13	0.18	0.74	>0.1
Græs	-0.39	0.14	-2.74	<0.01
Vildt	0.29	0.12	2.35	<0.05
28	0.27	0.30	0.89	>0.1
31	0.31	0.25	1.23	>0.1
32	0.92	0.21	4.48	<0.001
34	0.73	0.19	3.79	<0.001
36	0.48	0.20	2.41	<0.05
37	-0.47	0.28	-1.69	<0.1
38	-1.17	0.47	-2.46	<0.05

Tabel 25: Oversigt over GLMM-model for antal af macro lepidoptera.