



När blomsterlupinen tar plats – effekter på vårfloran och tidiga pollinatörer

Ronja Lindgren

Självständigt arbete • 15 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap • Institutionen för ekologi

Biologi och miljövetenskap

Uppsala 2025



När blomsterlupinen tar plats – effekter på vårfloran och tidiga pollinatörer

Ronja Lindgren

Handledare: Erik Öckinger, SLU, institutionen för ekologi
Examinator: Alistair Auffret, SLU, institutionen för ekologi

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i biologi, G2E
Kurskod: EX0894
Program/utbildning: Biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2025
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: Blomsterlupin (*Lupinus polyphyllus*), pollinatörer, vårflora, invasiv art, vägkanter

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap

Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Blomsterlupinen är en invasiv främmande art som trivs i vägkanter men detta habitat är även viktigt för många inhemska växter och vilda pollinatörer. Blomsterlupinens effekt som en invasiv art är relativt välstuderad under dess blomningsperiod (juni-juli) där den reducerar artrikedom och diversitet i växtsamhällen längs vägkanter. Men det finns ett kunskapsglapp gällande dess effekt tidigare på året under våren. Denna studie syftar därför till att undersöka ifall blomsterlupinen har någon effekt på den tidiga vårfloran och därmed någon påverkan på pollinatörer. Detta undersöktes genom en inventering där tio lokaler valdes ut längs med bilvägar inom Örebro län varav fem med blomsterlupiner och fem utan. Inventeringarna genomfördes längs en sex meter lång sträcka på varje lokal där täckningsgrad av lupiner, artdiversitet och individantal för vårblommor och andra identifierade kärlväxter dokumenterades. Täckningsgraden för lupiner uppskattades både visuellt och genom beräkningar. För att analysera data beräknades bland annat medelvärden för art- och individantal samt diversitetsindex. Vidare analyserades resultatet i programmet R. Totalt identifierades 11 arter, varav 6 definierades som vårblommor. Lupinfria lokaler hyste samtliga sex vårblommor medan lupinlokaler endast hade tre. Resultaten indikerade att lupinlokaler hade en genomsnittligt lägre artrikedom. För vårblommor uppgick det genomsnittliga antalet arter per lokal till 2,0 i lupinlokaler och 2,8 i lupinfria lokaler. När samtliga arter inkluderades uppgick motsvarande värden till 3,8 respektive 5,0. Dessa skillnader var dock inte statistiskt signifikanta enligt ett dubbelsidigt t-test ($p > 0,05$). Även Shannon-index fick ett ej signifikant resultat vid en jämförelse av lokaltyperna. Ett punktdiagram över blomsterlupinens täckningsgrad och växtsamhällets mångfald visade ett svagt negativt samband. Förklaringsgraden (R^2) var 13,18 % för artantalet och 13,97 % för individantalet. Däremot observerades ett starkt positivt samband mellan antalet arter av vårblommor och hur lång tid blomsterlupinen varit etablerad på platsen ($R^2 = 0,9237$). Även individantalet av vårblommor visade ett måttligt positivt samband med en kortare etableringstid ($R^2 = 0,594$). Av dessa var det dock endast sambandet mellan artantal och etableringstid som var statistiskt signifikant. Den ekologiska variationen mellan lokalerna och det begränsade antalet undersökta platser kan dock ha dämpat effekterna av blomsterlupinen. För att bättre förstå hur blomsterlupinen påverkar den tidiga vårfloran och pollinatörer krävs därför ytterligare studier med fler och mer ekologiskt homogena lokaler.

Nyckelord: Blomsterlupin (*Lupinus polyphyllus*), pollinatörer, vårflora, invasiv art, vägkanter

Abstract

The garden lupine is an invasive alien species that thrive in road verges, but this habitat is also important for many native plants and wild pollinators. The effect of the lupine as an invasive species is relatively well-studied during its flowering period (June-July), where it reduces species richness and diversity in plant communities along road verges. However, there is a knowledge gap regarding its effect earlier in the year, during the spring. Therefore, this study aims to investigate whether the garden lupine has any impact on the early spring flora and, consequently, on pollinators. This was examined through a survey of ten sites along roads in Örebro County, five with lupines and five without. The surveys were conducted along a six-meter stretch at each site, documenting the cover of lupines, species diversity, and the number of spring flowers and other identified vascular plants. Lupine cover was estimated both visually and through calculations. To analyse the data, means for species and individual counts, as well as a diversity index, were

calculated. Further analysis was carried out using the software R. A total of eleven species were identified, of which six were defined as spring flowers. All six species of spring flowers were found at the lupin-free sites, whereas only three were recorded at the lupin sites. The results indicated that the lupin sites had a lower species richness, on average. For spring flowers, the average number of species per site was 2.0 at lupin sites and 2.8 at lupin-free sites. When all species were included, the corresponding values were 3.8 and 5.0, respectively. However, these differences were not statistically significant according to a two-tailed t-test ($p > 0.05$). The Shannon index also showed a non-significant result when comparing site types. A scatter plot of lupine cover and plant community diversity showed a weak negative correlation. The coefficient of determination (R^2) was 13.18% for number of species and 13.97% for number of individuals. In contrast, a strong positive correlation was observed between the number of spring flower species and shorter lupin establishment time ($R^2 = 0.9237$). The number of spring flower individuals also showed a moderately positive correlation with shorter establishment time ($R^2 = 0.594$). Out of these values were however only the correlation between the number of species and establishment time statistically significant. The ecological variation among sites and the low number of examined sites may have attenuated potential effects from the lupine. To better understand the influence of the garden lupin on early spring flora and pollinators, further studies involving additional and more homogeneous sites are needed.

Keywords: Garden lupin (*Lupinus polyphyllus*), pollinators, spring flora, invasive species, road verges

Innehållsförteckning

Figurförteckning	7
1. Introduktion	8
2. Metod	11
2.1 Urval av lokaler.....	11
2.2 Inventeringsmetodik	12
2.3 Dataanalys	13
3. Resultat	15
4. Diskussion	20
4.1 Naturvårdsåtgärder	23
4.2 Slutsats	24
Referenser.....	25
Bilaga 1.....	28
Bilaga 2.....	29

Tabellförteckning

Tabell 1. Artlista över inventerade växter.....	15
Tabell 2. Statistiska värden	16
Tabell 3. Värden från PERMANOVA-analysen	18

Figurförteckning

Figur 1. Karta med markeringar över alla inventerade lokaler. (uMap 2025). Kartdata ©2025 OpenStreetMap-bidragsgivare [Kartografiskt material] https://umap.openstreetmap.fr/sv/map/new/#11/59.3337/15.2030 [2025-05-20]	11
Figur 2. Inventeringsruta med markeringar	12
Figur 3. Mönster för inventeringsrutor (mittlinjen representerar måttbandet)	13
Figur 4. Formel för uträkning av lupinernas täckningsgrad	13
Figur 5. a) Stapeldiagram för individantal av alla arter uppdelat efter art b) Stapeldiagram för individantal av endast vårblommor uppdelat efter art	17
Figur 6. a) NMDS diagram för endast vårblommor b) NMDS diagram för alla arter	18
Figur 7. a) linjär regression för artantal av vårblommor och andel lupiner b) linjär regression för individantal av vårblommor och andel lupiner c) linjär regression för artantal av vårblommor och etableringsår för lupiner d) linjär regression för individantal	19

1. Introduktion

Invasiva främmande arter anses idag vara ett av dom största hoten mot den biologiska mångfalden tillsammans med överexploatering, klimatförändringar, utsläpp och habitatförlust (Purvis et al. 2019). En invasiv främmande art är en art som har förflyttats från sin ursprungliga miljö till en ny plats där den snabbt lyckats sprida sig och vars närvaro orsakat allvarliga skador för människors hälsa, ekosystem eller infrastruktur (Naturvårdsverket 2024). År 2019 uppskattades det att ca en femtedel av jordens yta riskerade att påverkas negativt av invasiva arter och fler än 6000 växtarter har identifierats som inavsiva. Både mängden invasiva arter och hastigheten med vilken nya arter introduceras verkar nu vara på en historiskt hög nivå, utan tecken på att avta (Purvis et al. 2019). Bland de mest väletablerade invasiva arterna i Sverige finns blomsterlupinen (*Lupinus polyphyllus*), som idag förekommer i hela landet med undantag för Norrbottens inland och de nordligaste fjällområdena (Naturvårdsverket 2023).

Blomsterlupinen är en ärtväxt (Fabaceae) och enskilda plantor har en förväntad livslängd på ca 20 år (Ramula 2014). Den producerar även allelokemikalier som är biokemikalier producerade av en organism mot en annan organism som kan medföra positiva eller negativa konsekvenser (Rice, 1984). Arten reproducerar sig främst via fröspridning då den har frön som kan skjutas ut flera meter från moderplantan och förbli vilande i marken i upp till 70. Utöver fröspridning förökar sig även blomsterlupinen vegetativt genom underjordiska rhizomer, vilket ytterligare förstärker dess förmåga att kolonisera nya områden och försvårar bekämpningen. Blomsterlupiner trivs i ruderatmarker och är vanligt förekommande längs med vägar (Naturvårdsverket 2023). Just vägkanter är särskilt sårbara för invasion av främmande arter då frön lätt sprids från förbipasserande fordon och under vägbyggen. Därtill utsätts vägkanter kontinuerligt för olika typer av störningar, såsom vägunderhåll (till exempel gräsklippning och dikesrensning) samt exponering för trafikrelaterade föroreningar som vägsalt och tungmetaller. Tillsammans skapar dessa faktorer förhållanden som gynnar konkurrensstarka arter med hög etablerings- och spridningsförmåga, som blomsterlupinen (Martini et al. 2025). Samtidigt utgör vägkanter viktiga seminaturliga habitat för många inhemska växter och vilda pollinatörer.

Habitatförlust och fragmentering har identifierats som två av de främsta orsakerna till den kraftiga minskningen av vilda bin och andra pollinatörer, särskilt i landskap där deras naturliga habitat redan är kraftigt reducerade (Winfree et al. 2009). En mer omfattande global sammanställning från 2021 klassificerade markanvändning samt marktäck och rumslig konfiguration som de två mest

betydelsefulla drivkrafterna bakom pollinatörers nedgång. Markanvändning avser här hur mark nyttjas genom exempelvis slätter, odling, bete, bränning och olika skördepraktiker samt icke-kemiska åtgärder som gödsling. Marktäcke syftar på den observerbara (bio)fysiska ytan av jordens yta och omfattar habitattypernas fördelning samt hur dessa är rumsligt organiserade i landskapet. Vilket understryker vikten av att bevara kvarvarande naturliga och seminaturala miljöer. Invasiva främmande arter identifieras i studien som en av de åtta huvudsakliga direkta drivkrafterna bakom den globala minskningen av pollinatörer. Dock rapporterades det att både styrkan i det vetenskapliga stödet och graden av enighet bland experter var låg för denna drivkraft. Detta innebär att även om invasiva arter potentiellt påverkar pollinatörer negativt, är det aktuella vetenskapliga underlaget begränsat vad gäller deras relativa påverkan globalt sett (Dicks et al. 2021).

Vilda bins förmåga att födosöka över stora avstånd varierar mellan individer och arter. Men i en sammanställning av 64 olika arter fann man att små arter som storsovarbi (*Chelostoma rapunculi*) främst födosöker inom ett avstånd på 100–200 meter från sina bon, medan mellanstora arter som Rödmurarbi (*Osmia bicornis*) vanligtvis rör sig inom 200–300 meter. Större arter, som mörk jordhumla (*Bombus terrestris*), kan däremot täcka avstånd upp till 500–1 000 meter under födosök, även om detta är undantagsfall snarare än norm. Detta innebär att det krävs både födokällor och lämpliga boplatser i nära anslutning för att upprätthålla livskraftiga populationer (Zurbuchen et al. 2010). Mångfalden, sammansättningen och abundansen av bisamhällen tenderar även att vara positivt korrelerade med tillgången på insektspollinerade blommor (Potts et al. 2003). Mot denna bakgrund blir det särskilt viktigt att identifiera och skydda habitat som kan gynna pollinatörer, där vägkanter utgör en potentiellt värdefull resurs. Vägkanter kan agera som ekologiska korridorer och refugier för ett stort antal inhemska växtarter och pollinatörer i ett annars intensivt brukat och fragmenterat landskap (Phillips et al. 2019). För att förstå vägkanternas fulla potential för pollinatörer är det nödvändigt att undersöka hur dessa miljöer påverkas av invasiva arter.

Etableringen av blomsterlupin i vägkanter har visats leda till minskad artrikedom och diversitet i kärlväxtsamhällen, vilket i sin tur påverkar pollinatörsamhällen (Dániel-Ferreira et al. 2024). Trots att ett ökat inslag av icke-inhemska växter har visat en positiv korrelation med både artantal och individantal av vilda bin, domineras dessa samhällen av generalistiska (polylektiska) arter snarare än specialister (oligolektiska). Detta indikerar att även om invasiva arter erbjuder resurser för pollinatörer så gynnar dom främst generalister (Martini et al. 2025). En studie som specifikt undersökte effekten av blomsterlupin på pollinatörer och besök till käringtand (*Lotus corniculatus*) visade att invaderade områden hade signifikant fler humlebesök (*Bombus spp.*) än kontrollområden utan invasion av

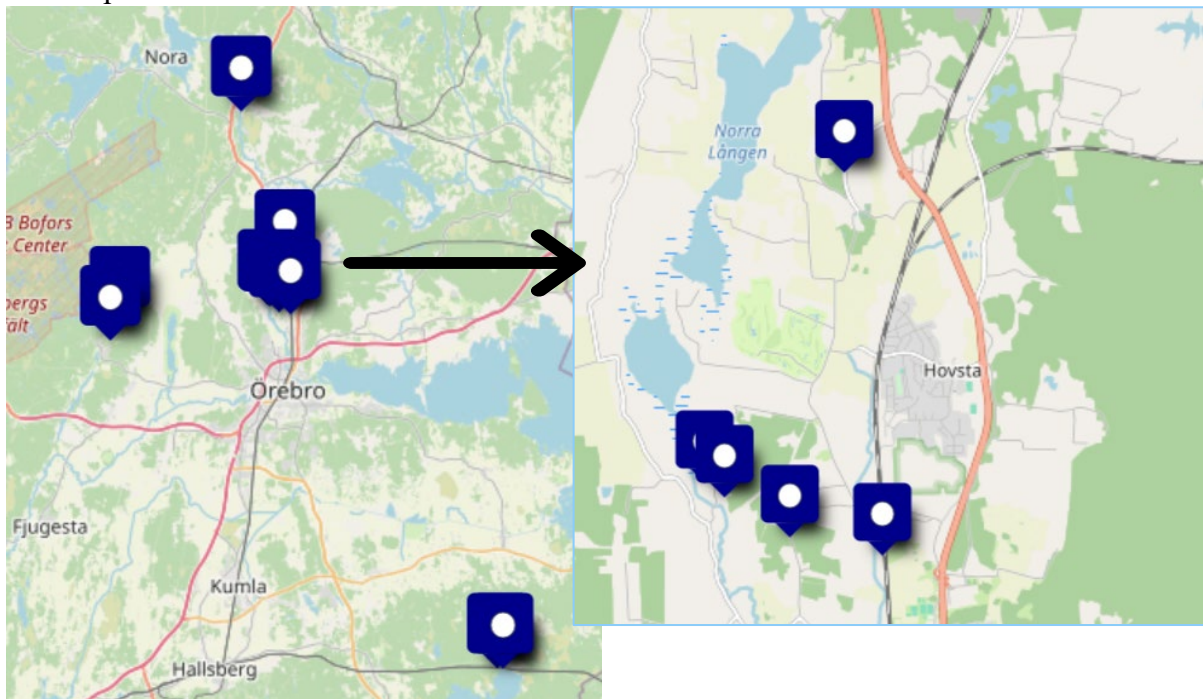
blomsterlupin. Vilket indikerar att dessa miljöer erbjuder en ökad tillgång på nektar och pollen. Humlebesöken kvantifierades i transekter som proxy för populationsstorlek och även dessa värden var signifikant högre än i kontrollområdena. För solitära bin observerades också en signifikant ökning i besöksfrekvens, men transektdata visade ingen signifikant ökning i populationsstorlek. Trots den ökade besöksfrekvensen till käringtand ökade dock inte frösättningen. Studien differentierade inte heller mellan generalistiska och specialiserade pollinatörer, vilket innebär att de observerade ökade humlepopulationerna potentiellt kan gynna generalister på bekostnad av specialister. Studien poängterade dock att invasiva arter har potentialen att öka resurser för pollinatörer i annars resursfattiga områden (Jakobsson & Padrón 2013). Effekter på pollination och frösättning har även undersökts i ett experiment där käringtand och tjärblomster (*Lychnis viscaria*) exponerades för olika avstånd till etablerade lupinbestånd (0, 5 och 200 meter). För käringtand var både besöksfrekvens och fröproduktion per blomma högre vid 0 meter jämfört med större avstånd. Vid tjärblomster ökade antalet humlebesök i direkt närhet till lupin, men varken total besöksfrekvens eller frösättning påverkades signifikant. Effekterna avtog kraftigt redan vid 5 meters avstånd, vilket visar att eventuell facilitering av pollination är starkt rumsligt begränsad. Tillsammans understryker dessa resultat behovet av att beakta skalberoende effekter vid bedömning av invasiva växters påverkan på pollinatörinteraktioner (Jakobsson, Padrón & Ågren 2013).

Många tidigare studier angående blomsterlupinens effekter har fokuserat på perioden under dess blomningstid, från juni och framåt (t.ex. Dániel-Ferreira et al. 2024; Prass et al. 2022; Jakobsson, Padrón & Ågren 2013). Det finns därmed ett kunskapsglapp om hur denna invasiva art påverkar växtsamhället under våren. Tidigt på våren är även resurserna för insekter betydligt mer begränsade än senare under säsongen, vilket gör det särskilt viktigt att förstå vilka effekter blomsterlupinen har under denna period (Ehnström & Holmér 2011). Utifrån denna bakgrund är syftet med föreliggande studie att undersöka huruvida blomsterlupinen påverkar förekomsten av vårblommor samt att utvärdera potentiella konsekvenser för pollinatörer som är aktiva under denna tid på säsongen. När begreppet blomsterlupiner nämns i texten så syftar det på arten *L. polyphyllus*. Den övergripande frågeställningen blir då: Har blomsterlupinen en påverkan på vårfloran? Om så är fallet, vilken är omfattningen av denna påverkan och vilka konsekvenser kan det få för tidiga pollinatörer?

2. Metod

2.1 Urval av lokaler

Till inventeringen valde jag ut totalt 10 lokaler varav fem med förekomst av blomsterlupiner och fem utan. Lokalerna med lupiner identifierades först med hjälp av rapporteringar från Artportalen.se från år 2024–2025 inom Örebro län. Samtliga lokaler behövde vara belägna längs en bilväg med max en fil i varje riktning samt med en hastighet på högst 70 km/h, dels av säkerhetsskäl, dels för att minska påverkan från trafiken på floran och pollinatörer. Lokalerna fick inte heller ligga i ett tätbebyggt område utan behövde ligga i anslutning till ett naturligt eller seminaturligt habitat. De föreslagna lupinlokalerna verifierades sedan i fält för att säkerställa förekomsten av blomsterlupiner och minst en inhemsk vårblomma. För varje lupinlokal valdes därefter en ekologiskt jämförbar lokal utan lupiner med samma jordart, som identifierades med hjälp av information från Sveriges Geologiska Undersöknings kartvisare (SGU u.å.). Även dessa lokaler låg längs bilvägar med samma kriterier som ovan och kontrollerades i fält för att säkerställa avsaknad av lupiner samt förekomst av minst en inhemsk vårblomma. Dessa lokaler var även tvungna att ligga minst 400 m ifrån närmsta lupinlokal.



*Figur 1. Karta med markeringar över alla inventerade lokaler. (uMap 2025). Kartdata ©2025 OpenStreetMap-bidragsgivare [Kartografiskt material]
<https://umap.openstreetmap.fr/sv/map/new/#11/59.3337/15.2030> [2025-05-20]*

Lokalerna bedömdes vara ekologiskt likvärdiga genom visuell jämförelse av växtsamhälle, vägtyp och omgivande landskap. Kontrollen utfördes genom att jag gick längs med vägkanten tills ett område som uppfyllde kriterierna hittades eller tills att jordarten ändrades och lokalen bedömdes olämplig. Det gick att avgöra vart jordarten ändrades med hjälp av koordinater från SGU:s kartvisare inlagda i Google maps. De slutligen valda lokalerna redovisas i figur 1 och exakta koordinater samt jordmån finns beskrivet i bilaga 2.

2.2 Inventeringsmetodik

Inventeringarna utfördes under perioden 7–13 april 2025 längs med en 6 meter lång sträcka parallellt med vägkanten. I lokaler med lupiner placerades sträckans mittpunkt i det tätaste lupinbeståndet, medan motsvarande sträcka i lupinfria lokaler valdes där vårblommor förekom rikligast. Rutor på 1 kvm inventerades sedan i ett förbestämt mönster (se figur 3) längs med sträckan. Rutorna mättes upp med hjälp av 4 tälpinnar som hade ett snöre på 1 m knutet mellan sig (se figur 2) som sattes upp längs med måttbandet för att säkerställa korrekta mått. I lupinlokalerna uppskattades först lupinernas täckningsgrad. För detta användes en mindre ruta (22×22 cm, motsvarande 5 % av 1 m^2). Om täckningen bedömdes överstiga 10 % noterades endast en visuell uppskattning men vid en lägre täckningsgrad räknades alla lupinindivider som var >2 cm i diameter, och diametern mättes och antecknades på en representativ planta. Täckningsgraden beräknades sedan utifrån antal och genomsnittlig diameter, vilket är beskrivet närmare under 2.3 Dataanalys.

Därefter identifierades alla vårblommor (definierat som alla kärlväxter som blommade vid inventeringstillfället) och antal individer räknades.

Växtindivider som ännu inte blommat och vars storlek ansågs oansenligt liten, som vitsippor på $<1,5$ cm, räknades inte. Efter det antecknades artnamn och individantal på alla andra kärlväxter som gick att identifiera inom rutorna.

Artbestämningen utfördes med hjälp av boken svensk flora: Fanerogamer och



Figur 2. Inventeringsruta med markeringar

kärllkryptogamer (Jonsell & Jonsell 2013). Samma metod användes för de lupinfria lokalerna. Resultatet för varje lokal antecknades i inventeringsprotokollet som finns i bilaga 1. I båda typerna av lokaler avlägsnades också en mängd döda löv och torkat gräs från rutorna om det täckte stora delar av inventeringsytan.



Figur 3. Mönster för inventeringsrutor (mittlinjen representerar måttbandet)

2.3 Dataanalys

Tidpunkten för lupinernas etablering i respektive lokal uppskattades via en granskning av rapporter från Artportalen.se samt historiska bilder från Google Street View (Google maps u.å.). På Artportalen kontrollerade jag från vilka år det fanns rapporteringar inom lokalen. Eftersom blomsterlupinen har ett unikt utseende och därmed är lätt igenkänningsbar samt är en allmänt känd växt är rapporteringar av denna art relativt tillförlitliga. Den enda förväxlingsarterna i Sverige är *Lupinus perennis* som ännu inte är noterad i Örebro län och *Lupinus nootkatensis* som fortfarande är sällsynt i Sverige vilket gör det mest troligt att rapporteringen ändå är blomsterlupin (SLU Artdatabanken 2025a) (SLU Artdatabanken 2025b). På Google street view jämfördes observationer och bildmaterial från olika år där ett etableringsår kunde uppskattas för fyra av fem lupinlokaler. En lokal (Lokal G) saknade både rapporteringar och bildmaterial och exkluderades därför från analyser relaterade till etableringstid. Täckningsgraden för lupiner beräknades enligt formeln i figur 4. Svaret blir då i procent och beräknades för varje ruta. För att få fram täckningsgraden för hela lokalen summerades täckningsgraderna för samtliga rutor och dividerades sedan med det totala antalet rutor (8). Resultatet av detta redovisas i bilaga 2.

$$r = \frac{\text{diameter}}{2}, \quad \text{Täckning} = \frac{\pi r^2 \times \text{antal lupiner}}{100}$$

Figur 4. Formel för uträkning av lupinernas täckningsgrad

Växter som inte pollineras av insekter, exempelvis vårfryle (*Luzula pilosa*), sorterades bort inför analysen. För att sammanställa data från inventeringen skrevs den in i Microsoft Excel där medelvärde för art- och individantal, Shannon-Weiner index samt gamma diversitet beräknades. I detta fall avser gamma diversitet det totala antalet arter som förekommer inom alla undersökta lokaler med lupiner respektive alla lokaler utan lupiner. Beräkningarna gjordes separat för

lokaler med respektive utan lupiner. Dessa uträkningar utfördes även både för endast vårblommor och det totala antalet arter. Statistisk signifikans för skillnader mellan lokaltyper bedömdes sedan med hjälp av ett tvåsidigt t-test (Welchs t-test för två stickprov från baspaketet stats) i programmet R, version 4.4.2. I Excel skapades även två stapeldiagram för att visuellt jämföra art- och individantal mellan lokaltyperna. Efter det framställdes två punktdiagram för att få fram en linjär regression över ett eventuellt samband mellan individ- och artantal för vårblommor och andelen lupiner på platsen. Ytterligare två punktdiagram togs sedan fram för att undersöka om det fanns ett samband mellan lupiners etableringstid och individ- och artantal av vårblommor via en linjär regression. Exakta beräkningar för dessa värden finns redovisat i bilaga 2.

Slutligen genomfördes en NMDS-analys (Non-metric Multidimensional Scaling), också i R, med paketet vegan för att grafiskt illustrera eventuella skillnader i artsammansättning mellan lokaler med och utan lupiner. NMDS-analysen inkluderade både art- och individantal. Ett PERMANOVA-test (Permutational multivariate analysis of variance) utfördes även på NMDS-analysen i R med paketet vegan, för att avgöra signifikansen av eventuella skillnader.

3. Resultat

Totalt identifierades 11 arter varav 6 definierades som vårblommor, dessa redovisas i tabell 1. I lokalerna med lupiner hittades totalt 3 arter av vårblommor medan alla 6 förekom i lokalerna utan lupiner. Den vanligast förekommande vårblommen var vitsippa (*Anemone nemorosa*), med ett totalt individantal på 675 i lupinlokaler och 932 i icke-lupinlokaler. Genomsnittet vårblommor hittade per lokal i lupinlokaler var 2 (min=1, max=3) medan det i lokaler utan lupiner var 2,8 (min=2, max=3). Gällande totala antalet arter var genomsnittet per lokal i lupinlokaler 3,8 (min=1, max=5) och i lokaler utan lupiner 5 (min=4, max=6). Gammadiversiteten för endast vårblommor utmärker sig dock då den är dubbelt så hög i lokaler utan lupiner som i lokaler med lupiner (se tabell 1). Fler arter hittades alltså i lokalerna utan lupiner men individantalet var jämnare fördelat i lokaler med lupiner, speciellt när alla arter inkluderades (figur 5a) och b)).

Shannon index beräknades för endast vårblommor där genomsnittet för lokalerna med lupiner blev 0,31 och utan lupiner 0,36. Eftersom totalt 6 arter undersöktes blir maxvärdet $\log(6) \approx 0,79$ och ett högre värde indikerar en högre diversitet. Båda värdena motsvarar ungefär hälften av detta vilket indikerar en medelmåttig diversitet och att lokalerna är relativt lika. Enligt ett tvåsidigt t-test utfört i programmet R fanns det dock ingen signifikant skillnad mellan lokalernas värden. När alla arter inkluderades blev Shannon index för lokaler med lupiner 0,74 och utan 0,77 där $\max = \log(11) \approx 1,04$. Det fanns inte heller någon signifikant skillnad mellan dessa värden. Shannon evenness, som mäter hur jämnt individerna i ett ekosystem är fördelade mellan olika arter, fick också liknande värden för de olika typerna av lokaler och var relativt låg (max=1), vilket redovisas i tabell 2. Den stora standardavvikelsen i individantal för vårblommor i både lokaler med och utan lupiner tyder på en stor variation mellan lokalerna. I flera lokaler var en art som vitsippa (t.ex. lokal A) eller tussilago (t.ex. lokal F) dominant. Standardavvikelsen var även stor när alla växter var inräknade men inte lika avvikande som för endast vårblommor (se tabell 2).

Tabell 1. Artlista över inventerade växter.

Svenskt namn	Latinskt namn
Backskärvfrö*	<i>Noccaea caerulea</i>
Backsmultron*	<i>Fragaria viridis</i>
Brännässla	<i>Urtica dioica</i>
Daggkäpa	<i>Agrimonia vulgaris</i>
Gulmåra	<i>Galium verum</i>
Harkål	<i>Lapsana communis</i>
Kungsljus	<i>Verbascum thapsus</i>

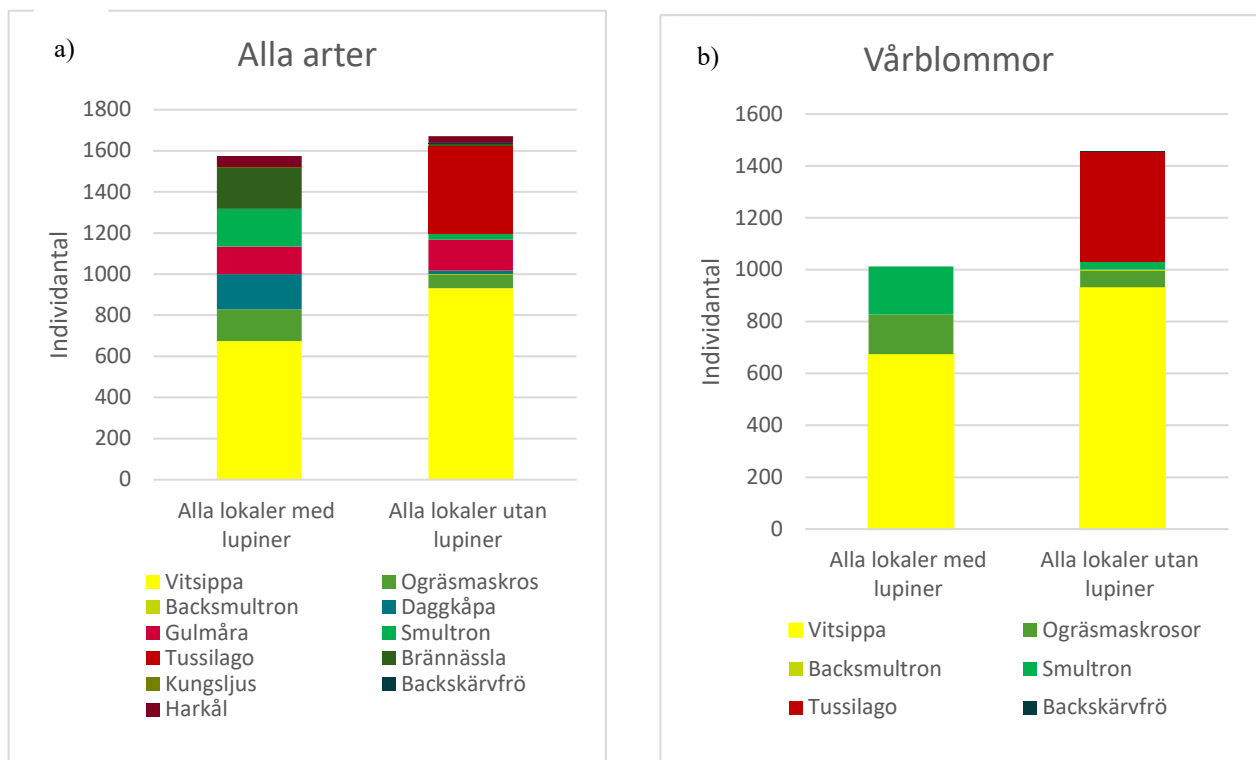
Ogräsmaskrosor*	<i>Taraxacum sect. ruderalia</i>
Smultron*	<i>Fragaria vesca</i>
Tussilago*	<i>Tussilago farfara</i>
Vitsippa*	<i>Anemone nemorosa</i>

Arter markerade med * definieras som vårblommor

Tabell 2. Statistiska värden

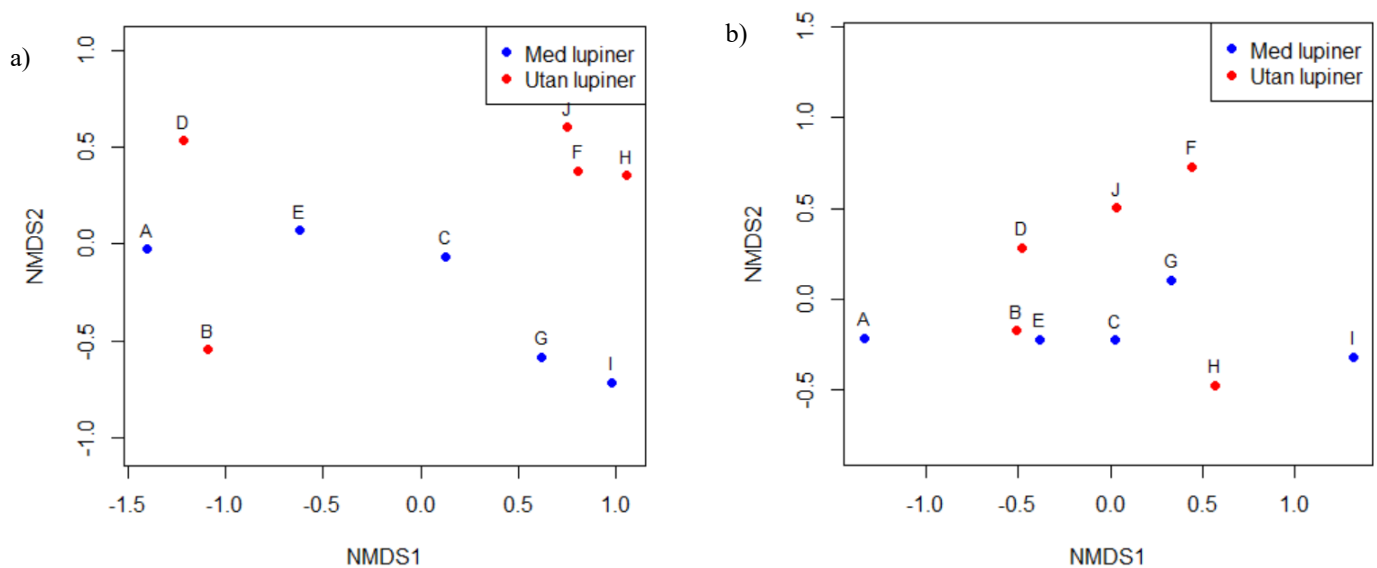
Kategori	Mått	Med lupiner	Utan lupiner	Signifikans
Vårblommor	Artantal ($\mu \pm SD$)	2,00 $\pm$ 1,00	2,80 $\pm$ 0,45	ns
	Individantal ($\mu \pm SD$)	202 $\pm$ 162	292 $\pm$ 178	ns
	Shannon-index	0,31	0,35	ns
	Shannon-evenness	0,40	0,45	ns
	Gamma diversitet	3	6	—
Alla arter	Artantal ($\mu \pm SD$)	3,80 $\pm$ 1,60	5,00 $\pm$ 0,70	ns
	Individantal ($\mu \pm SD$)	315 $\pm$ 90	334 $\pm$ 184	ns
	Shannon-index (H)	0,74	0,77	ns
	Gamma diversitet	8	10	—

ns indikerar ”not significant” ($p > 0,05$)



Figur 5. a) Stapeldiagram för individantal av alla arter uppdelat efter art b) Stapeldiagram för individantal av endast vårblommor uppdelat efter art

För att ytterligare undersöka om närvaron av blomsterlupin påverkar artsammansättningen och individantalet av kärlväxter i vägkanter utfördes en NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) tillsammans med ett PERMANOVA test (Permutational multivariate analysis of variance) applicerat på dom två NMDS axlarna. Diagrammet i figur 6 b) inkluderar alla arter och visar ett visst mönster längs med diagonalen för lokalerna D, J och F samt C och G. För att statistiskt utvärdera detta mönster genomfördes ett PERMANOVA-test (tabell 3) som visade att sambandet inte var statistik signifikant ($p = 0,246$). Det relativt höga stressvärdet från NMDS-ordinationen (0,09) indikerar dock att modellen är en bra representation av den multidimensionella strukturen. Trots den observerade trenden i ordinationsdiagrammet kunde alltså inga statistiskt säkerställda skillnader påvisas mellan lokaler med och utan lupiner. Samma analys utfördes även med endast vårblommor där resultatet blev väldigt spritt med undantag för ett kluster av lokalerna J, F och H (figur 6 a)). PERMANOVA-testet visade inte heller några signifikanta värden i detta fall ($p = 0,177$). Stressvärdet (0,04) indikerar att värdena är tillförlitliga.

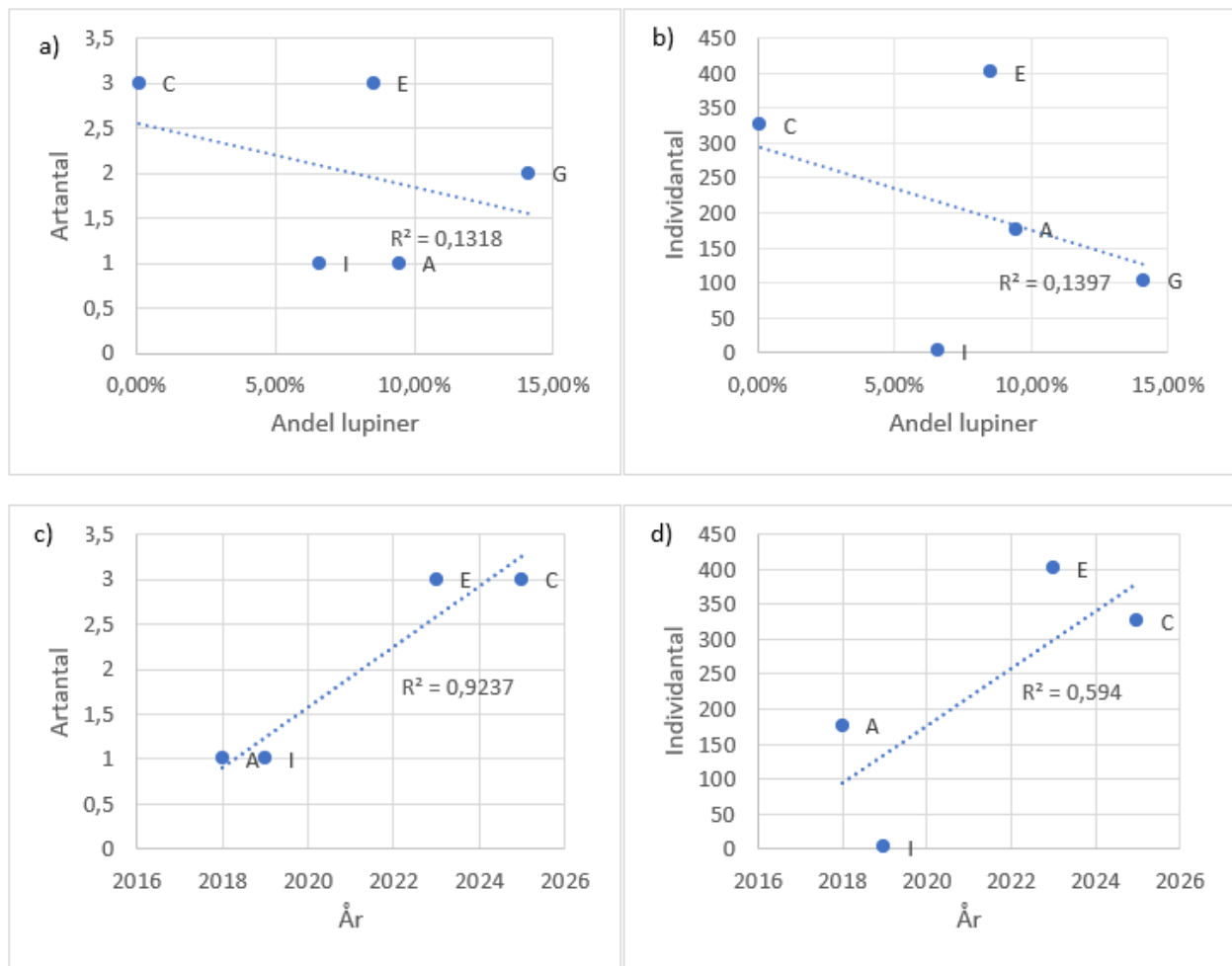


Figur 6. a) NMDS diagram för endast vårblommor b) NMDS diagram för alla arter

Tabell 3. Värden från PERMANOVA-analysen

Faktor	Df	Sums of sq	Mean sqs	F. model	R ²	Pr(>F)	Stressvärde
Endast vårblommor	1	0.502	0.502	1.513	0.159	0.177	0.04
Alla arter	1	0.428	0.428	1,281	0.138	0.246	0.09

Artantalet och individantalet för vårblommor har en svag negativ korrelation med andelen lupiner på platsen vilket illustreras i figur 7 a) och b). Förklaringsgraden (R^2) för artantalet är 13,18% och 13,97% för individantalet, vilket betyder att endast ca 14% av variationen hos punkterna kan förklaras av den linjära regressionen. Lokalernas etableringstid för blomsterlupiner analyserades, med undantag för lokal G där uppgifter om etableringstid saknades. En tydlig positiv korrelation observerades mellan antalet arter av vårblommor och kortare etableringstid för lupiner då $R^2 = 0,9237$ (figur 7 c)), denna korrelation hade även ett signifikant p-värde enligt en regressionsanalys. Individantalet av vårblommor och en kortare etableringstid för lupiner indikerade en måttligt positiv korrelation med en förklaringsgrad (R^2) på 0,594 (figur 7 d)).



Figur 7. a) linjär regression för artantal av vårblommor och andel lupiner b) linjär regression för individantal av vårblommor och andel lupiner c) linjär regression för artantal av vårblommor och etableringsår för lupiner d) linjär regression för individantal

4. Diskussion

I denna studie undersökte jag blomsterlupinens potentiella effekter på den tidiga vårfloran och de konsekvenser detta kan ha för pollinatörer, genom inventeringar i fält. Trots att inga tydliga skillnader i vårfloras artrikedom eller artsammansättning kunde påvisas mellan vägkanter med och utan blomsterlupin, indikerade resultaten att både blomsterlupinens täckningsgrad och etableringstid kan ha en viss inverkan på växtsamhället.

Resultaten redovisat i tabell 2 för huruvida blomsterlupinen påverkar vårfloras artsammansättning och individantal fick inga signifikanta resultat, vilket indikerar att det inte finns någon tydlig skillnad mellan lokaler med och utan lupiner. Detta gjorde det även komplext att bedöma potentiella konsekvenser för tidiga pollinatörer. Värdena i tabell 2 lutar dock åt att ha en högre diversitet i både art- och individantal för lokaler utan lupiner, men inte tillräckligt för att vara signifikant. Gamma diversiteten indikerar dock något annat då den är dubbelt så hög för lokaler utan lupiner som lokaler med lupiner (6 vs 3). Dessa observerade skillnader i vårfloras sammansättning och artantal, även om inte statistiskt säkerställda i t-testerna, har potential att påverka tidiga pollinatörer. En reducerad mångfald av vårblommor i invaderade områden kan innebära ett minskat eller förändrat födoutbud för pollinatörer som är beroende av just dessa tidiga resurser. Medelvärdena för artantal och individantal fick dock höga standardavvikelser för både invaderade och lupinfria ytor vilket tyder på en stor variation mellan lokalerna inom samma typ av yta. Detta kan också vara en av anledningarna till att resultaten inte blev signifikanta. Eftersom lokalerna behövde kontrolleras i verkligheten innan inventeringen och många rapporteringar låg långt ifrån varandra tog det mycket tid att hitta lämpliga lokaler.

Ursprungligen planerades studien att utföras i Heby kommun eftersom blomsterlupinens utbredning och bekämpning är väl dokumenterad där men på grund av logistiska skäl uteslöts detta alternativ vilket ledde till en ökad tidsansträngning för att hitta lämpliga lokaler. Trots detta så var inte alla lokaler helt ekologiskt lika utan fokuset låg främst på att hitta en lokal med lupiner och en lokal utan lupiner som var ekologiskt lika. Exempelvis så låg alla lokaler sammanlagt på fyra olika jordarter, intill olika typer av skog medan två lokaler låg helt öppet. Flera lokaler som kontrollerades fick väljas bort på grund av avsaknad av vårblommor. Det växte exempelvis inga vårblommor i vägkanter intill åkrar (med undantag för åkrar som låg i träda). Resultaten hade sannolikt varit mer jämförbara om ett större antal lokaler med liknande ekologiska förhållanden hade inkluderats. Den stora variationen mellan lokaler inom samma kategori tyder också på att ett större urval hade varit önskvärt för att minska effekten av lokala

avvikelser och slumpmässig variation. En sådan utökning låg dock utanför ramarna för denna studie på grund av tidsbegränsningar. Tidigare studier som har undersökt artdiversiteten och täckningen av växtlighet i närvaro av blomsterlupiner har dock hittat att skuggning haft en stor effekt. Denna forskning indikerar att lågt växande arter minskade i både diversitet och täckning, medium höga växter endast i täckning medan höga växter inte blev signifikant påverkade av lupiners närvaro. Författarna drog slutsatsen att detta berodde på skuggning från lupiner (lupiner växer också väldigt tätt vilket ytterligare bidrog till denna slutsats) som konkurrerade ut lägre växtlighet (Valtonen et al. 2006). Mindre arter uppvisar även ett kontinuerligt negativt förhållande till lupiner medan arter i liknande storlek som lupiner inte uppvisade signifikanta konkurrenssnackdelar. Detta förklarades av en asymmetrisk konkurrens om ljus och utrymme för låg växande arter jämfört med den högväxande lupinen (Thiele et al. 2010). Eftersom lupinerna inte hade hunnit bli högväxta under studieperioden för detta arbete kan det här även vara en av anledningarna till att majoriteten av resultaten i denna studie inte blev signifikanta. Att det helt enkelt inte finns något samband mellan specifikt vårblommor och invadering av lupiner eftersom effekterna av konkurrens om ljus och utrymme inte är påtagliga under våren.

Resultatet visade dock en stark positiv korrelation mellan antal arter av vårblommor och kortare etableringstid för lupiner samt en måttligt positiv korrelation för individantal och kortare etableringstid för lupiner. En studie utförd i södra Finland fann dock att de ekologiska effekterna av lupiner inte hade ett signifikant samband med lokalens ålder (lupiners etableringstid). Resultaten visade att artdiversiteten av kärlväxter var lägre i lokaler med lupiner än i lokaler utan lupiner men att detta hade en positiv korrelation med lupinernas täckningsgrad och var oberoende av lokalens ålder. Fältarbetet för denna studie utfördes från mitten av juli till början av augusti. Studien definierade även de yngsta lokaler som invaderade kortare tid än 5 år till skillnad från fältarbetet i denna studie där etableringstiden för de unga lokalerna låg på 1–2 år (Prass et al. 2022). Ytterligare en studie indikerar att lupinernas negativa ekologiska effekter främst beror på dess täckningsgrad och att lupiner invaderar genom taktiken ”post-invasion competitive displacement”. Detta innebär att ekologiska effekter som exempelvis minskad artrikedom sker till följd av att lupiner etablerar och sprider sig och därmed ökar sin täckningsgrad (Thiele et al. 2010). Det här indikerar att lupinernas effekter kan bli mer negativa under dom första åren då täckningsgraden fortfarande ändras för att sedan vara mer konstanta. Lupinernas täckningsgrad undersöktes också i denna studie men korrelationen mellan täckningsgrad och art- och individantal av vårblommor var endast måttligt korrelerad (figur 7 a) och b)). Detta tyder på att lupiner kan ha en effekt på vårfloran. Uppskattningen av lupinernas etableringstid baserad på Google Street

View och Artportalen resulterade dock inte i ett exakt etableringsår, utan endast en ungefärlig bedömning. Osäkerheten medför att resultatet på egen hand har en begränsad evidensstyrka.

Tidigare nämnda studier som undersökt invasiva arters påverkan på pollinatörer har genomfört fältarbetet under den invasiva artens blomningsperiod. I denna studie hade dock blomsterlupinerna under fältperioden ännu inte påbörjat sin blomning, vilket innebär att de upptar utrymme utan att tillhandahålla resurser för pollinatörerna. Under blomningsperioden gynnas vissa pollinatörer av blomsterlupinen, dock främst generalister. Däremot sker alltså ingen sådan kompensation under våren. Denna frånvaro av blomning, tillsammans med det observerade minskade art- och individantalet kopplat till lupinernas etableringstid, antyder att blomsterlupiner potentiellt kan ha en negativ effekt på pollinatörerna i form av mindre resurser under denna tid. Det bör även noteras att den facilitering av eventuellt frösättning och pollination från blomsterlupinen under dess blomningsperiod är starkt avståndsberoende och avtar kraftigt redan efter 5 meter (Jakobsson, Padrón & Ågren 2013).

NMDS-ordinationerna visar på en viss separation rent visuellt men variationen mellan de två grupperna är inte tillräckligt stor för att vara statistiskt signifikant. Detta kan indikera att andra faktorer än enbart lupinens närvaro påverkar växtsamhällesstrukturen i vägkanterna. Dock framträder ett relativt tydligt mönster när man granskar NMDS-ordinationen och endast jämför dom ekologiskt motsvarande lokalerna (figur 3). I denna analys tenderar alla lokaler utan lupiner att positionera sig över sina ekologiskt mest liknande motsvarigheter med lupiner (på NMDS 2 axeln), med undantag för lokalerna A och B. Ett liknande mönster kan även urskiljas i NMDS-ordinationen som inkluderar samtliga arter (figur 2), där lokaler utan lupiner också ligger över sina motsvarigheter med lupiner på NMDS 2 axeln, förutom i fallet med lokalerna G och H. Detta mönster kan indikera att förekomsten av blomsterlupin påverkar artsammansättningen och individantal i vägkanter, men att effekten inte är tillräckligt stark för att statistiskt påvisas med den nuvarande urvalsstorleken och spridningen av lokaler. En möjlig förklaring kan vara att de studerade lokalerna skiljer sig åt rent ekologiskt och är relativt få, vilket maskerar effekten av lupiner i de statistiska analyserna.

En möjlig förklaring till de svagt indikerade skillnaderna i vissa delar av resultatet mellan lokaler med och utan lupiner kan vara lupinernas produktion av allelokemikalier. En studie utförd i Finland testade blomsterlupiners allelopatiska effekter på sex inhemska örter från tre olika familjer (Asteraceae, Caryophyllaceae, Fabaceae). Örterna utsattes för vätska från blötlagt växtmaterial (rot och skott vävnad) från blomsterlupin vilket hämmade groningen för alla

arter. Groningstiden hämmades med 13–84% beroende på art. Asteraceae och Caryophyllaceae påverkades mest medan arterna från Fabaceae påverkades mindre, vilket förmodligen beror på att de tillhör samma familj som blomsterlupinen och därmed är närmare besläktade. Både lakvatten från skott och rötter hade en hämmade effekt men effekten av skotten hade generellt en starkare negativ effekt (Kalske et al. 2022). Ytterligare en studie från Finland utförd på hundkäs (*Anthriscus sylvestris*) fann att plantor planterade tillsammans med blomsterlupin och aktivt kol, som absorberar allelokemikalier, ökade biomassan över marken med 53% jämfört med en kontroll planta (planterad tillsammans med blomsterlupin utan aktivt kol) och 42% jämfört med en planta planterad utan konkurrens (Lyytinen & Lindström 2019). Men för att kunna dra några tillförlitliga slutsatser om ifall detta har en betydande påverkan på vårblommor krävs vidare studier.

4.1 Naturvårdsåtgärder

Vägar kan bli till en ekologisk sänka för pollinatörer på grund av den höga kollisionssrisken med förbipasserande trafik. Det finns flera studier som har dokumenterat pollinatörers dödlighet vid fordonskollisioner och den är högre vid mer trafikerade och bredare vägar (Ciolan et al. 2017; Keilsohn et al. 2018; Baxter, Gilbert et al. 2015). En annan fara vid vägar är kemisk störning. Luftföroreningar från trafik kan påverka pollinatörers beteende och försämra deras förmåga att uppfatta dofter, medan ackumulering av tungmetaller och vägsalt kan sänka larvöverlevnaden hos vissa arter (Philips et al. 2020). Därtill kan ljusföroreningar förändra pollinatörers aktivitetsmönster och därmed potentiellt öka risken för predation (Philips et al. 2020). Det kan därför vara mer effektivt att sätta in bevarandeåtgärder riktade mot pollinatörer längs med smalare och mindre trafikerade vägar. Därmed kan det även vara bra att prioritera bekämpningsåtgärder mot blomsterlupin längs med dessa typer av vägar. Risken för en ny invasion av blomsterlupiner är även större längs med mer trafikerade vägar vilket blir ytterligare en anledning till att prioritera mindre vägar. Effekten från bevarandeåtgärden får förmodligen ett starkare positivt resultat där då. Vilket kan bli mycket betydelsefullt i längden med tanke på bristen på resurser inom myndigheter som arbetar med denna typ av naturvårdsåtgärder och att upprepade åtgärder på samma plats inte alltid är möjligt på grund av begränsade resurser. I en rapport från Naturvårdsverket gällande kommunalt naturskydd i form av områdesskydd fann man att 40% av alla kommuner med ansvar över naturreservat ansåg att kommunen inte avsatte tillräckligt med resurser för att upprätthålla skötseln av reservatet. Dessutom påpekade en länsstyrelse att bristen på resurser

är ett av dom största hoten mot naturskyddet, eftersom de då inte hinner skydda områden. Denna problematik är dock främst noterbar i mindre kommuner utan kommunekolog (Nordenstam & Eckerberg 2011). Vidare visar riksrevisionens granskning från 2024 att förvaltningen av skyddad natur inte är effektiv och att natur-, kulturmiljö- och friluftsvärden därmed riskerar att inte bibehållas eller gå förlorade. De bedömer även att de avsatta medlen inte är tillräckliga för att förvaltningen ska kunna nå målen som riksdagen satt upp (Riksrevisionen 2024).

4.2 Slutsats

Denna studie tyder på att blomsterlupinens närvaro potentiellt kan påverka artsammansättning och individantal av vårblommor, men att dessa effekter inte var statistiskt signifikanta vid de studerade lokalerna. Trots att diversiteten och individtätheten tenderade att vara högre i områden utan lupiner, var variationen inom lokalerna relativt stor, vilket sannolikt bidrog till de uteblivna signifikanta skillnaderna. Detta kan delvis förklaras av ekologiska skillnader mellan lokalerna samt den begränsade urvalsstorleken. Intressant nog var gamma-diversiteten dubbelt så hög i lupinfria områden, vilket antyder en potentiell påverkan på den övergripande artsammansättningen, även om detta inte fullt ut kunde bekräftas statistiskt. Ett större urval av lokaler, med mer likartade ekologiska egenskaper, skulle potentiellt kunna öka den statistiska signifikansen och tydliggöra om dessa visuella trender återspeglar verkliga ekologiska skillnader eller om blomsterlupinen faktiskt inte har någon effekt på vårfloran. Studien kunde inte heller dra några tillförlitliga slutsatser om effekterna på pollinatörer. Givet den avgörande roll som pollinatörer spelar i flera ekosystem understryks dock behovet av fortsatt forskning om hur invasiva arter, såsom blomsterlupinen, påverkar pollinatörssamhällen.

Referenser

- Baxter-Gilbert, J.H., Riley, J.L., Neufeld, C.J.H., Litzgus, J.D. & Lesbarrères, D. (2015). Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation*. 19, 1029–1035.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10841-015-9808-z>
- Ciolan, E., Cicort-Lucaciu, A.Ş., Sas-Kovács, I., Ferenti, S. & Covaciu-Marcov, S.D. (2017). Wooded area, forest road-killed animals: intensity and seasonal differences of road mortality on a small, newly upgraded road in western Romania. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. 55, 12–20.
<https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.06.014>
- Dániel-Ferreira, J., Lennartsson, T., Wissman, J., Knudsen, C. & Eckstein, R.L. (2024). Vascular plant diversity in Swedish road verges of high conservation value is threatened by the invasive alien herb *Lupinus polyphyllus* Lindley. *Nordic Journal of Botany*. e04438. <https://doi.org/10.1111/njb.04438>.
- Dicks, L.V., Breeze, T.D., Ngo, H.T., Senapathi, D., An, J., Aizen, M.A., Basu, P., Buchori, D., Galetto, L., Garibaldi, L.A., Gemmill-Herren, B., Howlett, B.G., Imperatriz-Fonseca, V.L., Johnson, S.D., Kovács-Hostyánszki, A., Kwon, Y.J., Lattorff, H.M.G., Lungharwo, T., Seymour, C.L., Vanbergen, A.J. & Potts, S.G. (2021). A global-scale expert assessment of drivers and risks associated with pollinator decline. *Nature Ecology & Evolution*. 5, 1453–1461.
<https://doi.org/10.1038/s41559-021-01534-9>
- Ehnström, B. & Holmer, M. (2011) *Sälg: livets viktigaste frukost*. 2 uppl., Centrum för biologisk mångfald.
- Google Maps (u.å.) *Vi ger kartan liv en bild i taget*. <https://www.google.com/streetview/> [2025-05-01]
- Jakobsson, A. & Padrón, B. (2013). Does the invasive *Lupinus polyphyllus* increase pollinator visitation to a native herb through effects on pollinator population sizes?. *Oecologia*. 174, 217–226. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2756-y>
- Jakobsson, A., Padrón, B. & Ågren, J. (2013). Distance-dependent effects of invasive *Lupinus polyphyllus* on pollination and reproductive success of two native herbs. *Basic and Applied Ecology*. 16(2), 120–127.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.12.005>
- Jonsell, L. & Jonsell, B. (2013). *Svensk flora: Fanerogamer och kärlkryptogamer*. 29 uppl., Liber.
- Kalske, A., Mäkinen, E. & Ramula, S. (2022) Allelopathy by the invasive garden lupine inhibits the germination of native herbs. *Botany*. 101(1).
<https://doi.org/10.1139/cjb-2022-0076>
- Keilsohn, W., Narango, D.L. & Tallamy, D.W. (2018). Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation*. 22, 183–188.

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10841-018-0051-2>

- Lyytinen, A. & Lindström, L. (2019) Responses of a native plant species from invaded and uninvaded areas to allelopathic effects of an invader. *Ecology and evolution*. 9(10), 6116-6123.
<https://doi.org/10.1002/ece3.5195>
- Martini, M., Kaul, E., Miller, R., Gibbs, J. & Bobiwash, K. (2025). Non-native plants in road verges attract pollinators despite associated declines in native flowers. *Global Ecology and Conservation*. 58, e03489. doi:10.1016/j.gecco.2025.e03489.
- Naturvårdsverket (2024) *Invasiva främmande arter*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/invasiva-frammande-arter/>
[14-05-2025]
- Naturvårdsverket (2023). *Blomsterlupin*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/invasiva-frammande-arter/Arter/arter-som-ej-omfattas-av-regler/blomsterlupin/> [05-05-2025].
- Nordenstam, A. & Eckerberg, K. (2011). *Kommunalt naturskydd i lokala naturvårdssatsningen (LONA)*. (6392). Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/6300/978-91-620-6392-4.pdf>
- Phillips, B. B., Wallace, Claire, Roberts, Bethany R., Whitehouse, Andrew T., Gaston, Kevin J., Bullock, James M., Dicks, Lynn V., Osborne, Juliet L. (2020). Enhancing road verges to aid pollinator conservation: a review. *Biological Conservation*. 250, 108687. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108687>.
- Potts, S. G., B. Vulliamy, A. Dafni, G. Ne'eman, and P. Willmer. (2003). Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities?. *Ecology*. 84(10), 2628–2642. <https://www.jstor.org/stable/3450108>
- Prass, M., Ramula, S., Jauni, M., Setälä, H., & Kotze, D. J. (2022). The invasive herb *Lupinus polyphyllus* can reduce plant species richness independently of local invasion age. *Biological Invasions*. 24(2), 425–436.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02652-y>
- Purvis, A., Molnár, Z., Obura, D., Ichii, K., Willis, K., Chettri, N., Dulloo, M., Hendry, A., Gabrielyan, B., Gutt, J., Jacob, U., Keskin, E., Niamir, A., Öztürk, B., Salimov, R. & Jaureguiberry, P. (2019). Chapter 2.2. Status and trends –Nature. In: Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S. and Ngo, H. T. (eds), Global assessment report of the intergovernmental sciencepolicy platform on biodiversity and ecosystem services. IPBES secretariat.
- Ramula, S. (2014). Linking Vital Rates to Invasiveness of a Perennial Herb. *Oecologia*. 174(4), 1255-264. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-013-2869-3>
- Rice, E. L. (1984). Allelopathy (2nd ed.). San Diego, CA: Academic Press.

- Riksrevisionen (2024). *Förvaltning av skyddad natur*. (RiR 2024:11). Riksrevisionen.
<https://www.riksrevisionen.se/granskningar/granskningsrapporter/2024/forvaltningen-av-skyddad-natur.html>
- SLU Artdatabanken (2025a). *Artfakta: gruslupin (Lupinusperennis)*.
<https://artfakta.se/taxa/221247> [2025-05-15]
- SLU Artdatabanken (2025b). *Artfakta: sandlupin (Lupinusnootkatensis)*.
<https://artfakta.se/taxa/221246> [2025-05-15]
- Sveriges geologiska undersökning (u.å). *Kartvisare - Jordarter 1:25 000 - 1:100 000*.
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [2025-04-01].
- Thiele, J., Isermann, M., Otte, A., & Kollmann, J. (2010). Competitive displacement or biotic resistance? Disentangling relationships between community diversity and invasion success of tall herbs and shrubs. *Journal of Vegetation Science*. 21(2), 213–220. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01139.x>
- Valtonen, A., Jantunen, J., & Saarinen, K. (2006). Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation*. 133(3), 389–396. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.015>
- Winfrey, R., R. Aguilar, D. P. Vázquez, G. LeBuhn, and M. A. Aizen. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*. 90(8), 2068–2076. <https://doi.org/10.1890/08-1245.1>
- Zurbuchen, A., L. Landert, J. Kläiber, A. Müller, S. Hein, and S. Dorn. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*. 143(3), 669–676.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

Bilaga 1

Protokoll för inventering

Inventeringsunderlag

Datum:

Lokal:

Beskrivning av lokal:

Ta bild på lokalen:

Ruta:	1	2	3	4	5	6	7	8
Andel lupiner								

Övriga anteckningar:

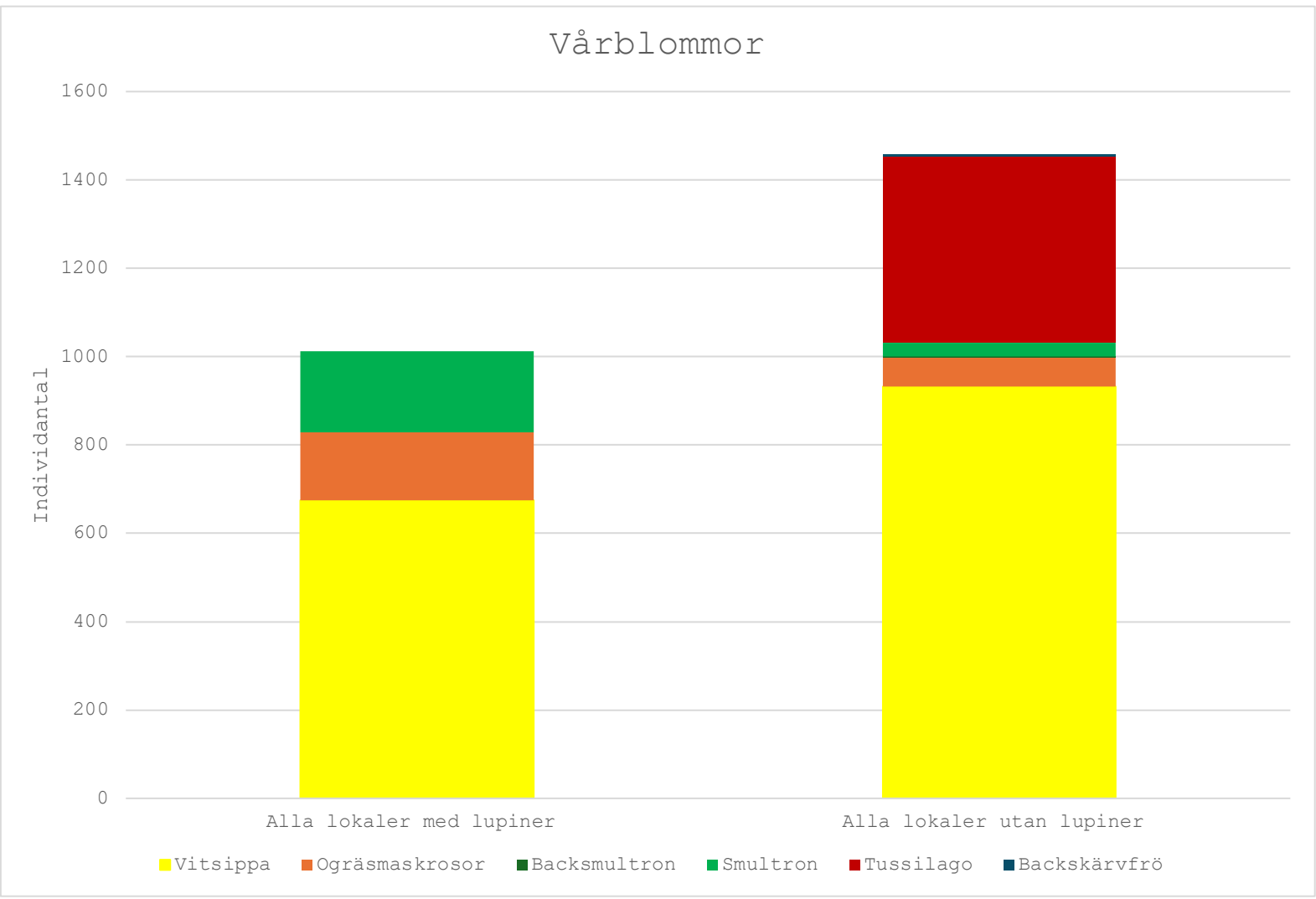
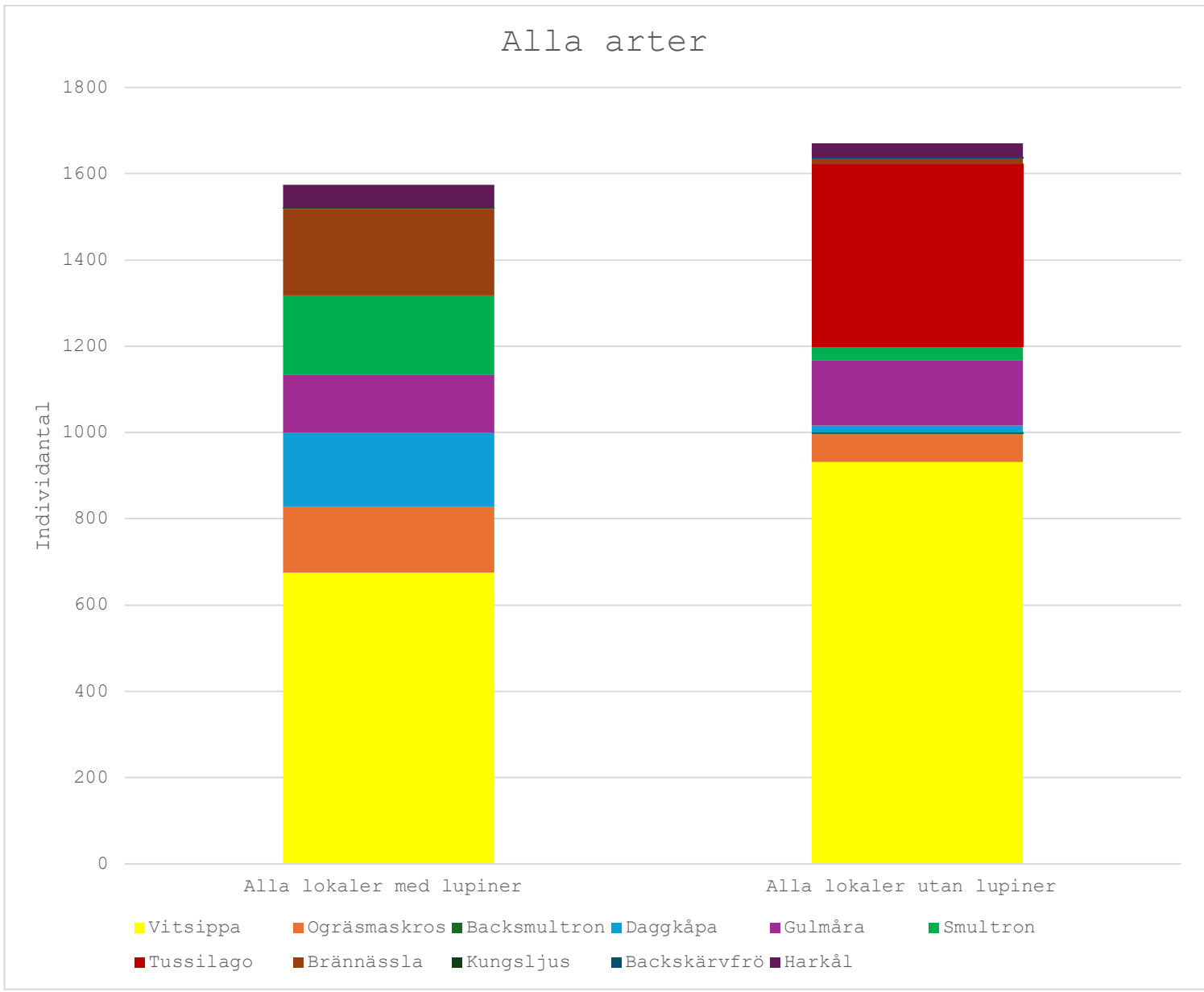
Bilaga 2

Excelfil med analyserade data från inventeringarna

[Kandidatarbete blomsterlupiner. data \(1\)](#)

Lokal	A, Garphyttan med lupiner	B, Garphyttan utan lupiner	C, Axberg med lupiner	D, Axberg utan lupine	E, Kävi med lupiner	F,Kävi utan lupiner	G, Yxsta med lupiner	H, Yxsta utan lupiner	I, Kilsmo med lupiner	J, Kilsmo utan lupiner	Alla lokaler med lupiner	Alla lokaler utan lupiner
Latitud	59,3239853	59,3088635	59,3656898	59,4788699	59,334408	59,3305168	59,3358122	59,328756	59,065374	59,0654669		
Longitud	14,9714762	14,9585342	15,2117334	15,1479699	15,1887716	15,2013348	15,1852616	15,218982	15,5194961	15,5196144		
Jordmån	Isälvssediment	Isälvssediment	Silt	Silt	Sandig morän	Sandig morän	Postglacial lera	Postglacial lera	Sandig morän	Sandig morän		
Datum för inventering	2025-04-07	2025-04-07	2025-04-13	2025-04-10	2025-04-11	2025-04-11	2025-04-12	2025-04-12	2025-04-09	2025-04-09		
Arter:												
Andel lupiner	9,44%		0,001%		8,53%		14,13%		6,59%			
Vitsippa, <i>Anemone nemorosa</i>	177	472	96	456	388		14			4	675	932
Ogräsmaskrosor, <i>Tarāxacum sect. ruderālia</i>		1	55		4	23		37	4	4	153	65
Backsmultron, <i>Fragaria viridis</i>		3									0	3
Daggkäpa, <i>Agrimónia vulgáris</i> (coll.)		12	31		3	3	138				172	17
Gulmåra, <i>Galium verum</i>		40		19	11	4	45	60	78	28	134	151
Smultron, <i>Fragaria vesca</i>			175	11	9	20					184	31
Tussilago, <i>Tussilago farfara</i>						111		231		81	0	423
Brännässla, <i>Urtica dioica</i>						8			201	5	201	13
Kungsljus, <i>Verbascum thapsus</i>									1		1	0
Backskärvförö, <i>Noccaeā caeruleſcens</i>				4							0	4
Harkål, <i>Lapsana communis</i>								32	54		54	32
Artantal vårblommor:	1	3	3	3	3	3	2	2	1	3	3	6
Individantal vårblommor:	177	476	326	471	401	154	104	268	4	89	1012	1458
Totalt artantal:	1	5	4	5	5	6	4	4	5	5	8	11
Totalt individantal:	177	528	357	492	415	169	287	360	338	122	1574	1671
µ artantal -> individantal -> sd med lupiner	2	202,4	1	161,5620624								
µ artantal -> individantal -> sd utan lupiner (Endast vårblommor)	2,8	291,6	0,447213595	177,9924156								
µ artantal -> individantal -> sd med lupiner	3,8	314,8	1,643167673	89,61138321								
µ artantal -> individantal -> sd utan lupiner (Totalt)	5	334,2	0,707106781	184,0141299								

Gamma diversitet med lupiner:	3		
Gamma diversitet utan lupiner: (Endast vårblommor)	6		
Gamma diversitet med lupiner:	8		
Gamma diversitet utan lupiner: (Totalt)	10		
Genomsnitt shannon (med lupiner):	0,310466667	Ej signifikant enligt t test	
Genomsnitt shannon (utan lupiner): (Endast vårblommor)	0,352782777		
Genomsnitt shannon (med lupiner):	0,737882624	Eveness	0,708553685
Genomsnitt shannon (utan lupiner): (Totalt)	0,773449326	Eveness	0,742706702



Lokal: B

Ruta:

Diameter (cm)

Antal lupiner

Andel lupiner (%)

Vitsippor

Maskros

Backsmultron

Gulmåra

Smultron

Daggkåpa

Backskärvfrö

Tussilago

Harkål

Brännäsla

Kungsljus

1

2

3

4

5

6

7

8 Totalt:

0

41

2

39

49

199

54

75

13

472

1

3

4

0

34

6

40

0

0

0

0

0

0

0

Lokal: C								
Ruta:	1	2	3	4	5	6	7	8 Totalt:
Diameter (cm)			3,5					
Antal lupiner			7					
Andel lupiner (%)			0,673479					0,084185
Vitsippor					43	48	5	96
Maskros		12	12	19			2	10 55
Backsmultron								0
Gulmåra								0
Smultron	30	18	10	7	30	16	39	25 175
Daggkåpa	10	2			3	6	10	31
Backskärvfrö								0
Tussilago								0
Harkål								0
Brännässla								0
Kungsljus								0

Lokal: D								
Ruta:	1	2	3	4	5	6	7	8 Totalt:
Diameter (cm)								
Antal lupiner								
Andel lupiner (%)								0
Vitsippor		32	98	48	83	65	41	89 456
Maskros								0
Backsmultron								0
Gulmåra		4	5	5			5	19
Smultron	3	8						11
Daggkåpa		2						2
Backskärvfrö	4							4
Tussilago								0
Harkål								0
Brännässla								0
Kungsljus								0

Lokal: E

Ruta:

Diameter (cm)

Antal lupiner

Andel lupiner (%)

Vitsippor

Maskros

Backsmultron

Gulmåra

Smultron

Daggkåpa

Backskärvfrö

Tussilago

Harkål

Brännässla

Kungsljus

Lokal: F								
Ruta:	1	2	3	4	5	6	7	8 Totalt:
Diameter (cm)								
Antal lupiner								
Andel lupiner (%)								0
Vitsippor								0
Maskros		7	4	7		1	1	23
Backsmultron								0
Gulmåra	1					2		4
Smultron	3	5	2	5		1	1	20
Daggkåpa			3					3
Backskärvfrö								0
Tussilago		27	23	23	13	12	5	111
Harkål								0
Brännässla					8			8
Kungsljus								0

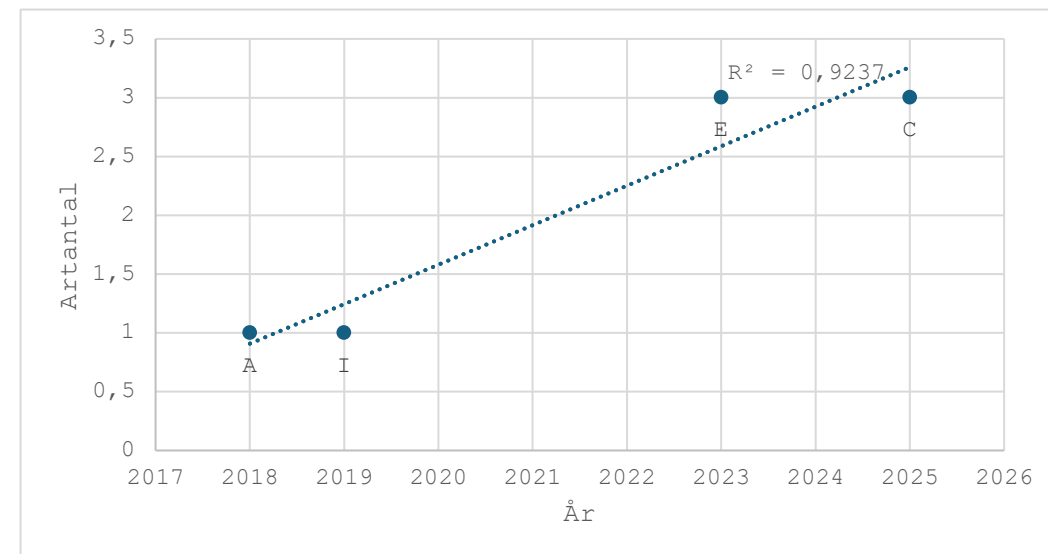
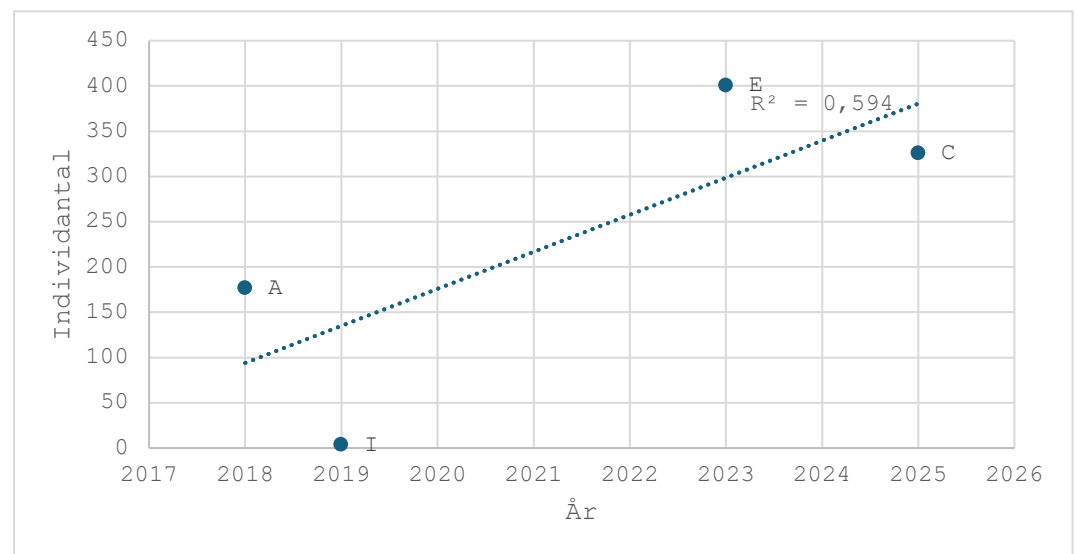
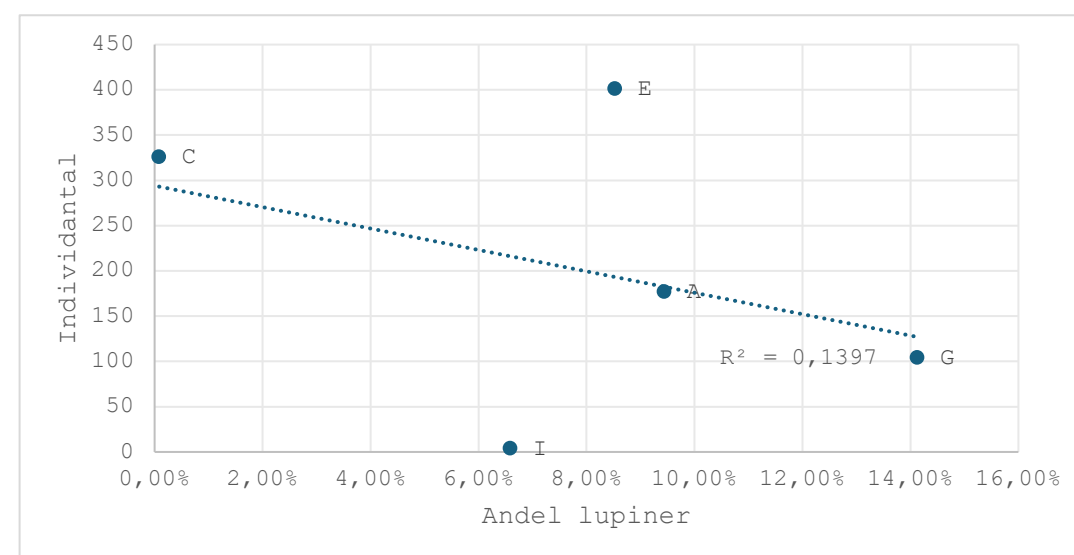
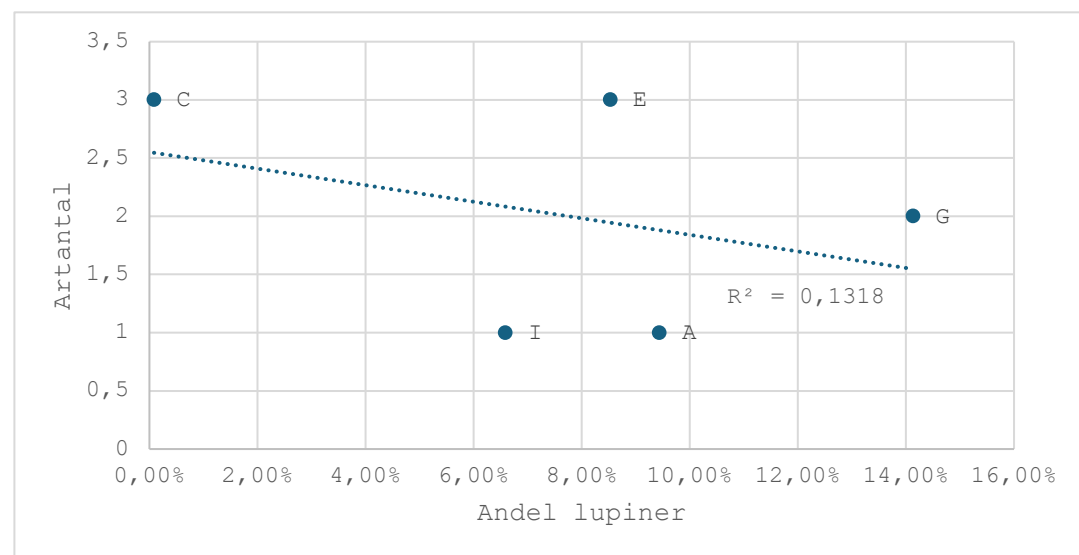
Lokal: I

Ruta:	1	2	3	4	5	6	7	8	Totalt:
Diameter (cm)	3	6,5	6	2,5		5	4,5	5	
Antal lupiner	5	25	34	4		47	33	34	
Andel lupiner (%)	0,353429	8,295768	9,613274	0,19635	10	9,228428	5,248423	6,675884	6,201445
Vitsippor									0
Maskros	1			1		1	1		4
Backsmultron									0
Gulmåra		1	14		24	13	12	14	78
Smultron									0
Daggkåpa									0
Backskärvfrö									0
Tussilago									0
Harkål	2				10	14	27	1	54
Brännässla		23	7	170	1				201
Kungsljus					1				1

Lokal:	lupinandel	Artantal	Individantal
A	9,44%	1	177
C	0,08%	3	326
E	8,53%	3	401
G	14,13%	2	104
I	6,59%	1	4

Intercept	
Individ	294,104202
Art	2,55148184

Lokal:	lupinandel	År	Artantal	Individantal
A	9,44%	2018	1	177
C	0,08%	2025	3	326
E	8,53%	2023	3	401
I	6,59%	2019	1	4
G		Ingen data	2	104



Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>

☒ JA, jag, Ronja Lindgren har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.