

Två terrestra invasiva växters utbredning och inverkan på andra växter

Jessica Sjöblom

Pro gradu-avhandling i miljö-och marinbiologi

Handledare: Mikael von Numers, universitetslärare i miljöbiologi

Fakulteten för naturvetenskaper och teknik

Åbo Akademi

2022

Åbo Akademi, Miljö- och marinbiologi

Jessica Sjöblom, 2022

Två terrestra invasiva växters utbredning och inverkan på andra växter

Pro gradu-avhandling, 28 s.

Abstrakt

Invasiva arter är ett globalt problem och ett stort hot mot bevarande av ursprungliga arter och av biodiversitet. Människans mobilitet och ingrepp i naturen har lett till att allt fler invasiva arter har introducerats och att de lätt etablerat sig. En stor del av världens invasiva arter är kärlväxter och de kan missgynna ursprungliga växter genom att dominera vid konkurrens om resurser. För att skydda arter har det blivit vanligt att skapa artutbredningsmodeller som visar en arts sannolika förekomst i ett område. En modelleringsmetod som blir vanligare baserar sig på maximal entropi (eng. maximum entropy, Maxent). Den utgår från uppgifter om artens nuvarande förekomst tillsammans med geografiska raster som beskriver miljöfaktorer som sannolikt påverkar artens utbredning (prediktorer). Denna metod kunde lämpa sig till att modellera en invasiv arts utbredning och kunde således vara ett hjälpmedel vid planering av ett bekämpningsarbete. I Finland är jättebalsaminen *Impatiens glandulifera* och blomsterlupinen *Lupinus polyphyllus* två invasiva växter som är väl utbredda, och modelleringen gjordes därför på dessa. Jättebalsaminen har studerats mindre än blomsterlupinen och därför undersöktes hurdan inverkan jättebalsaminen har på andra växter i sin omgivning. Detta gjordes genom att jämföra art- och individantal mellan provrutor där jättebalsaminen förekommer och kontrollrutor där den inte förekommer. Därtill gjordes en DCA (Detrended Correspondence Analysis) för att undersöka om artsammansättningen skiljer sig mellan prov- och kontrollrutorna på omgivningsgradienter. Modelleringen visade att närhet till vägar är den prediktor som starkast ökar sannolikheten för förekomst för båda arterna. Jättebalsaminen missgynnar andra växter, både sett på artantal och individantal. Provrutorna med förekomst av jättebalsamin ligger på fuktigare områden än kontrollrutorna. Sammanfattningsvis ger detta arbete information om vart de invasiva arterna potentiellt kommer att sprida sig. Denna information är användbar vid bekämpning. Arbetet bidrar även till kännedomen om hur jättebalsaminen påverkar sin omgivning och den övriga floran.

Nyckelord: invasiva växter, Maxent, artutbredningsmodellering, *Impatiens glandulifera*, *Lupinus polyphyllus*, DCA (Detrended Correspondence Analysis)

The distribution of two terrestrial invasive plants and their impact on other plants

M.Sc. Thesis, 28 pp.

Abstract (in English)

Invasive species are a global problem and a major threat to the conservation of native species and biodiversity. Human mobility and encroachment on nature have led to the introduction of invasive species and their easy establishment. A large part of the world's invasive species are vascular plants, and they can disadvantage native plants by dominating in resource competition. To protect species, it has become common to create species distribution models that show a species' probable occurrence in an area. A modelling method that is becoming more common is based on maximum entropy (Maxent). It is based on information about the current occurrence of the species, together with geographical raster data (predictors) that describe environmental factors that are likely to affect the distribution of the species. This method could be suitable for modelling the distribution of an invasive species and could thus help in planning management work. In Finland, the Himalayan balsam *Impatiens glandulifera* and the garden lupine *Lupinus polyphyllus* are two invasive plants that are well distributed, and the modelling was therefore done on these. The Himalayan balsam has been studied less than the garden lupine, and consequently the effect of the Himalayan balsam on other plants in its environment was investigated more in-depth. This was done by comparing the number of species and individuals between test grid frames where the Himalayan balsam occurs and control grid frames where it does not occur. In addition, a DCA (Detrended Correspondence Analysis) was performed to investigate whether the species composition differs between the test and control grid frames on environmental gradients. The modelling showed that proximity to roads is the predictor that most strongly increases the probability of occurrence for both species. The Himalayan balsam disadvantages other plants, both in terms of the number of species and the number of individuals. The test grid frames with the presence of Himalayan balsam are located in more moist areas than the control grid frames. In summary, this work provides information on where the invasive species will potentially spread. This information is useful in management. The work also contributes to the knowledge of how the Himalayan balsam affects its surroundings and the rest of the flora.

Keywords: invasive species, Maxent, species distribution modelling, *Impatiens glandulifera*, *Lupinus polyphyllus*, DCA (Detrended Correspondence Analysis)

Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	1
1.1 Målsättning	4
2. Undersökningsområde och undersökta arter	5
2.1 Undersökningsområde	5
2.2 Undersökta arter.....	5
2.2.1 Jättebalsamin <i>Impatiens glandulifera</i>	5
2.2.2 Blomsterlupin <i>Lupinus polyphyllus</i>	6
3. Material och metoder	7
3.1 Insamling av fältdata.....	7
3.2 Bearbetning av fältdata	8
3.2 Analyser	11
3.3.1 Artutbredningsmodellering.....	11
3.3.2 Statistisk analys	12
3.3.3 DCA	12
4. Resultat.....	13
4.1 Artutbredningsmodellering	13
4.1.1 Modellering av jättebalsaminens utbredning.....	13
4.1.2 Modellering av lupinens utbredning	16
4.2 Skillnad i artantalet mellan prov- och kontrollrutor	18
4.3 Skillnad i individantalet mellan prov- och kontrollrutor.....	18
4.4 DCA.....	20
5. Diskussion	21
5.1 Modellering av de invasiva växternas sannolika förekomst	21
5.2 Jättebalsaminen missgynnar andra växter	23
5.2.1 Tolkning av DCA:n.....	24
5.2.2 Lupinens inverkan på andra arter	25
5.2.2 Jättebalsaminens inverkan på andra arter	26
5.3 Nyttan med artutbredningsmodellering.....	26
6. Konklusioner	27
7. Tillkännagivande.....	28
8. Litteraturförteckning	29
Bilaga 1	34

1. Introduktion

Främmande arter har blivit till ett känt begrepp runt om i världen då deras spridning berör många av världens länder. Dessa är arter som på olika sätt har tagit sig utanför sitt naturliga habitat och introducerats på nya områden. En främmande art på ett nytt område orsakar oftast någon typ av förändring i habitatet. Detta påverkar såväl de ursprungliga arterna som människan. Om den främmande arten orsakar negativa effekter benämns den invasiv främmande art eller bara invasiv art. Majoriteten av de främmande arterna är invasiva och orsakar negativa effekter på något plan. I värsta fall kan de invasiva arterna ändra på ekosystemstrukturen, vilket kan påverka dess ekosystemtjänster och funktion, samt minska den biologiska mångfalden (IUCN, 2021). Spridningen av invasiva arter kan kopplas till 58 % av nyligen utrotade arter, och anses vara ett stort hot mot bevarande av ursprunglig flora och fauna (Bellard et al., 2016). Detta hot förvärras av klimatförändringen (Bellard et al., 2012).

Människans mobilitet är den största orsaken till att arter har hittat nya vägar och vektorer som gör att de kan ta sig över naturliga barriärer, som vatten och berg (Vitousek et al., 1989, i Valtonen et al., 2006). De främmande arterna introduceras på nya områden både medvetet och omedvetet av människan (Valtonen et al., 2006). Till exempel kan människan omedvetet föra med dem vid transport och förflyttning, som i barlastvattnet i fartyg (se t.ex. Hayes och Sliwa, 2003). Människan har också medvetet fört in nya arter, till exempel prydnads- eller foderväxter (Valtonen et al., 2006).

Klimatförändringen och människans ingrepp i naturliga miljöer gör det lättare för invasiva arter att spridas och etableras, och samtidigt svårare för ursprungliga arter att kunna anpassa sig och stå emot invasioner (Moina och Howard, 2010). Hur framgångsrikt en invasiv art börjar sprida sig när den har kommit till det nya habitatet beror dels på området, dels på artens förmåga att sprida sig. Områden som har störts mer av människan, till exempel odlingsmark och ruderatmark, blir oftare invaderade av invasiva arter. Det beror på att människans ingrepp på naturen kan skapa lämplig mark för den invasiva arten, att förändringen kan öka någon resurs eller minska konkurrensen mellan arter (Pyšek et al., 2010; Belote et al., 2008, i Jauni, 2012). Alla introducerade arter blir dock inte invasiva, då de kan begränsas av genetik, demografi och ekologiska faktorer (Sakai et al., 2001). Invasiva arter har blivit till ett problem

när de orsakar stora förändringar och deras spridning är svår att stoppa. Invasiva arter är ett globalt problem som orsakats av människan och som påverkar oss genom förluster inom agrikultur, skogsbruk, fiske och andra ekosystemtjänster som en naturlig biologisk mångfald ger oss (Wittenberg och Cock, 2001).

Kärlväxter representerar en stor del av världens invasiva arter (Seebens et al., 2017). I Finland har vi 24 växter som klassas som invasiva av Jord- och skogsbruksministeriet (Jord- och skogsbruksministeriet, 2012). Invasiva växter kan vara ett hot mot den naturliga mångfalden. Detta beror på att den invasiva växten har relativt lätt att etablera sig och sprida sig, och kan således missgynna eller tränga bort ursprungliga arter vid konkurrens om resurser (van Kleunen et al., 2010 i Ramula och Pihlaja, 2012). Till exempel kan invasiva växter skugga de ursprungliga om de växer sig högre eller har en snabbare tillväxt i början av växtsäsongen. Faktorer som dessa kan göra en invasiv växt mycket framgångsrik. Andra faktorer är exempelvis att vara bättre på att locka till sig pollinerare, sakna naturliga predatorer, föröka sig med kloner och att producera stora mängder frön som sprider sig långt (se t.ex. Chittka och Schürkens, 2001 i Ramula och Pihlaja, 2012). Om en invasiv art tar över en ursprunglig arts livsområde påverkar det inte bara den arten, utan även arter i högre trofiska nivåer som vanligtvis interagerar med den ursprungliga arten. Till exempel kan den ursprungliga arten vara en födokälla för specifika djur, medan den invasiva arten kanske inte passar som föda för samma djur (Valtonen et al., 2006).

De invasiva växternas utbredning och inverkan på de ursprungliga arterna och biodiversiteten har lett till att man har börjat bekämpa dem för att försöka stoppa deras spridning. Bekämpning görs på olika sätt beroende på växttypen. Till exempel att klippa eller trimma ner växten är en vanlig bekämpningsmetod (Kettenring och Adams, 2011). Innan ett bekämpningsarbete kan påbörjas behövs det information om var den förekommer. Om växten redan har en stor utbredning på området i vilket bekämpning ska utföras, är det bra att veta vart den potentiellt fortsätter att breda ut sig, för att möjligtvis kunna skydda viktiga områden, som vårdbiotoper eller kulturlandskap. Det krävs alltså ofta mycket tid och arbete för att få bort den invasiva arten.

Artutbredningsmodellering (eng. species distribution modelling, SDM) har blivit en populär metod för att modellera en arts potentiella utbredning i ett område. Vanligen

använder man sig av uppgifter över både var arten förekommer och inte förekommer (eng. presence and absence) vid modellering. Idag är det vanligt att man använder sig enbart av uppgifter om var arten förekommer (eng. presence-only), tillsammans med geografiska raster som beskriver miljöfaktorer som sannolikt påverkar artens utbredning. Denna metod blir inte lika exakt, men den är lättare att utföra och mindre tidskrävande. Samtidigt utvecklas denna metod mycket nu och blir allt oftare använd. Metoden kan till exempel användas som ett hjälpmedel för att ta reda på hur man kan skydda den modellerade arten, eller till att modellera ett klimatscenario för en art (Elith och Leathwick, 2009). Det är dock ännu inte så vanligt att göra en artutbredningsmodellering som hjälpmedel för att bekämpa en art, vilket är något jag vill pröva i detta arbete. Resultatet skulle kunna användas för att förutse den invasiva artens spridning och för att välja ut områden som bör prioriteras vid bekämpning. Jag kommer att använda modelleringsmetoden som baserar sig på maximal entropi (eng. maximum entropy, Maxent) (Phillips et al., 2006). Maxent ger en karta som visar områden där arten med störst sannolikhet finns och en bedömning av vilka faktorer som bidrar mest till sannolikheten för artens förekomst.

Två invasiva växter som är väl utbredda i Finland och som sprider sig snabbt är blomsterlupin *Lupinus polyphyllus* och jättebalsamin *Impatiens glandulifera*. Dessa växter har brett ut sig i många länder, och bekämpningen av dem har blivit till ett globalt mål (Vieraslajit, <https://vieraslajit.fi/>). Det finns därmed tidigare forskning om var de trivs, hur de sprider sig, vilka negativa effekter de har och vilka bekämpningsmetoder som är effektiva (se till exempel Hejda och Pyšek (2006), Helmisaari (2010) för jättebalsamin, och Ramula (2020), Fremstad (2010) för blomsterlupin). Detta kan dock variera beroende på landets läge och klimat.

I Finland har blomsterlupinen studerats mer än jättebalsaminen. Ramula (2020) har bland annat undersökt hur man bäst bekämpar blomsterlupinen och Valtonen et al. (2006) har till exempel undersökt hur andra växter samt fjärilar påverkas av artens utbredning. Hur ursprungliga växter påverkas av blomsterlupinens utbredning och vilka de associerade växterna är har även undersökts av Ramula och Pihlaja (2012) och av Knudsen (2021), medan det inte finns någon direkt studie om jättebalsaminens associerade växter i Finland, såvitt jag känner till. Att få en överblick över vilka jättebalsaminens associerade växter är och hur de påverkas av den invasiva artens närvaro är viktig information som kan användas för att skydda känsliga arter och

biodiversiteten. Därför är det här något jag har valt att undersöka i detta arbete genom rutrammetoden och med en DCA.

1.1 Målsättning

Målsättningen för denna avhandling är att:

- 1) göra en modellering av jättebalsaminens och lupinens potentiella utbredning utifrån var de finns just nu och hitta de faktorer som bidrar mest till respektive arts utbredning.

Hypotes 1) är att närhet till vägar har störst betydelse för båda arternas utbredning.

- 2) ta reda på om det finns en skillnad i antal arter och antal individer mellan områden som invaderats av jättebalsaminen och motsvarande områden där jättebalsaminen inte finns.

Hypotes 2) är att artantalet är lägre på områden där jättebalsaminen förekommer, och **hypotes 3)** är att individantalet av andra växter är lägre på områden där jättebalsaminen förekommer.

- 3) ta reda på om artsammansättningen skiljer sig mellan områden som invaderats av jättebalsaminen och motsvarande områden där jättebalsaminen inte finns.

Hypotes 4) är att det finns skillnader i placeringen på miljögradienter mellan områden som har invaderats av jättebalsamin och områden där jättebalsaminen inte finns.

Med denna information blir det lättare att veta vart den invasiva arten sannolikt sprider sig, och gör det möjligt att bekämpa arten där den gör mest skada. Den här avhandlingen ger också information om vilka jättebalsaminens associerade växter är och hur den påverkar andra växter i sin omgivning.

2. Undersökningsområde och undersökta arter

2.1 Undersökningsområdet

Fältarbetet utfördes inom staden Jakobstads gränser. Jakobstad ligger i norra delen av landskapet Österbotten vid Bottenvikens kust. Staden har ett invånarantal på 19 066 personer år 2020 (Statistikcentralen, 2022). Stadens totala areal är 396,35 km², varav 88,45 km² är land och 304,47 km² är havsområden (Jakobstad, 2020). Jakobstad har ett tätt bebyggt centrum som ändå är naturnära med parker och grönområden. Det finns glesbebyggda områden med kringliggande skog och även kustområden med flera stränder. I Jakobstad finns det två invasiva terrestra växtarter som är väl utbredda, jättebalsamin och blomsterlupin, och därför passade området för att undersöka dessa arter. Andra invasiva växter som har påträffats i mindre mängder i Jakobstad är vresros *Rosa rugosa* och parkslide *Reynoutria japonica*.

Jag undersökte systematiskt hela staden för att hitta lupinbestånd. Gällande jättebalsaminerna valdes 16 lämpliga bestånd till den djupare undersökningen med rutram (Figur 1). Bestånden valdes främst utifrån en tidigare kartering, men även några nyfunna områden undersöktes.

2.2 Undersökta arter

2.2.1 *Impatiens glandulifera*

Jättebalsamin *Impatiens glandulifera* Royle (Balsaminaceae) är en ettårig växt som ursprungligen kommer från västra Himalaya. Den introducerades i Europa 1839 och kom till Finland i slutet av 1800-talet. De första förvildade populationerna i Finland observerades 1947. I Finland har den spridit sig främst genom import av frön från utlandet och som trädgårdsväxt. Den har också spridits medvetet av biodlare med avsikten att vara foderväxt för bin (Helmisaari, 2010). I Finland har den brett ut sig i befolkningstäta områden upp till polcirkeln, men den begränsas av temperatur, längden på växtsäsongen och markens fuktighet (Helmisaari, 2010; Beerling, 1993). Jättebalsaminen är idag känd som en invasiv växt i många länder i Europa och Asien, samt i stora delar av Nordamerika och i Nya Zeeland (Helmisaari, 2010).

Jättebalsaminen klarar sig i många olika habitat, men trivs bäst på fuktiga och näringsrika områden, till exempel längs floder och sjöar. Den hittas även ofta vid habitat som har skapats av människan, som diken, vägrenar, gräsmarker och buskage. Jättebalsaminen kan bli upp till tre meter hög, har ytliga rötter, bildar täta bestånd och blommar från juli tills frosten kommer på hösten. Blommornas färg varierar från vit till rosa och lila. Den förökar sig med frön som bildas i frökapslar. När frökapslarna är mogna exploderar de och fröna slungas i väg upp till 7 meter från moderplantan. En enda individ kan producera mera än 4000 frön. Om den växer intill ett vattendrag blir frönas spridning ännu längre eftersom de flyter en stund. Jättebalsaminen har en god regenerativ förmåga, vilket gör att den kan växa upp efter att den har blivit avklippt, och även små individer kan blomma och bilda frön. Denna invasiva art har flera goda förutsättningar för att sprida sig snabbt och börja konkurrera med inhemska arter (Helmisaari, 2010). Rusterholz et al. (2014) konstaterade att jättebalsaminen kan orsaka förändringar i mikroantropoders sammansättning, vilket i sin tur kan ändra på cirkulationen av näringsämnen i jordmånen. Jättebalsaminen kan också ha positiva effekter på andra arter. I exempelvis Tjeckien har jättebalsaminens nektarrika blommor utgjort viktig föda för hotade humlor (Starý och Tkalcu, 1998).

2.2.2 *Lupinus polyphyllus*

Blomsterlupin *Lupinus polyphyllus* (Fabaceae) (härefter lupin) är en flerårig växt som härstammar från västra Nordamerika. Den har introducerats främst som en trädgårdsväxt i många länder och därefter blivit en trädgårdsrymling. Lupinen har även odlats i syfte att förbättra jordmånen och dess stabilitet, samt som foder åt tamdjur och vilda djur. Den har på detta sätt kunnat sprida sig okontrollerat och ta över ursprungliga växters växtplats. Därför klassas den idag som en mycket invasiv art (Fremstad, 2010). När den beskrevs år 1827 hade den redan introducerats till centrala Europa. Den etablerade sig som en trädgårdsrymling i Finland på 1960-talet (Valtonen et al., 2006). Lupinen har blivit en invasiv växt i flera europeiska länder, bland annat i Norden, samt i Australien, Nya Zeeland och Argentina (Fremstad, 2010; Meier et al., 2013). I Finland är den idag mycket utbredd och den har spridit sig upp till polcirkeln och finns även i liten mängd på Åland (Fremstad, 2010).

Lupinen är en kvävefixerande växt eftersom den lever i symbios med kvävefixerande bakterier som finns i rotknölar. Detta gör att den trivs bra i näringsfattig jordmån. Dessutom, på grund av dessa kvävefixerande rotknölar, kan jordmånens näringsammansättning förändras, vilket kan påverka andra växter negativt. Arten kan ses i flera olika habitat, men främst vid väg- och järnvägskanter, och andra områden med näringsfattig jordmån. Lupinen kan speciellt hota sällsynta växter vid näringsfattiga, gamla gräsängar och i kulturlandskap, eftersom den är så konkurrenskraftig när den sprider sig. Lupiner blir 50–150 cm höga och de har karakteristiska blommor som kan vara blå, rosa och vita. I Finland blommar den främst i juni och förökar sig med många frön som sprider sig korta sträckor runt moderplantan. Fröna sprids dock också med fordon, genom människans aktivitet och när jordmassor flyttas. Lupinen kan även föröka sig vegetativt. Eftersom den är en flerårig växt övervintrar den med knoppar och växer upp igen på våren. Dessa nämnda faktorer gör lupinen till en framgångsrik invasiv art som kan konkurrera med ursprungliga arter och ändra på jordmånen till sin fördel (Fremstad, 2010). På samma sätt som jättebalsaminen har lupinen nektar som ger föda åt insekter och kan således ställvis vara viktig om det inte finns annan föda åt insekterna. Särskilt humlor har visat sig besöka lupinerna ofta, vilket kan ha både positiva och negativa effekter på andra växters pollination (Ramula och Sorvari, 2017; Jakobsson och Padrón, 2014).

3. Material och metoder

3.1 Insamling av fältdata

Till modelleringen av arternas potentiella utbredning behövdes koordinatpunkter för varje bestånd av de båda undersökningsarterna. Insamlingen av materialet utfördes under sommaren och en bit in på hösten 2021 (14.6–20.9). Koordinaterna samlades in med en GPS, modell GARMIN GPSMAP 62, inom undersökningsområdet staden Jakobstads gränser. Punkterna togs ungefär från mitten av ett bestånd och de namngavs så att lupiner och jättebalsaminer sedan kunde särskiljas. För att en grupp med individer av den invasiva arten skulle räknas som ett bestånd sattes gränsen vid minst ca 10 tätt växande individer. Längden och bredden på alla jättebalsaminbestånd mättes

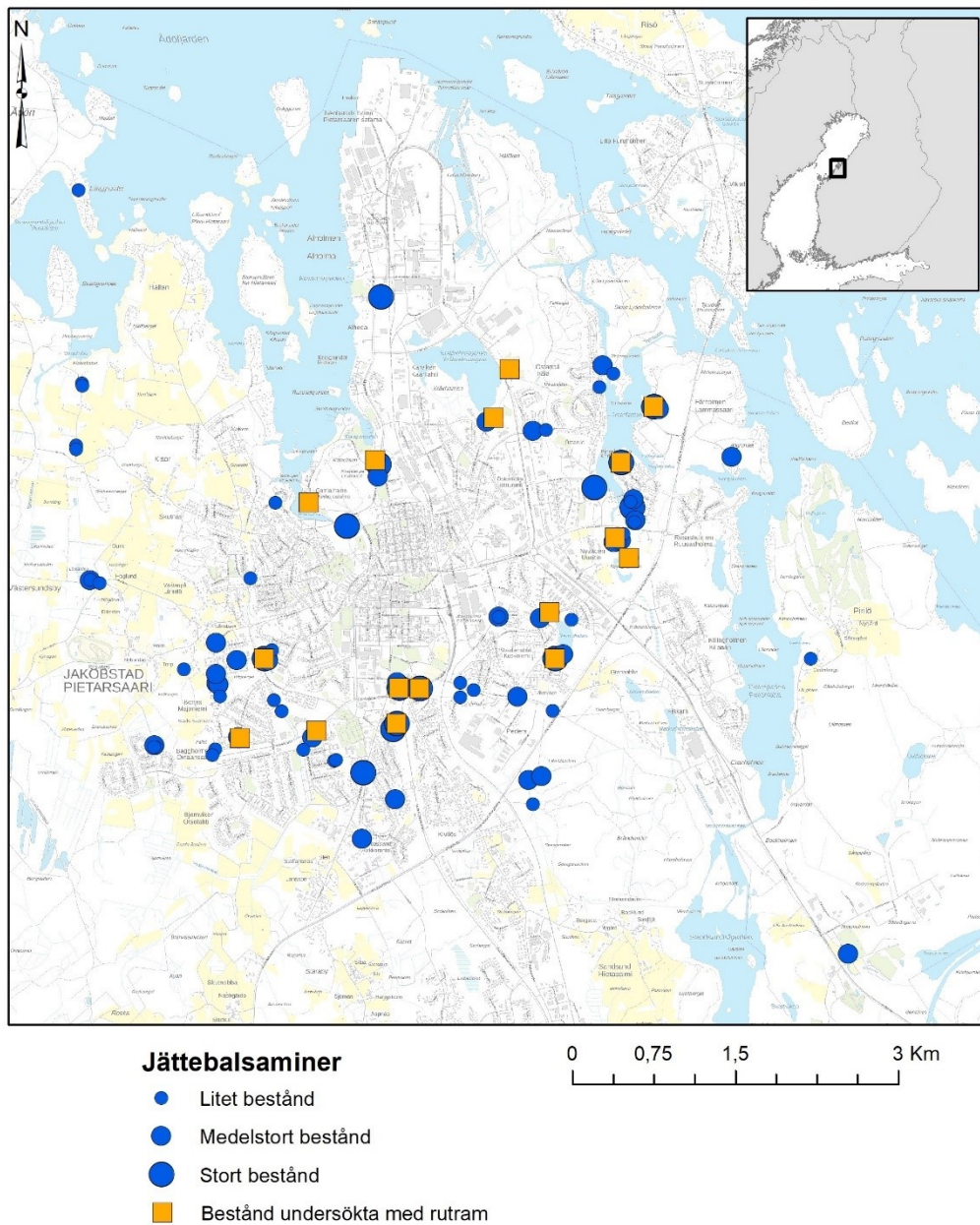
och växtplatsens egenskaper antecknades. Inom undersökningsområdet fanns det inga tidigare karteringar över lupinens utbredning, alltså körde jag systematisk runt längs de flesta av stadens vägar för att hitta så många bestånd som möjligt. Efter en tid gick det att gissa längs vilka vägar lupiner troligtvis inte fanns, till exempel i täta bostadsområden. En kartering över jättebalsaminerna hade gjorts 2019 i staden, men den visade sig sakna bestånd eftersom jag upptäckte många nya. Bestånden har troligtvis också växt till sig en del under de två åren mellan karteringarna. Det är också möjligt att det finns ytterligare jättebalsaminbestånd som jag inte upptäckte sommaren 2021, eftersom fokus låg på lupinerna och karteringen började i juni när de blommade, medan jättebalsaminen inte var synlig då ännu. Dessa omständigheter påverkar ändå inte analysen. Sammanlagt samlades det in koordinater för 198 lupinbestånd och 90 jättebalsaminbestånd.

Jättebalsaminens associerade växter undersöktes genom provtagning av 16 bestånd med en rutram (Figur 1). Rutrammetoden är en etablerad metod och används ofta för att räkna ut en arts täckningsgrad. Metoden kan användas både i terrestra och marina miljöer, och storleken på rutorna kan variera. Rutramen jag använde var 1 x 1 m, som därtill indelades i fyra 50 x 50 cm rutor. En provruta placerades i jättebalsaminbeståndet och en kontrollruta strax utanför beståndet där det inte fanns jättebalsaminer eller endast få individer, för att kunna göra en jämförelse. I varje prov- och kontrollruta identifierades arterna, och antal individer per art räknades för varje mindre ruta. Om en art var svår att räkna uppskattades antalet. Gräs och halvgräs identifierades inte.

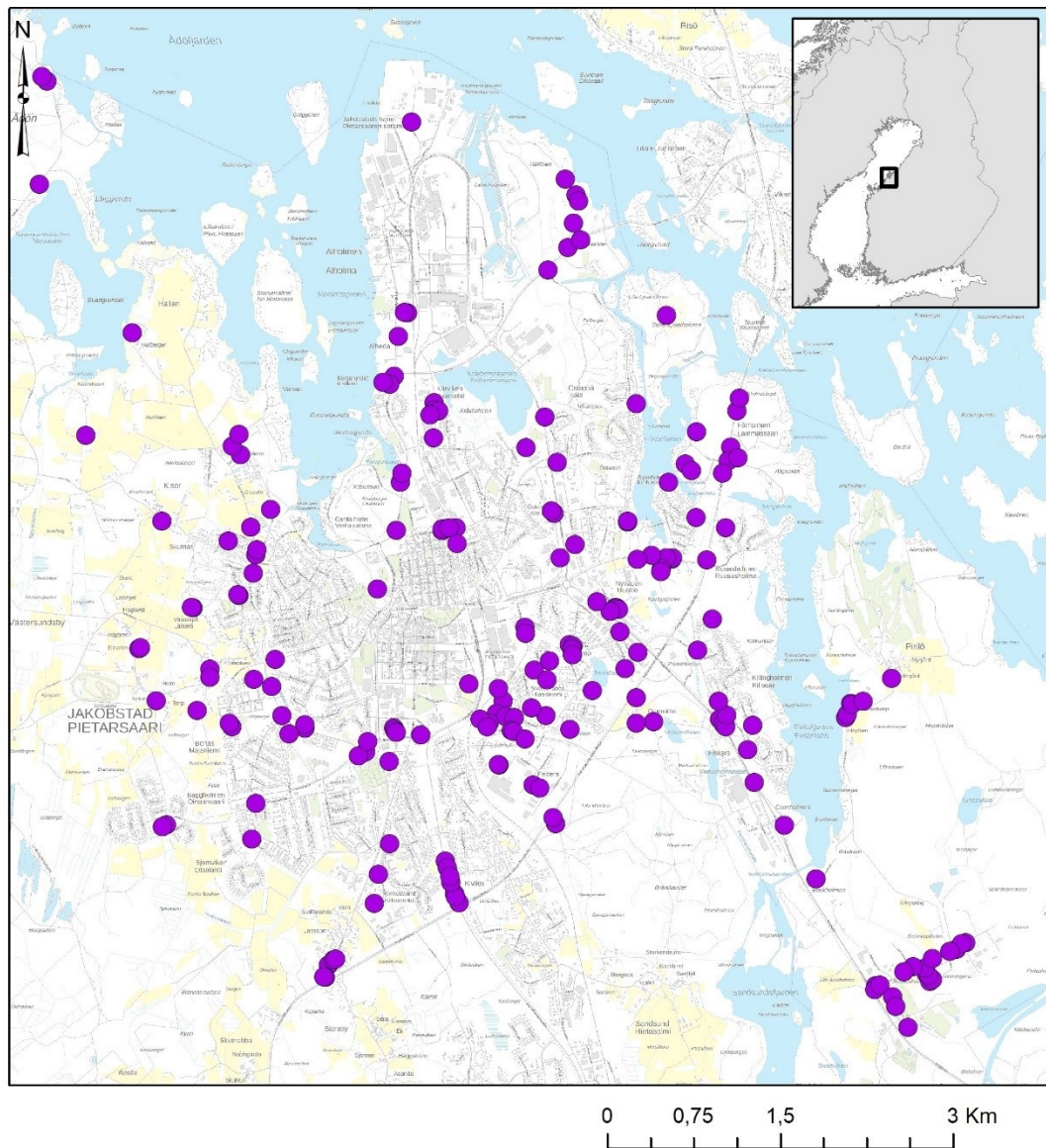
3.2 Bearbetning av fältdata

För att göra en modellering av arternas potentiella utbredning på undersökningsområdet krävs det en del bearbetning av data i ett GIS och tillverkning av prediktiva raster lämpade för en analys i Maxent. Detta arbete gjordes i ArcMap 10.8, och koordinatsystemet som användes var EUREF-FIN. Koordinatpunkterna togs in och delades upp i två olika kartskikt, ett för lupiner och ett för jättebalsaminer. I art-rastrens attributdatatabell tillsattes två fält där koordinaterna kalkylerades (N- och E-koordinater). Därefter samlades alla koordinater i en Excel-fil med värdena avgränsande med kommatecken (eng. comma-separated values, CSV) så att de kan

läsas in i Maxent. Kartor över arternas nuvarande förekomster gjordes i ArcMap utgående från koordinatpunkterna (Figur 1 och 2). I jättebalsaminens attributdatatabell tillsattes ett fält med beståndens storlek. För att beskriva storleken beräknades arean för varje bestånd, enligt formeln för ellips ($\pi \times \text{längd}/2 \times \text{bredd}/2$). Beståndens storlekar klassades till litet, medelstort och stort (se Figur 1). I kartan över jättebalsaminen markerades även de platser som undersöktes med rutram.



Figur 1. Jättebalsaminens utbredning i Jakobstad. Beståndens storlek visualiserade med olika stora cirklar. Bestånden som undersöktes med rutram syns som orangea fyrkanter.



Figur 2. Lupinens utbredning i Jakobstad. Varje cirkel är ett bestånd.

Prediktiva raster som kan ha betydelse för var de undersökta arterna förekommer (prediktorer) tillverkades som enskilda rasterskikt. Från Lantmäteriverkets filtjänst för avgiftsfria data laddades en höjdmmodell och en terrängdatabas ner (Lantmäteriverket, 2021). Av höjdmodellen tillverkades med hjälp av verktyget Slope ett rastersikt som beskriver lutning. Av terrängdatabasen tillverkades raster för vägar och diken, genom att först identifiera de rätta skikten (polygon- eller linjeskikt), göra om dessa till raster med verktyget Feature to Raster, och sedan plocka ut vägar och diken till enskilda raster med verktyget Reclassify. Resten av prediktorerna togs ut från CORINE 2018.

CORINE är Finlands miljöcentrals materialbank med geodata över hela Finland som är framtaget från satellitbilder. Detta går att ladda ner från miljöcentralens webbsida (SYKE, 2018). Rastren av CORINE tillverkades på liknande sätt med verktyget Reclassify. Rastren jag valde ut ur CORINE som potentiellt kunde ha betydelse för arternas förekomst visar: höghusområden, småhusområden, avstjälningsplatser, sjöar, lövskog, barrskog, glesa skogsområden, myrområden, våtmarker vid kusten, fält eller åkrar, parker, och service- och industriområden. Sammanlagt utgick jag från 15 prediktiva raster. Eftersom CORINE:s pixelstorlek var 20 m gånger 20 m, ändrades rastren av höjdmodellen och terrängdatabasen till samma pixelstorlek med verktyget Aggregate. För att också få dimensionerna samma för alla raster skapades en ram att maska med och sedan användes verktyget Extract by mask. Att pixelstorleken och dimensionerna är samma för alla raster är en förutsättning för Maxent. Alla prediktorer, förutom lutning, gjordes sedan till avstånds raster med verktyget Euclidean distance och konverterades till ASCII-format med verktyget Raster to ASCII för att kunna användas i analysprogrammet Maxent.

DCA:n krävdes lite mera omarbetning av Excel-tabellen för att lämpa sig för analysprogrammet. En plats uteslöts (Fårholmen) då en art var helt dominerande, vilket gjorde platsen till en outlier i analysen.

3.3 Analyser

3.3.1 Artutbredningsmodellering

Mjukvaran MAXENT baserar sig på maximal entropi för att modellera arters möjliga nischer och utbredning. Med endast data om en arts närvaro (eng. presence-only data) och med utvalda prediktorer (geografiska raster som beskriver miljöfaktorer) kan Maxent modellera kartor över var arten potentiellt förekommer utgående från informationen i de prediktiva rastren. Därtill ger programmet information om vilken eller vilka prediktorer som bidrar till artens modellerade utbredning (Phillips et al., 2006). Ett AUC-värde (eng. Area Under the Curve) beskriver modellens förmåga att skilja mellan lokaler där arten förekommer från lokaler där arten inte förekommer. Skalan löper mellan 0 och 1, där 1 indikerar en perfekt urskiljning (Heinänen et al., 2012). Mina modeller för de två arterna byggdes i Maxent mjukvara version 3.4.4 (Phillips et al., 2021). Programmets standardinställningar användes.

Som utgångspunkt hade jag 15 prediktorer, men efter en första modellering valde jag att skala ner dem till de åtta prediktorer som hade mest påverkan eller passade bäst in på respektive art, eftersom flera av prediktorer bidrog väldigt lite till modellen. För jättebalsaminens slutliga modell användes vägar, parker, småhusområden, lövskog, höghusområden, sjöar, myrar, och fält eller åkrar som prediktorer. För lupinens slutliga modell användes vägar, höghusområden, service- och industriområden, parker, gles skog, småhusområden, myrar, och lövskog som prediktorer.

3.3.2 Statistisk analys

För statistisk analys användes RStudio (R Core Team, 2021). Ett parvis t-test gjordes för att se om det fanns en skillnad i antal arter mellan prov- och kontrollrutorna. I provrutorna förekommer jättebalsaminen medan den i kontrollrutorna inte förekommer eller endast i obetydlig mängd. Genom denna analys undersöks om förekomsten av jättebalsaminen orsakar en förändring i växtsamhället. Förutsättningarna för att göra detta test är att variablerna är oberoende av varandra och att data är normalfördelade. Om data inte är normalfördelade görs en kvadratrotstransformering, och om det inte hjälper används i stället ett icke-parametriskt test (Wilcoxon rangsummetest) som inte kräver antagandet om normalfördelade data.

Två parvisa t-test gjordes också för att analysera om det finns skillnader i antal individer mellan prov- och kontrollrutorna, det ena testet när jättebalsaminen var inkluderad och det andra när jättebalsaminen var exkluderad. Här beaktades även antagandena beskrivna ovan.

3.3.3 DCA

För att analysera skillnader i artsammansättningen mellan prov- och kontrollrutorna gjordes en DCA (eng. Detrended Correspondence Analysis) i programmet PAST (PAleontological STatistics). DCA är en ordinationsmetod utvecklad främst för växtekologers behov. I analysen placeras både provtagningsplatserna och arterna i samma flerdimensionella rymd. Den inneboende variationen förklaras av ordinationsaxlarna så att axel 1 förklarar mest medan de följande axlarna successivt

förklarar återstoden av variationen. Jag beaktar endast de två betydelsefullaste axlarna: axel 1 dvs. x-axeln och axel 2 dvs. y-axeln. Skalan är standardavvikelse och ifall två platser ligger mera än fyra enheter ifrån varandra så skiljer sig artsammansättningen helt mellan dessa. Axlarna är två olika gradienter vilkas betydelse bör tolkas utgående från arternas placering på axlarna och kännedomen om platsernas egenskaper. Ju längre platserna ligger ifrån varandra, desto mera skiljer de sig ifrån varandra i fråga om artsammansättning (von Numers, 1995).

I DCA:n får varje prov- och kontrollruta ett värde på axel 1 och axel 2. Skillnaden mellan prov- och kontrollrutornas värden på de två axlarna kan statistiskt testas. Detta gjorde jag med två parvisa t-test med beaktande av antagandena beskrivna ovan.

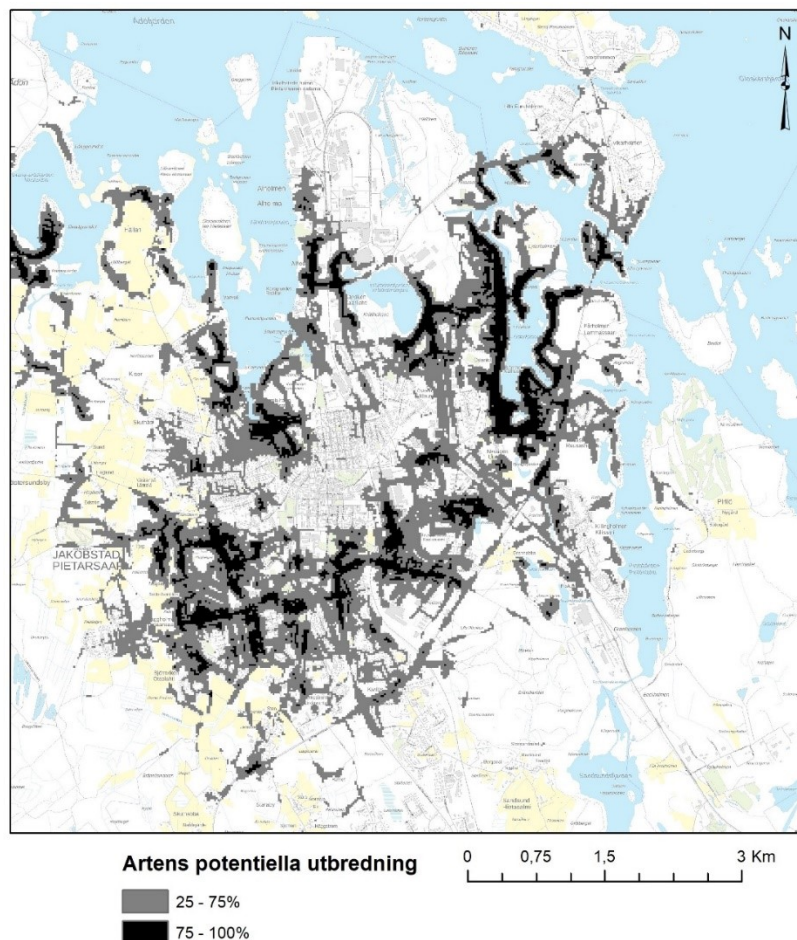
4. Resultat

Utöver jättebalsaminen identifierade jag under provtagningen 84 arter med rutramen (Bilaga 1). De flesta arter påträffades i endast några rutor, men det fanns också några arter som förekommer mer ofta. Jättebalsaminen påträffades i 81 % av rutorna. Efter jättebalsaminen var det brännässlan *Urtica dioica ssp. dioica* som påträffades i flest rutor, 59 % av rutorna. Mjölke *Epilobium angustifolium* och hallon *Rubus idaeus* var också vanliga arter bland jättebalsaminen, och de påträffades i 55 respektive 34 % av rutorna.

4.1 Artutbredningsmodellering

4.1.1 Modellering av jättebalsaminens utbredning

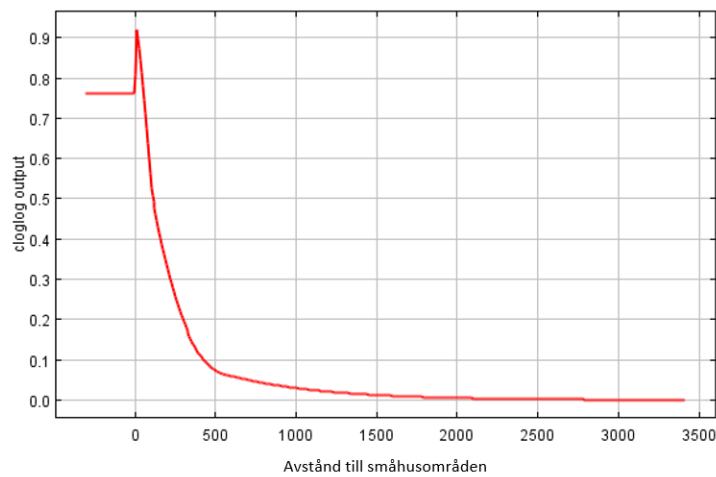
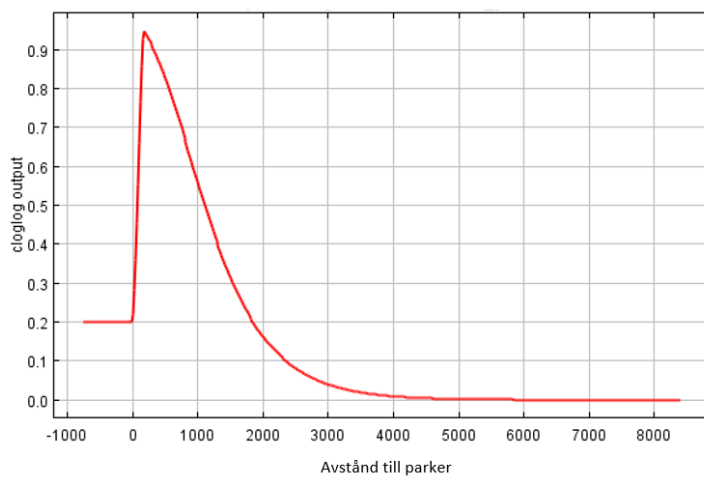
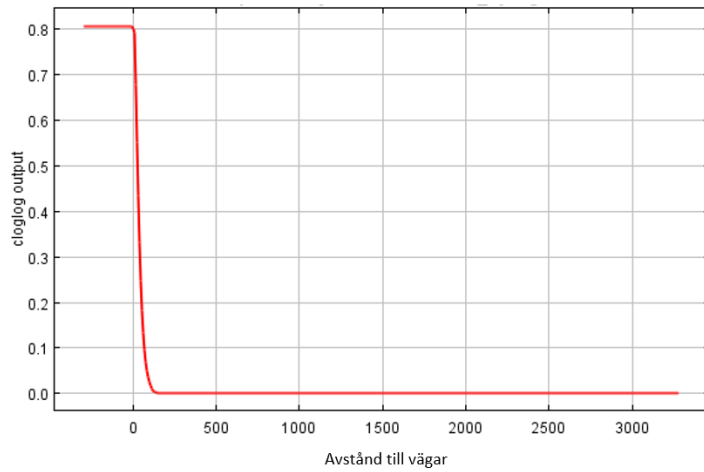
Antalet jättebalsaminbestånd som ingick i analysen var 90, och AUC-värdet är 0,959, vilket indikerar en tillförlitlig modell. Områdena med stor sannolik förekomst av jättebalsamin syns i Figur 3. De prediktorer som bidrog mest till modellen är avstånd till vägar, parker och småhusområden (Tabell 1). Vägar hade det högsta värdet och bidrar därför mest till jättebalsaminens sannolikhet för förekomst (Figur 4a).



Figur 3. Jättebasaminens potentiella utbredning i Jakobstad. Grå färg illustrerar mindre (25 – 75 %) och svart färg större (75 – 100 %) sannolikhet för artens förekomst.

Tabell 1. De prediktiva rastrens procentuella bidragande till modellerna för jättebasaminens och lupinens potentiella utbredning.

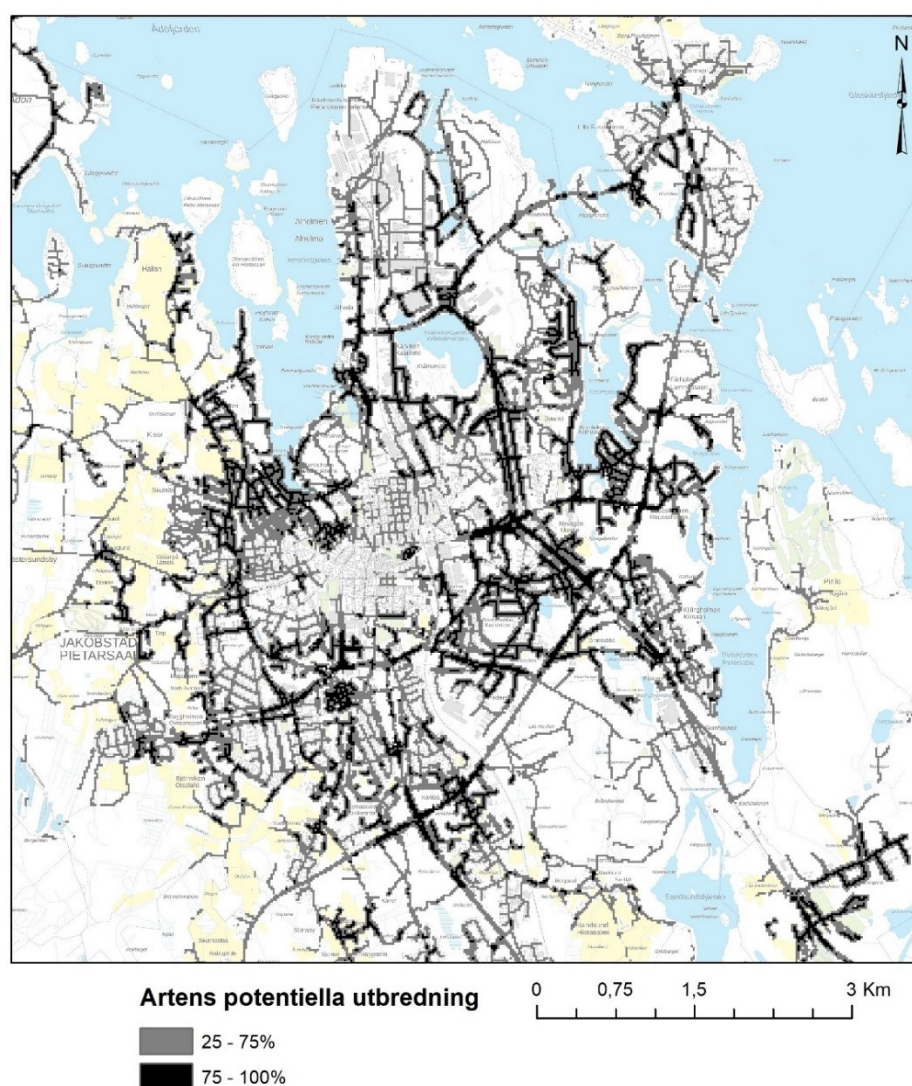
Art	Prediktor	Bidragande (%)
Jättebasamin	Vägar	37,4
	Parker	25,8
	Småhusområden	12,1
	Lövskog	8,5
	Fält/åkrar	5,9
	Höghusområden	3,8
	Sjöar	3,6
	Myrar	2,9
Lupin	Vägar	79
	Parker	5,4
	Service- och industriområden	5,3
	Gles skog	3
	Höghusområden	2,9
	Småhusområden	2,3
	Lövskog	1
	Myrar	1



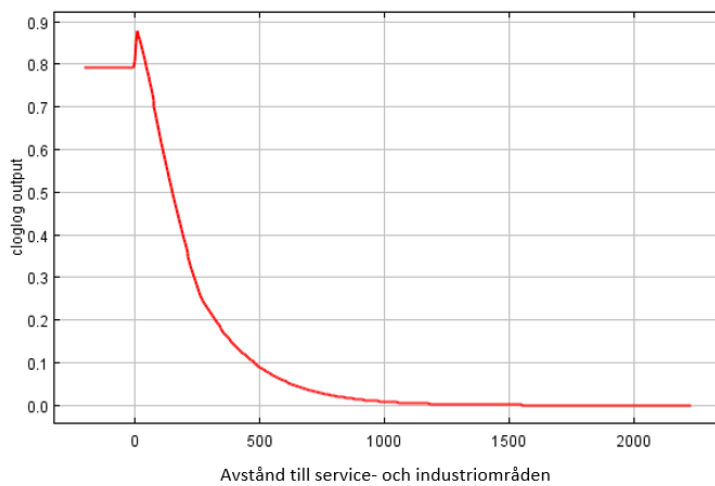
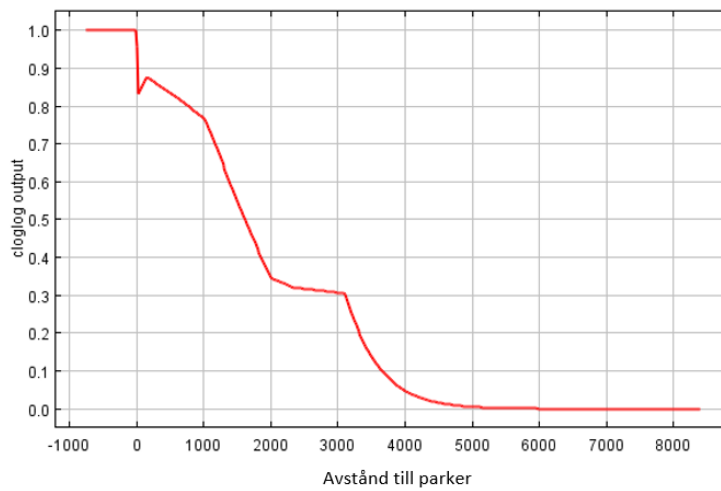
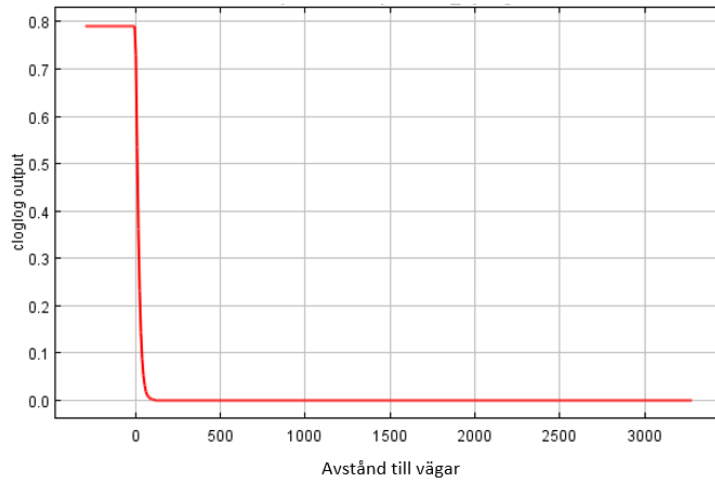
Figur 4. Responsskurvor för de tre mest bidragande prediktorerna för jättebalsaminen, a) vägar b) parker c) småhusområden. Avståndet (x-axeln) är angett i meter. Y-axeln anger sannolikhet för förekomst. Skalan (cloglog) motsvarar sannolikhet i procent (cloglog x 100).

4.1.2 Modellering av lupinens utbredning

Antalet lupinbestånd som ingick i analysen var 198, och AUC-värdet blev 0,949, vilket indikerar en tillförlitlig modell. För lupinen är avstånd till vägar den prediktor som bidrar överlägset mest till att förklara lupinens potentiella utbredning i min modell. Dess betydelse är flerdubbelt större än de övriga prediktorernas (Tabell 1), vilket tyder på att närheten till vägar är mycket viktig för lupinens utbredning (Figur 6a). Detta syns även i Figur 5 som visar områden där sannolikheten för förekomst är stor. Efter närhet till vägar är det närhet till parker och service- och industriområden som bidrar mest.



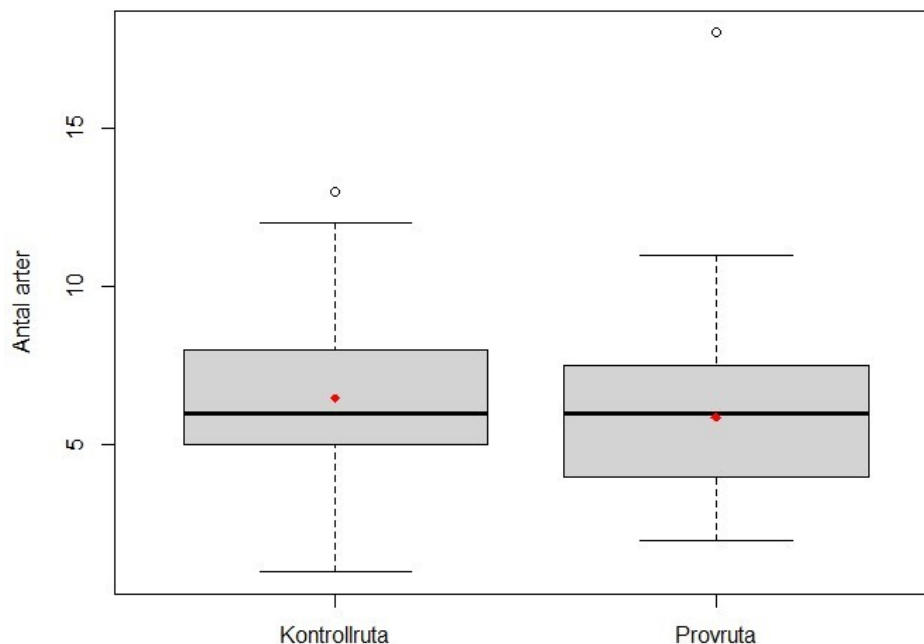
Figur 5. Lupinens potentiella utbredning i Jakobstad. Grå färg illustrerar mindre (25 – 75 %) och svart färg större (75 – 100 %) sannolikhet för artens förekomst.



Figur 6. Responsskurvor för de tre mest bidragande prediktorerna för lupinen, a) vägar b) parker c) service- och industriområden. Avståndet (x-axeln) är angivet i meter. Y-axeln anger sannolikhet för förekomst. Skalan (cloglog) motsvarar sannolikhet i procent (cloglog x 100).

4.2 Skillnad i artantalet mellan prov- och kontrollrutor

För att undersöka om jättebalsaminens förekomst påverkar artantalet, jämfördes artantalet mellan prov- och kontrollrutorna. Först kontrollerade jag om mina data var normalfördelade genom ett Shapiro-Wilk-test, vilket de inte var, $W = 0,9532$, $p < 0,001$. Efter en kvadratrotstransformering blev de normalfördelade (Shapiro-Wilk, $W = 0,9856$, $p = 0,1951$) och jag kunde göra ett parvis t-test. Det parvisa t-testet visade att det finns en liten signifikant skillnad mellan grupperna, $t = 2,118$, $df = 63$, $p = 0,0381$. Artantalet är högre i de rutor där jättebalsaminen inte förekommer (Figur 7).

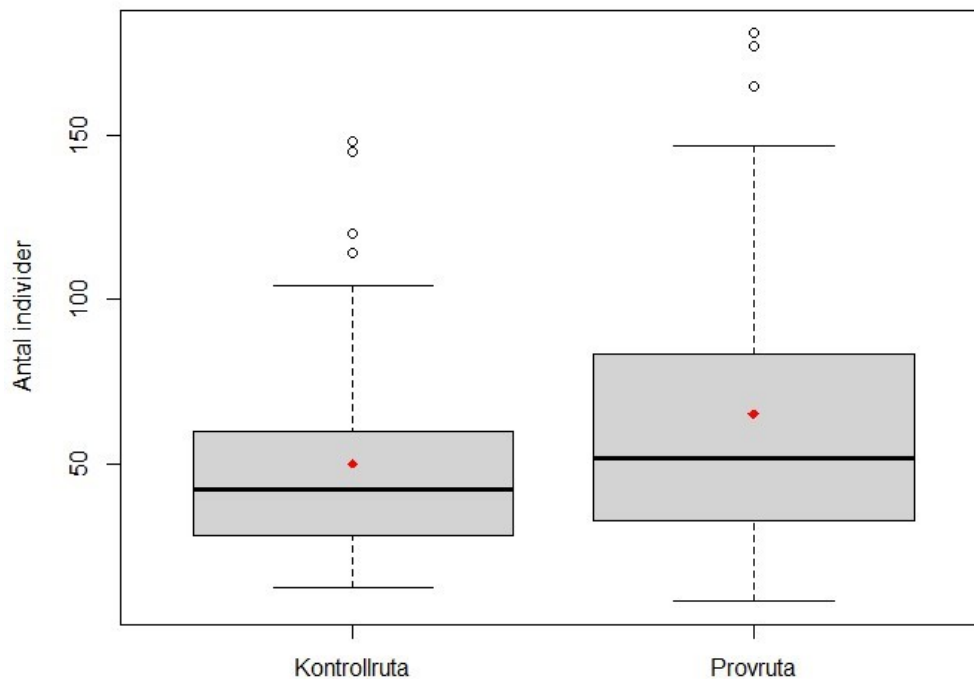


Figur 7. Antal arter i kontroll- och provrutorna. Medeltalet syns som en röd prick och är 6,5 för kontrollrutorna och 5,9 för provrutorna. Skillnaden är signifikant $p = 0,0381$.

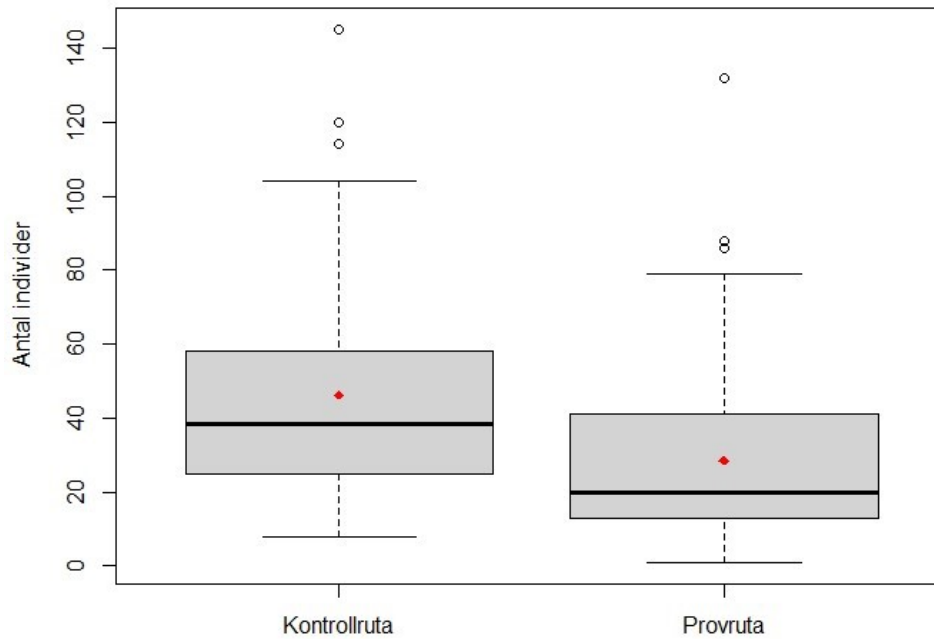
4.3 Skillnad i individantalet mellan prov- och kontrollrutor

För att undersöka om jättebalsaminens förekomst påverkar individantalet, jämförde jag individantalet mellan prov- och kontrollrutorna när jättebalsaminens individer är medräknade, samt om det finns motsvarande skillnader då jättebalsaminen är utlämnad. Båda testens individantalsdata var inte normalfördelade (Shapiro-Wilk, $W = 0,9078$, $p < 0,001$, respektive $W = 0,8582$, $p < 0,001$). En kvadratrotstransformering

räckte heller inte till för att få normalfördelade data (Shapiro-Wilk, $W = 0,9686$, $p = 0,0046$, respektive $W = 0,9635$, $p = 0,0016$). Därför gjorde jag ett icke-parametriskt test för dessa analyser. Wilcoxon rangsummetesten visade att det finns en signifikant skillnad i båda analyserna, $V = 692,5$, $p = 0,0203$ för testet med jättebalsaminindivider och $V = 1665$, $p < 0,001$ för testet utan jättebalsaminindivider. I analysen där jättebalsaminens individer är medräknade ser vi att individantalet är större i provrutorna (Figur 8). I analysen där jättebalsaminens individer inte är medräknade ser vi att individantalet är högre i kontrollrutorna (Figur 9).



Figur 8. Antal individer i kontroll- och provrutorna när jättebalsaminens individer är medräknade. Medeltalet syns som en röd prick och är 49,9 för kontrollrutorna och 65,0 för provrutorna. Skillnaden är signifikant $p = 0,0203$.

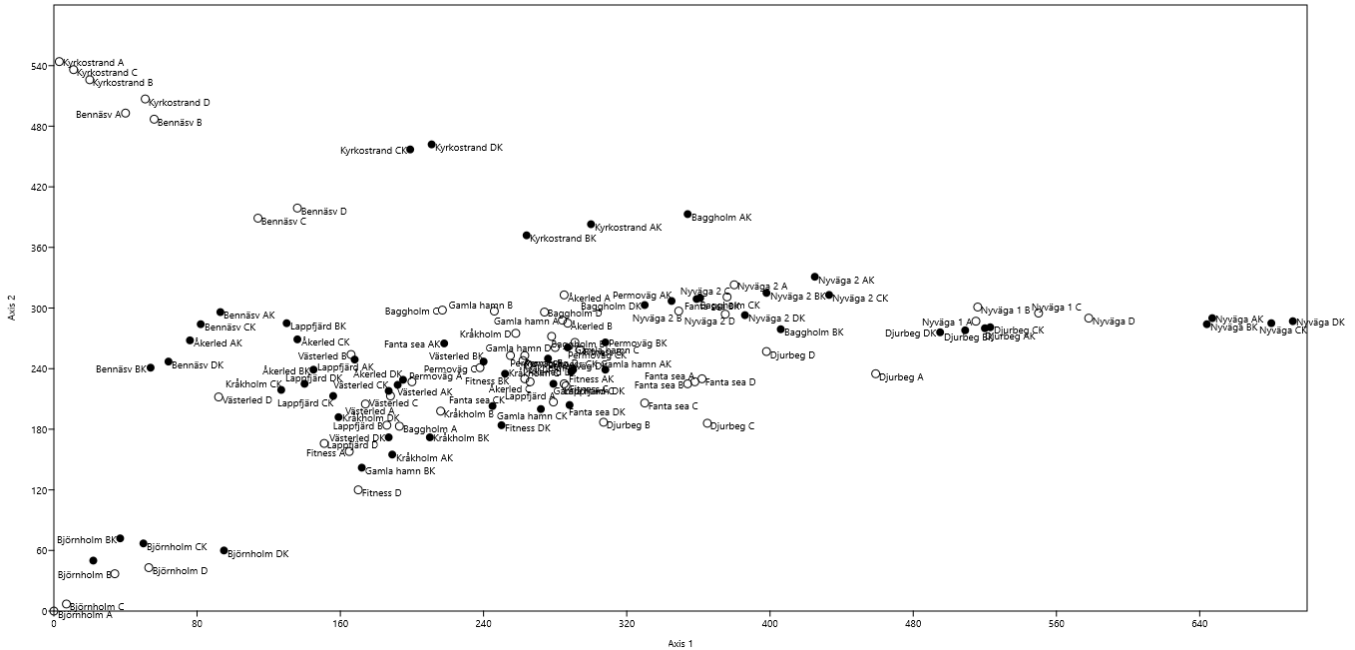


Figur 9. Antal individer i kontroll- och provrutorna när jättebalsaminens individer är utlämnade. Medeltalet syns som en röd prick och är 46,2 för kontrollrutorna och 28,5 för provrutorna. Skillnaden är signifikant $p < 0,001$.

4.4 DCA

Resultatet från DCA:n presenteras i två diagram. I den ena är provtagningsplatserna plottade i diagrammet bildat av den första (x) och den andra (y) DCA-axeln (Figur 10). Det andra diagrammet visar på motsvarande sätt arternas positioner på de två axlarna. Egenvärdena (eng. Eigenvalues) för axlarna är 0,846 respektive 0,681. Diagrammet över arternas positioner på gradientaxlarna kan användas för att tolka axlarnas betydelse. Genom att se på hur platserna och arterna ligger på den först DCA-axeln, samt genom min kännedom om platsernas egenskaper i fält, tolkar jag att denna axel är en gradient som går från våtare lokaler till torrare lokaler, från vänster till höger. Den andra DCA-axeln kunde inte tolkas utgående från mina observationer i fält och utgående från arternas placering på denna axel. Med värdena som platserna fick på den första (fuktigt – torrt) och den andra axeln (okänd betydelse) testade jag om det finns en skillnad i placeringen på axlarna mellan prov- och kontrollrutorna. Värdena var inte normalfördelade (Shapiro-Wilk, $W = 0,9637$, $p = 0,0025$). Efter en kvadratrotstransformering var de inte heller normalfördelade (Shapiro-Wilk-test, $W = 0,9744$, $p = 0,0217$). Därför gjorde jag ett icke-parametriskt Wilcoxon rangsummetest

som visade att det finns en signifikant skillnad i placeringen mellan prov- och kontrollrutorna ($V = 1183$, $p = 0,0489$). I diagrammet över provtagningsplatserna ser jag att provrutorna är förskjutna till vänster (mot högre fuktighet) i relation till kontrollrutorna. Ingen signifikant skillnad mellan prov- och kontrollrutorna kunde påvisas på den andra axeln.



Figur 10. DCA-diagram över provtagningsplatserna. Cirklarna som är tomma är provrutorna och de cirklar som är fyllda är kontrollrutorna.

5. Diskussion

5.1 Modellering av de invasiva växternas sannolika förekomst

Resultatet från modelleringen visar att närhet till vägar är den prediktor som starkast ökar sannolikheten för förekomst för både lupinen och jättebalsaminen, vilket svarar på hypotes 1. Det syns tydligt i modelleringskartorna (Figur 3 och 5) att områden för hög förekomstsannolikhet följer vägarna. Det är därmed längs vägar som de här arterna främst sprider sig och kan etablera sig. Sannolikheten för förekomst av jättebalsaminen ökade även av närhet till parker och småhusområden. Beroende på hurdan park det handlar om kan många växters frön vara i omlopp i samband med planteringar och flyttning av jordmassor. Vid småhusområden är det också troligt att det finns många olika växtplanteringar, samt komposthögar som bidrar till

jättebalsaminens spridning. Vid bebyggda områden har det överlag flyttats jordmassor som kan innehålla frön av invasiva växter, samt att det är områden som har störts av människan. Lupinens sannolika förekomst ökade även av service- och industriområden, vilket är områden som har störts mycket av människan. Dessa områden bidrar då indirekt till arternas spridning.

Responskurvorna för jättebalsaminens modellering visade att arten förekommer endast helt nära vägar, medan avståndet till parker och småhusområden kan vara längre (Figur 4). Responskurvan för parker tyder också på att jättebalsaminen inte växer helt intill och i parker, utan sannolikheten för förekomst är som högst några meter ifrån dessa. Detta kan förklaras av att parker oftast sköts noggrant och jättebalsaminerna rensas bort. Parkerna är därmed inte direkt lämpliga habitat för invasiva arter. Däremot kan de etablera sig strax utanför parken.

Responskurvorna för lupinen visar att även denna art förekommer endast helt nära vägar. Responskurvorna för avstånd till parker och avstånd till industri- och serviceområden visar att dessa faktorer inverkan på sannolikheten för förekomst inte är lika tydligt koncentrerad till närhet som för vägarna. En svag inverkan av parker återstår upp till 5 000 meter, och av service- och industriområden upp till 1 000 meter från dessa (Figur 6). De resterande prediktorerna som användes i modellen hade ingen större betydelse för arternas utbredning.

Att det är endast några prediktorer som har så här stor betydelse på sannolikheten för arternas förekomst är ett rätt ovanligt resultat. För lupinens del var avstånd till vägar en helt dominerande prediktor. Detta tyder på att lupinens ekologiska nisch i Finland är mycket snäv och begränsad till områden som är starkt omskapade av människan såsom vägkanter och områden kring vägar. Detta kunde även tyda på att lupinen inte har förutsättningar att i högre grad sprida sig till helt naturliga, av människan opåverkade, naturtyper. Jättebalsaminens utbredning var inte i lika hög grad beroende av endast en av prediktorerna, och denna art har då möjligtvis en större förutsättning att sprida sig även utanför naturtyper skapade av människan. Det är dock viktigt att minnas att jag i detta arbete använt mig av ett begränsat antal prediktorer. Det kan finnas ytterligare prediktorer som kunde ha en inverkan på modellerna. Till exempel typen av jordmån samt graden av insolation (mängden tillgängligt solljus) kunde ha

en betydelse för var jättebalsaminen och lupinen förekommer. I framtida studier kunde man utöka antalet prediktorer.

Jag använde en prediktor som beskriver avstånd till diken i den första analysomgången, men den föll bort när jag gallrade bort till de åtta mest bidragande prediktorerna. Jag utgick från att denna prediktor skulle ha en stor positiv inverkan på båda arternas utbredning, då litteratur (se t.ex. Helmisaari, 2010, för jättebalsamin, Fremstad, 2010, för lupin) och mina egna observationer tydde på detta. Särskilt jättebalsaminen trivs i fuktiga miljöer som dikena erbjuder. Enligt Maxent modellerna skulle diken dock knappt alls påverka arternas utbredning. Efter att ha granskat dikesrastret närmare, noterade jag att flera bestånd som jag vet att växer vid diken, inte är placerade vid diken enligt det rastret. Jag anser därför att dikesrastret erhållet ur terrängdatabasen inte var tillräckligt noggrant eller rent av bristfälligt. Sannolikt skulle ett mera noggrant dikesraster ha haft betydelse som prediktor för båda arterna. Eftersom vägar och diken oftast följs åt, kommer närheten till vägar därför även att representera närhet till diken.

5.2 Jättebalsaminen missgynnar andra växter

Det fanns en liten signifikant skillnad i artantalet mellan prov- och kontrollrutorna i jättebalsaminbestånden. Att artantalet är högre i kontrollrutorna där jättebalsaminen inte har brett ut sig svarar på hypotes 2. Jättebalsaminens dominans och konkurrensförmåga tar växtplats från de flesta andra växterna eller missgynnar dem så att de inte klarar av att växa på samma ställe som jättebalsaminen. Att det då är färre antal andra växtarter i lokaler med jättebalsaminen kan också eventuellt tolkas som att artantalet är naturligt mindre i habitat där jättebalsaminen etablerar sig. Detta skulle betyda att jättebalsaminen sprider sig där det redan finns utrymme att växa, och inte att den tränger bort andra arter. Utifrån denna studie går det dock bara att spekulera om detta.

Det fanns även en signifikant skillnad mellan prov- och kontrollrutorna beträffande individantalet. När jättebalsaminen är medräknad i individantalet var antalet högst i provrutorna där jättebalsaminen förekom, vilket är förväntat eftersom jättebalsaminens individer oftast växer tätt. Resultatet är däremot omvänt när jättebalsaminens individer är utelämnade från analysen. Vi ser då att individantalet är

högst i kontrollrutorna där jättebalsaminen inte förekom. Detta indikerar att närvaron av jättebalsaminen minskar på individantalet hos andra växter, vilket svarar på hypotes 3.

Detta resultat visar att jättebalsaminen missgynnar andra växter inom samma område. Som nämnt så fanns det ändå några växter som verkade klara av att konkurrera med jättebalsaminen. Dessa var framför allt brännässla, mjölke och hallon. Dessa arter blir naturligt höga och jag antar därför att höjden kan vara en faktor som gör att de klarar sig bland jättebalsaminen. Eventuellt andra fuktälskande växter kan tänkas klara av att konkurrera med jättebalsaminen. För framtida forskning skulle man kunna undersöka och jämföra växthöjden hos jättebalsaminens associerade växter. Det skulle också vara bra att inkludera gräs och halvgräs för att se hur de påverkas av jättebalsaminens förekomst.

Jättebalsaminen är snabb i sin tillväxt och detta kan ha påverkat resultatet i och med att alla provtagningar inte är tagna under exakt samma tid. Provtagningsarbetet pågick i juli och augusti, och under den tiden växte jättebalsaminerna upp, blommade och hann även börja sprida sina frön. Detta kan ha påverkat hur många andra arter som fanns bland jättebalsaminen, samt även individantalet. Det är sannolikt att det fanns flera arter och individer av arterna i slutet av fältarbetet än i början. Denna möjliga felkälla var inte nu möjlig att undvika, men det kunde vara en idé att göra provtagningsarbetet under en kortare tid ifall det finns resurser för det, exempelvis under endast några veckor.

5.2.1 Tolkning av DCA:n

DCA-analysen ger oss information om att artsammansättningen skiljer sig helt mellan en del av platserna, och att det finns en skillnad mellan prov- och kontrollrutorna på den första DCA-axeln. Detta svarar på hypotes 4. Den första DCA-axeln tolkas till en gradient som går från våtare lokaler till torrare lokaler. Diagrammet visar att provrutorna är förskjutna till vänster (mot högre fuktighet) i relation till kontrollrutorna. Detta kunde betyda att provrutorna med jättebalsaminer finns på fuktigare platser i relation till kontrollrutorna utan jättebalsaminer. Detta tyder på att jättebalsaminen trivs på fuktiga platser, vilket skulle stämma överens med litteraturen (se t.ex. Helmisaari, 2010). Prov- och kontrollrutorna var dock valda så att de låg i

närheten av varandra och att fuktighetsgraden därför var likartad i de två typrena avrutorna. Därför kunde resultatet snarare tolkas så att jättebalsaminens närvaro gynnar fuktälskande arter (eller missgynnar fuktskyende) och att detta leder till att jättebalsaminbestånden i medeltal innehåller mera fuktälskande arter i relation till arterna i kontrollrutorna intill.

I diagrammet kan man se att provrutorna med jättebalsaminer finns utspridda över hela gradienten (Figur 10). Detta tyder på att jättebalsaminen även klarar sig också på torrare områden och kan konkurrera med de ursprungliga arterna som trivs i torrare habitat.

5.2.2 Lupinens inverkan på andra arter

Växter som trivs i torrare och mindre näringsrik mark är vanligen ängsväxter. Ängsväxternas naturliga habitat har minskat drastiskt och idag är vägkanter ett viktigt habitat för dessa växter (Jantunen et al., 2006). Eftersom lupinen sprider sig och breder ut sig främst längs vägar (enligt tidigare studier och denna studie) så anses den vara ett hot mot ängsväxterna. Studier har visat att lupinen kan minska på växternas artrikedom (se t.ex. Prass et al., 2021), och dessa förändringar kan vidare leda till förändringar även i evertebratsamhällen. Ramula och Sorvari (2017) visar i en studie att lupinens utbredning gjorde att skalbaggar, tvåvingar, fjärilar och myror minskade i abundans.

Som diskuterat i stycke 5.1 verkar lupinen ha en tydlig nisch för var den växer och att den kanske inte kan sprida sig till mera naturliga områden som är mindre störda av människan. Om detta stämmer kunde skyddade, gamla gräsängar och andra vårdbiotoper möjligtvis vara utom fara från lupinens påverkan. Gallardo et al. (2017) menar att skyddade områden har potential till att fungera som en säker plats för ursprungliga arter från invasioner av invasiva arter. I sådana fall skulle det vara av stor vikt att satsa mera på naturskyddet för att kunna skydda den naturliga mångfalden.

5.2.3 Jättebalsaminens inverkan på andra arter

I denna studie är det tydligt att lupinen starkt gynnas av vägkanter, vilket också gäller för jättebalsaminen. Eftersom jättebalsaminen trivs på mera fuktiga områden kan vi kanske anta den följer vägarnas diken i stället för specifikt vägkanterna. Enligt tidigare studier verkar jättebalsaminen inte ha så stor inverkan på andra växter förutom att den tar över växtplats (se t.ex. Hejda och Pyšek, 2006). Mina resultat tyder dock på att det finns en inverkan. Greenwood och Kuhn (2014) har påvisat en oväntad konsekvens av jättebalsaminen: den kan orsaka erosion då den har korta, ytliga rötter och lever i täta bestånd. Detta leder till att den fungerar som en dålig jordbindare som inte kan hålla jorden på plats vid hårt regn då den vissnat om hösten. Bartomeus et al. (2010) har undersökt om jättebalsaminen konkurrerar om pollinerare med andra växter. Deras slutsats är att jättebalsaminen inte gör det, trots att de såg en trend mot att humlor dras mot jättebalsaminen. Hur evertebrater påverkas av jättebalsaminens förekomst är därmed något jag anser borde undersökas mera.

Denna studie visar att jättebalsaminen missgynnar andra växter. Detta resultat kunde utgöra grunden för mera preciserade studier av vilka arter som typiskt missgynnas och ifall det finns hotade arter bland dessa. Det är även sannolikt att det finns arter som gynnas av jättebalsaminens förekomst. Här kunde det vara av intresse att undersöka vilka artgenskaper som kännetecknar dessa två kategorier.

5.4 Nyttan med artutbredningsmodellering

Modelleringen över arternas sannolika förekomst visar vart de kan sprida sig i framtiden om de får sprida sig obegränsat. Detta är användbar information som är nyttig vid planering av ett bekämpningsarbete för att minska på de invasiva arternas spridning. Till exempel kan berörda tjänstemän vid staden Jakobstad kontrollera ifall det finns vårdbiotoper, områden med rekreativvärde eller andra viktiga platser inom dessa områden som har stor sannolik förekomst av dessa invasiva arter. Tjänstemännen vet då var de ska prioritera bekämpning. Noterbart är att den här typen av artutbredningsmodellering utgår endast ifrån de prediktorer som väljs och av arternas förekomst för tillfället. Modelleringen tar således inte i beaktande var det redan finns byggnader och vägar. Kartorna visar därmed att den invasiva arten också skulle kunna finnas på områden som redan är bebyggda, vilket naturligtvis inte är

möjligt och behöver då tas i beaktande när man tittar på kartorna. Vid modelleringen är det dock möjligt att redan i initialskedet utesluta sådana områden som är omöjliga växtplatser såsom asfalterade områden och större byggnader. Modelleringen är alltså inte en karta över var exakt de invasiva arterna kommer att finnas inom x antal år, utan en uppskattning om var arten potentiellt och med en viss sannolikhet kan förekomma med beaktande av de prediktorer som inkluderats i modellen.

Artutbredningsmodellering med enbart uppgifter om var arten förekommer har som nämnt blivit en populär metod för att förutse dess potentiella utbredning. Detta har gjorts främst som hjälpmedel för att kunna skydda arten och dess habitat. Att göra en sådan modellering i syfte att bekämpa en art, som jag har gjort i denna studie, har inte gjorts i större utsträckning. Zhang et al. (2021) har i en studie använt sig av Maxent metoden i syfte att förutsäga möjliga habitat för stekelarten *Leptocybe invasa*, som är en invasiv art i Kina och orsakar stor skada på eukalyptus odlingar. De gjorde modelleringen för två olika klimatförändringsscenarier. Deras resultat visar att arten kommer att breda ut sig mera och sprida sig till högre latituder, vilket är viktig information för att kunna minska på de ekonomiska skador som den orsakar. Jag tror att det kommer bli vanligare att på detta sätt modellera framtidens klimatscenarier och en invasiv arts utbredning.

6. Konklusioner

Artutbredningsmodellering med Maxent är en metod som kan användas som hjälpmedel vid planering av ett bekämpningsarbete för en invasiv art. Modelleringen ger nyttig information om var arten sannolikt kommer att finnas i framtiden om den får sprida sig obegränsat. Denna studie visar att närhet till vägar är den prediktor som har störst betydelse för jättebalsaminens och lupinens sannolika förekomster. Genom att ha undersökt skillnader mellan lokaler invaderade av jättebalsaminen och lokaler utan förekomst av jättebalsaminen, visar resultaten att denna invasiva växt missgynnar andra växter. DCA:n visar att artsammansättningen skiljer sig helt mellan en del av lokalerna på gradienten (fuktigt – torrt). Längs gradienten är provrutorna med jättebalsaminer förskjutna mot fuktigare habitat i relation till kontrollrutorna utan

jättebalsaminer. Resultatet bidrar till kännedomen om hur jättebalsaminen påverkar sin omgivning och den övriga floran, samt informerar om en användbar metod vid planering av ett bekämpningsarbete.

7. Tillkännagivande

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Mikael von Numers som har instruerat mig i fältarbetet, guidat mig i ArcMap och gett mig goda råd och stöd under skrivprocessen. Tack till Mikael för att han också lät mig följa mitt intresse och gjorde detta pro gradu-tema möjligt. Jag vill också tacka Miljövårdsbyrån i Jakobstad för ett gott samarbete, för att ha lånat ut en GPS och gett mig bakgrundsmaterial och en arbetsplats, och tack till Johanna Nymark för hjälpen med växtidentifiering.

8. Litteraturförteckning

- Bartomeus, I., Vila, M., & Steffan-Dewenter, I. (2010). Combined effects of *Impatiens glandulifera* invasion and landscape structure on native plant pollination. *Journal of Ecology*, 98(2), 440–450.
- Beerling, D. J. (1993). The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography*, 45–53.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters*, 12(2), 20150623.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15(4), 365–377.
- Belote, R.T., Jones, R.H., Hood, S.M. & Wender, B.W. (2008). Diversity-invasibility across an experimental disturbance gradient in Appalachian forests. *Ecology*, 89(1),183–192.
- Chittka, L., & Schürkens, S. (2001). Successful invasion of a floral market. *Nature*, 411(6838), 653–653.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 677–697.
- Fremstad, E. (2010). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lupinus polyphyllus*. – Från: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, hämtad 8.5.2021.
- Gallardo, B., Aldridge, D. C., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., ... & Vilà, M. (2017). Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global change biology*, 23(12), 5331–5343.
- Greenwood, P., & Kuhn, N. J. (2014). Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. *Journal of soils and sediments*, 14(3), 637–650.

- Hayes, K. R., & Sliwa, C. (2003). Identifying potential marine pests—a deductive approach applied to Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46(1), 91–98.
- Heinänen, S., Erola, J., & von Numers, M. (2012). High resolution species distribution models of two nesting water bird species: a study of transferability and predictive performance. *Landscape Ecology*, 27(4), 545–555.
- Hejda, M. & Pyšek, P. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological conservation*, 132(2), 143–152.
- Helmisaari, H. (2010): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera*. – Från: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, hämtad 9.5.2021.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. (2021). *Invasive Species*. Hämtad 27.1.2022 från: <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>.
- Jakobsson, A., & Padrón, B. (2014). Does the invasive *Lupinus polyphyllus* increase pollinator visitation to a native herb through effects on pollinator population sizes?. *Oecologia*, 174(1), 217–226.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., & Saarnio, S. (2006). Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 107–117). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Jauni, M. (2012). *Plant invasions in boreal agricultural habitats: the effects of environmental conditions, species traits and the impact on native diversity*. [Doktorsavhandling, Helsingfors Universitet].
- Jord- och skogsbruksministeriet. (2012). *Finland's National Strategy on Invasive Alien Species*. Johanna Niemivuo-Lahti (eds.), based on the proposal prepared by a working group on a National Strategy On Invasive Alien species. Ministry of Agriculture and Forestry. 126 p
- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 48(4), 970–979.

- Knudsen C. (2021). *The impact of the invasive Garden lupine (Lupinus polyphyllus) on plant communities along species rich road verges*. [Magisteravhandling, Karlstads Universitet]. Hämtad 27.1.2022 från <https://www.diva-portal.org/smash/search.jsf?dswid=6424>.
- Lantmäteriverket. (2021). *Filtjänst för avgiftsfri data*. Hämtad september 2021 från <https://tiedostopalvelu.maanmittauslaitos.fi/tp/kartta?lang=sv>.
- Mainka, S. A. & Howard, G. W. (2010). Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*, 5(2), 102–111.
- Meier, C. I., Reid, B. L. & Sandoval, O. (2013). Effects of the invasive plant *Lupinus polyphyllus* on vertical accretion of fine sediment and nutrient availability in bars of the gravel-bed Paloma river. *Limnologica*, 43(5), 381–387.
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (2021). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.4). [Internet]. Tillgänglig från url: https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Hämtad 1.12.2021.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3–4), 231–259.
- Prass, M., Ramula, S., Jauni, M., Setälä, H., & Kotze, D. J. (2021). The invasive herb *Lupinus polyphyllus* can reduce plant species richness independently of local invasion age. *Biological Invasions*, 1–12.
- Pyšek, P., Chytrý, M. & Jarošík, V. (2010). Habitats and land use as determinants of plant invasion in temperate zone of Europe. In: Perrings, C., Mooney, H. & Williamson, M. *Bioinvasions and Globalization*. Ecology, Economics, Management and Policy, Oxford University Press, p. 66–79.
- Ramula, S. (2020). Annual mowing has the potential to reduce the invasion of herbaceous *Lupinus polyphyllus*. *Biological Invasions*, 22(10), 3163–3173.
- Ramula, S. & Pihlaja, K. (2012). Plant communities and the reproductive success of native plants after the invasion of an ornamental herb. *Biological Invasions*, 14(10), 2079–2090.

- Ramula, S., & Sorvari, J. (2017). The invasive herb *Lupinus polyphyllus* attracts bumblebees but reduces total arthropod abundance. *Arthropod-Plant Interactions*, 11(6), 911–918.
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rusterholz, H. P., Salamon, J. A., Ruckli, R. & Baur, B. (2014). Effects of the annual invasive plant *Impatiens glandulifera* on the Collembola and Acari communities in a deciduous forest. *Pedobiologia*, 57(4–6), 285–291.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... & Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications*, 8(1), 1–9.
- Starý, P. & Tkalcu, B. (1998). Bumble-bees (Hym., Bombidae) associated with the expansive touch-me-not, *Impatiens glandulifera* in wetland biocorridors. *Anzeiger Für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz*, 71(5), 85–87.
- Statistikcentralen (2022). *11rm -- Språk efter kön kommunvis, 1990–2020*. Hämtad 27.2.2022 från https://pxnet2.stat.fi/PXWeb/pxweb/sv/StatFin/StatFin_vrm_vaerak/statfin_vaerak_pxt_11rm.px/table/tableViewLayout1/.
- SYKE. (2018). *Suomen Corine 2018 –maanpeiteaineistot saatavilla avoimena aineistoina*. Hämtad från 4.10.2021/2.2.2022 [https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Uutiset/Suomen_Corine_2018_maanpeiteaineistot_s\(48854\)](https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Uutiset/Suomen_Corine_2018_maanpeiteaineistot_s(48854))
- 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.
- van Kleunen, M., Weber, E., & Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology letters*, 13(2), 235–245.

- von Numers, M. (1995). Distribution, numbers and ecological gradients of birds breeding on small islands in the Archipelago Sea, SW Finland. - *Acta Zoologica Fennica*, 197:1–127.
- Vitousek, P. M. & Walker, L. R. (1989). Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological monographs*, 59(3), 247–265.
- Wittenberg, R. & Cock, M. J. (2001). Invasive alien species. *A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. Publication of GISP, CAB International, Wallingford, Oxon, UK.*
- Zhang, H., Song, J., Zhao, H., Li, M., & Han, W. (2021). Predicting the distribution of the invasive species *Leptocybe invasa*: Combining MaxEnt and geodetector models. *Insects*, 12(2), 92.

Bilaga 1. Lista över arter som identifierades vid provtagning med rutram, och deras procentuella förekomst i rutorna.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Antal rutor arten förekom i (%)
Jättebalsamin	<i>Impatiens glandulifera</i>	81,3
Brännässla	<i>Urtica dioica ssp. dioica</i>	59,4
Hallon	<i>Rubus idaeus</i>	34,4
Revsörblomma	<i>Ranunculus repens</i>	22,7
Harsyra	<i>Oxalis acetosella</i>	9,4
Våtarv	<i>Stellaria media</i>	10,9
Skogskovall	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	2,3
Mjölke	<i>Epilobium angustifolium</i>	54,7
Maskros	<i>Taraxacum officinale</i>	6,3
Hönsarv	<i>Cerastium fontanum ssp. vulgare</i>	3,9
Ormbär	<i>Paris quadrifolia</i>	3,1
Humleblomster	<i>Geum rivale</i>	0,8
Teveronika	<i>Veronica chamaedrys</i>	14,1
Rödblära	<i>Silene dioica</i>	22,7
Kvanne	<i>Angelica sylvestris</i>	2,3
Vårfryle	<i>Luzula pilosa</i>	2,3
Gråbo	<i>Artemisia vulgaris</i>	5,5
Vanlig smörblomma	<i>Ranunculus acris ssp. acris</i>	7,8
Penningört	<i>Thlaspi arvense</i>	1,6
Åkertistel	<i>Cirsium arvense</i>	3,9
Rödklöver	<i>Trifolium pratense</i>	8,6
Gatkamomill	<i>Matricaria suaveolens</i>	4,7
Svinmålla	<i>Chenopodium album</i>	3,1
Toppdån	<i>Galeopsis bifida</i>	11,7
Sumpnoppa	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	2,3
Snårvinda	<i>Calystegia sepium ssp. sepium</i>	3,1
Förgätmigej	<i>Myosotis sp.</i>	1,6
Trampgräs (trampört)	<i>Polygonum aviculare</i>	0,8
Åkerkårel	<i>Erysimum cheiranthoides ssp. cheiranthoides</i>	2,3
Lomme	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,8
Vanlig pilört	<i>Persicaria lapathifolia ssp. pallida</i>	2,3
Majbräken	<i>Athyrium filix-femina</i>	8,6
Hundkäs	<i>Anthriscus sylvestris</i>	17,2
Groblad (gårdsgroblad)	<i>Plantago major ssp. major</i>	9,4
Hästhov (Tussilago)	<i>Tussilago farfara</i>	0,8
Kråkvicker	<i>Vicia cracca</i>	5,5
Renfana	<i>Tanacetum vulgare f. vulgare</i>	9,4
Kärrviol	<i>Viola palustris</i>	3,1
Bergdunört	<i>Epilobium montanum</i>	0,8
Älggräs	<i>Filipendula ulmaria</i>	15,6
Skogsstjärna	<i>Trientalis europaea</i>	13,3
Jordreva	<i>Glechoma hederacea</i>	15,6
Penningblad	<i>Lysimachia nummularia</i>	3,1

Ekorrbar	<i>Maianthemum bifolium</i>	10,9
Borsttistel	<i>Cirsium helenioides</i>	4,7
Skogsbräken	<i>Dryopteris carthusiana</i>	9,4
Topplösa	<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	1,6
Blågull	<i>Polemonium caeruleum</i>	2,3
Ekbräken	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	5,5
Häckvicker	<i>Vicia sepium</i>	13,3
Åkerfräken	<i>Equisetum arvense ssp. arvense</i>	6,3
Nordlundarv (okänd, luden)	<i>Stellaria nemorum</i>	4,7
Ängskovall	<i>Melampyrum pratense</i>	2,3
Kråcklöver	<i>Comarum palustre</i>	0,8
Ängssyra	<i>Rumex acetosa ssp. acetosa</i>	3,1
Flädervänderot	<i>Valeriana sambucifolia ssp. sambucifolia</i>	0,8
Hultbräken	<i>Phegopteris connectilis</i>	1,6
Kirskål	<i>Aegopodium podagraria</i>	10,9
Humle	<i>Humulus lupulus</i>	0,8
Rönn	<i>Sorbus aucuparia ssp. aucuparia</i>	2,3
Nejlikrot	<i>Geum urbanum</i>	1,6
Klibbal	<i>Alnus glutinosa</i>	3,1
Vårtbjörk	<i>Betula pendula</i>	2,3
Ullkardborre	<i>Arctium tomentosum</i>	1,6
Ängsfräken	<i>Equisetum pratense</i>	1,6
Gulvial	<i>Lathyrus pratensis</i>	3,1
Skogsfräken	<i>Equisetum sylvaticum</i>	0,8
Vit björnloka	<i>Heracleum sphondylium ssp. sphondylium</i>	1,6
Vägtistel	<i>Cirsium vulgare</i>	0,8
Sparvvicker	<i>Vicia tetrasperma</i>	3,9
Vit dunört	<i>Epilobium ciliatum</i>	5,5
Lönn	<i>Acer platanooides</i>	0,8
Vitklöver	<i>Trifolium repens</i>	1,6
Bergssyra	<i>Rumex acetosella ssp. acetosella</i>	1,6
Daggkåpa	<i>Alchemilla sp.</i>	0,8
Okänd, grässtjärnblomma/narv	-	0,8
Gårdsskräppa	<i>Rumex longifolius</i>	0,8
Vattenpilört	<i>Persicaria amphibia</i>	3,1
Asp	<i>Populus tremula</i>	0,8
Kungsljus (troligen)	<i>Verbascum sp.</i>	1,6
Läkevänderot	<i>Valeriana officinalis</i>	1,6
Pipdån	<i>Galeopsis tetrahit</i>	1,6
Amerikansk dunört	<i>Epilobium adenocaulon</i>	0,8
Mossviol	<i>Viola epipsila</i>	0,8
Strävklint (troligen)	<i>Centaurea dealbata</i>	1,6