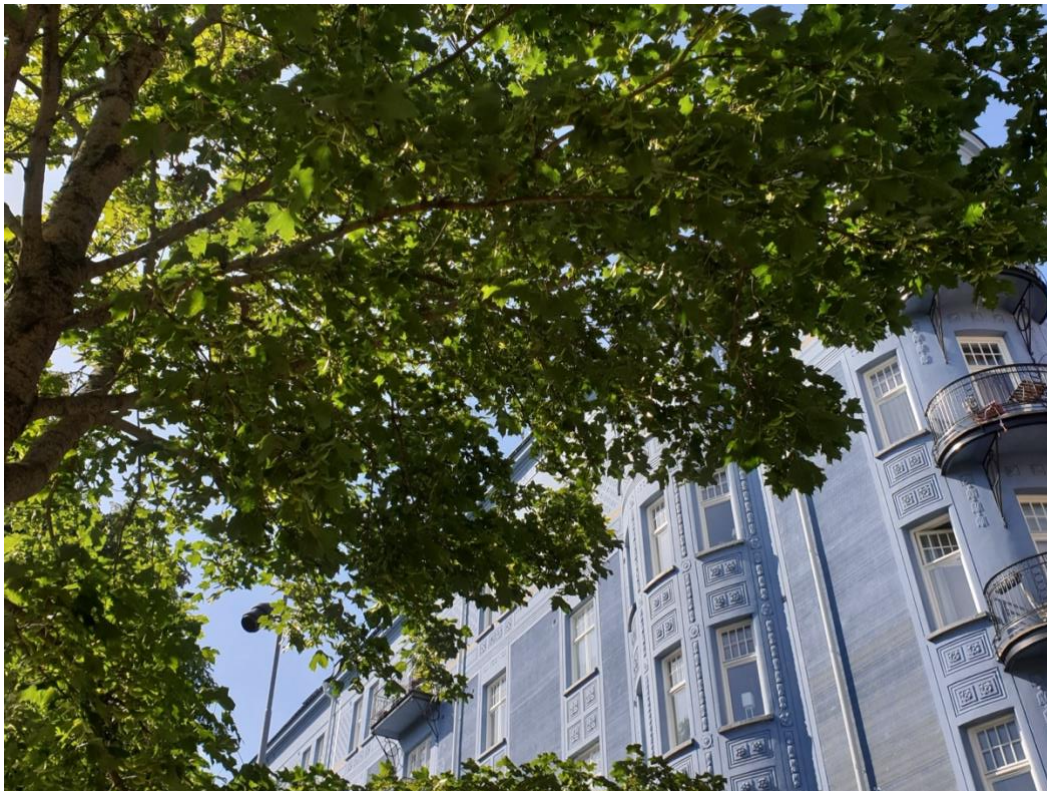




Exotiska trädarter i urbana miljöer

– Möjligheter och begränsningar för växtätande insekter

Ellen Nordback



Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Landskapsarkitektprogrammet
Alnarp 2026

Exotiska trädarter i urbana miljöer – Möjligheter och begränsningar för växtätande insekter

Non-native Trees in Urban Environments – Opportunities and Limitations for Herbivorous Insects

Ellen Nordback

Handledare:	Christine Haaland, SLU, institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Examinator:	Johanna Deak Sjöman, SLU, institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Omfattning:	15 hp
Nivå och fördjupning:	G2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i landskapsarkitektur
Kurskod:	EX0845
Program/utbildning:	Landskapsarkitektprogrammet
Kursansvarig inst.:	Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Utgivningsort:	Alnarp
Utgivningsår:	2026
Omslagsbild:	Ellen Nordback
Nyckelord:	Biologisk mångfald, Fenologi, Fylogenetiskt släktskap, Inhemska och exotiska träd, Landskapsarkitektur, Urban ekologi, Växtval.

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Sammanfattning

Förändrade ståndortsförhållanden har ökat intresset för exotiska trädarter i stadsmiljöer, samtidigt som inhemska arter ofta lyfts fram som särskilt viktiga för biologisk mångfald. Denna litteraturstudie undersöker under vilka förutsättningar växtätande insekter kan nyttja exotiska trädarter som resurs i urbana miljöer, i syfte att identifiera principer för växtval och nyansera bilden av exotiska träd ekologiska roll i staden. Resultaten visar att exotiska trädarter under vissa förutsättningar kan fungera som resurser för växtätande insekter, men att deras ekologiska potential varierar tydligt. Möjligheterna framstår som störst för generalister, för pollinatörer genom blomresurser samt i de fall där exotiska arter erbjuder viktiga strukturer eller är nära besläktade med inhemska arter. Begränsningarna är samtidigt tydliga, särskilt i relation till specialiserade och värdberoende insekter, larvutveckling, fenologisk synkronisering och invasivetsrisk. Studien visar att exotiska träd värde inte enbart bör bedömas utifrån om de klassas som inhemska eller exotiska, utan utifrån hur väl deras egenskaper svarar mot insekternas behov. Sammantaget tyder resultaten på att exotiska trädarter kan ha en ekologisk funktion i urbana miljöer, men att deras potential att stödja växtätande insekter varierar och generellt är mer begränsad än inhemska träd.

Nyckelord: Biologisk mångfald, Fenologi, Fylogenetiskt släktskap, Inhemska och exotiska träd, Landskapsarkitektur, Urban ekologi, Växtval.

Abstract

A change of plant habitat conditions has increased interest in non-native tree species in urban environments, while native species are often emphasised as particularly important for biodiversity. This literature review examines the conditions under which herbivorous insects can use non-native tree species as a resource in urban environments. The aim of this paper is to identify principles for tree selection and to provide a more nuanced understanding of the ecological role of non-native trees in cities. The results show that non-native tree species can, under certain conditions, function as resources for herbivorous insects, but that their ecological potential varies considerably among species. The greatest potential appears to be for generalists, for pollinators through floral resources, and where non-native species provide important structures or are closely related to native species. At the same time, the limitations are clear, particularly in relation to specialised and host-dependent insects, larval development, phenological synchrony, and invasion risk. The study shows that the value of non-native trees should not be assessed solely based on whether they are classified as native or non-native, but rather in relation to how well their traits correspond to the needs of insects. In conclusion, the results suggest that non-native tree species can have an ecological function in urban environments, but that their potential to support herbivorous insects varies and is generally more limited than that of native trees.

Keywords: Biodiversity, Landscape architecture, Native and non-native trees, Phenology, Phylogenetic relatedness, Plant selection, Urban ecology

Innehållsförteckning

Begreppsförklaringar	5
1. Inledning	6
1.1 Bakgrund.....	6
1.2 Mål och syfte.....	7
1.3 Frågeställningar	7
1.4 Metod	7
1.5 Avgränsningar.....	8
2. Förutsättningar för trädval i stadsmiljö.....	9
2.1 Stadens betydelse för biologisk mångfald	9
2.2 Staden som ståndort för träd	9
2.3 Begreppen inhemsk och exotisk.....	10
2.3.1 Definitioner	10
2.3.2 Begreppens användning och påverkan på debatten	11
2.4 Forskningens stöd för inhemska arter	12
3. Aspekter att ta hänsyn till vid val av exotiska träd för växtätande insekter ..	14
3.1 Insekters relation till träd.....	14
3.1.1 Specialister, generalister och värdberoende arter	14
3.1.2 Värdträd för insekter.....	15
3.1.3 Insektsgruppers olika behov av värdträd	17
3.2 Exotiska träd som resurs	19
3.2.1 Övergripande potential	19
3.2.2 Blomning för generalister	20
3.3 Olika exoters varierande påverkan.....	21
3.3.1 Fylogenetiskt släktskap	21
3.3.2 Exotiska träd och svenska värdberoende insekter	22
3.3.3 Invasiva exotiska arter.....	24
3.4 Fenologiska samband och deras påverkan.....	24
3.5 Kunskapsluckor.....	25
4. Avslutning	27
4.1 Diskussion.....	27
4.1.1 Möjligheter och begränsningar.....	27
4.1.2 Faktorer att ta hänsyn till vid val av exotiska trädarter.....	29
4.1.3 Metoddiskussion.....	31
4.2 Slutsats	32
Referenser	33

Begreppsförklaringar

Exotisk/icke-inhemsk/främmande art - Art som flyttats från sin ursprungliga miljö med människans hjälp (SLU Artdatabanken 2025e). Se avsnitt 2.3 för fördjupning. Begreppen används synonymt i denna uppsats.

Fenologi - Läran om periodiskt återkommande biologiska händelser hos organismer, såsom blomning och lövsprickning, i relation till klimat och årstider (Nationalencyklopedin u.å.a).

Fylogenetik - Studiet av organismers evolutionära släktskap och gemensamma utvecklingshistoria (Haque 2022).

Herbivor - Växtätande insekt (Nationalencyklopedin u.å.b). I detta arbete inkluderas pollinatörer. Detta motiveras av att många pollinatörer utnyttjar växtresurser, och att vissa arter är herbivorer under larvstadiet (Irwin 2010).

Taxa - Systematiska grupper inom biologisk klassificering, exempelvis art, släkte eller familj (Nationalencyklopedin u.å.d).

Trofisk nivå - En organisms position i en näringskedja eller näringsväv baserat på hur den erhåller energi, exempelvis producent, konsument eller nedbrytare (Nationalencyklopedin u.å.e).

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Träd har varit en del av stadsbyggandet i Norden sedan 1700-talet (Gunnarsson 2015). De är en viktig del av staden med en rad ekosystemtjänster kopplade till sig (Deak Sjöman et al. 2015). Samtidigt har urbaniseringen medfört förändrade förutsättningar med fler hårdgjorda ytor, ett varmare klimat och större konkurrens under mark i form av ledningar (Gunnarsson 2015). Dessa förändringar har således försvårat för trädens överlevnad och skapat ett behov av utvecklad kunskap kring växtval för att möjliggöra ett långsiktigt hållbart stadsbyggande (Deak Sjöman et al. 2015).

Inhemska trädarter har i många fall visat sig ha svårt att etablera sig och överleva i dessa urbana förhållanden, särskilt i gatumiljö (Chalker-Scott 2015). Som en följd har användningen av exotiska trädarter ökat (Jensen et al. 2021), då dessa ofta lyfts fram som mer tåliga mot stadens påfrestningar (Sjöman et al. 2016; Jensen et al. 2021). Utöver detta bidrar även estetiska värden, marknadstillgänglighet och uppfattningar om enklare skötsel till att icke-inhemska träd kan vara mer eftertraktade (Avolio et al. 2018). I Malmö är exempelvis vart fjärde träd exotiskt i parkmiljö (Jensen et al. 2021) och i gatumiljö var 8 av de 10 mest planterade träden år 2023 icke-inhemska (Bromell et al. 2025). Dessutom visar ett studentarbete från SLU att 12 av 15 tillfrågade kommuner är positivt inställda till användandet av exotiska växter (Nilsson & Andersson 2019).

Frågan om trädval i stadsmiljö handlar dock inte enbart om överlevnad och tålighet, utan också om vilka ekologiska konsekvenser olika arter medför. Biologisk mångfald, det vill säga variationen av levande organismer på genetisk, art- och ekosystemnivå, är grundläggande för fungerande ekosystem och i förlängningen för människans överlevnad (Naturvårdsverket u.å.). Trots detta minskar den biologiska mångfalden globalt till följd av bland annat klimatförändringar, föroreningar och urbanisering, där urban utveckling lyfts fram som en betydande orsak (Müller & Werner 2010). Samtidigt har städer ofta en hög biologisk mångfald som är viktig att skydda (Müller & Werner 2024). Växtätande insekter utgör en central komponent i urbana ekosystem eftersom de fungerar som bas för högre trofiska nivåer, såsom rovinsekter, fåglar och andra djur (Tallamy 2004; Burghardt & Tallamy 2015). Växtätande insekter är särskilt känsliga för förändringar där inhemska växter ersätts av exotiska arter (Tartaglia & Aronson 2024). Mot denna bakgrund blir det relevant att undersöka i vilken

utsträckning exotiska trädarter kan stödja insektsrelaterade funktioner och därmed bidra till en mer biologiskt rik stadsmiljö.

1.2 Mål och syfte

Målet för uppsatsen är att undersöka under vilka förutsättningar växtätande insekter kan nyttja exotiska trädarter som resurs i urbana miljöer. Syftet är att, utifrån denna analys, identifiera principer för val av exotiska trädarter som kan stödja växtätande insekter samt att nyansera bilden av exotiska trädarters ekologiska roll i stadsmiljöer.

1.3 Frågeställningar

Frågeställningarna i uppsatsen är följande:

- Vilka möjligheter och begränsningar har exotiska trädarter att bidra till gynnandet av växtätande insekter?
- Vilka faktorer behöver tas i beaktande för att gynna svenska växtätande insekter vid val av exotiska trädarter i stadsmiljö?

1.4 Metod

För att besvara frågeställningarna har en litteraturstudie genomförts. Arbetet baseras främst på vetenskapligt granskade artiklar, kompletterat med vetenskapliga böcker, rapporter samt begreppsdefinitioner från uppslagsverk. I första hand har källor med fokus på Sverige och Norden inkluderats, men även internationell forskning har beaktats för att säkerställa ett tillräckligt omfattande materialunderlag och möjliggöra en nyanserad diskussion.

Sökningen har främst skett via söktjänsterna Web of science, SLU Primo och Google scholar. Sökord: "alien species", "biodiversity", "city", "exotic species", "exotic trees", "generalist", "herbivore", "insect", "herbivore", "invasive", "landscape", "landscape architecture", "native", "native species", "non-native species", "non-native tree", "street", "specialist", "town", "trait", "tree", "urban". Orden har använts i olika kombinationer och motsvarande ord har även använts för sökning på svenska.

För att identifiera ytterligare relevant litteratur har citerade referenser i utvalda källor granskats. Även studier som citerar centrala verk har eftersökts, dock med begränsat resultat. Dessutom har viss litteratur rekommenderats under handledningstillfällena. Sundbergs et al. (2019b) rapport *Värdväxterns betydelse för andra organismer – med fokus på vedartade värdväxter* är en central källa avseende svenska insekter och deras kopplingar till trädarter. Informationen i

tillhörande *Bilaga 2* (Sundberg et al. 2019a) har bearbetats i Excel till två tabeller som visar kopplingar mellan svenska värdberoende insekter och olika trädararter. Arbetet har innefattat att extrahera relevant information, summera insektsartantal och strukturera detta i tabellform. Även utdrag ur Goulsons (2021) bok *Gardening for Bumblebees* har sammanställts till en tabell för att ge en överskådlig bild av exotiska trädararter som är attraktiva för bin.

1.5 Avgränsningar

Arbetet utgår från att inhemska insekter är centrala för fungerande ekosystem, och fokus ligger därför på hur dessa kan nyttja exotiska trädararter som resurs i urbana miljöer. I flera av de studier som refereras specificeras inte uttryckligen att de undersökta insekterna är inhemska, vilket i många fall är implicit i studier av lokala insektsfaunor. I denna uppsats avser därför begreppet *insekter* genomgående inhemska insekter. Studien omfattar inte en diskussion om möjligheten att introducera eller gynna exotiska insektsarter i syfte att bättre matcha exotiska trädararter.

Arbetet är avgränsat till trädararter, trots att stadens vegetation omfattar fler växttyper som är viktiga för insekter och biologisk mångfald. Träd har valts som fokus eftersom de är relevanta ur ett landskapsarkitektperspektiv. Med hänsyn till deras långa livslängd och det faktum att de ofta innebär en stor ekonomisk investering i stadsmiljöer kan valet av trädararter ses som särskilt viktigt.

Vidare är studien avgränsad till växtätande insekter. Valet har gjorts eftersom växtätande insekter utgör en central del av många näringskedjor och är direkt beroende av värdväxter. Rovlevande och parasitoida insekter är i sin tur ofta beroende av dessa herbivorer, vilket innebär att en analys av dessa grupper skulle kräva en mer omfattande genomgång av trofiska interaktioner än vad som ryms inom ramen för detta arbete. En stor del av den granskade litteraturen har dessutom gjort en liknande avgränsning vilket motiverar valet ytterligare. I denna studie inkluderas pollinatörer i kategorin växtätande insekter. Detta motiveras av att många pollinatörer utnyttjar växtresurser såsom nektar och pollen, och att vissa arter dessutom är herbivorer under larvstadiet (Irwin 2010). Överlappningen mellan pollinatörer och växtätande insekter är dock inte fullständig, och klassificeringen används här främst som en analytisk förenkling.

En avgränsning till urbana miljöer har gjorts då det är i ett sådant klimat som användningen av och diskussionen om exotiska trädararter är som störst. I brist på källor som belyser sambandet mellan träd och insekter i Sverige har även källor utanför denna avgränsning använts.

2. Förutsättningar för trädval i stadsmiljö

2.1 Stadens betydelse för biologisk mångfald

Biologisk mångfald misstas ofta som onödig i staden, trots att det finns en egen unik biodiversitet som bör skyddas (Ahern 1995; Nilon & Aronson 2023). En anledning till den höga diversiteten är att staden erbjuder flera olika biotyper och mikroklimat (Müller & Werner 2010). Dessutom har europeiska städer generellt sett uppkommit på platser där det finns hög artdiversitet (Müller & Werner 2010; Faeth et al. 2011). Sambandet beror på att ett gynnsamt klimat för människan också är ett gynnsamt klimat för många andra arter (Müller & Werner 2010). Sällsynta arter är extra hotade av urbanisering eftersom de ofta finns i dessa gynnsamma förhållanden och förlorar sina naturliga levnadsområden vid exploatering (ibid.). Detta går i linje med Boverket (2023) som visar att ca 21% av de rödlistade arterna i Sverige utnyttjar urbana miljöer. Stadsträd är alltså en del av bevarandet av biologisk mångfald (Deak Sjöman et al. 2015).

Bibehållandet av diversitet i städer antas bli mer väsentligt i framtiden för att bevara mångfalden globalt. Världens befolkning väntas öka och städer växa vilket leder till att en större del av jordens yta kommer att bestå av urbana miljöer (Ahern 1995; Deak Sjöman et al. 2015; Nilon & Aronson 2023). Det är dock viktigt att inte endast fokusera på städerna gällande bevarandet av biologisk mångfald, utan att jobba i alla skalor och miljöer (Ahern 1995; Müller & Werner 2010)

En viktig resurs som staden kan erbjuda är förekomsten av äldre träd. Träd som får stå kvar en lång tid har blivit mer sällsynta i landskapet som en följd av rationellt skogsbruk (Lindenmayer et al. 2014; Petersson et al. 2023). Gamla träd är med sin struktur särskilt viktiga för många organismer (Sundberg et al. 2019b). För insekter kan exempelvis hålträd med mulm, svampmycel och rester av fågel- och insektsbon, utgör särskilt värdefulla livsmiljöer (ibid.).

2.2 Staden som ståndort för träd

Staden är en utmanande plats för träd. En hårdgjord miljö, människans närvaro och den hårda konkurrensen under mark får det urbana klimatet att ofta skilja sig mycket från stadsträdens ursprungliga miljöer (Perre et al. 2011; Deak Sjöman et al. 2015). Vidare är staden som ståndort komplex. Ståndorten kan skilja sig mellan närliggande städer som en följd av deras olika geografiska lägen, men även inom samma stad kan det variera från plats till plats. Det kan vara stor skillnad mellan exempelvis en park, en gata, en innergård eller ett torg. Även på

samma gata kan olika skuggförhållanden ha en betydande påverkan på trädets utveckling (Deak Sjöman et al. 2015). Jensen et al. (2021) pekar i linje med detta på de stora skillnaderna mellan park- och gatumiljö och menar på att inhemska träd har bättre förutsättningar i ett parkklimat.

Idag är det ofta varmare i städer än på omgivande landsbygd (Li et al. 2024). Värmen i kombination med faktorer som artificiellt ljus gör att knoppar spricker tidigare och vegetationsperioden blir längre (Brelsford & Robson 2018; Wohlfahrt et al. 2019). Denna fenologiska förändring kan störa synkroniseringen mellan växtätande insekter och deras värdträd (van Asch & Visser 2007).

I Sverige väntas värmen fortsätta öka. Det går att se på tidigarelagd lövsprickning och höstfärger för exempelvis asp, björk och hägg att klimatet förändras (Olsson et al. 2022). Effekterna är dock inte likadana överallt. Temperaturen både har ökat, och väntas öka, mer i norra Sverige än i södra Sverige (ibid.). Vegetationsperiodens längd skiljer sig också mellan Sveriges län. I Skåne och Örebro har den förlängts medan förändringarna i Jönköping och Västerbottens län inte är lika påtagliga. Ett varmare klimat i Sverige innebär att arter med högre värmekrav får bättre förutsättningar (ibid.).

2.3 Begreppen inhemsk och exotisk

2.3.1 Definitioner

Begreppen inhemsk och exotisk (med synonymer) används ofta i ekologiska sammanhang, men deras innebörd varierar mellan olika aktörer och definitionerna är inte alltid entydiga. Nationalencyklopedin (u.å.c) använder exotisk art, främmande art och introducerad art som synonym till invasiv art. Vidare beskrivs dock att inte alla introducerade arter är invasiva och att även naturligt inspridda arter kan orsaka skada, vilket även Olsson et al. (2022) påpekar. Naturvårdsverket (2025) och Artdatabanken (2025e) gör däremot en tydligare skillnad på främmande och invasiv främmande art. Främmande beskrivs som arter introducerade av människan, oavsiktligt eller medvetet, medan invasivt främmande arter dessutom sprider sig snabbt och blir ett hot för ekosystemen.

Som motsats beskrivs inhemsk som naturligt förekommande i Sverige. Med det menas enligt Strand & Aronsson (2022) arter som inte är tillförda av människan och som har reproducerat sig i minst tio år. Tioårsgränsen har dock inte hittats i någon ytterligare litteratur vilket tyder på att den inte är fullständigt etablerad. Till inhemsk räknas också alla arter som etablerats innan år 1800 oavsett mänsklig hjälp eller ej. År 1800 används som gräns eftersom det inte finns tillräckligt med information om svenska inhemska arter innan tiden före det (Olsson et al. 2022; Strand & Aronsson 2022).

Det finns länder med andra system än Sverige. I Storbritannien och delar av Centraleuropa skiljer man mellan inhemska arter och människospridda arter där de senare delas in i archaeofyter och neofyter. Archaeofyter definieras som spridda av människor långt tillbaka, exempelvis under stenåldern, medan neofyter är spridda närmre i tid, ofta efter 1492 (Olsson et al. 2022). Det finns dock även svensk forskning som har dragit gränsen vid 1400-talet (Jensen et al. 2021).

I internationella sammanhang är definitionerna ofta mer övergripande. Enligt IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, (2023) räknas arter som inhemska om de förekommer inom sitt naturliga utbredningsområde, inklusive områden dit de kan sprida sig utan mänsklig hjälp. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) beskriver i linje med detta exotiska arter som arter som introducerats utanför sitt naturliga utbredningsområde (McNeely 2001). Dessa definitioner kan ses som något vaga och lämnar delvis utrymme för tolkning.

Den refererade litteraturen använder således något olika definitioner av begreppen inhemska och exotiska, delvis beroende på den geografiska kontexten. I denna studie används respektive studies egen definition, såsom den angivits av författarna, för att undvika omtolkning av ursprungliga klassificeringar.

2.3.2 Begreppens användning och påverkan på debatten

Flera författare pekar på att begreppens otydlighet och värdeladdning påverkar hur exotiska arter bedöms och hanteras. I en svensk kontext beskriver Olsson et al. (2022) hur begreppet främmande ofta kopplas till något onaturligt eller oönskat, trots att det sällan preciseras vad som menas med naturligt. Begreppet används ofta i kontrast till mänsklig påverkan och bär på en underförstådd värdering om att det naturliga är bättre, utan att detta alltid motiveras ekologiskt. Författarna menar att synen på vad som uppfattas som främmande, invasivt eller naturligt förändras över tid och i hög grad beror på vilka värden som prioriteras.

Liknande resonemang förs i internationell litteratur. Chalker-Scott (2015) och Kendle och Rose (2000) menar att indelningen i inhemska och exotiska arter inte är strikt vetenskaplig, utan bygger på mänskliga värderingar kring vilka former av landskapsförändring och mänsklig påverkan som anses acceptabla. Begreppen används ofta som om de vore neutrala, men speglar i praktiken kulturella och historiska antaganden (ibid.). Studier visar att icke-inhemska växter ofta betraktas som problematiska per definition, även när de inte orsakar dokumenterade negativa effekter och kan ha funnits i stadsmiljöer under lång tid (Gaertner et al. 2017). Synsättet att exotiska arter automatiskt utgör ett hot mot biologisk

mångfald dominerar fortfarande forskning och grönförvaltning i många länder (Gbedomon et al. 2020).

Enligt Teixeira et al. (2022) blir det dock vanligare att forskningen ifrågasätter den strikt negativa synen på exotiska arter. Nyare studier visar enligt författarna att vissa exotiska växtarter kan bidra med ekologiska funktioner och resurser, vilket har lett till en mer polariserad debatt bland forskare och praktiker.

Litteraturen visar att gränsdragningen mellan inhemska och exotiska arter varierar mellan olika sammanhang. I vissa fall används årtal som är mänskligt definierade och bygger på historiska och kulturella ställningstaganden. I kombination med att begreppen ofta är värdeladdade kan detta bidra till förenklade eller felaktiga antaganden om arters ekologiska betydelse.

Begreppens mänskliga konstruktion kan tyda på att en arts ekologiska värde inte nödvändigtvis behöver reduceras till dess status som inhemsk eller exotisk. Dessutom kommer vid skarpa gränsdragningar vissa arter oundvikligen att befinna sig nära avgränsningen, tidsmässigt, genetiskt eller funktionellt, vilket ytterligare förstärker problemen med en dikotom uppdelning. Detta öppnar upp för att snarare förstå relationen mellan inhemska och exotiska träd som ett spektrum, där det inom båda kategorierna finns arter med varierande grad av ekologisk funktion och lämplighet.

I andra sammanhang definieras inhemsk och exotisk enbart utifrån artens naturliga utbredningsområde. Samtidigt är denna referenspunkt inte heller okomplicerad, då mänsklig påverkan på landskap och spridningsmönster har pågått under lång tid. Detta innebär att även begreppet "naturlig" utbredning kan vara svårt att fastställa utan historiska tolkningar, vilket ytterligare understryker att kategoriseringen inte enbart vilar på biologiska kriterier utan även på hur människans påverkan avgränsas.

2.4 Forskningens stöd för inhemska arter

Det är ovan etablerat att stadsmiljön ofta innebär påfrestande förhållanden för inhemska träd (Sjöman et al. 2016). Samtidigt framhålls vikten av inhemska arter återkommande i litteraturen. Det finns dock urbana miljöer där dessa träd kan etablera sig och överleva, exempelvis i parkmiljöer där förutsättningarna generellt är bättre (Jensen et al. 2021). Mot denna bakgrund vill jag kort belysa vikten av inhemska arter för att ge en bättre förståelse för exotiska arters begränsningar.

Tartaglia och Aronson (2024) har publicerat en litteraturstudie baserad på data från 165 vetenskapliga artiklar som behandlar liknande frågeställningar som detta

arbete. Skribenternas översikt omfattar studier som inkluderar både all fauna och all växtlighet i staden, men studier om relationen mellan insekter och träd är väl representerade i materialet, vilket gör att resultaten är relevanta för denna diskussion.

Majoriteten av de granskade studierna visade att inhemska växter presterar bättre än icke-inhemska i att gynna urban biodiversitet. En mindre andel rapporterade blandade resultat eller inga tydliga skillnader och endast ett fåtal studier visade att icke-inhemska växter hade större effekt. Av studierna visade 28 stycken att inhemska växter föredrogs framför icke-inhemska hos växtätande insekter och att inhemska vegetation bidrog till större populationstillväxt (ibid.). Att inhemska växter ofta gynnar insekter beror på koevolution, där insekter och träd över tid har samutvecklats (Pearse & Hipp 2009; Tallamy & Shropshire 2009).

Tartaglia och Aronson (2024), Burghardt och Tallamy (2015) och Parsons et al. (2020) är av samma mening, det vill säga att inhemska växter bör prioriteras i stadsmiljö där det är möjligt. Även Sundberg et al. (2019b) menar att inhemska trädarter är att föredra. Detta kan ses som en orsak till den ovan nämnda skepsisismen mot exotiska arter, då forskningen tydligt pekar på inhemska arters goda förmåga att stödja insekter och biologisk mångfald.

3. Aspekter att ta hänsyn till vid val av exotiska träd för växtätande insekter

3.1 Insekters relation till träd

Insekter är beroende av vegetation för föda, skydd och reproduktion (Schowalter 2022). I stadsmiljö nyttjas olika växttyper, såsom örter, buskar och träd (Jensen et al. 2021). Träd har dock en särskild roll genom sin långa livslängd, storlek och varierande struktur (Sundberg et al. 2019b).

Kronan, stammen och rotzonen skapar en viktig mångfald av livsmiljöer som kan utnyttjas av många insektsarter under olika delar av deras livscykel (Schowalter 2022; Sundberg et al. 2019b). Växtätande insekter använder exempelvis blad, blommor, frön, bark eller ved som föda (Schowalter 2022). Utöver födotillgång kan träd även bidra med skydd, plats för reproduktion och gynnsamma mikroklimat, vilket kan vara avgörande för insekters överlevnad i urbana miljöer där temperatur- och fuktförhållanden ofta skiljer sig från omgivande landskap (Livesley et al. 2016).

I stora drag mår insekter bra av träd som blommor rikligt (Tommasi et al. 2004; Goulson 2021). Också om blomningen är spridd över lång tid blir det gynnsamt (Tommasi et al. 2004). Stora träd (Sundberg et al. 2019b) och ihåliga träd är särskilt gynnsamma (Antunes et al. 2012; Sundberg et al. 2019b).

3.1.1 Specialister, generalister och värdberoende arter

Relationen mellan träd och insekter är i många fall ett resultat av evolutionär samutveckling (koevolution), där insekter över tid har anpassats till specifika växtsläkten eller växtgrupper. Trädens kemiska och strukturella egenskaper påverkar därmed vilka insektsarter som kan utnyttja dem som resurs (Pearse & Hipp 2009; Tallamy & Shropshire 2009).

Graden av specifik anpassning varierar mellan olika insektsarter. Generalister kan utnyttja ett brett spektrum av habitat och värdväxter (Sundberg et al. 2019; Nationalencyklopedin u.å.a), medan specialister är knutna till ett mer begränsat urval (Sundberg et al. 2019; Nationalencyklopedin u.å.b). Exotiska träd koloniserar i högre grad av generalistarter, som är mer flexibla inför förändrade miljöförhållanden, medan specialister oftare är beroende av värdarter (Burghardt & Tallamy 2015). Förekomsten av både generalister och specialister är viktig, eftersom hög biologisk mångfald och variationsrika artinteraktioner är grundläggande för ekosystemens funktion och resiliens (IPBES 2019). Hur starkt

knuten en art är till sin värdväxt kan bero på vilka delar av växten som utnyttjas. Arter som är beroende av mjuka växtdelar såsom blad och knoppar uppvisar ofta en hög grad av specialisering, medan arter som nyttjar ved generellt är mindre specialiserade (Sundberg et al. 2019b).

Begreppet värdberoende är centralt i sammanhanget. Sundberg et al. (2019b; a) använder värdberoende arter som ett samlingsnamn för organismer som är knutna till en viss växt i varierande grad. Gruppen omfattar både specialister, för vilka värdväxten är avgörande för artens överlevnad, samt arter där värdväxten är viktig eller regelbundet nyttjas. Specialister utgör således den mest specialiserade undergruppen av värdberoende arter och kännetecknas av ett starkt ekologiskt beroende, ofta till ett enskilt växtsläkte eller en specifik art. Beroende gör arter generellt sett mer känsliga för förändringar i artsammansättning och habitatstruktur (ibid.).

Skillnaden mellan generalisters och specialisters anpassningsförmåga tyder på att det finns en risk att endast generalister gynnas vid val av exotiska trädarter. Det kan enligt Burghardt & Tallamy (2015) bidra till att artantalet på en viss plats är relativt högt (många generalister) men att unika lokala arter riskerar att utebli. Variationen mellan insektsamhällen i ett större sammanhang minskar då, vilket leder till lägre total diversitet. Skillnaden mellan specialister och generalister är därför viktig att ha i åtanke.

3.1.2 Värdträd för insekter

Med utgångspunkt i att fylogenetiskt släktskap med inhemska träd kan gynna insekter vid val av exotiska träd (se avsnitt 3.3.2), presenteras i följande avsnitt betydelsefulla inhemska trädarter. Dessa kan därmed fungera som referensarter vid val av besläktade exotiska träd.

Växtekologen Sundberg et al. (2019b) har i en omfattande rapport analyserat vedartade växters betydelse för inhemska organismer. Fokuset är på hotade organismarter men även vissa arter utanför rödlistan har inkluderats (ibid.). Till Sundbergs et al. (2019b) rapport följer *Bilaga 2* (Sundberg et al. 2019a) som underlag. Bilagan omfattar endast de relationer där beroendet bedömts vara viktigt mellan växt och organism. Det innebär att svagare eller mer tillfälliga kopplingar mellan träd och insektsarter inte ingår. Jag har nedan sammanställt informationen från bilagan för att anpassa materialet till detta arbetes frågeställningar. Tabell 1 visar således antalet värdberoende insektsarter som nyttjar ett visst trädslag. Både insektsarter som har koppling till ett helt släkte och specifika trädarter inom släktet har inkluderats i den totala summan för varje trädslag.

Tabell 1. Antal värdberoende insekter som nyttjar inhemska trädslag (baserat på Sundberg et al. 2019a)

Trädslag	Inkluderade arter vetenskapliga namn	Antal värdberoende insektsarter
Björk	<i>Betula pendula</i> , <i>Betula pubescens</i>	477
Ek	<i>Quercus petraea</i> , <i>Quercus robur</i>	473
Tall	<i>Pinus sylvestris</i>	433
Gran	<i>Picea abies</i>	410
Vide	<i>Salix alba</i> , <i>Salix caprea</i> , <i>Salix euxina</i> , <i>Salix pentandra</i> , <i>Salix triandra</i>	369
Asp	<i>Populus tremula</i>	350
Bok	<i>Fagus sylvatica</i>	233
Al	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Alnus incana</i>	209
Alm	<i>Ulmus glabra</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i>	123
Lind	<i>Tilia cordata</i> , <i>Tilia platyphyllos</i>	82
Hagtorn	<i>Crataegus laevigata</i>	75
Prunus	<i>Prunus avium</i> , <i>Prunus cerasus</i> , <i>Prunus domestica</i> , <i>Prunus padus</i>	59
Aplar	<i>Malus sylvestris</i>	57
Lönn	<i>Acer campestre</i> , <i>Acer platanoides</i>	53
Oxel och rönn	<i>Sorbus aucuparia</i> , <i>Sorbus intermedia</i>	43
Ask	<i>Fraxinus excelsior</i>	30
En	<i>Juniperus communis</i>	26
Avenbok	<i>Carpinus betulus</i>	23
Getapel	<i>Rhamnus cathartica</i>	16
Idegran	<i>Taxus baccata</i>	2

Tabell 1 visar att det är en stor skillnad mellan hur många värdberoende insektsarter inhemska trädarter stödjer. Björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*), ek (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), tall (*Pinus sylvestris*), gran (*Picea abies*) och vide (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*) hyser alla över 400 olika arter medan idegran (*Taxus baccata*) endast stödjer 2 arter. Detta betyder dock inte att idegran har lägst artkopplingar av alla inhemska arter i Sverige eftersom endast trädarter med ”viktiga” artkopplingar är medräknade.

Av arterna i tabellen är naverlönn (*Acer campestre*), ask (*Fraxinus excelsior*), bohuslind (*Tilia platyphyllos*) och alm (*Ulmus glabra*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*) mer eller mindre hotade (Sundberg et al. 2019b). Detta kan också ses som en faktor att ta hänsyn till vid växtval eftersom insektsarter knutna till dessa arter riskerar att tappa sina livsmiljöer.

Vidare poängterar Sundberg et al. (2019b) att geografin har stor betydelse för hur många värdberoende arter ett träd hyser. Författarna skriver exempelvis att rödlistade arter associerade med tall förekommer i 44 % av Sveriges län, med störst förekomst i Dalarnas län och minst i Blekinge län. Gran (*Picea abies*) är viktigast i Dalarnas och Jämtlands län, medan björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*) främst hyser rödlistade arter i Norrbottens och Västerbottens län enligt skribenterna. Stockholms län är betydelsefullt för aspanknutna arter (*Populus tremula*), och Gävleborgs län för arter knutna till vide (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*). De sydliga trädslagen, som ek (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), bok (*Fagus sylvatica*), alm (*Ulmus glabra*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*) och ask (*Fraxinus excelsior*), har en tydligare koncentration av rödlistade arter i Skåne och Västergötlands län. Sammanfattat hyser gran (*Picea abies*), tall (*Pinus sylvestris*), björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*) och vide (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*) flest rödlistade arter i norra Sverige, medan de tidigare nämnda sydliga trädslagen dominerar i södra delen av landet (ibid.).

Det finns ytterligare faktorer som påverkar antalet värdberoende arter. Sundberg et al. (2019b) skriver att vanligt förekommande träd, äldre träd och träd som funnits på en plats länge i regel hyser fler värdberoende arter, även om vissa trädslag avviker från mönstret. Ek och bok hyser exempelvis fler arter än förväntat, medan alar och oxlar (inklusive rönn) hyser färre (ibid.). Enligt Stokland et al. (2012) finns dessutom en hypotes om att långlivade värdväxter hyser en större andel specialister än växter med kort generationstid. Detta eftersom långlivade växter i högre grad investerar i kemiska och morfologiska försvarsegenskaper mot angrepp, vilka specialister har utvecklat anpassningar för att tolerera. I motsats till detta bör då växter med kort generationstid ha en större andel generalister (ibid.).

3.1.3 Insektsgruppers olika behov av värdträd

Ovan har antal insektsarter knutna till inhemska värdträd redovisats. Alla insektsgrupper är dock inte lika knutna till värdväxter. Skalbaggar har flest värdberoende arter följt av fjärilar, halvvingar, steklar, tvåvingar i fallande ordning (Sundberg et al. 2019b). Insektsgrupperna har dessutom varierande behov, vilket utgör en faktor att ta hänsyn till vid val av exotiska arter.

Skalbaggar

Cirka 25 % av Sveriges skalbaggsarter (*Coleoptera*) är knutna till vedartade växter. Dessa samband är mycket varierade och omfattar arter som lever av levande träd, död ved, bark, svampar, pollen och nektar (Sundberg et al. 2019b). Död ved i olika nedbrytningsstadier är särskilt viktig, liksom förekomsten av vedsvampar, vilka ofta är avgörande för skalbaggars möjlighet att utnyttja veden.

Under nedbrytningen är typen av röta och svamp ofta viktigare än trädslaget i sig. Många arter är därför knutna till strukturer och mikrohabitat snarare än till ett specifikt trädslag. Äldre träd med hög strukturell variation, exempelvis hålträd med mulm, svampmycel och rester av fågel- och insektsbon, utgör särskilt värdefulla livsmiljöer. Skalbaggar har olika krav i larv- och vuxenstadium, vilket gör deras behov komplexa (ibid.).

Fjärilar

Fjärilar (*Lepidoptera*) består av både de välkända dagfjärilarna samt nattfjärilar som spinnare, svärmare, mott, vecklare och malar (SLU Artdatabanken 2025a). De flesta fjärilar är beroende av en eller flera specifika värdväxter i larvstadiet och kan vara mer eller mindre specialiserade (Sundberg et al. 2019b). Bland träd är ek (*Quercus robur*, *Quercus petraea*), björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*), viden (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*), prunus (*Prunus avium*, *Prunus cerasus*, *Prunus domestica*, *Prunus padus*), gran (*Picea abies*) och tall (*Pinus sylvestris*) särskilt viktiga. Fjärilslarver utnyttjar olika delar av träden, där majoriteten lever av blad eller barr, medan vissa arter är knutna till rötter, stammar, blommor eller frön. Fjärilar är starkt beroende av både tillgång till rätt värdväxter och av stabila, varierade livsmiljöer över tid (ibid.).

Halvvingar

Sundberg et al. (2019) skriver att halvvingar (*Hemiptera*) till stor del består av växtätande insekter. Bladlöss, bladloppor, sköldlöss och riddarskinnbaggar är några mer välkända arter inom gruppen (SLU Artdatabanken 2025b). Många arter är specialiserade på ett fåtal värdväxter, särskilt i nymfstadiet, och olika delar såsom bark, stammar, blad, frön och växtsaft utnyttjas (Sundberg et al. 2019b). Bland stritar består värdväxterna främst av lövträd, särskilt vide (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*), ek (*Quercus robur*, *Quercus petraea*), asp (*Populus tremula*), al (*Alnus*) och björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*), medan kopplingen till barrträd är begränsad (ibid.). Enligt Sundberg et al. (2019) har skinnbaggar däremot en starkare koppling till både barr- och lövträd, där viktiga värdar inkluderar tall (*Pinus sylvestris*), gran (*Picea abies*), ek (*Quercus robur*, *Quercus petraea*), vide (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*), asp (*Populus tremula*) och björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*).

Steklar

Sundberg et al. (2019b) benämner steklar (*Hymenoptera*) som en mycket artrik insektsgrupp där många arter är direkt eller indirekt beroende av träd. En stor andel av arterna är rovdjur eller parasiter och inkluderar myror, getingar och bin (SLU Artdatabanken 2025c). Det finns dock även växtsteklar (*Symphyla*), som

lever av växter (ibid.). De växtätande steklarna har enligt Sundberg et al. (2019b) vissa larver som lever av blad eller barr, medan andra utnyttjar träd genom gallbildning främst på ek (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) och vide (*Salix alba*, *Salix caprea*, *Salix euxina*, *Salix pentandra*, *Salix triandra*).

Tvåvingar

Myggor, harkrankar ochflugor räknas till tvåvingar (SLU Artdatabanken 2025d). Denna grupp (*Diptera*) uppvisar stor variation i levnadssätt (Sundberg et al. 2019b). Bland de trädanknutna arterna dominerar associationer till lövträd. Vide (*Salix*), björk (*Betula pendula*, *Betula pubescens*), alm (*Ulmus*), bok (*Fagus sylvatica*) och träd inom rosväxtfamiljen (*Rosaceae*) är viktiga särskilt värdar. Gallmyggor utmärker sig genom hög grad av värdväxtspecialisering, ofta på specifika trädslag. Bland barrträd är tall (*Pinus sylvestris*) viktigare än gran (*Picea abies*) (ibid.).

Sammanfattningsvis stödjer vide flest grupper (4), följt av björk (3), ek (3), gran (2), tall (2), al (1), alm (1), asp (1), bok (1) och prunus (1).

3.2 Exotiska träd som resurs

3.2.1 Övergripande potential

I en urban kontext finns forskning som visar att inhemska arter ofta är ett relativt säkert val för att gynna biologisk mångfald. Trädens ursprung är dock inte den enda avgörande faktorn (Berthon et al. 2021). En insektsarts överlevnad i stadsmiljö beror i hög grad på vilka resurser som tillhandahålls, såsom föda, skydd och reproduktionsmöjligheter. Såväl inhemska som exotiska trädarter kan därmed stödja insekter, förutsatt att deras resursutbud motsvarar behoven hos de arter som ska gynnas (ibid.).

Sjöman et al. (2016) stärker detta resonemang genom att argumentera för att exotiska arter inte kan ersätta inhemska arter, men att de trots detta kan spela en viktig roll i urbana miljöer. Detta gäller särskilt i gatumiljöer, där klimatet ofta är som tuffast. Dessutom framhåller författarna att vissa främmande trädarter kan erbjuda habitat åt insekter.

Chalker-Scott (2015) för ett liknande resonemang i sin litteraturstudie och menar att det saknas vetenskapligt stöd för att inhemskt växtmaterial alltid är överlägset exotiskt i urbana miljöer. Författaren ifrågasätter även tidigare studier som antyder att exotiska arter generellt är skadliga för insekter och argumenterar i stället för att en kombination av inhemska och exotiska växter i urbana miljöer kan bidra med habitat till insekter och öka den totala artdiversiteten.

3.2.2 Blomning för generalister

Generalister är ofta mer benägna att nyttja icke-inhemska växter (Burghardt & Tallamy 2015). Bland växtätande insekter är pollinerande insekter generellt mer generaliserade än andra grupper (Padovani et al. 2020). Bin utgör den viktigaste gruppen bland insektpollinatörer och uppskattas stå för omkring 80 % av insektbaserad pollination globalt (Thapa 2006). Goulson (2021), forskare och professor inom biologi, nämner i sin bok exotiska trädarter som med sina blommor gynnar bin. Nedan har jag sammanställt relevanta delar från Goulsons (2021) bok till Tabell 2.

Tabell 2. Exotiska träd attraktiva för bin (baserat på Goulson (2021))

Trädart	Vetenskapligt namn	Blomningstid	Biart	Kommentar
Trädgårdsapel	<i>Malus domestica</i>	April–maj	Humledrottningar, rödmurarbin, sandbin	Prydnadsaplar är särskilt attraktiva.
Päron	<i>Pyrus communis</i>	April–maj	Honungsbin, humlor, rödmurarbin, sandbin	Attraktivitet varierar mellan sorter.
Tysklönn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	April–maj	Humlor, honungsbin, solitära bin	
Hästkastanj	<i>Aesculus hippocastanum</i>	Maj	Honungsbin, humlor	
Mispel	<i>Mespilus germanica</i>	Maj	Humlor, honungsbin, sandbin	
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Maj–juni	Honungsbin, humlor	
Gullregn	<i>Laburnum × watereri</i>	Maj–juni	Humlor	Särskilt rödstjärtade humlor.
Lind*	<i>Tilia</i> spp.	Juni–juli	Honungsbin, korttungade humlor	Honungsdagg från bladlöss utnyttjas också.

*Finns både inhemska och exotiska lindar i Sverige

Tabellen tyder på att exotiska trädarter kan bidra med viktiga resurser. Blomning som erbjuder nektar och pollen till generalister, i detta fall pollinatörer som bin, är ett exempel. Materialet indikerar även att det finns attraktiva exoter som gemensamt kan erbjuda blomning över en lång tid vilket enligt Tommasi et al. (2004) är gynnsamt.

3.3 Olika exoters varierande påverkan

Vissa inhemska arter är bättre än andra på att stödja insektsdiversitet (Tallamy & Shropshire 2009) och detsamma gäller för exotiska arter (Burghardt & Tallamy 2015). Enligt den granskade litteraturen varierar exotiska växters betydelse för insekter kraftigt beroende på egenskaper som invasivitet, evolutionärt släktskap med inhemska arter och vilka resurser de tillhandahåller.

3.3.1 Fylogenetiskt släktskap

De fylogenetiska relationerna mellan olika trädarter visar vilka träd som är nära eller mer avlägset släkt (Stokland et al. 2012). Modern växtsystematik bygger på denna typ av klassificering, där arter grupperas utifrån gemensam evolutionär historia (Judd et al. 2015). Den icke-inhemska turkiska eken (*Quercus cerris*) är exempelvis närmre släkt med den inhemska skogseken (*Quercus robur*) än vad den inhemska skogslönnen (*Acer platanoides*) är. Att ta hänsyn till släktskap, i stället för endast ursprung, kan ge en bättre förståelse för sambanden mellan vedartade växter och de organismer som är knutna till dem (Stokland et al. 2012).

Generalister kan, som tidigare konstaterats, i högre grad utnyttja exotiska trädarter än specialister. För mer specialiserade insekter kan hänsyn till fylogenetiskt släktskap vid val av exotiska träd öka möjligheten att även dessa arter kan nyttja de icke-inhemska träden (Stokland et al. 2012; Burghardt & Tallamy 2015).

Burghardt och Tallamy (2015) visar att om en exotisk växt är nära släkt med en inhemska art tenderar den att utnyttjas av insekter i ungefär samma utsträckning och med liknande grad av specialisering som den inhemska arten. Ju mer avlägset släkt den exotiska arten är från inhemska arter, desto färre specialister återfinns (ibid.). Parsons et al. (2020) lyfter liknande resultat i bostadsnära urbana miljöer. I studien hade ekarter som var närmre besläktade den inhemska ekarten mer liknande växtätande insekter än ekarter som var mer avlägset släkt. I samma studie skiljde sig varken lövskador av växtätande insekter eller förekomst av fjärilslarver signifikant mellan inhemska arter och närbesläktade exotiska arter. Dessutom var sambandet mellan växtens ursprung och förekomst av naturliga fiender svagt. De menar därför att växtens egenskaper och släktskap, i vissa fall kan vara lika avgörande som växtens geografiska ursprung för att stödja urbana insektsamhällen. Exempel på sådana egenskaper är bladstruktur, kemiskt försvar, kronform och mikrohabitat (ibid.). Liknande resultat redovisas av Frank et al. (2019). Exotiska arter hade i studien liknande förekomst och struktur av naturliga fiender som sina inhemska släktingar i urbana miljöer.

Även en studie av larver i urbana miljöer visar att herbivorer tenderar att föredra exoter som är besläktade med inhemska arter (Clem & Held 2015). Detta stödjer påståendet att kemiska och strukturella egenskaper, som ofta delas mellan närbesläktade arter, kan underlätta för specialiserade insekter att utnyttja även icke-inhemska träd.

Samtidigt finns betydande begränsningar. Burghardt och Tallamy (2015) samt Parsons et al. (2020) betonar att insektslarver har svårt att ställa om till exotiska arter, även när dessa är nära besläktade med inhemska värdträd.

Resultaten från Jensens et al. (2021) forskning i Malmö kan tolkas i relation till detta. I studien var den absoluta majoriteten av de exotiska träden inte av samma släkt som någon inhemsk art i Sverige. Trädlevande insekter var i denna studie generellt tre gånger mer förekommande på inhemska träd än på exotiska. Detta kan både styrka exotiska trädarters begränsningar och ses som ett indirekt stöd för att evolutionärt släktskap har betydelse. Det är dock viktigt att notera att studien mätte abundans (individantal) och inte artantal eller specialiseringsgrad.

3.3.2 Exotiska träd och svenska värdberoende insekter

Data redovisad av Sundberg et al. (2019a) visar också på exotiska arters olikheter. Det finns enligt författarna exempelvis icke-inhemska trädarter i Sverige som hyser en relativt hög andel inhemska, värdberoende arter (Sundberg et al. 2019b). Nedan har Tabell 3 sammanställts från Sundberg et al. (2019a) med samma metod som Tabell 1 (se 3.1.2). I enlighet med Tabell 1 är endast träd där relationen mellan växt och organism bedöms vara viktig medräknade. Att vissa träd kan ha 0 insektskopplingar trots detta beror på att de finns andra organismer än insekter i *Bilaga 2* (Sundberg et al. 2019a) som är beroende av dessa träd.

Enligt Tabell 3 nedan har 28 exotiska arter minst en koppling till svenska värdberoende arter. Av dessa saknar 10 arter släktskap med inhemska träd vilket gör att majoriteten är besläktade. Detta kan i sin tur ses som ett stöd för att släktskap är en relevant faktor att förhålla sig till vid växtval av exotiska arter som ska gynna växtätande insekter. Av de 6 trädarter utan värdberoende insekter är 4 inom samma släkte som ett inhemskt träd. Det indikerar däremot på att det inte garanterar ett högre antal värdberoende insektsarter att välja inom släktet.

Generellt sett kan man se att ju längre tid sedan en exotisk art introducerades på en plats desto högre insektsantal och insektsdiversitet (Padovani et al. 2020). Detta går delvis i linje med Sundberg et al. (2019a) data då exempelvis europeisk lärk (*Larix decidua*) och trädgårdsapel (*Malus domestica*) har relativt hög andel insektskopplingar bland exotiska arter och är båda införda innan 1800-talet.

Tabell 3. Antal värdberoende insekter som nyttjar exotiska träd (baserat på Sundberg et al. 2019a)

Trädslag	Vetenskapligt namn	Antal värdberoende insektsarter
Svartpoppel	<i>Populus nigra</i>	16
Tysklönn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	10
Europeisk lärk*	<i>Larix decidua</i>	9
Silverpoppel	<i>Populus alba</i>	8
Trädgårdsapel*	<i>Malus domestica</i>	6
Svarttall	<i>Pinus nigra</i>	4
Bergtall	<i>Pinus mugo</i>	3
Hästkastanj	<i>Aesculus hippocastanum</i>	3
Silvergran	<i>Abies alba</i>	2
Cembratall	<i>Pinus cembra</i>	2
Sibirisk lärk	<i>Larix sibirica</i>	1
Nordmannsgran	<i>Abies nordmanniana</i>	1
Vitgran	<i>Picea glauca</i>	1
Orientgran	<i>Picea orientalis</i>	1
Contortatall	<i>Pinus contorta</i>	1
Douglasgran	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1
Ädelcypress	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	1
Kinesisk en	<i>Juniperus chinensis</i>	1
Tuja	<i>Thuja occidentalis</i>	1
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	1
Körsbärspommon	<i>Prunus cerasifera</i>	1
Vejksel	<i>Prunus mahaleb</i>	1
Persika	<i>Prunus persica</i>	1
Japanskt prydnadskörsbär	<i>Prunus serrulata</i>	1
Tyskoxel	<i>Sorbus torminalis</i>	1
Äkta kastanj	<i>Castanea sativa</i>	1
Balsampoppel	<i>Populus balsamifera</i>	1
Grönpil	<i>Salix × fragilis</i>	1
Sibirisk cembratall	<i>Pinus cembra</i> subsp. <i>sibirica</i>	0
Weymouthtall	<i>Pinus strobus</i>	0
Blyerts-en	<i>Juniperus virginiana</i>	0
Valnöt	<i>Juglans regia</i>	0
Tatarlönn	<i>Acer tataricum</i>	0
Silverlind	<i>Tilia tomentosa</i>	0

* Är aktivt införd men ej naturaliserad före år 1800, räknas som främmande (SLU Artdatabanken 2026a; b).

3.3.3 Invasiva exotiska arter

Studier visar att invasiva exoter har ingen eller mycket liten positiv effekt för insekter (Sjöman et al. 2016). Detta omfattar även de organismer som fungerar som naturliga fiender. Invasiva arter får därmed *enemy release*, alltså mindre tryck av naturliga fiender som gör att de blir mer konkurrenskraftiga (Keane & Crawley 2002; Pearse & Hipp 2009).

Invasiva arter är problematiska inte enbart för att de hyser få värdberoende organismer. De kan genom sin etablering och dominans konkurrera med och tränga undan inhemska arter, vilket i sin tur kan förändra ekosystemprocesser och påverka trofiska interaktioner (Olsson et al. 2022). Dessutom kan invasiva arter bidra till en mer homogen vegetation med minskad funktionell diversitet genom att ersätta växter som stödjer många specialiserade organismer (ibid.).

Blanchon et al. (2011) visar däremot att invasiva träd kan tillgodose insekters habitatbehov och Fetridge et al. (2008) menar att det är särskilt möjligt när inhemska värdträd försvunnit. Tommasi et al. (2004) menar i linje med detta på att invasiva exotiska växter kan ha viktiga roller i att skapa habitat för inhemska arter. Oxbär (*Cotoneaster* ssp.) och björnbär (*Rubus discolor*) är exempelvis populära resurser för pollinatörer (ibid.). Dessa arter är inte träd men då de är vedartade skulle möjligheten kunna finnas att det finns liknande samband mellan invasiva exotiska trädarter och pollinatörer.

Rädsla för invasiva växters negativa påverkan leder ofta till en generell negativ inställning till alla icke-inhemska växtarter (Teixeira et al. 2022). Eftersom urbana miljöer ofta är isolerade från större grönområden och skogar är risken för invasiv spridning av exotiska arter dock ofta låg (Tartaglia & Aronson 2024). Samtidigt bör det beaktas att städer kan fungera spridningskällor för invasiva exotiska arter till omgivande landskap. Sådan spridning kan exempelvis ske genom vind eller fåglar som transporterar frön till områden utanför staden (Štajerová et al. 2017).

3.4 Fenologiska samband och deras påverkan

Jensen et al. (2021) har undersökt hur trädens ursprung samt urbanisering påverkar fenologi och förekomsten av trädlevande ryggradslösa djur i urbana parkmiljöer i Malmö. Studien inkluderade både bredare mått på arboreala ryggradslösa djur samt en specifik analys av växtätande insektslarver genom mätning av frass (larvspill), vilket används som ett indirekt mått på larvbiomassa.

Den urbana miljön uppvisade en tydlig värmeö-effekt (+1,4 °C), vilket resulterade i tidigare knoppsprickning hos inhemska träd i stadsmiljö jämfört med rurala

miljöer (Jensen et al. 2021). Differensen mellan platserna var i genomsnitt sex dagar. Samtidigt nådde de urbana exotiska träderna knoppsprickning i genomsnitt åtta dagar senare än de inhemska arterna i stadsmiljö. Författarna framhåller därmed att effekten av trädens ursprung var större än själva urbaniseringseffekten.

Mängden frass, huvudsakligen producerad av herbivora insektslarver, visade olika tidsmönster mellan trädgrupperna. På de exotiska arterna inträffade den högsta frassproduktionen före eller i direkt anslutning till knoppsprickning, medan motsvarande topp på inhemska trädarter inträffade en till två veckor efter knoppsprickning (Jensen et al. 2021). Eftersom bladens näringsinnehåll och försvarsegenskaper förändras snabbt efter knoppsprickning kan en tidsförskjutning påverka larvernas möjligheter att utnyttja bladen under deras mest näringsrika fas (van Asch & Visser 2007).

Jensen et al. (2021) diskuterar flera möjliga förklaringar till resultatet. Sambandet kan bero på metodologiska begränsningar, att larvernas utveckling styrs av klimat-och ljussignaler evolutionärt kopplade till inhemska trädarter, eller att larver kan ha svårare att tillgodogöra sig exotiska blad och därför främst utnyttjar de yngsta bladen. De betonar dock att dessa tolkningar är preliminära och kräver vidare studier samt att användningen av abundans (antal individer) för att bedöma urbaniseringens påverkan på biologisk mångfald inte ger hela bilden.

Fenologiska skillnader kan således utgöra en begränsning i användningen av exotiska träd ur ett insektsperspektiv genom att inte vara anpassade till insekters livscykel och behov. Det bör dock beaktas att endast en av de icke-inhemska arterna i studien var av samma släkte som en inhemsk art. Det öppnar för möjligheten att resultaten hade fått ett annat utfall om exotiska arter nära släkt med inhemska arter hade inkluderats.

3.5 Kunskapsluckor

En stor del av den refererade litteraturen pekar på att det råder en kunskapsbrist inom området. Trots att antalet studier som undersöker både inhemska och exotiska växter i urbana miljöer har ökat under de senaste åren, kvarstår betydande kunskapsluckor (Tartaglia & Aronson 2024).

En möjlig förklaring till dessa kunskapsluckor är den stora artrikedomen hos insekter. Även om flertalet har studerats är det inte tillräckligt för att få en tydlig bild av så komplexa samband som det ofta rör sig om (Tartaglia & Aronson 2024). Detta stöds av Sundberg et al. (2019b) som menar att komplexitet och kunskapsbrist gör det svårt att undersöka artspecifika behov för organismer som

lever i träd. Dessutom påpekar Parsons et al. (2020) att insektsrelationerna i relation till släktskap och ursprung är komplexa.

Stokland et al. (2012) hävdar samtidigt att informationen om sambanden mellan träd som värdväxter och de organismer som är knutna till dem sällan är sammanställd. Författarna menar vidare att kunskap inte nödvändigtvis saknas, utan snarare att informationen är svår att nå. Detta eftersom många fynd görs av enskilda samlare och rapporteras i lokala publikationer, ofta på nationella språk eller inom mindre botaniska och entomologiska sällskap.

Burghardt och Tallamy (2015) påpekar att vanliga metoder för att mäta biologisk mångfald i relation till exotiska växter inte alltid fångar hela bilden. Ett problem är att studier ofta inte skiljer mellan α -diversitet, som avser artrikedom inom ett enskilt område, och β -diversitet, som beskriver skillnader i artsammansättning mellan olika områden. Utan denna uppdelning riskerar analyser att missa hur växtval påverkar variationen i artsammansättning på en större skala.

Vidare baseras många jämförelser enbart på artantal, utan att ta hänsyn till om arterna är specialister eller generalister. Detta är problematiskt eftersom en ökning i antal arter inte nödvändigtvis innebär att den ekologiska funktionen ökar. En miljö kan exempelvis domineras av ett fåtal generalistarter, vilket kan leda till biotisk homogenisering även om artantalet är relativt högt. Burghardt och Tallamy (2015) betonar därför vikten av att analysera biologisk mångfald i ett större landskapsperspektiv.

Jensen et al. (2021) belyser att det finns studier som jämför insektsförekomst i urbana och rurala miljöer som pekar på att det är lägre förekomst av insekter i urbana miljöer och kopplar det till faktorer som ljus och luftföroreningar. Dessa studier tar dock inte hänsyn till exotiska arters påverkan. Det behövs alltså enligt författarna fler studier som deras för att kunna förstå hur exoter påverkar insektssamhällen i urbana miljöer, framför allt i norra Europa.

Slutligen skriver Sjöman et al (2016) att urbana miljöer fortfarande är otillräckligt studerade, och att det inte är självklart att inhemska insekter kan överleva i stadsmiljöer om deras naturliga värdträd inte gör det. I sådana fall blir plantering av exotiska träd med utgångspunkt i insekters behov mindre relevant (ibid.). Att det inte skulle finnas insekter att gynna i den urbana miljön är dock inget som påträffats i den refererade forskningen, det utesluter dock inte möjligheten. Kanske att risken blir större ju mer klimatet i stadsmiljö ändras.

4. Avslutning

4.1 Diskussion

Detta arbete har undersökt under vilka förutsättningar växtätande insekter kan nyttja exotiska träd i urbana miljöer. Detta för att identifiera principer för val av exotiska trädarter som kan stödja växtätande insekter och samtidigt nyansera bilden av användningen av exotiska träd i stadsmiljöer. I det följande diskuteras resultaten utifrån identifierade möjligheter, begränsningar och faktorer att ta hänsyn till vid växtval.

4.1.1 Möjligheter och begränsningar

Flertalet studier indikerar att städer kan fungera som viktiga miljöer för biologisk mångfald (Müller & Werner 2010; Faeth et al. 2011; Nilon & Aronson 2023; Boverket 2023). Det har även visats att urbana träd utgör livsmiljöer för växtätande insekter (Jensen et al. 2021). Detta innebär en grundförutsättning som säkerställer relevansen av, och möjligheten att, med träd gynna växtätande insekter i dessa miljöer.

Däremot är stadsmiljön ofta en utmanande växtplats med stressfaktorer som skiljer sig från många trädarters naturliga miljöer (Perre et al. 2011; Deak Sjöman et al. 2015). Vissa exotiska trädarter kan dock vara bättre anpassade till dessa påfrestande ståndortsförhållanden (Sjöman et al. 2016; Jensen et al. 2021). Urbana värmeeffekter och ett varmare klimat gör exempelvis att arter med högre värmekrav kan få bättre förutsättningar i städer (Brelsford & Robson 2018; Wohlfahrt et al. 2019; Olsson et al. 2022). Jensen et al. (2021) bekräftar att denna värmeökning finns och påverkar inhemska träd i svensk urban miljö. Det bör dock understrykas att det finns miljöer, exempelvis parker, där urbaniseringens effekter inte är lika tydliga, och där inhemska arter kan klara sig (Jensen et al. 2021). Resultaten visar således att vissa exotiska trädarter, särskilt sådana som är anpassade till varmare eller mer stressade miljöer, kan ses som ett möjligt alternativ för att eventuellt stödja insekter på platser där inhemska arter inte överlever.

Vidare tyder litteraturstudien på att exotiska trädarter främst är lämpade för att stödja generalister eftersom det inte i första hand är trädens ursprung som är viktigt för dem (Stokland et al. 2012; Burghardt & Tallamy 2015). Detta kan ses som ett problem för att det leder till homogenisering (Burghardt & Tallamy 2015) vilket i sin tur gör exosystemet mer instabilt (IPBES 2019). Förutsatt att endast exotiska arter väljs där inhemska inte överlever kan det å andra sidan ses som en möjlighet. Att specialister också behöver gynnas innebär inte att generalister är

oviktiga. Exempelvis är många pollinatörer generalister. Deras funktion är central eftersom pollination bidrar till växters reproduktion och ekosystemens funktion (Schowalter 2022). I teorin kan exotiska arter även utgöra resurser för skalbaggar, som omfattar många värdberoende arter, eftersom deras beroende ofta gäller vissa strukturer och mikrohabitat snarare än en specifik trädart (Sundberg et al. 2019b). Huruvida det finns exotiska arter som faktiskt erbjuder sådana egenskaper framkommer dock inte i denna studie.

Exotiska träd stödjer inte specialister i lika hög grad som inhemska (Burghardt & Tallamy 2015; Sundberg et al. 2019a), men det finns exotiska träd som är mer eller mindre dåliga på detta. Flera studier visar att fylogenetiskt släktskap mellan exotiska och inhemska arter kan öka sannolikheten att herbivorer kan utnyttja de exotiska träden (Stokland et al. 2012; Burghardt & Tallamy 2015; Parsons et al. 2020). Resultaten från Tabell 3 ger visst stöd för detta resonemang. Av de exotiska arter som stödjer värdberoende insekter tillhörde majoriteten samma släkten som inhemska träd. Detta indikerar att fylogenetiskt släktskap kan bidra till att gynna växtätande insekter. Däremot visar tabellmaterialet att släktskap i sig inte är tillräckligt för att förklara variationen mellan hur exotiska träd presterar. Flera exotiska arter inom samma släkten som inhemska träd saknade helt eller nästan helt kopplingar till värdberoende insekter. Detta tyder på att besläktade exoter inte garanterar tillräcklig likhet med inhemska träd för att fungera som värdväxt eller habitat för specialister. En ytterligare väsentlig begränsning är att insektslarver har svårt att nyttja exotiska arter oavsett nära släktskap eller ej (Burghardt & Tallamy 2015; Parsons et al. 2020; (van Asch & Visser 2007). Detta är av stor vikt eftersom inga adulta insekter utvecklas om larverna inte överlever.

Fenologisk missanpassning kan också ses som en begränsning. Jensen et al. (2021) visar att växtätande insektslarver inte är synkroniserade med exotiska arters knoppsprickning, vilket kan påverka populationer negativt (van Asch & Visser 2007). Värt att notera är att den tidigare knoppsprickningen hos inhemska träd i stadsmiljö inte tycks ha lett till någon tydlig negativ fenologisk missanpassning. Trots att de inhemska arterna sprack ut ovanligt tidigt i relation till det rurala referensområdet förefaller larvernas utveckling samordnad med dessa träd. Ett möjligt antagande är att en senare fenologi hos exotiska träd skulle minska risken för tidsmässig missanpassning mellan värdväxt och växtätare i städer där inhemska arter blommar tidigare än vanligt. Resultaten stödjer dock inte detta. Att undersöka om utfallet hade blivit annorlunda om exotiska arter med nära släktskap hade presterat annorlunda hade varit intressant eftersom dessa inte inkluderades i studien.

Slutligen har inte relationen mellan urban stresstolerans och ekologisk funktion noterats. Även om vissa exotiska arter kan vara bättre anpassade till urbana ståndortsförhållanden framgår det inte tydligt i det insamlade materialet hur detta samspelar med deras förmåga att stödja insekter. Det är därför oklart om de arter som klarar stadsmiljön bäst också är de som har ekologisk potential, eller om det i stället finns en målkonflikt mellan tålighet och biologiskt värde.

4.1.2 Faktorer att ta hänsyn till vid val av exotiska trädarter

Den samlade litteraturen och analysen visar att valet av exotiska trädarter i urbana miljöer kräver en avvägning mellan flera ekologiska och kontextuella faktorer för att insekter ska kunna gynnas. Nedan beskrivs de aspekter som framkommit i detta arbete.

Begreppens varierande och laddade innebörd

Begreppen inhemsk och exotisk är inte entydigt definierade och är ofta värdeladdade (Olsson et al. 2022; Chalker-Scott 2015; Kendle & Rose 2000). De är inte heller alltid biologiska utan ibland också kulturellt och historiskt präglade (Gaertner et al. 2017; Teixeira et al. 2022), vilket kan påverka hur arter bedöms i både forskning och praktik (Olsson et al. 2022; Gaertner et al. 2017). Litteraturen kan därmed tolkas som att det är rimligare att i första hand grunda växtval på ekologisk funktion snarare än enbart artens klassning som exotisk eller inhemsk. Tabell 1 och 3 stödjer detta genom att visa på överlappningar. Flera exotiska trädarter uppvisade lika många eller fler kopplingar till värdberoende insekter än de inhemska arter som hade lägst antal kopplingar. Exotiska träd kan ibland gynna värdberoende insekter mer än inhemska arter. Detta kan ses som ett argument för att inte okritiskt prioritera inhemska arter och förkasta exotiska. För de yrkesgrupper som arbetar med växtval i urbana miljöer kan en medvetenhet om denna diskussion därför bidra till mer nyanserade och välinformerade bedömningar vid val av trädarter i urbana miljöer.

Olika insektsarters behov, funktion och påverkan

För de arter som inte är direkt knutna till en viss trädart eller släkte finns det funktionella och strukturella egenskaper att ta hänsyn till. Någon enskild egenskap som gynnar alla insekter finns dock inte, utan behoven varierar mellan olika grupper och arter. Riklig blomning under en lång period framhålls exempelvis som gynnsamt för pollinatörer (Tommasi et al. 2004), och Tabell 2 visar att flera exotiska träd kan erbjuda sådana resurser för bin. För skalbaggar är i stället trädens förmåga att med tiden utveckla strukturer såsom död ved, håligheter, grov bark och vedsvampar särskilt betydelsefull.

Detta tyder på att växtval som syftar till att gynna många olika insekter behöver utgå från flera samverkande faktorer. Samtidigt är det viktigt att beakta att olika

insekter också fyller olika funktioner i ekosystemet. Ett ensidigt fokus på de arter som lättast kan utnyttja exotiska träd, ofta generalister, riskerar att missgynna specialister och därmed minska variationen i insektsamhället i ett större landskapsperspektiv (Burghardt & Tallamy 2015). För att gynna en hög insektsdiversitet framstår därför en varierad trädkomposition med olika egenskaper som gynnsam.

Släktskapets påverkan

I avsnitt 4.1.1 framgår att fylogenetiskt släktskap, trots tydliga begränsningar, kan vara en relevant faktor att beakta vid val av exotiska trädarter för att gynna växtätande insekter, särskilt specialister. En möjlig tolkning är därför att inhemska arter med stor ekologisk betydelse kan fungera som referenspunkter vid val av besläktade exotiska trädarter.

Vilka inhemska trädslag som i Sverige framstår som mest betydelsefulla för insekter skiljer sig något beroende på hur materialet analyseras. Baserat på totalt artantal i Tabell 1 (baserat på Sundberg et al. 2019a) framträder inhemska björk, ek, tall, gran, vide, asp, bok, al, alm och lind som de viktigaste trädslagen. Bland de fyra insektsgrupperna som i hög grad var knutna till vissa trädarter framträder inhemska vide som viktigast, följt av björk, ek, gran, tall, al, alm, asp, bok och prunus (Sundberg et al. 2019b). Ordningen förändras således något, även om flera arter återkommer. Båda listorna visar på hur diversitet kan stödjas, men på olika sätt.

Tabell 1 och avsnittet om insektsgrupper (3.1.3) är framtagna utifrån antagandet att exotiska arter besläktade med ekologisk betydande inhemska träd har större sannolikhet att kunna stödja många insektsarter. Något tydligt empiriskt stöd för detta framkommer dock inte i denna studie. Tabellmaterialet visar snarare att sambandet är mer komplext. Alla inhemska trädslag hade inte exotiska motsvarigheter inom samma släkte, men vissa jämförelser kan göras. Tall (*Pinus sylvestris*) hade exempelvis fler kopplade arter än asp (*Populus tremula*) bland de inhemska arterna. Samtidigt hade den exotiska svartpoppel (*Populus nigra*) fler insektskopplingar än flera exotiska tallarter, exempelvis svarttall (*Pinus nigra*), bergtall (*Pinus mugo*), cembratall (*Pinus cembra*) och contortatall (*Pinus contorta*). På liknande sätt hade de inhemska lönnarna (*Acer campestre*, *Acer platanoides*) färre kopplingar än inhemska tall, medan tysklönn (*Acer pseudoplatanus*) uppvisade fler kopplingar bland de exotiska arterna. Att en inhemska art hyser många värdberoende arter innebär alltså inte nödvändigtvis att en exotisk art inom samma släkte också stödjer många arter i relation till andra exotiska träd.

Tid sedan introduktion, geografi och livslängd

Introduktionstid kan också vara en faktor att beakta. Studier visar att växtarter som funnits länge i ett område ofta hinner etablera fler ekologiska relationer till insekter (Sundberg et al. 2019b; Padovani et al. 2020). Påståendet stöds av Tabell 3 där exotiska arter som blev introducerade innan 1800-talet har relativt högt värdberoende artantal.

Bedömningar bör även göras i relation till geografisk kontext. Förekomsten av värdberoende insekter varierar regionalt (Sundberg et al. 2019b), samtidigt som klimatrelaterade faktorer såsom temperatur och fenologiska mönster skiljer sig mellan olika delar av landet (Olsson et al. 2022).

Enligt Stokland et al. (2012) finns en hypotes om att långlivade värdväxter ofta hyser en större andel specialiserade insekter än växter med kort generationstid. Det insamlade materialet kommenterar inte om detta är överförbart på exoter. Vidare forskning om detta hade varit givande för att fördjupa förståelsen för vilka faktorer som spelar in.

Invasivitetsrisk

Risk för spridning av invasiva arter är ytterligare en faktor. Invasiva arter kan bland annat tränga undan viktiga inhemska växter (Olsson et al. 2022), och därmed ha en negativ påverkan på insekter. Även om vissa invasiva arter kan erbjuda resurser för en del insekter (Tommasi et al. 2004; Goulson 2021) väger detta inte nödvändigtvis upp risken för spridning. Spridningsrisken i urbana miljöer kan dock vara låg (Tartaglia & Aronson 2024), men då risken finns (Štajerová et al. 2017) bör den inte uteslutas.

4.1.3 Metoddiskussion

Arbetet har i hög grad präglats av det underlag som funnits tillgängligt. Särskilt Sundberg et al. (2019a; 2019b) har fått stor betydelse för analysen av svenska insekters behov och värdrelationer. Det har varit användbart eftersom materialet är systematiskt och detaljerat, men innebär också att arbetets perspektiv delvis formats av just deras indelningar och avgränsningar.

En begränsning i detta arbete är att det finns relativt få studier som direkt behandlar relationen mellan träd och insekter i svensk urban kontext. Analysen har därför delvis behövt bygga på internationella studier, vilket stärker den teoretiska bredden men samtidigt kan begränsa överförbarheten till svenska förhållanden.

Vidare har en stor del av arbetet gått åt till att reda ut begreppen exotisk och inhemska. Det avsnittet hade möjligen kunnat kortas något för att ge större

utrymme åt frågeställningarna i sig. Å andra sidan har det varit nödvändigt för att skapa en tydlig grund för analysen, för att förstå hur litteraturen använder och värderar dessa kategorier.

Slutligen kan det inte uteslutas att arbetet i viss mån påverkats av den normativa laddning som omger frågan om inhemska och exotiska arter. En viss försiktighet inför att framstå som alltför positiv till exotiska arter kan ha bidragit till att inhemska arters betydelse fått större utrymme än avsett. Samtidigt har denna försiktighet också haft en funktion, eftersom forskningsläget fortfarande är begränsat och frågan komplex.

4.2 Slutsats

Sammantaget visar resultaten att exotiska trädarter under vissa förutsättningar kan fungera som resurser för växtätande insekter i urbana miljöer, men att deras ekologiska potential varierar tydligt mellan arter. Möjligheterna tycks vara störst för generalister, medan begränsningarna framstår som tydligare för specialiserade och värdberoende insekter, särskilt i relation till larvutveckling, fenologisk synkronisering och bristande ekologisk överensstämmelse mellan exotiska och inhemska värdväxter.

Resultaten tyder samtidigt på att fylogenetiskt släktskap kan vara en relevant faktor vid val av exotiska trädarter, men att det inte är tillräckligt i sig. Blomning, strukturella egenskaper, introduktionstid, geografisk kontext och invasivitetsrisk behöver också vägas in. Detta talar för att exotiska trädarters värde inte bör bedömas enbart utifrån om de klassas som inhemska eller exotiska, utan utifrån hur väl deras egenskaper svarar mot insekternas behov.

Exotiska trädarter framstår därmed främst som ett komplement till inhemska trädarter snarare än som en ersättning för dem. Samtidigt visar resultaten att skillnaden mellan inhemska och exotiska trädarter inte är absolut, eftersom vissa exotiska arter under rätt förutsättningar kan överlappa med inhemska arter i ekologisk funktion. Om målet är att gynna växtätande insekter i urbana miljöer tyder resultaten därför på att ett medvetet växtval, där flera olika egenskaper kombineras, är mer relevant än att söka en enskild optimal art. Sambanden mellan trädarter och växtätande insekter framstår dock som komplexa och beroende av flera samverkande faktorer. Det innebär att vidare forskning behövs för att tydligare kunna bedöma vilka exotiska trädarter som har störst ekologisk potential i urbana miljöer.

Referenser

- Ahern, J. (1995). Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning*, 33 (1), 131–155. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(95\)02039-V](https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)02039-V)
- Antunes, H., Nunes, L., DaSilva, J.W.P. & Marchini, L.C. (2012). Native bees (Apidae: Meliponina) and their floral resources in a part of a forest located in urban areas. *Magistra*, 24, 7–14
- van Asch, M. & Visser, M. (2007). Phenology of Forest Caterpillars and Their Host Trees: The Importance of Synchrony. *Annual review of entomology*, 52, 37–55. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091418>
- Avolio, M., Pataki, D., Trammell, T. & Endter-Wada, J. (2018). Biodiverse cities: The nursery industry, homeowners, and neighborhood differences drive urban tree composition. *Ecological Monographs*, 88 (2), 259–276. <https://doi.org/10.1002/ecm.1290>
- Berthon, K., Thomas, F. & Bekessy, S. (2021). The role of ‘nativeness’ in urban greening to support animal biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 205, 103959. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103959>
- Blanchon, D., Pusateri, J. & Galbraith, M. (2011). Sampling indigenous ground-living beetles in a stand of non-native tree privet (*Ligustrum lucidum*) in New Zealand raises new management questions. *Ecological Management and Restoration*, 12, 234–236. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2011.00599.x>
- Boverket (2023). *Biologisk mångfald*. <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/teman/gronplan/darfor-behovs/biologisk-mangfald/> [2026-02-04]
- Brelsford, C.C. & Robson, T.M. (2018). Blue light advances bud burst in branches of three deciduous tree species under short-day conditions. *Trees*, 32 (4), 1157–1164. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1684-1>
- Bromell, L., Pira, L., Bellan, P. & Svensson, M. (2025). *Malmö trädrappport 2024*. Malmö stad. <https://malmo.se/Stadsutveckling/Sa-utvecklar-vi-staden/Gronska-och-vatten/Trad-i-Malmo.html> [2026-02-21]
- Burghardt, K.T. & Tallamy, D.W. (2015). Not all non-natives are equally unequal: reductions in herbivore β -diversity depend on phylogenetic similarity to native plant community. *Ecology Letters*, 18 (10), 1087–1098. <https://doi.org/10.1111/ele.12492>
- Chalker-Scott, L. (2015). Nonnative, Noninvasive Woody Species Can Enhance Urban Landscape Biodiversity. *Arboriculture and Urban Forestry*, 41, 173–186. <https://doi.org/10.48044/jauf.2015.017>
- Clem, C.S. & Held, D.W. (2015). Species richness of eruciform larvae associated with native and alien plants in the southeastern United States. *Journal of Insect Conservation*, 19 (5), 987–997. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9815-0>
- Deak Sjöman, J., Sjöman, H. & Johansson, E. (2015). Staden som växtplats. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) *Träd i urbana landskap*. Studentlitteratur AB. 231–329.
- Faeth, S.H., Bang, C. & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223 (1), 69–81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Fetridge, E., Ascher, J. & Langellotto, G. (2008). The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Annals of the Entomological Society of America*, 101 (6), 1067–1077. <https://doi.org/10.1603/0013-8746-101.6.1067>
- Frank, S.D., Backe, K.M., McDaniel, C., Green, M., Widney, S. & Dunn, R.R. (2019). Exotic urban trees conserve similar natural enemy communities to native congeners but have fewer pests. *PeerJ*, 7, e6531. <https://doi.org/10.7717/peerj.6531>
- Gaertner, M., Wilson, J.R.U., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Zenni, R.D. & Richardson, D.M. (2017). Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions*, 19 (12), 3461–3469. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>
- Gbedomon, R.C., Salako, V.K. & Schlaepfer, M.A. (2020). Diverse views among scientists on non-native species. *NeoBiota*, 54, 49–69. <https://doi.org/10.3897/neobiota.54.38741>

- Goulson, D. (2021). *Gardening for Bumblebees*. Square Peg.
- Gunnarsson, A. (2015). Träden och människan. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) *Träd i urbana landskap*. 1. uppl. Studentlitteratur. 19–54.
- Haque, O.S. (2022). *Phylogenetics*. <https://www.britannica.com/science/phylogenetics> [2026-02-25]
- IPBES (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. & Chan, L. A. Garibaldi, K (red.). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- IPBES (2023). *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B.S., Hulme, P.E., Ikeda, T., Dankaran, K.V., McGeoch, M.A., Meyerson, L.A., Nuñez, M.A., Ordonez, A., Rahlao, S.J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A.W., & Vandvik, V. (red.). <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>
- Irwin, R.E. (2010). Evolutionary Ecology: When Pollinators Are Also Herbivores. *Current Biology*, 20 (3), R100–R101. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.12.005>
- Jensen, J.K., Jayousi, S., von Post, M., Isaksson, C. & Persson, A.S. (2021). Contrasting effects of tree origin and urbanization on invertebrate abundance and tree phenology. *Ecological Applications*, 32 (2), e2491. <https://doi.org/10.1002/eap.2491>
- Judd, W.S., Campbell, C.S., Kellogg, E.A., Stevens, P.F. & Donoghue, M.J. (2015). *Plant Systematics: A Phylogenetic Approach*. Sinauer.
- Keane, R.M. & Crawley, M.J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in ecology & evolution*, 17 (4), 164–170. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0)
- Li, D., Wang, L., Liao, W., Sun, T., Katul, G., Bou-Zeid, E. & Maronga, B. (2024). Persistent urban heat. *Science Advances*, 10 (15), eadj7398. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adj7398>
- Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F., Franklin, J.F., Likens, G.E., Banks, S.C., Blanchard, W., Gibbons, P., Ikin, K., Blair, D., McBurney, L., Manning, A.D. & Stein, J.A.R. (2014). New Policies for Old Trees: Averting a Global Crisis in a Keystone Ecological Structure. *Conservation Letters*, 7 (1), 61–69. <https://doi.org/10.1111/conl.12013>
- Livesley, S., McPherson, G. & Calfapietra, C. (2016). The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environment Quality*, 45 (1), 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- McNeely, J.A. (red.) (2001). *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species*. IUCN.
- Müller, N. & Werner, P. (2010). Urban Biodiversity and the Case for Implementing the Convention on Biological Diversity in Towns and Cities. I: *Urban Biodiversity and Design*. Wiley-Blackwell. 1–33. <https://doi.org/10.1002/9781444318654.ch1>
- Müller, N. & Werner, P. (2024). A review on the work of German urban biodiversity networks – from national to international activities. *Urban Ecosystems*, 27, 2021–2036. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01550-0>
- Nationalencyklopedin (u.å.a). *Fenologi*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/fenologi> [2026-02-25]
- Nationalencyklopedin (u.å.b). *Herbivor*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/herbivor> [2026-02-25]
- Nationalencyklopedin (u.å.c). Invasiv art. NE Nationalencyklopedin AB. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/invasiv-art?isSearchResult=true> [2026-02-03]
- Nationalencyklopedin (u.å.d). *Taxon*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/taxon> [2026-02-25]
- Nationalencyklopedin (u.å.e). *Trofisk nivå*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/trofisk-niv%C3%A5> [2026-02-25]

- Naturvårdsverket (2025). *Definition*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/invasiva-frammande-arter/vad-ar-ifa/definition/> [2026-02-03]
- Naturvårdsverket (u.å.). *Biologisk mångfald*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/biologisk-mangfald/> [2026-02-23]
- Nilon, C. & Aronson, M. (red.) (2023). *Routledge Handbook of Urban Biodiversity*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781003016120>
- Nilsson, J. & Andersson, F. (2019). *Exotiska trädarter i urbana miljöer - Svenska kommuner och deras förhållningssätt till användningen av exotiska trädarter i urbana miljöer*. (Kandidatarbete). SLU.
- Olsson, J., Blennow, K., D’Hertefeldt, T., Eriksen, B., Fredriksson, C., Hansson, H., Marttila, S., Persson, E., Sjöholm, C. & Vareman, N. (2022). *Växtvärk. Perspektiv på invasiva främmande växter i svensk natur*. Palaver press.
- Padovani, R.J., Salisbury, A., Bostock, H., Roy, D.B. & Thomas, C.D. (2020). Introduced plants as novel Anthropocene habitats for insects. *Global Change Biology*, 26 (2), 971–988. <https://doi.org/10.1111/gcb.14915>
- Parsons, S.E., Kerner, L.M. & Frank, S.D. (2020). Effects of native and exotic congeners on diversity of invertebrate natural enemies, available spider biomass, and pest control services in residential landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 29 (4), 1241–1262. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01932-8>
- Pearse, I.S. & Hipp, A.L. (2009). Phylogenetic and Trait Similarity to a Native Species Predict Herbivory on Non-Native Oaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 (43), 18097–18102. <https://doi.org/10.1073/pnas.0904867106>.
- Perre, P., Loyola, R.D., Lewinsohn, T.M. & Almeida-Neto, M. (2011). Insects on urban plants: contrasting the flower head feeding assemblages on native and exotic hosts. *Urban Ecosystems*, 14 (4), 711–722. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0179-2>
- Petersson, L., Lariviere, D., Holmström, E., Lindbladh, M. & Felton, A. (2023). Potential implications of shortened rotation length for forest birds, bryophytes, lichens and vascular plants: An example from southern Swedish production forests. *PLOS ONE*, 18, e0289835. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0289835>
- Schowalter, T.D. (2022). *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2020-0-02113-4>
- Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J.D., Sæbø, A. & Kowarik, I. (2016). Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 237–241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>
- SLU Artdatabanken (2025a). *Fjärilar – fladdrande skönheter och känsliga miljöindikatorer*. <https://www.slu.se/artdatabanken/arter-och-natur/organismgrupper/fjarilar/> [2026-02-25]
- SLU Artdatabanken (2025b). *Halvvingar*. <https://www.slu.se/artdatabanken/arter-och-natur/organismgrupper/halvvingar/> [2026-02-25]
- SLU Artdatabanken (2025c). *Steklar – inte bara ökända och okända*. <https://www.slu.se/artdatabanken/arter-och-natur/artiklar/steklar--inte-bara-okanda-och-okanda/> [2026-02-25]
- SLU Artdatabanken (2025d). *Tvåvingar - myggor, harkrankar &flugor*. <https://www.slu.se/artdatabanken/arter-och-natur/organismgrupper/tvavingar/> [2026-02-25]
- SLU Artdatabanken (2025e). *Vad är en invasiv främmande art?* <https://www.slu.se/artdatabanken/arter-och-natur/invasiva-frammande-arter/vad-ar-en-invasiv-frammande-art/> [2026-02-03]
- SLU Artdatabanken (2026a). *Artfakta: apel (Malus domestica)*. <https://artfakta.se/taxa/223045/information> [2026-02-20]
- SLU Artdatabanken (2026b). *Artfakta: europeisk lärk (Larix decidua subsp. decidua)*. <https://artfakta.se/> [2026-02-20]
- Štajerová, K., Šmilauer, P., Brůna, J. & Pyšek, P. (2017). Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*, 32 (3), 681–692. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0480-9>

- Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. (2012). *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press.
- Strand, M. & Aronsson, M. (2022). *Främmande arter*. SLU Artdatabanken. https://bioresurs.uu.se/wp-content/uploads/2022/04/bilagan2022_1_invasivaarter.pdf [2026-02-03]
- Sundberg, S., Carlberg, T., Sandström, J. & Thor, G. (2019a). Bilaga 2. <https://www.slu.se/artdatabanken/publikationer/artdatabanken-rapporterar/vardvaxters-betydelse-for-andra-organismer--med-fokus-pa-vedartade-vardvaxter/> [2026-02-25]
- Sundberg, S., Carlberg, T., Sandström, J. & Thor, G. (2019b). *Värdväxters betydelse för andra organismer – med fokus på vedartade värdväxter*. ArtDatabanken SLU. <https://www.slu.se/artdatabanken/publikationer/artdatabanken-rapporterar/vardvaxters-betydelse-for-andra-organismer--med-fokus-pa-vedartade-vardvaxter/> [2026-01-27]
- Tallamy, D.W. (2004). Do Alien Plants Reduce Insect Biomass? *Conservation Biology*, 18 (6), 1689–1692. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00512.x>
- Tallamy, D.W. & Shropshire, K.J. (2009). Ranking Lepidopteran Use of Native Versus Introduced Plants. *Conservation Biology*, 23 (4), 941–947. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01202.x>
- Tartaglia, E.S. & Aronson, M.F.J. (2024). Plant native: comparing biodiversity benefits, ecosystem services provisioning, and plant performance of native and non-native plants in urban horticulture. *Urban Ecosystems*, 27 (6), 2587–2611. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01610-5>
- Teixeira, C.P., Fernandes, C.O., Ryan, R. & Ahern, J. (2022). Attitudes and preferences towards plants in urban green spaces: Implications for the design and management of Novel Urban Ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 314, 115103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115103>
- Thapa, R. (2006). Honeybees and other Insect Pollinators of Cultivated Plants: A Review. *Journal of the Institute of Agriculture and Animal Science*, 27, 1–23. <https://doi.org/10.3126/jiaas.v27i0.691>
- Tommasi, D., Miro, A., Higo, H. & Winston, M. (2004). Bee diversity and abundance in an urban setting. *Canadian Entomologist*, 136, 851–869. <https://doi.org/10.4039/N04-010>
- Wohlfahrt, G., Tomelleri, E. & Hammerle, A. (2019). The urban imprint on plant phenology. *Nature ecology & evolution*, 3 (12), 1668–1674. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1017-9>

Publicering och arkivering

JA, jag, Ellen Nordback har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

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