

Fåglar och pollinatörer på Ideon

Hur kan biologisk mångfald gynnas i en företagspark?

KARIN MORELL 2017

MVEK02 EXAMENSARBETE FÖR KANDIDATEXAMEN 15 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Fåglar och pollinatörer på Ideon

Hur kan biologisk mångfald gynnas i en företagspark?

Karin Morell

2017



LUNDS
UNIVERSITET

Karin Morell

MVEK02 Examensarbete för kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Tina d'Hertefeldt, Biologiska institutionen, Lunds universitet

Extern handledare: Madeleine Brask, Miljöbron

Foto omslag: Håkan Carlberg

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2017

Abstract

Urbanization is causing impact on biodiversity and ecosystem services globally, due to disturbance, fragmentation and loss of habitats as the proportion of urban settlement increases. Actions for enhancement of biodiversity in urban spaces become important to achieve a sustainable urbanization. Wihlborgs Fastigheter AB, a housing company in the Öresund Region, has installed eleven nest boxes for birds, two insect hotels at Ideon Science Park, a business park in Lund. The aim of this study is to examine (i) if the nest boxes and insect hotels are inhabited, (ii) the availability of suitable vegetation for birds and pollinating insects and (iii) actions for enhancement of biodiversity of birds and pollinating insects in the park. The activity in the nest boxes and one insect hotel was surveyed and an inventory of bird species and individuals was performed. Vegetation structure (the vertical vegetation layers) and flowering plants were inventoried in 14 sub-areas (inner courts and green spaces).

This study shows that none of the nest boxes were occupied, but six bird species and 31 individuals were observed in the area. There were two insects in the hotel and seven insects flying around the hotel already two days after the placement. The inventory of the sub-areas showed that there was a certain structural complexity (variety of the layers), but the proportion of open spaces was dominant and most of the trees were classified as small; with an estimated diameter below 30 centimeters. Most of the observed species flower in May (21) and 57 percent of the observed species were native. Based on the results from the field inventories, this study suggests to (1) increase the structural vegetation complexity by planting more trees and shrubs (2) optimize the nectar and pollen resources by extending the flowering season (3) decrease the intensity of the garden management.

Innehållsförteckning

ABSTRACT	3
<hr/>	
1. INLEDNING	7
<hr/>	
1.1 BIOLOGISK MÅNGFALD I URBAN MILJÖ	7
1.1.1 BIOLOGISK MÅNGFALD OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER	7
1.1.2 URBANISERINGENS EFFEKT PÅ BIOLOGISK MÅNGFALD	8
1.2 WİHLBORGS NATURVÅRDSİNSATSER	9
1.3 FÅGLAR OCH POLLİNATÖRER I URBAN MILJÖ	9
1.3.1 FÅGLAR I URBAN MILJÖ	9
1.3.2 POLLİNATÖRER I URBAN MILJÖ	10
1.4 HABITATKVALITET I URBAN MILJÖ	11
1.4.1 VERTİKAL VEGETATIONSSTRUKTUR	12
1.4.2 RESURSVÄXTER	12
1.5 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	13
2. METOD	15
<hr/>	
2.1 OMRÅDESBESKRIVNING	15
2.1.1 NATURVÅRDSÅTGÄRDER PÅ İDEON	15
2.2 VAL AV OMRÅDEN	17
2.3 İNVENTERING AV VEGETATION	17
2.4 İNVENTERING AV FÅGLAR	18
2.5 İNVENTERING AV İNSEKTSHOTELL	18
2.6 ANALYS AV RESULTAT	19
2.7 LİTTERATURSÖK	19
3. RESULTAT	21
<hr/>	
3.1 İNVENTERING AV VEGETATION	21
3.1.1 VERTİKAL VEGETATIONSSTRUKTUR	21
3.1.2 RESURSVÄXTER	22
3.2 İNVENTERING AV FÅGLAR	24

3.4 INVENTERING AV INSEKTSHOTELL	26
3.3 ANALYS AV RESULTAT	26
4. DISKUSSION	29
4.1 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR FÅGLAR OCH POLLINATÖRER PÅ IDEON	29
4.1.1 VERTIKAL VEGETATIONSSTRUKTUR	29
4.1.2 INVENTERING AV RESURSVÄXTER	30
4.1.3 INHEMSKA OCH INFÖRDA ARTER	30
4.1.4 FÅGLAR PÅ IDEON	31
4.1.5 JÄMFÖRELSE AV OMRÅDEN MED FLEST FÅGELOBSERVATIONER	32
4.1.6 INSEKTSHOTELL OCH BIKUPOR	32
4.2 ÅTGÄRDER OCH STRATEGIER FÖR ATT GYNNA FÅGLAR OCH POLLINATÖRER PÅ IDEON	33
4.2.1 ÖKA DEN VEGETATIVA KOMPLEXITETEN	33
4.2.2 OPTIMERA FÖDORESURSER FÖR FÅGLAR OCH POLLINATÖRER	33
4.2.3 MINSKA INTENSITETEN I TRÄDGÅRDSSKÖTSELN	34
4.2.4 MÅLFORMULERING OCH SCIENCE PARK-KONCEPTET	34
5. SLUTSATSER	37
6. REFERENSER	39
APPENDIX 1	45
APPENDIX 2	47
APPENDIX 3	49

1. Inledning

1.1 Biologisk mångfald i urban miljö

1.1.1 Biologisk mångfald och ekosystemtjänster

Biologisk mångfald, eller biodiversitet, är ett välanvänt begrepp som brukar definieras som variationen i allt levande (Persson & Smith, 2014). Ofta syftar man till rikedom på arter, men begreppet sträcker sig även till genetisk variation inom arter och till variationsrikedom inom och mellan ekosystem (Bernes, 2011). Ett ekosystem utgörs av den abiotiska (icke-levande) miljön och organismer (djur, växter, svampar, mikroorganismer) (Persson & Smith, 2014). Samspelet och interaktionerna organismerna emellan och den abiotiska miljön ligger till grund för de *ekosystemprocesser* som upprätthåller ekosystemet (Persson & Smith, 2014). För att synliggöra dessa processer och dess värde kopplar man dem ofta till den, direkta eller indirekta, nytta de har för människors välbefinnande och refereras då till som *ekosystemtjänster* (Naturvårdsverket, 2014). Det kan vara direkta nyttigheter i form av mat och biomassa (*försörjande*), de som påverkar ekosystemens naturliga processer såsom luft- och vattenrening och pollinering (*reglerande*), de processer som ligger till grund för att de övriga ekosystemtjänsterna skall fungera, till exempel fotosyntes och biogeokemiska kretslopp (*stödjande*) eller rekreationella och estetiska komponenter (*kulturella*) (Naturvårdsverket 2014). Dessa processer är livsavgörande för människans och andra livsformers överlevnad (Bernes, 2011).

En hög biologisk mångfald skapar ett *resilient* (motståndskraftigt) ekosystem som, på grund av rikedom av arter och funktioner, är mindre känsligt för yttre påverkan, har god återhämtningsförmåga och kan bättre anpassa sig till nya livsvillkor (Bernes, 2011). Skulle en art i ett sådant ekosystem slås ut, är chansen stor att en annan art kan överta den förlorade artens roll, liksom att chansen för att arterna kan leva upp till nya krav vid förändringar ökar – systemet kan således upprätthålla den ekologiska balansen och dess ekosystemprocesser- och tjänster (Bernes, 2011). Ekosystemtjänster är med andra ord beroende av biologisk mångfald (Persson & Smith, 2014). Att arbeta främjande för den biologiska mångfalden är därför minst lika viktigt som att fokusera på att stödja enskilda ekosystemtjänster (Persson, 2015).

1.1.2 Urbaniseringens effekt på biologisk mångfald

Biologisk mångfald syftar ofta till naturliga miljöer, men även urbana miljöer bidrar till att upprätthålla ekosystemtjänster (Persson & Smith, 2014). Idag lever över hälften av världens befolkning i städer och år 2050 beräknas siffran öka till två tredjedelar (Förenta Nationerna, 2014). I Sverige bor redan 85 procent av befolkningen i städer och tätorter (Statistiska Centralbyrån, 2015). Globalt förväntas den totala urbana ytan att mer än fördubblas till 2030, det vill säga i högre takt än själva urbaniseringen (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012). *Urbanisering*, folkförflyttning till städer, är inget nytt fenomen och kan bland annat förklaras av städernas utbud av arbete, utbildning, service och kultur (Johansson & Olsson, 2012). Sedan länge har urbanisering associerats med ekonomisk och social utveckling då det exempelvis resulterat i ökad; ekonomisk tillväxt, välfärd, hälsa, livslängd och medborgarinflytande (Förenta Nationerna, 2014). Växer städer för snabbt kan det dock påverka den hållbara utvecklingen negativt (Förenta Nationerna, 2014). Den ekologiska hållbarhetskomponenten kan komma i konflikt med de sociala och ekonomiska (Sandström, et al., 2006). Detta sker oftast där de ekonomiska resurserna för en hållbar stadsplanering är som minst (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012).

Då man förtätar städer och tätorter offras inte sällan gröna, obebyggda områden för bebyggelse och infrastruktur, för att undvika att exploatera värdefull natur- och jordbruksmark på landsbygden (Persson & Smith, 2014). Då en stor del av städernas biologiska mångfald oftast är koncentrerad till dessa grönområden (Bernes, 2011) resulterar det i många fall i fragmentering och förminskning av *habitat* (livsmiljöområden) för olika arter när dessa tas i anspråk (Czech et al., 2000; Pickard, et al., 2016). Fragmentering, förminskning och förstörelse av habitat är den påvisat största orsaken till minskning arter (Czech et al., 2000; Pimm & Raven, 2000). Både urban expansion och förtätning kan alltså ha en negativ påverkan på den biologiska mångfalden i staden (Persson, 2015). På vilket sätt och i hur stor utsträckning den biologiska mångfalden påverkas varierar dock från art till art, där vissa arter gynnas och andra missgynnas (Crocchi et al., 2008). En minskad artrikedom i urbana miljöer kan resultera i mindre resilienta ekosystem, som kan ha svårt anpassa sig till framtidens miljö- och klimatförändringar, vilket i sin tur kan leda till en kraftig reducering av ekosystemtjänster som städer är beroende av (Bernes, 2011).

Mot denna bakgrund kan konstateras att det är nödvändigt att de sociala och ekonomiska hållbarhetsaspekterna förenas med de ekologiska i en växande och förtätad stad. Bostäder behöver byggas och infrastruktur utvecklas, men medvetenhet kring hur den biologiska mångfalden påverkas av byggnadsprojekt krävs samt ökad kunskap om hur man i stadsplaneringen kan arbeta för att stödja urbana ekosystem (Persson & Smith, 2014). Genom att spara, återskapa och förvalta ekosystem i och omkring städer kan den biologiska mångfalden och anpassningsförmågan i urbana

miljöer öka, vilket bidrar till en mer hållbar stadsutveckling och säkrade ekosystemtjänster för oss och för framtida generationer (Persson, 2015). Ökning av biologisk mångfald kan även ha en direkt positiv ekonomisk påverkan då fastigheter med närhet till grönområden eller parker ofta har ett högre marknadsvärde än liknande fastigheter med större avstånd till grönt (Savard et al., 2000).

Små åtgärder koncentrerade till ett område kan ha positiva effekter på den biologiska mångfalden, såväl lokala som regionala åtgärder är viktiga på respektive skala (Savard et al., 2000). Man bör dock arbeta med biologiska mångfald på flera skalor parallellt (Persson & Smith, 2014), vilket även är nödvändigt då marken i Sverige ägs och förvaltas av så pass många olika aktörer (Statistiska Centralbyrån, 2013).

1.2 Wihlborgs naturvårdsinsatser

Den här studien görs i uppdrag av fastighetsbolaget Wihlborgs Fastigheter AB, som äger och förvaltar kommersiella fastigheter i Öresundsregionen (Lund, Malmö, Helsingborg och Köpenhamn) (Wihlborgs, 2016). Som en del av Wihlborgs miljöarbete har ett miljömålsprogram utformats där målet som rör biologisk mångfald lyder:

”Wihlborgs genomför minst tio initiativ som direkt främjar den biologiska mångfalden på våra fastigheter” (Wihlborgs, 2016).

Några av dessa initiativ har riktats till Ideon Science Park, en företagspark i Lund, där man fokuserat på att gynna den biologiska mångfalden av fåglar och insekter. På fastigheten har man som ett första steg satt upp fågelholkar och ”insektshotell” (biholkar) med syfte att skapa boplatser (Fredlund muntligen, 2017). Nästa steg är att arbeta med helheten för att skapa trivsamma livsmiljöer för fåglar och insekter på området, som ett bidrag till bevarande av den urbana biologiska mångfalden (Fredlund muntligen, 2017).

1.3 Fåglar och pollinatörer i urban miljö

1.3.1 Fåglar i urban miljö

Urbaniseringen har generellt resulterat i en minskad artdiversitet av fåglar eftersom relativt få fågelarter har lyckats anpassat sig (Möller, 2009). De som har det går i

princip att påträffa i städer världen över, så som tamduva (*Columba livia domest.*) gråsparv (*Passer domesticus*) och stare (*Sturnus Vulgaris*) (Savard et al., 2000). Man har kunnat se att de urbana fåglarna har vissa egenskaper som är särskilt gynnsamma för etablering i urbana miljöer (Crocini et al., 2008; Möller, 2009). De är ofta allätande, övervintrande (stannfåglar), mer innovativa i födosök och har bättre spridningsförmåga än sina rurala släktingar (Savard et al., 2000; Crocini et al., 2008; Möller, 2009). Fåglarna måste vidare kunna anpassa sig till mänsklig störning, såsom trafik, buller och föroreningar (Möller, 2009). För dessa fågelarter har urbaniseringen givit upphov till nya skydd, bo- och häckningsplatser och födoresurser, medan de som inte kunnat leva upp till de nya livsvillkoren tvingats förflytta sig (Möller, 2009). Av estetiska- och säkerhetsskäl röjs oftast stubbar och döda trädgrenar undan i städer, vilket särskilt hotar den biologiska mångfalden av hålllevande tättingar (småfåglar) (Bender et al., 2016). Som alternativ för de allt färre stora och gamla träden i (Le Roux et al., 2015) är därför en vanlig naturvårdsåtgärd att installera fågelholkar i urban miljö (Bender et al., 2016; Maziarz et al., 2017).

Fåglar är mobila organismer som generellt är känsliga för förändringar i habitatstruktur- och komposition, varför de ofta används i studier som indikatorer på förändringar i urbana ekosystem (Savard et al., 2000) och för att mäta biologisk mångfald (Sandström et al., 2006). De är även relativt enkla att studera då de är lätta att se (Sandström et al., 2006). Vidare är insektsätande fåglar beroende av insekter och pollinerande insekter behöver växter som blommor, vilka i sin tur är beroende av insekter för pollinering och frösättning (Persson, 2015). Att studera fåglar kan således ge indikationer på ett ekosystems status i helhet.

1.3.2 Pollinatörer i urban miljö

Insekter spelar en viktig ekologisk roll i urbana ekosystem och inte bara som föda för fåglar, de förser även staden med viktiga ekosystemtjänster såsom biologisk kontroll och pollinering (Mata et al., 2016). Pollinering utförs på norra sidan av halvklotet främst av humlor (*Bombus sp.*), solitära bin och honungsbin (*Apis mellifera*) (Persson, 2012). Under de senaste decennierna har artdiversiteten och abundansen av bin minskat drastiskt, vissa talar till och med om en *pollineringskris* (Mata et al., 2016). Virus är en av anledningarna (Pedersen et al., 2009) men bidöden har även kunnat kopplas till den ökade urbaniseringen och den intensiva markanvändningen, då det resulterat i en kraftig minskning av födoresurser och boplatser för bin (Burr et al., 2016; Hall et al., 2016). Mer än en tredjedel av världens mat är beroende av pollinering (Vaughan et al., 2007), varför ekosystemtjänsten är av högt ekonomiskt värde (Persson, 2012). En minskad artdiversitet leder ofta till en sämre pollinering (Persson & Smith, 2014) och det är framförallt de vilda pollinatörerna som är hotade (Pedersen et al., 2009).

Man har i städer runt om i världen funnit förvånansvärt varierande populationer av både sociala och solitära arter av vilda bin (Burr et al., 2016; Hall et al., 2016). Studier har till och med visat att städer kan hysa en högre diversitet av humlor än på landsbygd (Hall et al., 2016). Man hävdar att städers ofta heterogena miljöer (grönytor, trädgårdar, parker och kyrkogårdar), till skillnad från landsbygdens homogena jordbrukslandskap med höga koncentrationer av kemiska bekämpningsmedel, kan utgöra viktiga habitat för bin (Mata et al., 2016) och på sikt även bidra till att öka artdiversiteten och abundansen i närliggande landskap utanför staden (Hall et al., 2016). Kemiska bekämpningsmedel är ett hot mot bin både på landsbygd (Burr et al., 2016; Hall et al., 2016) och i urban miljö (Lentola et al., 2017). Man har exempelvis i en ny studie sett att många av de växter som marknadsförs som ”pollineringsvänliga” på plantskolor kan ha höga koncentrationer av pesticider, eftersom de besprutas vid produktionen (Lentola et al., 2017). Den totala koncentrationen pesticider pollinatörer exponeras för spås dock ut då de besöker icke-besprutade växter (Lentola et al., 2017) och eftersom kemiska bekämpningsmedel inte används i lika hög grad som på landsbygden kan förutsättningarna för att skapa livskraftiga populationer av bin i många fall konstateras vara bättre i urban miljö (Hall et al., 2016).

1.4 Habitatkvalitet i urban miljö

Biologisk mångfald och abundans är ofta relaterat till *habitatkvalitet* (Savard et al., 2000). Flera faktorer än artificiella boplatser (såsom fågelholkar och insektshotell) spelar in för att skapa habitat av kvalitet och följaktligen livskraftiga populationer av fåglar och pollinatörer. Man har sett att lokala faktorer ofta spelar större roll än regionala (Evans et al., 2009). Ett områdes storlek har ofta, enligt *species-area relationship*, betydelse för födoresurser och variation i miljön, och därmed stor påverkan på arters biologiska mångfald och abundans (Persson & Smith, 2014). Anknytning mellan habitat, konnektivitet, påverkar organismers förmåga att förflytta och sprida sig (Persson & Smith, 2014). Vidare måste födoresurser finnas inom räckhåll och i tillräcklig mängd (Persson & Smith, 2014) samt lämpliga bo- och häckningsplatser och skydd (Savard et al. 2000).

Studier som gjorts på fåglar i urban miljö har visat på att *vegetationen* i urban miljö är en särskilt viktig faktor för både diversitet och abundans (Savard et al., 2000; Sandström et al., 2006; Cerra & Crain, 2016; Paker et al., 2014) Vegetationen är en av få komponenter av biologiska mångfald som människan i högre grad kan styra över och det kan därför vara lämpligt att utvärdera och utveckla sammansättningen på vegetationen när man arbetar med biologisk mångfald i urbana miljöer (Persson & Smith, 2014). Denna studie kommer att fokusera på dels den strukturella

vegetationen, dels vegetation som blommor som härfter kommer att refereras till som *resursväxter*.

1.4.1 Vertikal vegetationsstruktur

Den vertikala vegetationsstrukturen har visat sig ha stor betydelse för många fågelarter (Savard et al., 2000). När man beskriver ett områdes vertikala vegetationsstruktur delar man in vegetationsskikten i fält-, busk- och trädskikt (Ekologisk metodik, Lunds universitet, 1977). *Fältskikt* består av gräs, örter, ris, låga buskar och unga trädplantor upp till 1 meter, *buskskikt* utgörs av större buskar och uppväxande träd (1 – 3 meter) (Bernes, 2011) och *trädsikt* omfattar träd över 3 – 5 meters höjd (Ekologisk metodik, Lunds universitet, 1977). Buskage utgör skydd för fåglar från väder (regn och sol) och predatorer och ger födoresurser i form av insekter, frön, bär och frukt (Paker et al., 2013). Många trädarter producerar pollen, nektar, frön och frukter, vilket ger föda åt både fåglar och insekter (Persson & Smith, 2014). För många fågelarter är fjärilslarver en betydelsefull födoresurs (Savard et al., 2000). Man har i studier sett att förvedade växter (växter med stam med ved invändigt och bark utvändigt såsom träd och buskar) hyser en högre diversitet av fjärilslarver, än oförvedade växter (Savard et al., 2000). Ju större och äldre träd är, desto mer variationsrik och komplex blir deras struktur (Persson & Smith, 2014). Särskilt träd med håligheter och död ved resulterar i en ökad biologisk mångfald då de hyser fler insekter, vilket gör att fler fåglar söker sig dit för föda och naturliga bo- och häckningsplatser (Persson & Smith, 2014).

En komplex vegetationsstruktur gynnar mångfald och abundans av både fåglar och insekter (MacArthur & MacArthur, 1961; Savard et al., 2000). Miljöer med strukturell mångfald och artdiversitet ger nämligen bättre förutsättningar för *nischseparation* (Armstrong & McGehee, 1980), eftersom olika arter av växter och träd ger olika typer av födoresurser (MacArthur & MacArthur, 1961; Cerra & Crain, 2016; Mata et al., 2016). En art har då större möjlighet att differentiera sin nisch från en art med liknande nisch, genom att till exempel ändra födoval, vilket gör att konkurrensen om resurser blir mindre (Armstrong & McGehee, 1980) och gör att de kan samexistera på ett och samma område (MacArthur & MacArthur, 1961; Armstrong & McGehee, 1980).

1.4.2 Resursväxter

Bin behöver rikliga mängder pollen och nektar från vår till sensommar, på rimliga avstånd från boplatser, för livskraftiga populationer (Hall et al., 2016). Nektar ger energi, medan pollen innehåller de byggstenar som krävs för att skapa nya bin;

proteiner, fett, mineraler och vitaminer (Pedersen, 2012). Det maximala flygavståndet för födosökning skiljer sig från art till art, mellan 150 – 1750 meter för vilda bin (Linkowski et al., 2004) och upp till 3 kilometer för honungsbin (Friberg & Haldén, 2016). Artdiversitet av växter har en positiv inverkan på både artdiversitet och abundans av bin (Nilsson & Ullvén, 2014; Persson & Smith, 2014; Burr et al., 2016; Mata et al., 2016).

Inhemska vegetation har visats ha betydelse för artdiversitet av fåglar (Chace & Walsh, 2006). Man har sett att både diversitet och abundans av fåglar ökar med proportionen av inhemska växter och träd i urbana trädgårdar (Cerra & Crain, 2016). Det finns studier som visar att inhemska fåglar väljer inhemska trädarter för födoresurser och boplats framför införda/exotiska (Paker et al., 2013), men även studier som visar att de söker sig till införd vegetation i samma proportion som inhemska (Cerra & Crain, 2016). Både inhemska och införda växter och träd bidrar med pollen och nektar till bin och andra insekter (Hall et al., 2016), men eftersom de införda arterna riskerar att bli invasiva och konkurrera ut naturligt förekommande växt- och djurarter (Persson & Smith, 2014) har inhemska växter en viktig roll ur bevarandesynpunkt (Paker et al., 2013). Trots att nästan ingen art är unik för Sverige, har de inhemska bestånden ofta utvecklat genetiska särdrag som skiljer sig från andra bestånd av samma art (Bernes, 2011). Många växt- och djurarter i Sverige är speciellt anpassade till vårt klimat, slås en sådan art ut skulle anpassningarna i fråga gå förlorade, vilket skulle försämra artens förmåga att överleva framtida klimatförändringar (Bernes, 2011).

1.5 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att undersöka förutsättningarna för att öka den biologiska mångfalden av fåglar och pollinatörer på Ideon.

Följande frågeställningar kommer att undersökas i studien:

- i. Har punktinsatserna (fågelholkar och insekshotell) givit någon effekt?
- ii. Hur ser förutsättningarna, framförallt vegetationen, ut för att gynna den biologiska mångfalden av i) fåglar ii) pollinatörer på Ideon?
- iii. Hur kan man komplettera de åtgärder som utförts för att gynna den biologiska mångfalden av i) fåglar och ii) pollinatörer på Ideon?

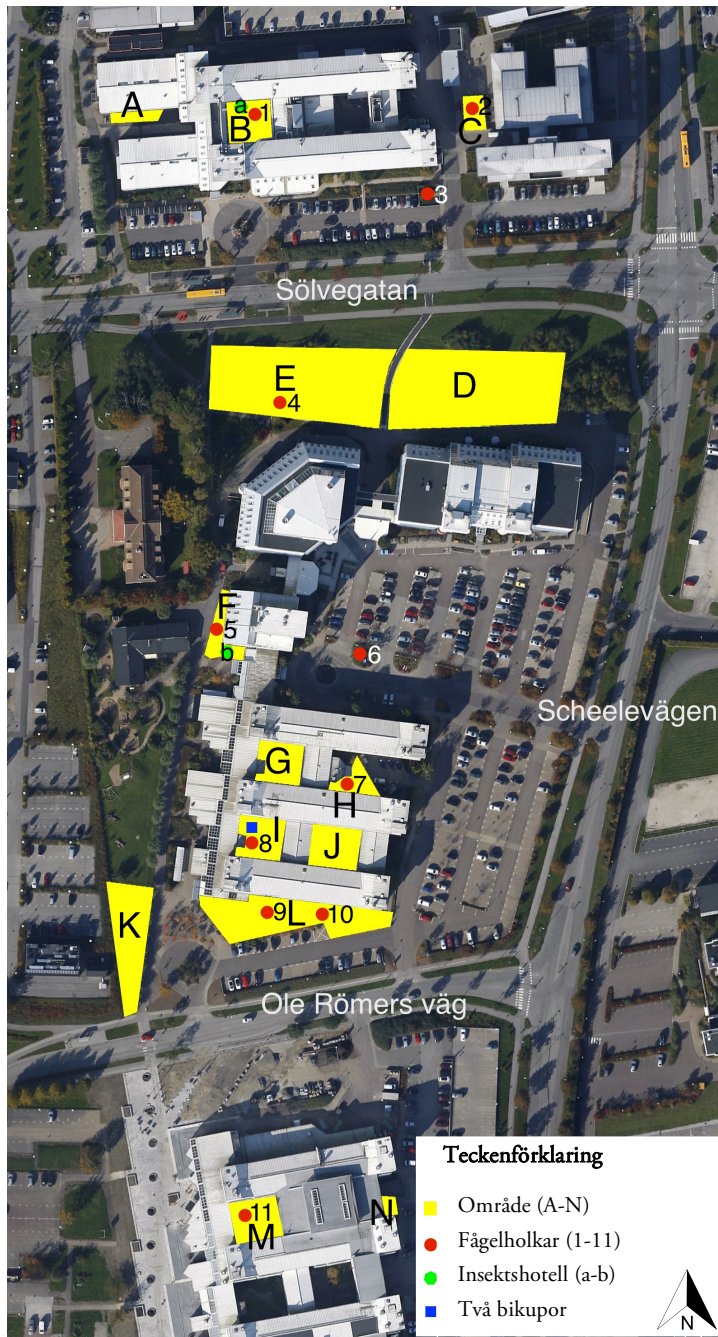
2. Metod

2.1 Områdesbeskrivning

Ideon Science Park är en företagspark lokaliserad i tätorten Lund (55°42'51.636"N, 13°12'54.842"Ö). Området uppskattas ha en areal på drygt 13 hektar. Parken är uppdelat i tre mindre områden från norr till söder; Gamma, Beta och Delta, vilka skiljs åt av Sölvegatan och Ole Römers väg (*Figur 1*). Förutom kontorsbyggnader omfattas Ideon av parkeringar, grönytor av varierad storlek samt ett område med konstgräs.

2.1.1 Naturvårdsåtgärder på Ideon

Med syfte att skapa boplatser för fåglar och insekter på Ideon har Wihlborgs satt upp elva fågelholkar och två insektshotell för exempelvis humlor, vildbin, steklar och skalbaggar (*Figur 1*). Fem av fågelholkarna sattes upp vid årsskiftet 2016/2017 och de resterande i början av april (Fredlund muntligen, 2017). Vid uppsättning av holkarna togs hänsyn till väderstreck – att de inte skulle stå i söderläge (Fredlund muntligen, 2017). Hålen på holkarna varierar, men de flesta har en diameter på 32 millimeter (Fredlund muntligen, 2017). Det mindre insektshotellet lär ha placerats ut vid samma tid som de första fågelholkarna, medan det större (1,5 x 1 meter) monterades i slutet av april år 2017 (Fredlund muntligen, 2017), vilket var under tiden studien genomfördes. Sedan ett år tillbaka har Wihlborgs även två bikupor på en av innergårdarna, med syfte att ”främja grön tillväxt i städerna genom pollinering av blommor och träd” (Wihlborgs, 2016) (*Figur 1*).



Figur 1

Karta över Ideon med markerade områden (A-N) och fågelholkar (1-11) (Modifierad från Google Earth pro, 2017).

2.2 Val av områden

För att undersöka förutsättningarna för att gynna den biologiska mångfalden av fåglar och pollinatörer på Ideon valdes 14 områden, A – N, ut (*Figur 1*). Områdena valdes efter rundvisningar med fastighetsvärd Fadil

Ajeti och trädgårdsskötselansvarige Stefan Persson. De valda områdena ansågs ha betydelse för de närliggande fågelholkarna 1 – 11 och insektshotellen (a och b) (*Figur 1*). I beaktning togs även att de skulle vara lättåtkomliga för inventering. De undersökta områdena utgjordes av innergårdar, ytor med planteringar i anslutning till entrédörrar, men även större ytor som är helt täckta av vegetation. Områdena skiljer sig i storlek och ekologisk komposition, vilket gav en helhetsbild av studieområdet. Spannet på områdenas areal ligger mellan 36 och 1800 kvadratmeter.

2.3 Inventering av vegetation

Grönområdena A-N inventerades med fokus på dels vegetationsstruktur, dels resursväxter för pollinatörer. Inventeringen genomfördes den 26 april 2017. Vid inventering av vertikal vegetationsstruktur uppskattades täckningsgraden för varje grönområde av *hårdgjord yta*, *fältskikt* (< 1 meter), *buskskikt* (1 – 3 meter) och *trädsikt* (> 3 meter). Träden vid varje område kvantifierades och klassificerades på plats som *små träd* och *stora träd*, där små träd hade en uppskattad diameter mindre än 30 centimeter och stora träd hade en uppskattad diameter större än 30 centimeter. Vidare beräknades arean för varje område i kartverktyget Google Earth Pro.

Växter som bidrar med pollen och nektar klassificerades som *resursväxter*, vilket förenklades till växter som blommor. Vid inventeringen noterades och artbestämdes resursväxter på varje områden, både under och efter inventeringen, med hjälp av trädgårdsskötselansvarig, handledare från Biologiska institutionen och Den virtuella floran (Anderberg & Anderberg, 2016). Med begränsade floristiska kunskaper gjordes detta så långt det var möjligt. Den sammanlagda täckningsgraden av resursväxterna uppskattades på plats.

2.4 Inventering av fåglar

För att studera om fågelholkarna 1 – 11 (*Figur 1 & 2*) var bebodda inventerades de. Inventeringen genomfördes den 27 april, mellan klockan 6.20 och klockan 10.05. Inventeringstillfället valdes efter väder samt att de fågelholkarna som sattes upp i början av april skulle ha haft chans att bli bebodda. Vädret under inventeringen var soligt och temperaturen låg på runt 4 °C. Vid varje fågelholk spenderades 20 minuter på ett avstånd mellan 5 och 8 meter. Fågelholk 9 och 10 kunde observeras från samma plats. Spår av fågel, såsom äggskal och spillning, söktes på själva fågelholken och marken under. Det lyssnades efter fågelkvitter från fågelholken. Vidare noterades antal fåglar omkring fågelholkarna, på området, vilka kunde artbestämmas på plats.



Figur 2

Foto på fågelholk 7, 10 och 9.

2.5 Inventering av insektshotell

Inventering av det stora insektshotellet (b) (*Figur 3*) gjordes för att undersöka aktiviteten av insekter. Tillfället valdes efter väder; soligt och relativt vindstill. Inventeringen utfördes den 26 april klockan 14.10 till 14.30. Aktivitet i och utanför insektshotellen noterades. På grund av tidsbrist, ogynnsamt väder och otillgänglighet inventerades inte det lilla insektshotellet (a) (*Figur 3*).



Figur 3

Foto på insektshotell b och a.

2.6 Analys av resultat

Regressionsanalyser gjordes för att undersöka om vegetationsstruktur och artdiversitet av resursväxter hade någon inverkan på antalet individer och fågelarter som observerades i områdena. T-test utfördes för att undersöka om det var skillnad i vegetationsstruktur mellan de områden där det observerades fåglar och de områden där det inte observerades fåglar. Analyserna gjordes av de områden som hade fågelholkar. Samtliga statistiska test genomfördes i Microsoft Excel.

2.7 Litteratursök

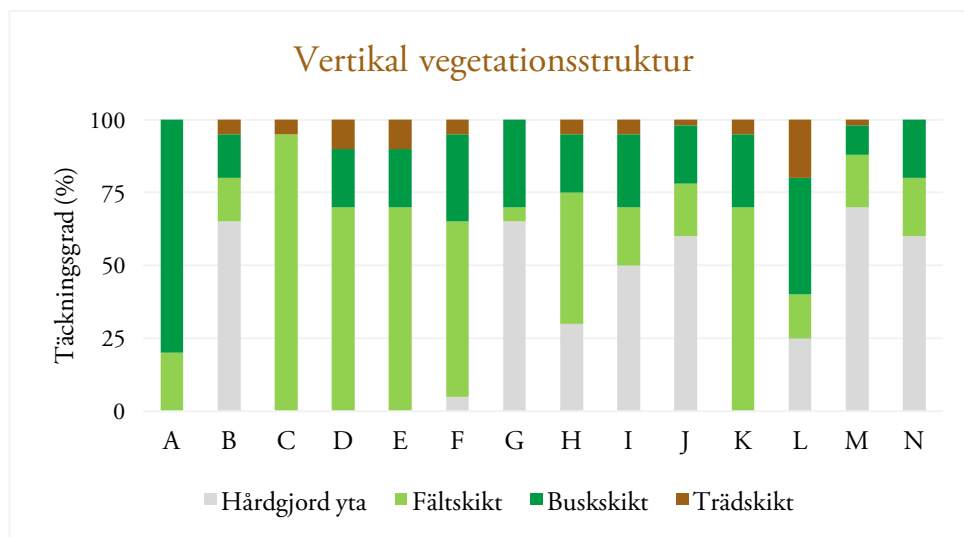
Vetenskapliga artiklar hittades på databasen Web of Science, övrig litteratur bestod av rapporter, kurslitteratur och hemsidor såsom Den virtuella floran.

3. Resultat

3.1 Inventering av vegetation

3.1.1 Vertikal vegetationsstruktur

Inventeringen av den vertikala vegetationsstrukturen i område A-N visade på att elva av 14 områden innehöll samtliga vegetationsskikt (fält-, busk- och trädskikt) (Figur 4). I genomsnitt täcktes hårdgjord yta av 31 procent, fältskikt 39 procent, buskskikt 25 procent och trädskikt 5 procent i område A-N. Det mest representerade skiktet för samtliga områden var fältskikt, följt av hårdgjord yta. Högst täckningsgrad av buskskikt hade område A (80 procent) och lägst hade område C (0 procent) (Figur 4). Trädskikt hade lägst täckningsgrad i alla områden, förutom i område L. Elva av områdena hyste träd, med en tydlig överrepresentation av små träd (Appendix 2).

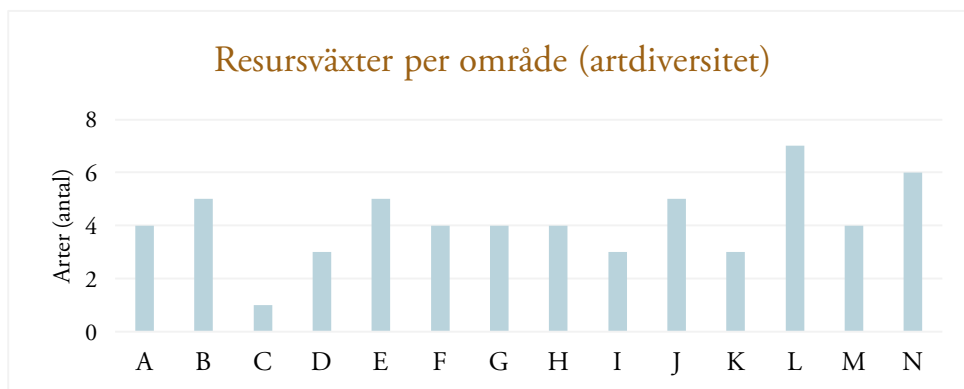


Figur 4

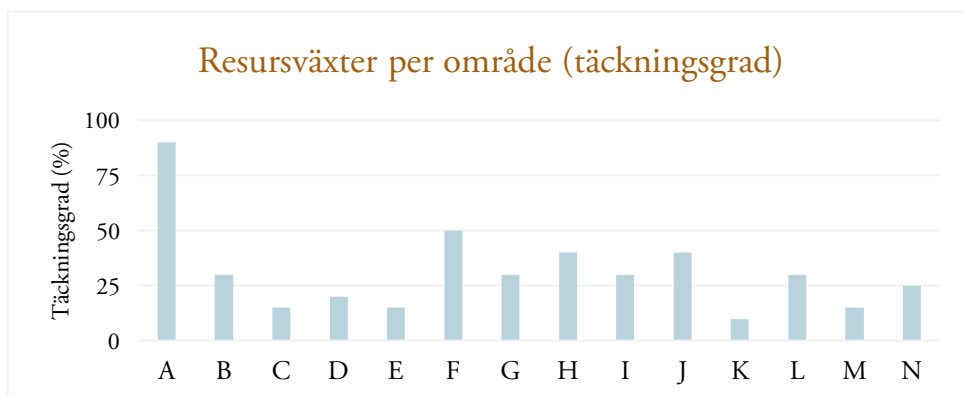
Den vertikala vegetationsstrukturen uttryckt i täckningsgrad (%) för hårdgjord yta, fält-, busk- och trädskikt för respektive område (A-N).

3.1.2 Resursväxter

Under inventeringen hittades 34 växter som klassificerades som resursväxter, varav 28 kunde artbestämmas (*Appendix 3*). Flest arter hittades i område L (7), följt av område N (6) (*Figur 5*). Område C hade lägst artantal (*Figur 5*). Täckningsgraden av resursväxter var högst i område A (90 procent) och lägst i område K (10 procent) (*Figur 6*). Samtliga områden, förutom område A, uppskattades ha en täckningsgrad lägre än 50 procent. Den genomsnittliga täckningsgraden av resursväxter beräknades till 31 procent (20±).

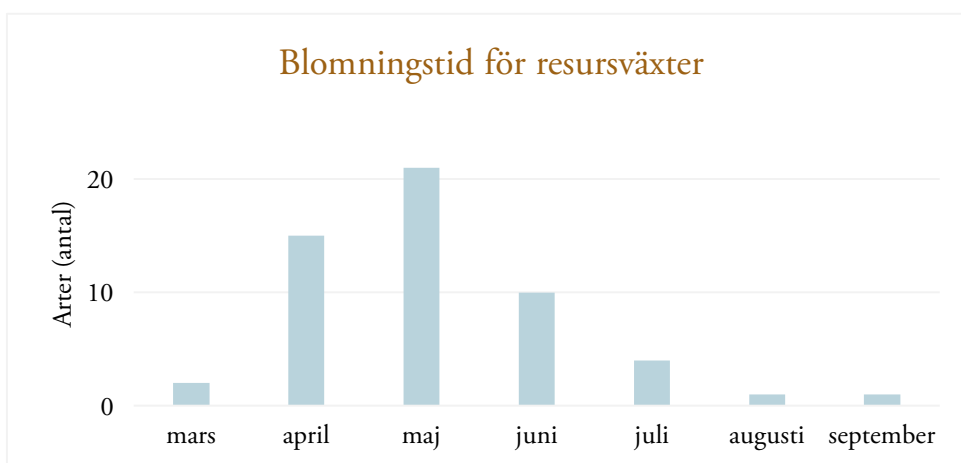


Figur 5
Artdiversitet av resursväxter i respektive område (A-N).



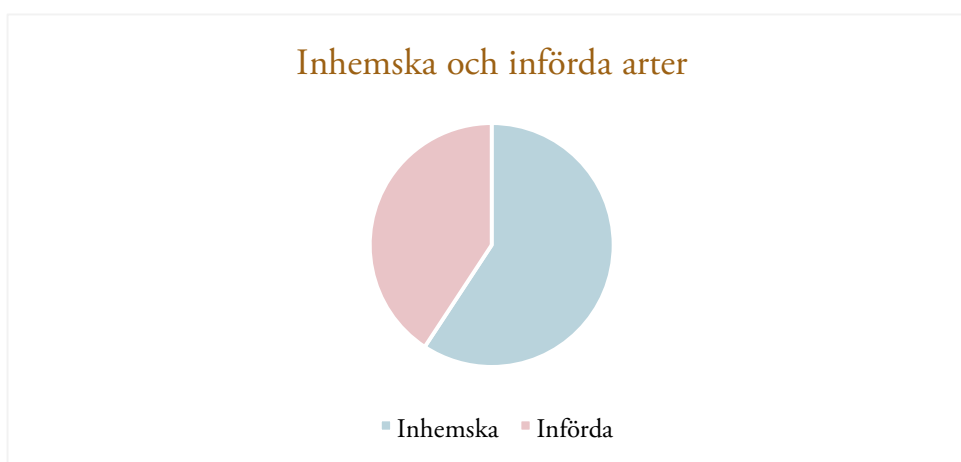
Figur 6
Täckningsgrad (%) av resursväxter i respektive område (A-N).

Av de noterade resursväxterna blommar flest i april (15) och maj (21) (Figur 7). Lågst arter blommar i augusti (1) och september (1) (Figur 7). Av de 28 arterna var 16 arter inhemska (57 procent) och 12 arter införda (43 procent) (Appendix 3).



Figur 7

De noterade resursväxternas blomningstid uttryckt i antal arter som blommar per månad (baserat på Anderberg & Anderberg, 2016).



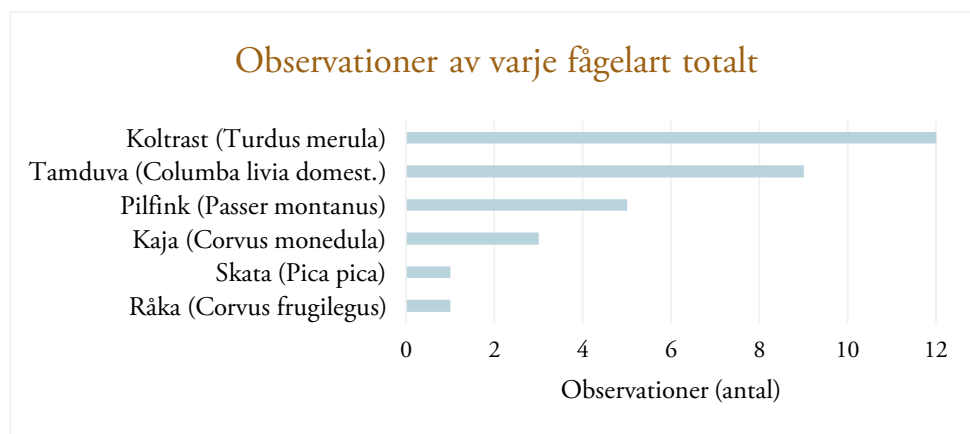
Figur 8

Andel av de noterade resursväxterna som är inhemska respektive införda (baserat på Elvers 1976; Anderberg & Anderberg, 2016)

3.2 Inventering av fåglar

Vid inventeringstillfället, den 27 april, var ingen av fågelholkarna bebodd (*Appendix 1*). Spår av fågel i form av spillning hittades vid tre av de elva fågelholkarna. Två av holkarna hade satts upp i december och den tredje i april (*Appendix 1*). I ett av de tre träden observerades ett naturligt fågelbo. Totalt observerades sex fågelarter och 31 individer på hela området (*Figur 9*). Flest observationer fanns det av koltrast (*Turdus merula*)(12), följt av tamduva (*Columba livia domest.*)(9) och pilfink (*Passer montanus*)(5) (*Figur 9*). Av de sex observerade arter är endast tamduva och pilfink hålllevande, övriga föredrar boplatser i exempelvis träd, buskage och på tak (*Tabell 1*).

Pilfink, tamduva och skata (*Pica pica*) är stannfåglar, men många av de övriga fågelarterna övervintrar trots att de inte klassificeras som stannfåglar (Durango, 1974; Artdatabanken, 2015). De flesta noterade fågelarter livnär sig på insekter, dagmaskar, bär och frön (*Tabell 1*).



Figur 9

De totala antalet observationer av varje fågelart, summerat för områdena där fågelholkar satts upp.

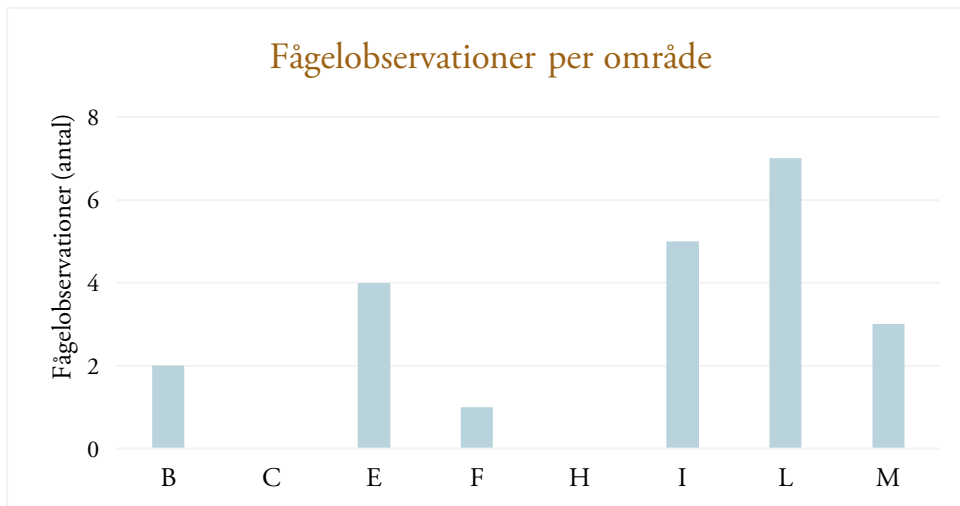
Tabell 1

Födoval och boplatser hos de noterade fågelarterna under inventeringsstillfället (baserat på Durango 1974; Artdatabanken 2015).

Fågelart	Föda	Boplats
Kaja (<i>Corvus monedula</i>)	Daggmaskar, insekter, fågelägg och ungar, växtdelar, bär och ekollon.	I träd.
Koltrast (<i>Turdus merula</i>)	Daggmaskar, insekter,	I häckar, buskar eller

	snäckor, växtdelar, bär, frukt och svamp	stubbar.
Pilfink (<i>Passer montanus</i>)	Insekter, larver, växtdelar och frön.	I ihåliga träd, holkar, under tegelpannor.
Skata (<i>Pica pica</i>)	Daggmaskar, insekter, fågelägg och ungar, maskar, larvar, växtdelar och bär.	I slån- och andra buskar, i träd.
Tamduva (<i>Columba livia domest.</i>)	Växtdelar och frön.	Klippväggar (naturliga eller konstgjorda såsom byggnader), öppet, i håligheter.
Råka (<i>Corvus frugilegus</i>)	Daggmaskar, insekter och växtdelar.	I träd.

Flest fåglar observerades i område L (7), följt av område I (5) och E (4) (Figur 10). I område L sågs även högst antal arter (Appendix 1). I område C och H observerades inga fåglar under inventeringstillfället (Figur 10).



Figur 10

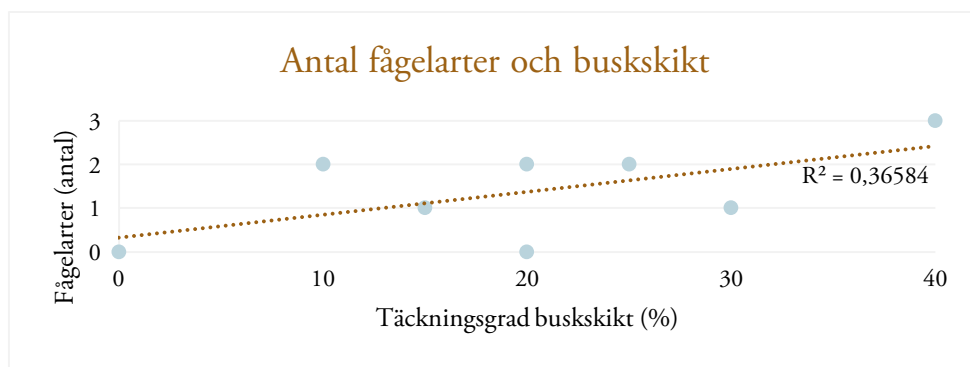
Antal fågelobservationer i respektive område.

3.4 Inventering av insektshotell

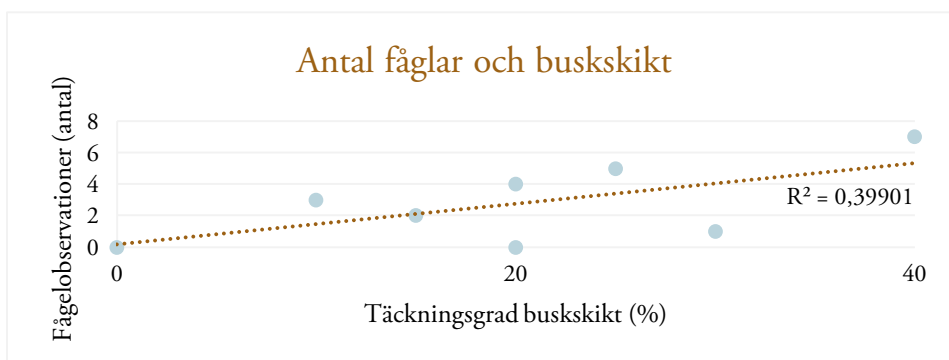
Under inventeringen av insektshotellet observerades totalt nio bin, varav två sågs på hotellet och resterande räknades utanför. Bina kunde inte artbestämmas.

3.3 Analys av resultat

En positiv trend kunde ses mellan antalet fågelarter och täckningsgrad av buskskikt (*Figur 11*), men utan statistisk signifikans ($R^2 = 0,37$, $p = 0,11$). En positiv trend fanns även mellan antal fågelobservationer och täckningsgrad av buskskikt (*Figur 12*), men regressionsanalysen visade inte på en statistisk signifikans ($R^2 = 0,40$, $p = 0,09$).

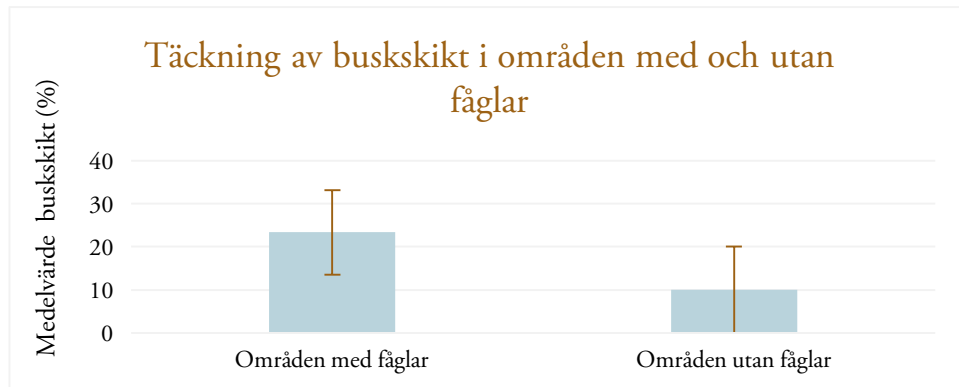


Figur 11
Antal fågelarter och täckningsgrad för buskskikt (%).



Figur 12
Antal fågelobservationer och täckningsgrad för buskskikt (%).

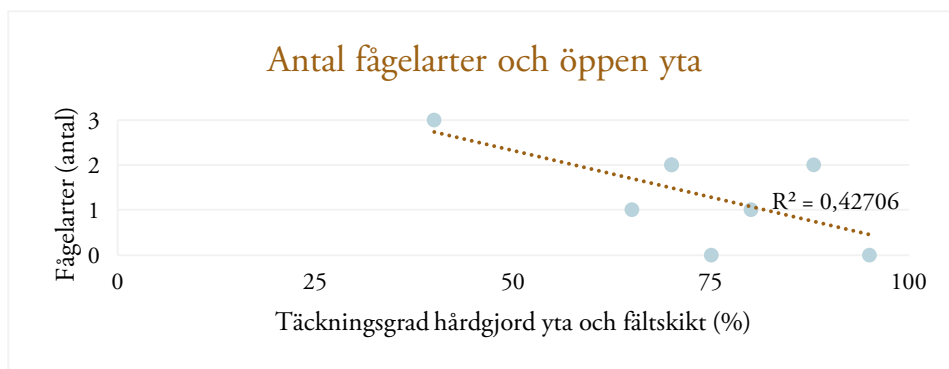
Skillnad kunde påvisas i täckningsgraden av buskskikt mellan de områden där det vid inventeringstillfället observerades fåglar och där det inte gjorde det ($p= 0,0006$, $df= 1$, $F= 19,74$). Det fanns en högre täckningsgrad av buskskikt för de områden där fåglar sågs ($9,86\pm$) och för de områden som var utan fågelobservationer ($10,00\pm$) (Figur 13).



Figur 13

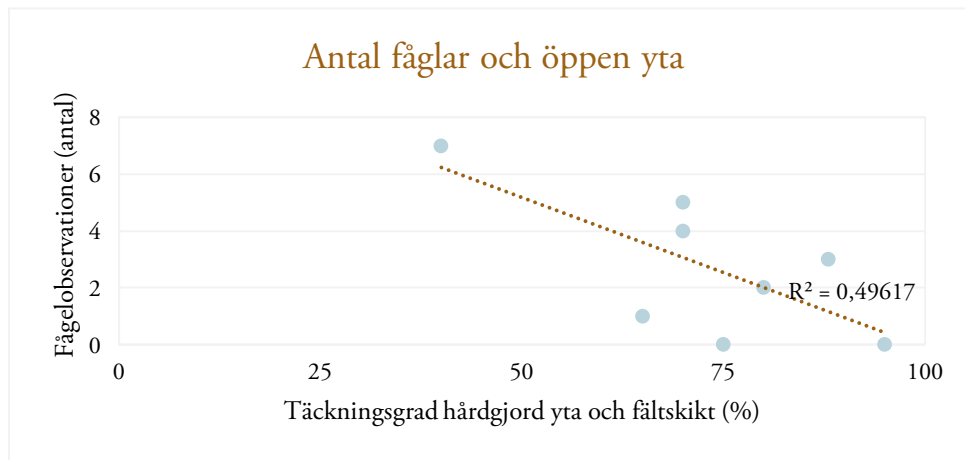
Medelvärde för täckningsgrad buskskikt (%) med standardavvikelse för områdena där det observerades fåglar och områden där inga fåglar observerades. Antal områden med fåglar: 6. Antal områden utan fåglar: 2.

En negativ trend där antalet fågelarter sjönk med ökad täckningsgrad av öppen yta (hårdgjord yta och fältskikt summerat) sågs (Figur 14), men utan statistisk signifikans ($R^2= 0,43$, $p= 0,08$). Däremot kunde det påvisas att antalet fågelobservationer sjönk med täckningsgrad av öppen yta (Figur 15) ($R^2= 0,50$, $p= 0,05$).



Figur 14

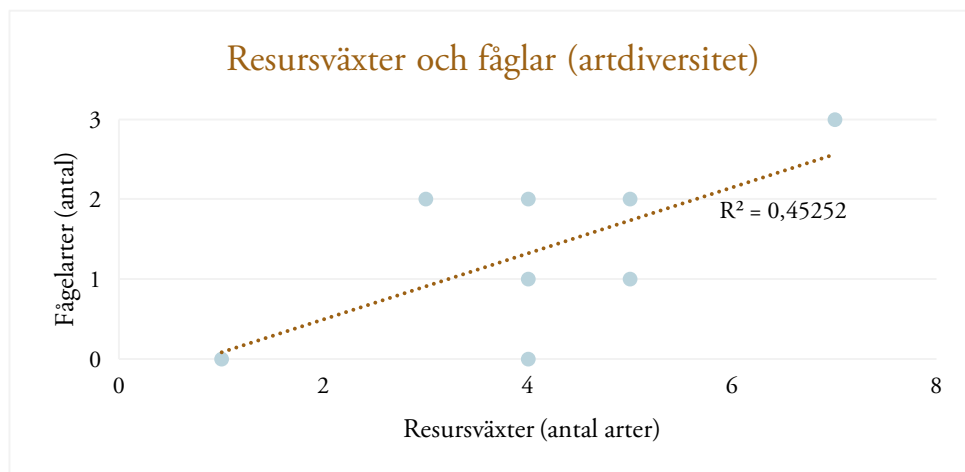
Antal observerade fågelarter och täckningsgrad av hårdgjord yta och fältskikt (%).



Figur 15

Antal fågelobservationer och täckningsgrad av hårdgjord yta och fältskikt (%).

En positiv trend visades för artdiversitet av fåglar och artdiversitet för resursväxter (Figur 16), regressionen var dock inte statistiskt signifikant ($R^2 = 0,45$, $p = 0,07$).



Figur 16

Antal observerade fågelarter och antal resursväxtarter.

4. Diskussion

4.1 Förutsättningar för fåglar och pollinatörer på Ideon

4.1.1 Vertikal vegetationsstruktur

En komplex vegetation är gynnsamt för både mångfald och abundans av fåglar då det resulterar i en mer dynamisk livsmiljö (MacArthur & MacArthur, 1961; Cerra & Crain, 2016). Elva av de 14 inventerade områdena hade samtliga vegetationsskikt, vilket tyder på en viss strukturell diversitet. Att varje skikt är närvarande är dock inte ekvivalent med en komplex vegetationsstruktur. De flesta områden hade en täckningsgrad över 70 % av öppna ytor (hårdgjord yta och fältskikt), vilket kan vara missgynnande för artdiversiteten av fåglar (Paker et al., 2013).

Buskskiktet framhålls särskilt viktigt i studier av fåglar i urban miljö (Savard et al., 2000; Paker, et al., 2013), där man sett att antalet fågelarter på ett område ökar med arealen buskskikt (Sandström et al., 2006). Detta stämmer överens med denna studie där fågelarter och fågelobservationer sågs öka till viss del med täckningsgrad av buskskikt. Regressionsanalyserna hade inte statistiskt signifikans men tyder ändå på att fler fåglar söker sig till de områden med mer buskage, vilket bekräftades av t-testet som visade att det var en signifikant skillnad i täckningsgrad av buskskikt i områdena där fåglar sågs jämfört med de områden där fåglar inte sågs. Trots att t-testet var signifikant bör det tas med försiktighet då antalet observationer var få, men kan betraktas som en indikator på att buskskiktet har betydelse för artdiversitet och abundans av fåglar på Ideon.

Både artdiversitet och antalet fågelobservationer minskade med ökad proportion öppen yta. Detta stämmer överens med en studie på fåglar i urban miljö som visade att i områden med en högre täckningsgrad av träd och buskage och lägre täckningsgrad av fältskikt observerades flest fåglar (Paker et al., 2013).

Träd hade en låg täckningsgrad på samtliga områden, med en tydlig överrepresentation av små träd. Ju större och äldre träd är, desto mer variationsrika och komplexa blir deras struktur (Persson & Smith, 2014). Särskilt träd med håligheter och död ved resulterar i en ökad biologisk mångfald då de utgör boplatser för många insekter, men också för hålllevande fåglar (Persson & Smith, 2014). Merparten av träden på de undersökta områdena kan därför betraktas som ett

begränsat bidrag till den biologiska mångfalden, men utgör fortfarande viktiga skydd och ger födoresurser till både fåglar och pollinatörer. Med ökad ålder kan dock träden bli mer värdefulla. På grund av bristen på stora och ihåliga träd kan fågelholkarna utgöra alternativa boplatser för hålllevande tättingar.

4.1.2 Inventering av resursväxter

Olika arter av växter och träd bidrar med olika typer av födoresurser till både fåglar och pollinatörer (Cerra & Crain, 2016; Mata et al., 2016), vilket kan möjliggöra för att fler arter kan samexistera och således kan den biologiska mångfalden öka (Armstrong & McGehee, 1980). Detta kunde ses i analysen av artdiversitet av fåglar och resursväxter på Ideon, där antalet växtarter hade en viss positiv inverkan på antalet fågelarter. Artdiversiteten av resursväxter varierade mellan områdena A-N, men sammantaget kan det konstateras att en viss mångfald av arter observerades på Ideon vilket bör ha en positiv inverkan på både fåglar och pollinatörer.

Även volym resursväxter är viktigt (Salisbury et al., 2015). Man har i studier sett att områden med fler blommande växter ökade besöken av pollinatörer (Salisbury et al., 2015) samt att både artdiversitet och abundans av vilda bin påverkas av ökad mängd resursväxter (Burr et al., 2016). Täckningsgraden av resursväxter på områdena varierade från område till område mellan 15 och 90 procent. Den genomsnittliga täckningsgraden var 31 procent. För att skapa livskraftiga populationer av bin är dock en förutsättning att de ska ha tillgång till pollen och nektar hela säsongen, från vår till sensommar (Hall et al., 2016). Blomningstiden för de artbestämda resursväxterna kan konstateras vara ojämn där flest arter blommar i maj (21) för att därefter sjunka kraftigt i antal, vilket kan begränsa pollinatörernas födointag och fortlevnad över säsongen.

Nämnvärt är att metoden för inventeringen av resursväxter i denna studie var relativt enkel. De listade resursväxterna behöver studeras vidare och fler inventeringar behöver därför göras för att få ett mer nyanserat resultat. Det skall även påpekas att sex arter inte gick att artbestämma.

4.1.3 Inhemska och införda arter

Huvudparten av de noterade arterna klassificerades som inhemska, men över 40 procent var införda. Detta är inte överraskande eftersom vegetationen till största delen består av anlagda rabatter och gräsmattor med trädgårdsväxter. Trots att både inhemska och införda arter ger pollen och nektar (Hall et al., 2016), har man i vissa studier sett en högre abundans av pollinatörer på inhemska växter i jämförelse med införda/exotiska (Salisbury et al., 2015). Vidare såg man att ett lägre antal pollinatörer besökte de införda växterna på försommaren, men att relativt fler

använde de som födokälla senare på säsongen (Salisbury et al., 2015). Det är framförallt specialister som blir negativt påverkade av införda arter (Mata et al., 2016). Proportionen inhemsk vegetation kan även ha en positiv effekt på både abundans och artdiversitet av fåglar i urbana miljöer (Cerra & Crain, 2016). Ur bevarandesynpunkt är det viktigt att integrera åtgärder med det lokala ekosystemet och att komponera grönytor på ett sådant sätt att det gynnar både den inhemska floran och den inhemska faunan (Paker et al., 2013). Att öka den inhemska vegetationen som är anpassade till det skånska klimatet och jordarna, skapar en mer långsiktigt hållbar vegetation i urban miljö (Bretzel et al., 2016). Dessutom kan man med inhemska arter införa mer variation vad gäller antalet arter och vegetationshöjd, men även fenologi (blomning, lövsprickning, lövfällning) (Persson & Smith, 2014). Införda/exotiska arter kan däremot ses som ett komplement för att förlänga blomningssäsongen, vilket skulle gynna både fåglar och pollinatörer (Salisbury et al., 2015).

4.1.4 Fåglar på Ideon

Sex arter och 31 individer observerades vid inventeringstillfället. Resultatet tyder på att det finns förutsättningar för fåglar där och att olika arter med olika preferenser på boplatser, vilket tyder på att Ideon hyser en viss habitatdiversitet. Trots att födoval inte är identiska har de observerade fågelarterna flera likheter i födoval (*Tabell 1*), vilket kan tyda på att det finns en konkurrens om resurser på området. De arter som observerades är inte ovanliga att finna i urban miljö (Sandström et al., 2006) och de egenskaper som kännetecknar urbana fåglar (Crocchi et al., 2008; Möller, 2009) stämmer överens med de observerade fågelarterna.

Ingen av fågelholkarna var under inventeringstillfället bebodd. Sex av de elva fågelholkarna sattes upp samma månad som inventeringen genomfördes, vilket kan ha varit en bidragande faktor; att fåglarna inte hunnit bosätta sig ännu. Det förklarar dock inte varför inte de fågelholkar som varit uppsatta hela säsongen inte var bebodda. Resultatet kan vidare ha berott på vädret eller klockslag vid inventeringen. Vid tre fågelholkar observerades spillning på eller omkring, två av dem var uppsatta i december. Spåren skulle dock kunna förklaras av att samtliga fågelholkar är placerade i träd och att flera av fåglarna observerades i träden.

Studier har visat på att abundansen av hållvande fågelarter kan öka vid installering av fågelholkar (Newton, 1994). Miljön i fågelholkar har dock visat sig skilja sig signifikant från naturliga hål i träd, där till exempel trädhåligheter har bättre värmeisolering och högre relativ fuktighet (Maziarz et al., 2017). De kan därför inte betraktas som helt fullständiga substitut för naturliga boplatser i träd (Maziarz et al., 2017). Även storlek på trädet fågelholken sitter kan ha betydelse för att de ska bli bebodda (Le Roux et al., 2016). Man har sett att abundans och artdiversitet ökade i fågelholkar som var placerade i stora träd, medan de som satt i medelstora och små

träd hade mindre effekt (Le Roux et al., 2016). Att sätta upp fågelholkar i medelstora och små träd kan därför vara en ineffektiv naturvårdsåtgärd (Le Roux et al., 2015), vilket samtliga fågelholkar på Ideon var, de bör istället placeras i större träd (Le Roux et al., 2015). I ett område som Ideon där stora och gamla träd är en bristvara bör man dock ge de redan uppsatta fågelholkarna en chans och följa upp inventeringen.

4.1.5 Jämförelse av områden med flest fågelobservationer

Flest fåglar observerades i område L (7) och område I (5). I områdena hittades spår av fågel på eller vid holken. Båda områden innehåller samtliga skikt (*Figur 4*), vilket ses som gynnsamt för fågelabundans- och artmångfald (Cerra & Crain, 2016). Vidare hyste område L både högst artdiversitet av resursväxter och högst antal träd, medan område I hörde till de fyra områden med lägst artdiversitet och innehöll enbart två träd. L hade en hög täckningsgrad av buskskikt på 40 procent och relativt låg andel öppen yta (25 procent). Område I hade däremot en lägre täckningsgrad av buskskikt på 20 procent och en högre andel öppen yta (70 procent). Trots att samma fågelarter observerades (tamduva och pilfink) i båda områdena, förutom att det även observerades Koltrast i område L, har områdena tydligt olika vegetativa förutsättningar, vilket tyder på att det inte enbart är struktur och artdiversitet av resursväxter som styr hur många besök av fåglar ett område får. Vilka växtarter som finns i ett område har till exempel betydelse för vilka insekter och fåglar som söker föda där. Växterna behöver dock studeras närmare för att se i vilken grad detta påverkar kvaliteten i habitatet. Det bör återigen konstateras att resultaten baseras på ett inventeringstillfälle och att antalet observationer var relativt få. Hade fler inventeringar gjorts hade mer rättvisa bedömningar om områdenas förutsättningar för biologisk mångfald kunnat göras.

4.1.6 Insektshotell och bikupor

Inventeringen av det stora insektshotellet visade på att det redan två dagar efter montering var aktivitet både på och utanför insektshotellet, vilken ger en indikation på att åtgärden har effekt på de vilda pollinatörerna på Ideon. Bina kunde inte artbestämmas, det kan alltså ha varit både honungsbin och solitära vildbin. Man bör vara medveten om att honungsbin och vilda bin kan konkurrera med varandra om födoresurser (Herbertsson et al., 2016). Hög abundans av honungsbin kan påverka den lokala tillgången av pollen och nektar, vilket i sin tur har en negativ påverkan på andra pollinatörer (Torné-Noguera, 2016). Studier har till exempel visat på att närvaro av honungsbin kan reducera abundansen av vilda bin (Herbertsson et al., 2016). Konkurrensen var mindre i mer heterogena landskap (Herbertsson et al., 2016), vilket återigen bekräftar värdet av en hög biologisk mångfald av resursväxter.

Odling av honungsbin kan vara viktigt för pollinering av grödor, men vilda pollinatörer är minst lika viktiga att gynna (Persson, 2012). Honungsbin spelar en viktig roll men det är riskfyllt att enbart förlita sig på en art för en ekosystemtjänst, vilket för några år sedan visade sig då en massdöd av honungsbin på grund av virus inträffade (Persson, 2015). En artmångfald är viktig, då det är svårt att veta vilken art som kommer att kunna utföra ekosystemtjänsten i framtiden (Dänhardt et al., 2013). Trots att honungs- och vilda bin utför samma ekosystemtjänst bidrar de med olika egenskaper som gör att pollineringen av grödor blir mer effektiv då fler arter utför den (Persson, 2015). Då man på Ideon både har bikupor och insektshotell för vilda bin bör alltså extra hänsyn tas till att många och olika arter av resursväxter bör vara tillgängliga hela säsongen.

4.2 Åtgärder och strategier för att gynna fåglar och pollinatörer på Ideon

Baserat på resultatet i studien har tre åtgärder tagits fram för att komplettera Wihlborgs punktinsatser och öka Ideons habitatkvalitet. Dessa presenteras nedan och följs av förslag på mer övergripande strategier för kommande arbete med biologisk mångfald.

4.2.1 Öka den vegetativa komplexiteten

Strukturen på grönytor är avgörande för artdiversitet och abundans av både fåglar och pollinatörer (Savard et al., 2000). En balans av fält-, busk- och trädskikt skapar en dynamisk miljö där fler arter gynnas och möjliggör för samexistens (Cerra & Crain, 2016). Då arealen av öppen yta i de flesta undersökta områden var hög kan miljöerna betraktas som homogena och den vegetativa komplexiteten som den uppfattas av fåglar bör i särskilt dessa områden öka. Genom plantering av olika busk- och trädarter skapas en mer gynnsam struktur (Cerra & Crain, 2016) som ger ökade möjligheter för skydd, boplats och föda för fåglar och kan potentiellt öka både abundansen och artdiversiteten av fåglar på Ideon (Savard et al., 2000).

4.2.2 Optimera födoresurser för fåglar och pollinatörer

En hög täckningsgrad och artdiversitet av resursväxter är viktigt för att öka den biologiska mångfalden av pollinatörer (Burr et al., 2016), särskilt då honungsbin riskerar att konkurrera ut deras vilda släktingar i ett allt för homogent landskap (Herbertsson, 2016). Plantering av blommande växter som drar till sig pollinerande

insekter, attraherar i sin tur fler fåglar (Savard et al., 2000). Olika växtarter ger med mer divers födoresurser, vilket kan göra att fler arter kan samexistera på Ideon (Cerra & Crain, 2016). Vidare är det viktigt att pollinatörerna har tillgång till pollen och nektar hela säsongen (Hall et al., 2016) och växternas blomningstid är därför viktig att ta hänsyn till vid val av växter. Införda/exotiska arter kan användas som komplement för en längre blomningssäsong (Salisbury et al., 2015), men andelen inhemska växtarter bör ökas för att gynna de lokala ekosystemen (Paker et al., 2013).

Då de flesta observerade fågelarter på Ideon verkar övervintra är det även av vikt att se till att de har föda på vintern. Fågelmatare och talgbollar kan då vara en effektiv åtgärd (Savard et al., 2000). Det pågår just nu ett forskningsprojekt vid Lunds universitet om effekten av fågelmatning (Biologiska institutionen, 2017), som kan vara värdefull att bevaka.

4.2.3 Minska intensiteten i trädgårdsskötseln

En viktig faktor som påverkar den biologiska mångfalden är hur ett områdes skötsel är utformat. Grönytor med välklippt gräs och glest placerade friska träd är populärt för människor, men bidrar mycket lite till den biologiska mångfalden (Sandström et al., 2006). Antalet växtarter kan påverkas positivt om de klipps mer sällan och inte behandlas med konstgödning eller bekämpningsmedel (Persson & Smith, 2014). En för intensiv skötsel har till exempel en negativ effekt på föryngring av träd och buskar (Persson & Smith, 2014). En lägre intensitet i skötseln kan således gynna den urban biologiska mångfalden (Bernes, 2011; Persson & Smith, 2014). Den konventionella skötseln innebär ofta att röja undan döda grenar från gamla träd av både estetiska skäl, men också på grund av social trygghet (Sandström et al., 2006). En lösning kan vara att arbeta med *”small-scale zoning”*, där man skapar vegetativa zoner av olika karaktärer och endast låter vissa områden utveckla mycket vegetation innan de klipps ner (Sandström et al., 2006). På detta sätt skulle de traditionella öppna, trygga och välansade ytorna bevaras för människan, men kompletteras av mer vildvuxna som viktiga bidrag till den biologiska mångfalden av växter och djur (Sandström et al., 2016).

4.2.4 Målformulering och Science park-konceptet

Då man arbetar med biologisk mångfald i urban miljö är det för det första viktigt att ha tydliga målsättningar och möjliggöra för uppföljning, för att se om åtgärder givit effekt (Persson & Smith, 2014). Målet som Wihlborgs har för biologisk mångfald idag kan konstateras vara mätbart, då målet var att genomföra minst tio initiativ för att främja den biologiska mångfalden. Det finns dock inget mål om att initiativen skall ge effekt, vilket gör att målet kan betraktas relativt passivt och otillräckligt för

att ge incitament för att arbeta mer aktivt för främjande av den biologiska mångfalden. Det nuvarande målet bör därför kompletteras med ett antal delmål. Förslagsvis i stil med att ”X av fågelholkarna skall år 2018 vara bebodda” eller ”X antal arter av inhemska buskar och X antal arter av inhemska resursväxter skall planteras senast år 2018”.

Förutom uppföljningsvänliga och mer aktiva mål krävs kontinuerlig utvärdering om områdenas status och hur skötseln av dem går (Persson & Smith, 2014). Många olika spännande forskningsprojekt pågår på Ideon, men dessa är koncentrerade till enskilda företag inomhus (Stigbahr muntligen, 2017). Att utveckla konceptet *Science Park* genom odlingsexperiment, testbäddar och forskning i utomhusmiljö kan bidra till kunskapen om hur grönytor kan anpassas efter fåglars och insekters behov för att på så sätt säkra ekosystemtjänster och biologisk mångfald i urban miljö. Grönytorna bör betraktas och utvecklas till multifunktionella system som inte bara kan bidra till bevarande av den biologiska mångfalden, utan även fungera som temperaturreglare, luftrenare, plattformar för rekreation och hantera dagvatten (Sandström et al., 2006). Det finns gott om ytor och intressanta aktörer i närområdet som kan vara potentiella samarbetspartners (Stigbahr muntligen, 2017). Det finns till exempel en förskola angränsande till parken som förslagsvis skulle kunna vara delaktig i projekt om biologisk mångfald eller stadsodling på Ideon. Vidare skulle ett samarbete med universitetet resultera i att man lättare skulle kunna sammanställa data och följa upp initiativ som genomförs. Det cirka 1000 kvadratmeter området med konstgräs bidrar inte till den biologiska mångfalden och skulle istället kunna upplätas till att etablera ängsfröblandningar för att gynna fåglar och insekter (Lindström, 2010). Genom att utveckla de undersökta områdena kan de tillsammans utgöra en mer gynnsam livsmiljö, vilket kan resultera i en ökad biologisk mångfald av både fåglar och pollinatörer. Vidare kan trivsamma dynamiska miljöer för fåglar och insekter sannolikt även uppskattas av Wihlborgs kunder!

5. Slutsatser

- Ingen av fågelholkarna var vid inventeringstillfället bebodd. Detta kan bland annat bero på att tiden fågelholkarna suttit på Ideon inte varit tillräcklig för att fåglar ska ha hunnit bosätta sig eller att träden fågelholkarna sitter i är för små (Le Roux et al., 2016). Detta behöver dock inte betyda att fågelholkarna kommer att stå tomma för alltid, uppföljning är nödvändigt för att undersöka vidare om det är effektivt att placera fågelholkar på Ideon.
- Fågelinventeringen pekade på att Ideon till viss del kan erbjuda fåglar boplatser, skydd och föda. Buskrika områden skapar enligt tidigare forskning (Savard et al., 2000; Sandström et al., 2006; Cerra & Crain, 2016; Paker et al., 2014) och analyser i denna studie goda förutsättningar för fåglar i urban miljö. Vissa områden hade en relativt hög täckningsgrad av buskskikt, men sammantaget dominerade andelen öppen yta. Merparten av träden klassificerades som små, vilket bidrar mindre till den biologiska mångfalden av insekter än större och äldre träd (Persson & Smith, 2014), men förser fåglar med skugga, skydd och föda.
- Redan två dagar efter uppsättning av insektshotellet sågs bin i och omkring, vilket indikerade att det kan ha givit effekt och att det således finns förutsättningar för pollinatörer på området. Mer ingående inventeringar behöver dock göras för att se om och vilka insekter som bosätter sig där.
- Inventeringen av resursväxter visade att tillgången till pollen och nektar är ojämn från vår till sommar, med flest blommande arter i april och maj, och lägst i augusti och september. Vidare var nästan hälften av de artbestämda växterna införda, vilket ger sämre förutsättningar för bin än inhemska arter (Salisbury et al., 2015) och bidrar inte till det lokala ekosystemet (Cerra & Crain, 2016). För en komplett utvärdering av förutsättningar för fåglar och pollinatörer på Ideon krävs dock fler inventeringar samt över fler årstider. Även bör inventeringar av kringliggande områden/habitat göras, för att undersöka landskapssammanhang och konnektivitet (Persson & Smith, 2014).

- För att öka förutsättningarna för biologisk mångfald av fåglar och pollinatörer kan man (1) genom plantering av buskar och stora träd öka den vegetativa komplexiteten, särskilt i de områden där täckningsgrad av öppen yta är hög. (2) Ta hänsyn till blomningstid vid plantering av växter för att på så sätt optimera födoresurserna, särskilt då honungsbina troligtvis konkurrerar med de vilda bina och (3) minska intensiteten i skötseln av vegetationen.
- Wihlborgs mål för biologisk mångfald bör kompletteras med ett antal delmål som är möjliga att följa upp för att skapa incitament till att arbeta mer aktivt för främjande av biologisk mångfald på Ideon.
- Ideons *Science park*-koncept kan utvecklas och lyftas ut; de gröna ytorna borde utnyttjas för att bidra med ny kunskap om hur man kan gynna biologisk mångfald i urban miljö.

6. Referenser

Anderberg, A. & Anderberg, A.L. 2016. Den virtuella floran. [<http://linnaeus.nrm.se/flora/welcome.html>], hämtad 2017-04-29.

Armstrong, R. & McGehee, R. 1980. Competitive-exclusion. *American Naturalist*: 115(2). 151-170.

Artdatabanken. 2015. Artfakta. [<https://artfakta.artdatabanken.se>], hämtad 2017-04-29.

Bender, J., Fidino, M., Limbrick, K. & Magle, S. 2016. Assessing Nest Success of Black-Capped Chickadees (*Poecile atricapillus*) in an Urban Landscape Using Artificial Cavities. *The Wilson Journal of Ornithology*: 128(2). 425-429.

Bernes, C. 2011. Biologisk mångfald i Sverige. Stockholm: Naturvårdsverket

Biologiska institutionen, 2015. Hur mår fåglarna i staden? [<http://www.biologi.lu.se/urban-birds/hur-mar-faglarna-i-staden>], hämtad 2017-05-20

Bretzel, F., Vannucchi, F., Romano, D., Malorgio, F., Benvenuti, S. & Pezzarossa, B. Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening A review. *Urban Forestry & Urban Greening*: 20. 428-436.

Burr, A., Schaeg, N., Muñiz, P., Camilo, G.R. & Hall, D.M. 2016. Wild Bees in the City: Reimagining Native Bee Health. *Cosilience: The Journal of Sustainable Development*: 16(1). 96-121.

Cerra, J.F., & Crain, R. 2016. Urban birds and planting design: strategies for incorporating ecological goals into residential landscapes. *Urban Ecosystems*: 19(4). 1823-1846.

Chace, J. F. & Walsh, J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*: 74(1). 46-69.

Croci, S, Butet, A. & Cleargeau, P. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* 110(2): 223-240.

Czech, B., Krausman, P.R. & Devers, P.K. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience*: 50(7). 593-601.

Durango, Sigfrid (1974). *Fåglarna i färg*. 6. uppl., 3. tr. Stockholm: Almqvist & Wiksell

Dänhardt, J., Hedlund, K., Birkhofer, K., Bracht Jørgensen, H. Brady, M. Brönmark, C. Lindström, S. Nilsson, L., Olsson, O. Rundlöf, M. Stjernman, M. & Smith, H.G. Ekosystemtjänster i det skånska jordbrukslandskapet. Lund: Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet.

Elvers, Ivar (red.) 1976[1974]. *Vår flora i färg*. Fanerogamer. 4. uppl., 4. tr. Stockholm: Almqvist & Wiksell

Evans, K.L., Newson, S. & Gaston, K.J. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*: 151(1). 19-39.

Friberg, L. & Haldén, P. 2016. Öka skörden – gynna honungsbin och vilda pollinerare. *Jordbruksinformation 14*. Jordbruksverket.

Förenta Nationerna. 2014. *World Urbanization Prospects. The 2014 Revision Highlights*. New York.

Hall, D.M., Camilo G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J. Ahrne, K., Arduser, M., Ascher, J.S., Baldock, K.C.R., Fowler, R., Frankie, G. m.fl. 2016. The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*: 31(1). 24-29.

Herbertsson, L., Lindström, S.A.M., Rundlöf, M., Bornmarco, R. & Smith, H.G. 2016. Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*: 17(7). 609-616.

Johansson, U. & Olsson, J. 2012. Internationella trender som påverkar samhällsplanering och samhällsutveckling i Sverige fram till 2050 - en översiktlig omvärldsanalys med fokus på effekter inom områdena "Ekonomi" samt "Natur och miljö" på uppdrag av Boverket. Boverket.

Le Roux, D.S., Ikin, K., Lindenmayer, D.B., Bistricher, G., Manning, A.D. & Gibbons, P. 2015. Enriching small trees with artificial nest boxes cannot mimic the value of large trees for hollow-nesting birds. *Restoration Ecology*: 24(2). 252-258.

Le Roux, DS, Ikin, K, Lindenmayer, DB, Bistricher, G, Manning, AD & Gibbons, P. 2016. Effects of entrance size, tree size and landscape context on nest box occupancy:

Considerations for management and biodiversity offsets. *Forest Ecology and Management*: 366. 135-142.

Lentola, A., David, A., Abdul-Sada, a., Tapparo, A., Goulson, D. & Hill, E.M. 2017. Ornamental plants on sale to the public are a significant source of pesticide residues with implications for the health of pollinating insects. *Environmental Pollution*. ISSN 0269-7491 (Accepted).

Lindström, S. 2010. Fröblandningar för den biologiska mångfalden i slättlandskapet. Hushållningssällskapet Kristianstad.

Linkowski, W., Pettersson, M.W., Cederberg, B. & Nilsson, L.A. 2004. Nyskapande av livsmiljöer och aktiv spridning av vildbin. Svenska Vildbiprojektet vid ArtDatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala Universitet.

Lunds universitet. Avdelningen för ekologisk botanik. 1977. *Ekologisk metodik: enkla metoder för ekologisk beskrivning, insamling och analys : en sammanställning*. [Ny utg.] Lund: Signum

MacArthur, R. & MacArthur, J.W. 1961. On bird species-diversity. *Ecology*: 42(3). 594-598.

Mata, L., Threlfall, C.G., Williams N S. G., Hahs A.K., Malipatil M., Stork, N.E. & Livesley S J. 2017. Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Scientific reports*: 7. Artikelnummer 40970.

Maziarz, M., Broughton, R. K. & Wesolowski, T. 2017. Microclimate in tree cavities and nest-boxes: Implications for hole-nesting birds. *Forest Ecology and Management*: 389. 306-313.

Möller, A.P. 2009. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in Western Palearctic. *Oecologia*: 159(4). 849-858.

Naturvårdsverket. 2014. Synen på ekosystemtjänster - begreppet och värdering. Naturvårdsverket.

Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: A review. *Biological Conservation*: 70(3). 265-276.

Nilsson, U. & Ullvén, K. Gynna nyttiga insekter med blommande växter. Sveriges lantbruksuniversitet. Centrum för ekologisk produktion och konsumtion (EPOK), Sveriges lantbruksuniversitet.

Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T. & Barnea, A. 2014. The effects of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and urban planning*: 122. 186-195.

Pedersen, T.R. 2012. Bra honungs- och pollenväxter. [<https://www.jordbruksverket.se/download/18.569ce0f11391ed2d0d480001832/1370040383134/Artikel+om+bin+och+pollinering+b.pdf>]. Jordbruksverket.

Pedersen, T.R., Bommarco, R., Ebbersten, K., Falk, A., Fries, I., Kristiansen, P. Kryger, P. Nätterlund, H. & Rundlöf, M. 2009. Massdöd av bin – samhällsekonomiska konsekvenser och möjliga åtgärder. Rapport 2009:24. Jordbruksverket.

Persson A. S. 2015. Ekosystemtjänster eller björntjänster? I Nordh, N (red.) 15 hållbara lösningar för framtiden. Lund: Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet. 105-121.

Persson, A.S. & Smith, H G. 2014. Biologisk mångfald i urbana miljöer: förutsättningar, fördelar och förvaltning. Lund: Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet.

Persson, A.S. 2012. Strategier, åtgärder och uppföljningsmetoder till stöd för pollinerande insekter i stadsmiljö. Biologiska institutionen, Lunds universitet, på uppdrag av Miljöförvaltningen, Malmö stad.

Pimm, S.L. & Raven, P. 2000. Extinction by numbers. *Nature*: 403(6772). 843-845.

Salisbury, A., Armitage, J., Bostock, H., Perry, J., Tatchell, M. & Thompson, K. 2015. Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators): should we plant native or exotic species? *Journal of Applied Ecology*: 52(5). 1156-1164.

Sandström, U.G., Angelstam, P. & Mikusinski, G. 2005. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*: 77(1-2). 39-53.

Savard, J.P.L., Clergeau, P. & Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning*: 48(3-4). 131-142.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2012. *Cities and Biodiversity Outlook*. Montreal, 64 sid.

Statistiska centralbyrån. 2015. Urbanisering – från land till stad [http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Artiklar/Urbanisering--fran-land-till-stad/], hämtad 2017-05-17.

Statistiska centralbyrån. 2013. Markanvändningen i Sverige. 6:e utgåvan. Stockholm. Statistiska centralbyrån (SCB).

Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S. & Bosch, J. 2016. Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology* 17(3): 199-209.

Vaughan, M., Shepard, M., Kremen, C. & Hoffman Black, S. 2004. Farming for bees - Guidelines for providing native bee habitat on farms. The Xerces Society, Portland, OR, USA.

Wihlborgs, 2016. Honungsbin flyttar in på Ideon. [<https://www.wihlborgs.se/sv/om-oss/nyheter/honungsbin-flyttar-in-pa-ideon/>], hämtad 2017-05-11.

Wihlborgs. 2016. Miljömål 2016-2018. [<https://www.wihlborgs.se/sv/om-oss/hallbarhet/miljo/miljostyrning/miljomal-2016-2018/>], hämtad 2017-04-16.

Wihlborgs. 2016. Wihlborgs Årsredovisning 2015. Extraprinting AB

Appendix 1

Appendix 1

Resultat av inventering av fågelholkarna/inventeringsområde 1-11, i vilket område de tillhör, månad då fågelholken sattes upp, start- och stopptid vid inventeringstillfället, aktivitet i holken, spår av fågel på eller vid holk samt fågelobservationer i omgivningen.

Holk	Område	Uppsatt	Tid	Aktivitet, holk	Spår av fågel	Fågelobservationer, omgivning
1	B	December	9.20- 9.40	-	Spillning under holken/trädet. Ett litet fågelbo noterades en bit ovanför holken.	Koltrast (<i>Turdus merula</i>): 2
2	C	December	8.30- 8.50	-	-	-
3	-	April	8.09- 8.29	-	Inga spår	Koltrast (<i>Turdus merula</i>): 2 Pilfink (<i>Passer montanus</i>): 1
4	E	April	7.03- 7.23	-	Inga spår	Koltrast (<i>Turdus merula</i>): 3 Pilfink (<i>Passer montanus</i>): 1
5	F	April	6.42- 7.02	-	Inga spår	Koltrast (<i>Turdus merula</i>): 1
6	-	April	7.25- 7.45	-	Inga spår	Kaja (<i>Corvus monedula</i>): 2 Tamduva (<i>Columba livia domest.</i>): 1 Skata (<i>Pica pica</i>): 1 Råka (<i>Corvus frugilegus</i>): 1
7	H	December	7.46- 8.06	-	Inga spår	-

8	I	December	8.55- 9.15	-	Spillning under holken/trädet	Tamduva (<i>Columba livia domest.</i>): 3 Pilfink (<i>Passer montanus</i>): 2
9	L	April	6.20- 6.40	-	Spillning på och under holken. Fjädrar under.	Tamduva (<i>Columba livia domest.</i>): 3 Koltrast (<i>Turdus merula</i>): 1 Pilfink (<i>Passer montanus</i>): 1
10	L	April	6.20- 6.40	0	Inga spår	Koltrast (<i>Turdus merula</i>): 1
11	M	December	9.45- 10.0 5	0	Inga spår	Tamduva (<i>Columba livia domest.</i>): 2 Kaja (<i>Corvus monedula</i>): 1

Appendix 2

Appendix 2

Area på område A-N samt antal små och stora träd, där små träd uppskattas ha en diameter mindre än 30 centimeter och större träd en diameter större än 30 centimeter.

Område	Area (m ²)	Små träd (antal)	Stora träd (antal)
A	77	0	0
B	265	3	1
C	111	6	0
D	1800	22	1
E	1800	19	1
F	162	3	1
G	232	0	0
H	115	4	0
I	251	1	1
J	282	0	2
K	539	1	7
L	792	<50	2
M	271	0	2
N	36	0	0

Appendix 3

Appendix 3

Resultat av inventering av resursväxter samt om de är inhemska eller införda (baserat på Durango 1974; Anderberg & Anderberg, 2016.)

Område	Resursväxter	Blomningstid	Inhemska	Täckningsgrad, totalt (%)
A	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	90
	Maskros (<i>T. sect. Vulgaria</i>)	maj-juli	Ja	
	Mahonia (<i>Mahonia aquifolium</i>)	april-maj	Nej	
	Nagelört (<i>Erophila verna</i> L.)	april-maj	Ja	
B	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	30
	Japanskt prydnadskörsbär (<i>Prunus serrulata</i>)	april-maj	Nej	
	Murgröna (<i>Hedera helix</i> L.)	sep-okt	Nej	
	Påsklilja (<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L.)	april-maj	Nej	
	Rhododendron (<i>Rhododendron</i> L.)	maj-juni		
C	Blodnäva (<i>Geranium sanguineum</i> L.)	juni-juli	Ja	15
D	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	20
	Nagelört (<i>Erophila verna</i> L.)	april-maj	Ja	
	Slån (<i>Prunus spinosa</i> L.)	april-maj	Ja	
E	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	15
	Hästhov (<i>Tussilago farfara</i> L.)	april-maj	Ja	
	Nyponros (<i>Rosa dumalis</i> Bechst.)	juni-juli	Ja	
	Tusensköna (<i>Bellis perennis</i>)	april-maj	Ja	
	1 kunde ej artbestämmas	-		
F	Blodnäva (<i>Geranium sanguineum</i> L.)	juni-juli	Ja	50
	Bergenia (<i>Bergenia crassifolia</i>)	april-maj	Nej	
	Tulpan (<i>Tulipa</i>)	april-maj	Nej	
	1 obestämd art	-		

G	Avenbok (<i>Carpinus betulus</i> L.)	maj	Ja	30
	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	
	Maskros (<i>T. sect. Vulgaria.</i>)	maj-juli	Ja	
	Tusensköna (<i>Bellis perennis</i>)	april-maj	Ja	
H	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	40
	Lönn (<i>Acer platanoides</i> L.)	april-maj	Ja	
	Murgröna (<i>Hedera helix</i>)	sep-okt	Ja	
	Päsklilja (<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L.)	april-maj	Nej	
I	Murgröna (<i>Hedera helix</i> L.)	sep-okt	Ja	30
	Tibast (<i>Daphne mezereum</i> L.)	mars-april	Ja	
	Snöklocka (<i>Leucojum vernum</i> L.)	april-maj	Nej	
J	Hassel (<i>Corylus avellana</i> L.)	mars-april	Ja	40
	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	
	Murgröna (<i>Hedera helix</i> L.)	sep-okt	Ja	
	Päsklilja (<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L.)	april-maj	Nej	
	Pärllhyacint (<i>Muscari botryoides</i> (L.))	april-maj	Ja	
K	Maskros (<i>T. sect. Vulgaria.</i>)	maj-juli	Ja	10
	Tusensköna (<i>Bellis perennis</i>)	april-maj	Ja	
	Vitpil (<i>Salix alba</i> L.)	maj-juni	Nej	
L	Forsythia (<i>Forsythia</i>)	april-maj	Nej	30
	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	
	Häggmispel (<i>Amelanchier spicata</i>)	maj-juni	Nej	
	Maskros (<i>T. sect. Vulgaria.</i>)	maj-juli	Ja	
	Rhododendron (<i>Rhododendron</i> L.)	maj-juni	Nej	
	2 obestämda arter	-		
M	Hägg (<i>Prunus padus</i> L.)	maj-juni	Ja	15
	Maskros (<i>T. sect. Vulgaria.</i>)	maj-juli	Ja	
	Murgröna (<i>Hedera helix</i> L.)	sep-okt	Ja	
	Pion (<i>Paeonia</i>)	maj-juni	Nej	
N	Lagerhägg (<i>Prunus laurocerasus</i>)	maj-juni	Nej	25
	Ljung (<i>Calluna vulgaris</i>)	juli-aug	Ja	
	Päsklilja (<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L.)	april-maj	Nej	
	Rhododendron (<i>Rhododendron</i> L.)	maj-juni	Nej	
	2 obestämda arter	-		



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund