



# **Hur kan man öka den biologiska mångfalden i urbana grönområden?**

Axel Linton

Examensarbete/Självständigt arbete • 15 hp  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU  
Fakultet för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap  
Institutionen för biosystem och teknologi  
Trädgårdsingenjör - Odling  
Alnarp 2022

# Hur kan man öka den biologiska mångfalden i urbana grönområden?

Axel Linton

**Handledare:** Christine Haaland, Sveriges lantbruksuniversitet,  
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Examinator:** Linda-Maria Dimitrova Mårtensson  
Institutionen för biosystem och teknologi

**Omfattning:** 15 Hp

**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E

**Kurstitel:** Självständigt arbete i trädgårdsvetenskap

**Kurskod:** EX0844

**Program/utbildning:** Trädgårdsingenjörsprogrammet

**Kursansvarig inst.:** Institutionen för biosystem och teknologi

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsår:** 2022

**Nyckelord:**  
Biologisk, mångfald, ekosystem, urban, städer

## Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i JA, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i NEJ, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

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

## Sammanfattning

Den biologiska mångfalden har minskat betydligt de senaste decennierna. Urbanisering är en av faktorerna. Samtidigt har det visat sig att städer besitter potential för hög biologisk mångfald beroende deras geografiska placering och unika habitat. Naturen förser oss med viktiga ekosystemtjänster och biologisk mångfald är nödvändigt för många av dem samt att ekosystemen ska behålla sin resiliens.

Denna litteraturstudies mål är att tydliggöra vikten av biologisk mångfald i urbana områden och beskriva hur dess bevarande kan uppnås.

Städers har unika egenskaper som innebär att de spelar en betydande roll i att bevara biologisk mångfald. De är i grunden artrika och därför viktiga för regional biologisk mångfald. Heterogena habitat som hittas i parker och på golfbanor förekommer inte i naturen.

Grönområden och biologisk mångfald bidrar också med så kallade ekosystemtjänster för oss människor.

Exempel på detta är luftrening, värmereglering och positiv påverkan på vårt mående.

Heterogena habitat är centralt för att gynna biologisk mångfald i städer. Några viktiga inslag som noteras i detta arbete är gamla träd, död ved, vatten och strukturen på växtligheten.

Grönområdets placering och kopplingarna mellan dessa påverkar hur arter kan sprida sig genom staden.

Hur gräsmattor och buskage sköts kan påverka den biologiska mångfalden. Mindre intensiv skötsel är positivt för biologisk mångfald men kan verka slarvigt och ostädat för allmänheten. Att förmedla deras funktion är därför en god idé.

Många insatser för att gynna biologisk mångfald är enkla att genomföra, därför är en viktig punkt att viljan att genomföra dem och kunskapen om hur finns hos beslutsfattare och arbetare.

## Abstract

Biodiversity has dropped significantly in the last decades. Urbanization is a factor for this. At the same time cities have been shown to hold a potential for high biodiversity due to their geographic placements and unique habitats. Nature provides us with important ecosystem services and biodiversity is crucial to several of them and for ecosystems to keep their resilience.

The goal of this literature study is to make clear the importance of biodiversity in urban areas and to describe how their preservation can be achieved.

Cities have unique properties that mean they play a considerable roll in preserving biodiversity. They are naturally species rich and therefore important to regional biodiversity. Heterogenous habitats found in parks and on golf courses do not exist in nature.

Green spaces and biodiversity also contribute with so called ecosystem services for humans. Examples of this are: Air purification, heat regulation and a positive effect on human health.

Heterogenous habitats are central to promote biodiversity in cities. Important features written about in this essay are old trees, deadwood, water and the structure of vegetation.

How lawns and shrubbery are managed can affect biodiversity. Less intense management is positive to biodiversity but may seem careless and unkempt by the general public. To divulge the purpose of less management can therefore be a good idea.

Many conservation efforts for biodiversity are easy to perform, therefore an important point is that the will to perform them and the knowledge of how are present in decision makers and workers.

<b>1. Introduktion</b>	<b>6</b>
1.1 Bakgrund	6
1.2 Mål och Syfte	6
1.3 Frågeställning	7
1.4 Avgränsning	7
1.5 Metod	7
<b>2 Varför är biologisk mångfald i urbana områden viktig?</b>	<b>8</b>
2.1 Biologisk mångfald i städer	8
2.2 Ekosystemtjänster	10
2.2.1 Hälsopåverkan	8
2.2.2 Reglering av mikroklimat	9
2.2.3 Luftrening	9
2.3 Etiska skäl	10
<b>3 Hur kan vi gynna biologisk mångfald i städer?</b>	<b>13</b>
3.1 Olika habitat	14
3.1.1 Skapad gräsmark	14
3.1.2 Buskage	15
3.1.3 Vatten	15
3.1.4 Gamla träd	16
3.1.5 Död ved	17
3.1.6 Ruderatmark	18
3.1.7 Holkar	19
3.1.7.1 Mulmholkar	19
3.1.7.2 Fladdermusholkar	19
3.1.8 Gröna tak	19
3.2 Fragmentering och kopplingar	20
3.2.1 Öar	20
3.2.2 Fragmentering	20
3.2.3 Korridorer	21
3.3 Information till allmänheten	21
<b>4. Diskussion</b>	<b>23</b>
<b>5. Referenser</b>	<b>25</b>

# 1. Introduktion

## 1.1 Bakgrund

Den biologiska mångfalden minskar i världen och många organisationer och myndigheter har etablerat en målsättning att hindra förlusten av den (Convention on biological diversity, 1992). Det finns en gemensamt etablerad målsättning att hindra förlusten av biologisk mångfald. I terrestra biomer har den genomsnittliga mängden av inhemska arter minskat med minst 20% sedan 1900-talets början och ca 25% av världens växter och djur är direkt hotade (Diaz et al, 2019). Enligt Oliver (2016) är ekosystemtjänster kritiskt hotade på 58% av jordens yta som en direkt konsekvens av förlust av biologisk mångfald.

En faktor i den negativa trenden är urbanisering (Garden et al. 2007). Under tidigt 2000-tal levde ca 50 % av världens befolkning i urbaniserade områden. I länder med högre inkomst låg siffran närmare 80 %. Detta trots att urbaniserade områden bara täcker ca 3% av världens yta (Mcgranahan et al. 2005). Mängden stadslevande människor förväntas dubblas till år 2050 (Persson & Smith, 2014). Angel et al. (2011) förutser en fyrdubbel ökning av urbaniserad landyta i utvecklingsländer mellan 2000 och 2050. Att öka den biologiska mångfalden i städer är därför ett viktigt steg i att försöka förhindra förlusten av biologisk mångfald i världen.

## 1.2 Mål och Syfte

Detta arbete ska tydliggöra varför vi som människor bör bry oss om biologisk mångfald i urbana områden. Det ska också tydliggöra hur människor i positioner med potential att ha en positiv inverkan på biologisk mångfald kan åstadkomma detta. Anledningen är att det finns tydliga signaler på att den biologiska mångfalden minskar. Detta tillsammans med de våra ständigt växande städer och deras påverkan på biologisk mångfald motiverar att vår förståelse för dessa koncept behöver förbättras.

## 1.3 Frågeställning

I detta arbete ska följande frågor besvaras: Varför bör vi bevara och öka biologisk mångfald i urbana grönområden? Hur kan det genomföras?

## 1.4 Avgränsning

Detta arbete är riktat mot offentliga grönområden såsom parker, kyrkogårdar, allmänningar och vägkanter. Privata trädgårdar och de insatser som privatpersoner kan göra bortprioriteras.

## 1.5 Metod

Informationen i denna litteraturstudie har hämtats genom google scholar och primo. Typiska sökord som använts: biodiversity, urban, ecosystem, management, parks.



## 2 Varför är biologisk mångfald i urbana områden viktigt?

### 2.1 Biologisk mångfald i städer

Enligt konventionen om biologisk mångfald och svensk naturvård definieras biologisk mångfald så här: ”variationsrikedomen bland levande organismer i alla miljöer (inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem) samt de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem” (CBD, 1992).

Om man har som mål att stärka världens biologiska mångfald kan man ställa sig frågan; Varför odsla energi på städer? Man kan tro att bättre resultat kan nås av att koncentrera bevarande-insatserna till lantliga miljöer där hindren för biologisk mångfald tycks vara färre. Men det finns en rad anledningar till varför städer också bör prioriteras.

En substantiell del av världens kustregioner består av urbaniserade områden, 10,2 % år 2005 (Mcgranahan et al. 2005). Kustnära zoner är generellt naturligt artrika och även städer byggda i andra habitat tenderar att byggas på naturligt artrika platser (I. Kühn et al. 2004). Detta förklaras genom att städer är byggda på geologiskt varierade platser och därför har hög potential för diversitet i grunden (Kühn et al. 2004). Det kan innebära att det inte är på grund av städerna utan trots städerna som diversiteten är hög. Artrika zoner innehåller i regel fler rödlistade arter och är därför viktiga för att förhindra förlust av biologisk mångfald (Kühn et al. 2004).

Städer har ofta högre biodiversitet än homogena monokulturer som vi ser i jord- och skogsbruk vilka kräver stora ytor (Niemäle, 1999). Det har visats på att små grönytor i städer med rätt skötsel kan stötta en betydande biologisk mångfald (Schwartz et al. 2013). En undersökning på australiensiska städer (Ives et al. 2015) visade att städer också har en stor vikt för redan hotade arter. Både hotade växter och djur visade en proportionerligt större närvaro i städer än utanför. Att bevara biologisk mångfald i städer är alltså inte bara ett bygge för framtiden utan har omedelbara effekter för arter som är hotade i detta nu. I en undersökning av Drottningholms slottspark fångades 35 rödlistade arter. Bland dem fanns arter som var allvarligt hotade. Vilket är ett tydligt tecken på att parkmiljöer kan vara lika viktiga som semi-naturliga skogslandskap som erbjuder samma typ av miljö (Jonsell, 2008).

Även urban skog har visat sig ha ett biologiskt värde. Urban skog har i regel en mer varierad komposition av träd än produktionsskog (Korhonen et al. 2020). Eftersom skogen inte avverkas får också träden bli större och äldre och de urbana skogarna har i genomsnitt mer dödträ än produktionsskog, något som är positivt för den biologiska mångfalden (Korhonen et al. 2020).

Somliga taxa kan uppvisa högre diversitet i städer än i naturliga grönområden. Callaghan et al. (2019) konstaterar att så kan vara fallet för fåglar. I undersökningen visade sig både det relativa överflödet samt diversiteten vara högre i urbana grönområden än i naturliga. Förhållandet är inte så enkelt som att fler och större städer innebär fler fåglar och mer variation mellan arterna. McKinney (2008) genomförde en sammanställande undersökning av urbaniseringens effekt på biologisk mångfald. 61 % av de studier som undersöktes visade en minskning av mångfalden bland fåglar med intensifierad urbanisering. Urbanisering är alltså inte något entydigt bra för fåglars mångfald men vi kan se att det inte måste ha negativa konsekvenser.

Den grupp som i samma undersökning visade högst diversitet i urbana områden jämfört med icke urbana områden var växter. 69,2 % av undersökningarna som (McKinney, 2008) sammanställde visade på en högre diversitet bland växter i måttligt urbaniserade områden. Delvis beror det på människans introduktion av exotiska arter. Icke inhemska arter har ofta ökat spridning i städer, en effekt som ökar i rikare områden eftersom plantering av exotiska arter är vanligare i dessa områden (Hope, 2003). En annan anledning är de höjda temperaturerna som gynnar de exotiska arterna framför de inhemska (Nobis et al. 2009). Förenklat kan det sägas att städer gynnar arter och genotyper som kräver högre temperaturer och mer kväve men har lägre krav på fuktighet (Chocholoušková & Pyšek, 2003). Kühn et al. (2004) och Kowarik (2011) visar att det inte endast beror på människors introducering av exotiska arter. Även inhemska arter uppvisar högre diversitet i urbana områden.

Städer visar i nuläget kvaliteter som vi på grund av den globala uppvärmningen kan komma att se i områden utanför städerna. Höjda halter av ozon, oorganiskt kväve, koldioxid och höjda temperaturer. Det innebär att stadslevande arter och genotyper kan studeras för att bättre förstå hur dessa förändringar kan bemötas. Städerna kan också fungera som tillflykt för de arterna innan samma förhållanden gäller även på landsbygden (Carreiro & Tripler, 2005)

Man kan teoretisera att en avsaknad av biologisk mångfald och närvaro av andra organismer skulle skapa en befolkning utan naturlig förståelse för, eller koppling till, naturen. Chawla (1999) har visat att barn behöver förstahandsupplevelser för att bry sig om biologisk mångfald på ett meningsfullt vis. Att genomföra stora insatser för att bevara och öka biologisk mångfald kräver resurser vilket i sin tur kräver att en stor mängd människor står bakom det. Alltså kan biologisk mångfald i urbana områden vara en viktig komponent för framtidens biologiska mångfald i en vidare bemärkelse.

Vi är i direkt behov av bevarandet av biologisk mångfald. Förlusten av en art kan genom vad som kallas kaskadeffekter påverka livskraften hos en annan art och på så sätt eskalera förlusten av biologisk mångfald (Quarles, 2019). Förlusten av insekter kan påverka fåglar och fladdermöss. Förlusten av pollinerare kan leda till en förlust av växtarter. Ekosystem är komplexa och det är svårt att fullkomligt förutse effekterna förlusten av en art kan komma att få. Därför behöver vi bevara så många arter vi kan. Som beskrivet ovan har städer en viktig roll i det ändamålet eftersom de i regel är byggda på platser som i grunden besitter hög biologisk mångfald och även har unika miljöer och egenskaper. En stor anledning till vikten av biologisk mångfald är att det bidrar med många viktiga funktioner, såsom pollinering, kolbindning och markprocesser (Mace et al. 2012). Dessa funktioner kallas ekosystemtjänster.

## 2.2 Ekosystemtjänster

Enkelt beskrivet är ekosystemtjänster de fördelar som människor får från ekosystem (Costanza et al. 1997). Exempel är markprocesser, kolbindning, pollinering och vattenrening som i förlängningen ger oss människor någonting användbart; såsom grödor, dricksvatten eller luftrening (Mace et al. 2012). Dessa processer är livsnödvändiga för människan som art och behöver bevaras.

Ekosystemtjänster delas in i fyra kategorier. (1) Stödjande ekosystemtjänster: Dessa utgörs av grundläggande funktioner och möjliggör andra ekosystemtjänsters funktioner. Exempel på detta är näringskretslopp och jordmånsbildning. (2) Reglerande ekosystemtjänster: Dessa reglerar och förbättrar vår livsmiljö, exempel är luftrening och pollinering. (3) Försörjande ekosystemtjänster: Dessa består av direkta produkter och tjänster såsom vatten och råvaror. (4) Kulturella ekosystemtjänster: Saker som upplevelser, inspiration och påverkan på hälsa (Boverket.se).

Biologisk mångfald kan ha en positiv effekt på ekosystemtjänster. Mace et al. (2012) skriver att biologisk mångfald har positiva effekter på en rad naturliga fenomen, t.ex nedbrytning, näringsbalans i jorden primärproduktion och högre motståndskraft mot ohälsa hos växter. Det går att dra en direkt länk från biologisk mångfald till flera ekosystemtjänster.

Samtidigt påpekar Knapp et al. (2018) att positiva effekter för biologisk mångfald och ekosystemtjänster inte måste gå hand i hand. Ekosystemtjänster kan vara effektiva utan en hög biologisk mångfald. Maximering av en särskild ekosystemtjänst kan också verk negativt för biologisk mångfald (Knapp et al. 2018). Ett exempel är ett test som utförts i Leicester, England vilket visade att odling av energiskog i staden var tolv gånger mer effektivt för att binda kol jämfört med en mer varierad plantering av träd (McHugh et al. 2015). Men den ekosystemtjänsten kommer på bekostnad på en högre mångfald bland trädarterna och i förlängningen även andra organismer. Ekosystemet kommer också vara mindre resiliert (Oliver et al. (2015).

Varje plats har olika begränsningar och möjligheter och slutsatsen de Knapp et al. (2018) drar är att beslut måste fattas från fall till fall. Vilka typer av ytor är tillgängliga? Vilka möjligheter för biologisk mångfald erbjuder de? Finns det några ekosystemtjänster som är särskilt viktiga för den aktuella platsen?

Ekosystemtjänster i städer är som beskrivet ovan inte nödvändigtvis beroende av en hög biologisk mångfald (McHugh et al. 2015). Men på grund av städers värde för världens övergripande biologiska mångfald och de tjänster det ger oss är det viktigt att försöka maximera både ekosystemtjänster och biologisk mångfald i den mån det går. Områden med större biologisk mångfald visar också mer resiliens mot saker såsom höjda temperaturer, översvämningar eller liknande förändringar (Oliver et al. (2015).

Att på ett medvetet sätt förbättra och utöka grönytor i städer kan bidra med en rad viktiga ekosystemtjänster samtidigt som det gynnar biologisk mångfald i och omkring städer. Somliga av ekosystemtjänsterna som nämns nedan gynnas inte omedelbart av biologisk mångfald. De beror i regel på närvaron av vegetation. Men vegetation innebär grönområden och grönområden är positivt för biologisk mångfald, särskilt om de struktureras och sköts på rätt sätt. Därför är det relevant att beskriva vad vi får ut av den utökade växtligheten, bortsett från den biologiska mångfalden i sig. Bolund & Hunhammar (1999) ställer upp en lista över de viktigaste ekosystemtjänsterna för urbana områden. Nedan listas och behandlas ett urval av de ekosystemtjänster som påverkar stadslevande människor.

### 2.2.1 Hälsopåverkan

Gröna inslag i stadsbilden har potential att inverka positivt på vår fysiska och psykiska hälsa. Detta är ett exempel på en kulturell ekosystemtjänst (Boverket.se). Russel et al. (2013) gjorde en sammanställande undersökning av artiklar som undersökte länken mellan naturupplevelser och mänskligt välmående. Slutsatsen som kunde dras av resultaten var att kontakt med naturen gör oss både lyckligare och mer hälsosamma. Högre livstillfredsställelse och mindre mentala påfrestningar i samband med tillgång till grönytor rapporteras även när andra faktorer såsom ålder, inkomst och civilstånd tas hänsyn till (White et al. 2013).

(Ulrich, 1984) studie visar på att patienter med fönster som gavs en vy över något slags grönområde tillfrisknade snabbare än patienter som inte hade det.

En studie som har än mer betydelse för det här arbetets syften är Fuller et al. (2007) som visar på att människor inte bara kan identifiera biologisk mångfald, grönområdets positiva inverkan på vårt mående förbättras också med den biologiska mångfalden. De intervjuade i studien noterade mångfald bland växter och fåglar som korresponderade med prövad artrikedom. Positiva effekter ökade också med storleken på grönområdet.

Möjligheterna för rekreation kan också öka med den biologiska mångfalden, vilket i sin tur leder till lyckligare människor. Bolund och Hunhammar (1999) påpekar att Stockholm ström är ett av landets bästa ställen för fiske. Ett rekreativsvärde i regel associerat med natur som är tillgängligt i staden.

Trots att studier visat att psykologiska fördelar från natur och grönska är relevanta för människor med varierande livssituationer och förutsättningar finns det också indikationer på att dess effektivitet varierar. Gröna miljöers goda effekt på vårt psyke ökar ju mer människor känner sig förbundna till naturen (Mayer & Frantz, 2004). Det finns studier som tyder på att förmågan att känna en koppling till naturen är avgörande för psykiskt välmående (Howell & Passmore, 2013) och studier som rapporterar att människor behöver natur omkring sig för att känna sig förbundna till den (Chawla, 1999). Således innebär att en brist på grönytor att dess positiva effekter undanhålls från den urbana populationen samtidigt som det minskar deras möjlighet att i framtiden dra nytta av dem.

### 2.2.2 Reglering av mikroklimat

Reglering av mikroklimat är ett exempel på en reglerande ekosystemtjänst (Boverket.se). Städer bildar på grund av värmeabsorberande ytor, stadens själva struktur och deras höga energianvändning som avger värme (Gago et al. 2013). En negativ effekt av värmeöarna är det höjda behovet av nedkylning på sommarhalvåret (Gago et al. 2013), något som blir allt viktigare med tanke på allt varmare somrar och slagna värmerekord. Värmen kan bortsett från energibehovet också vara direkt hälsofarlig, särskilt för känsliga samhällsgrupper, såsom de äldre, en samhällsgrupp som växer (Heaviside et al. 2017). Hälsofaror från kyla kan komma att minska på grund av klimatförändringarna men hälsofarorna från värme kommer troligtvis vara värre än de nuvarande eller gamla riskerna från kyla (Heaviside et al. 2017). Växtlighet kan motverka bildningen av värmeöar. Dels på grund av skuggning av reflekterande eller absorberande ytor och dels på grund av dess transpiration som konsumerar värme (Gago et al. 2013). Studier har visat att vegetation genom reglering av mikroklimat också kan spara 10 % av en byggnads energikonsumtion (Gago et al. 2013).

### 2.2.3 Luftrening

Luftrening är en viktig funktion i avgasfyllda städer och är ännu ett exempel på en reglerande ekosystemtjänst. Skadliga partiklar tenderar att koncentreras i städer på grund av hög trafikering och annan förbränning av bränslen. Höga byggnader som dessutom är koncentrerade på en relativt liten yta förhindrar spridningen av partiklarna (Singh et al.

2020). Luftföroreningar orsakar förhöjda risker för en rad hälsoproblem såsom lungcancer, bronkit, hjärtproblem, diabetes och astma. Det kan också orsaka födelsedefekter och till och med sänkt IQ hos de som utsätts för det (Singh et al. 2020).

Växter renar luften genom att filtrera bort skadliga partiklar (Bolund & Hunhammar, 1999). Detta är eftersträvansvärt och mycket konkret fördel vi får från välmående vegetation. Det existerar dock en diskussion om huruvida vegetation också bidrar till att förhindra spridningen av partiklarna precis som byggnaderna. Träd kan ändra aerodynamiska förhållanden och potentiellt hålla kvar skadliga partiklar i området (Bruse, 2007). I simuleringar av luftflödet i ett flertal städer framkom inget entydigt svar (Amorim et al. 2013). Resultaten visade att förhållandena mellan luftflöden och vegetation i kombination med byggnader är avancerat. Meteorologiska förhållanden spelar också in. Data från den här typen av simuleringar kan dock användas för att beräkna hur vegetation kan planteras så effektivt som möjligt och på så sätt få fördelarna från luftreningen utan nackdelarna som uppsamlare av dålig luft (Amorim et al. 2013). En ytterligare positiv effekt av växters luftrening är att det minskar mängden växthusgaser i luften och på så sätt motverkar bildandet av värmeöar (Gago et al. 2013). Bindning av kol påverkar också hela planeten genom att motverka växthuseffekten (McHugh et al. 2015).

## 2.3 Etiska skäl

Bortsett från alla vetenskapliga skäl för att bevara och gynna biologisk mångfald finns det moraliska och etiska anledningar. I många religiösa och sekulära traditioner har människan ett ansvar att vara goda förvaltare av planeten (Dearborn & Kark, 2010). Människan har, bland annat, genom fragmentering, föroreningar och höjda temperaturer orsakat ett massutdöende på vår planet (Dolman, 1995). Det har beskrivits som en moralisk kris av t.ex påve John Paul II (Dearborn & Kark, 2010). Om inte traditioner och religiösa budord väcker engagemang kan varje person ställa frågor till sig själv. Är det rimligt att vi förstör den otroliga mångfald som alltid gjort vår hemplanet till den plats den är. Har vi en skyldighet mot resten av arterna på vår planet att åtminstone göra vad vi kan för att stoppa de negativa konsekvenser vårt levnadssätt orsakar?

## 3 Hur kan vi gynna biologisk mångfald i städer?

Åtgärderna vi som ett samhälle kan implementera för att gynna biologisk mångfald varierar från stora till små. De varierar också från insatser som kan åstadkommas av individer till större koncept mer relaterade till stadsplanering och kostsamma men värdefulla investeringar i nya och gamla byggen. Det kan gälla hur privatpersoner väljer att sköta sina trädgårdar, eller hur en kommun planerar anläggning eller nyprojektering av ett grönområde. Planering av skötsel är ytterligare en aspekt, den kan ske på kommunnivå eller mer lokalt av arbetslag ansvariga för ett särskilt område. Skötselplaner ska sedan utföras av individer eller grupper av individer och valen dessa individer gör kommer i slutändan påverka resultatet och nyttan för den biologiska mångfalden.

I detta avsnitt diskuteras först komponenter som kan göra ett grönområde mer ekologiskt värdefullt och hur de bäst hanteras över tid för att gynna biologisk mångfald. Sedan diskuteras hur spridningen av grönområden i staden och kopplingarna mellan dessa kan påverka den övergripande biologiska mångfalden för området.

### 3.1 Olika habitat

Studier har visat att en variation av olika biotoper och ekosystem i ett område har positiva effekter på antalet arter i sagda område (Byrne, 2007). I sin avhandling drar Byrne (2007) slutsatsen att ingen enskild faktor ansvarar för artrikedom och arters spridning utan att de samverkar på ett komplicerat sätt. Variationen är det centrala för att öka den biologiska mångfalden. Det gäller olika typer av vegetation men också vegetation i alla skikt. Vilket inkluderar undervegetation, buskskikt och trädsikt (Levander, 2009).

Angold et al. (2006) menar att det för många ryggradslösa djur är viktigare med kvaliteten och typen av habitat snarare än kopplingarna mellan dessa. Callaghan et al. (2019) visade att fåglars diversitet var högre i urbana grönområden och förklaringen troddes vara den relativa heterogeniteten i dessa områden jämfört med naturliga grönområden. Golfbanor togs upp som ett exempel. Där blandas öppna gräsytor av varierande höjd med träd, buskage och dammar (Callaghan et al. 2019).

Variation inom våra urbana grönområden är något vi både kan bevara och utveckla och tillhandahåller ekologiskt unika möjligheter. Nedan behandlas viktiga inslag i urbana grönområden, varför de är viktiga, hur de kan bevaras och hur de bäst utnyttjas.

#### 3.1.1 Skapad gräsmark

Skötsel är ett område där stor skillnad kan uppnås med små medel. Faktum är att i de flesta scenarion är det gynnsamt att minska skötseln för att gynna biologisk mångfald. En enkel förändring som visat sig vara effektiv är att låta gräsmattor klippas mer sällan samt att konsekvent lämna oklippta ytor (Wintergerst et al. 2021). De klippta och oklippta ytorna kan roteras under säsongen. Detta skapar ängslika förhållanden, en habitattyp som minskats drastiskt under det senaste århundradet.

I den citerade studien jämförde man de oklippta, ängslika gräsmattorna med hårt klippta gräsmattor och konstaterade att antalet insekter var många gånger högre på de oklippta gräsmattorna. Antalet arter hade också ökat. Det finns också gräsytor som mycket sällan används av människor, såsom längs med vägar. Dessa ytor skulle kunna utnyttjas mer effektivt och bidra med ett högre ekologiskt värde om det istället var till exempel ängsmark (Robbins & Birkenholtz, 2003).

Ett potentiellt hinder för att sköta gräsmattor på det här sättet är allmänhetens uppfattning. Enligt Han et al. (2013) påverkas människors uppfattning om vilken typ av vegetation som uppskattas beroende på omgivningen. I en stad är vi vana vid klippta gräsmattor och prydligt ordnade rabatter. Det finns dock studier som föreslår att denna uppfattning kan ändras om man upplyses om fördelarna med andra typer av vegetation och skötsel (Han et al. 2013).

### 3.1.2 Buskage

En större volym av undervegetation är positivt för en rad olika taxa. Inhemsk fåglar, fladdermöss, skalbaggar och andra insekter reagerar alla positivt på en ökad volym av undervegetation (Threlfall et al. 2017). Samma undersökning visade att inhemsk vegetation gav en större positiv effekt än exotiska växtslag. I studien mättes undervegetationen genom punkter (28 punkter för 600 m<sup>2</sup>). Vegetationen mättes också i fem olika intervall i höjdlid i varje punkt och sammanställdes sedan i en formel. Resultaten visade störst utväxling av undervegetationen vid en täckning på ca 30 %.

Täckningen av undervegetation behöver alltså inte vara allt för omfattande för att få en stor positiv effekt på den biologiska mångfalden. Om det finns hinder för att ha stora områden av buskage kan man överväga att låta buskage växa i höjdlid för att få ut så mycket positiv inverkan på den biologiska mångfalden som möjligt (Threlfall et al. 2017).

Kontentan är att en välutvecklad undervegetation och inhemska växtarter har en positiv inverkan på biologisk mångfald. För parkskötare och dylikt kan den vetskapen påverka de beslut som fattas. Kanske kan andra ideal såsom framkomlighet och skönhet nedprioriteras till fördel för mer undervegetation skapad av inhemska arter.

### 3.1.3 Vatten

Djur behöver precis som människor vatten för att överleva. Självklart som en näringsresurs, men många djur behöver också vatten för ett välfungerande habitat. Olika arter av amfibier, insekter och fåglar gynnas alla av tillgång till vatten (Levander, 2009).

I en jämförelse mellan urbana och icke-urbana dammar visade resultaten att den biologiska mångfalden i dammarna var jämförbar (Hill et al. 2017). Samma undersökning indikerade att urbana dammar har högre potential för diversitet bland familjer av större ryggradslösa djur. Urbana dammar hade också ett markant högre antal familjer statistisk associerade till sig jämför med de icke-urbana dammarna, tjugo jämfört med två. Något att ta i beaktande är dock att urbana dammar visar en statistisk högre frekvens av invasiva arter (Hill et al. 2017).

Trollsländor är exempel på en insektsgrupp som visat hög potential för mångfald vid urbana dammar (Goertzen & Suhling, 2013). Något att notera är att deras närvaro påverkas starkt positivt av välstrukturerad och varierad växtlighet både i och runt dammen i fråga. Detta gäller för både små och stora dammar (Goertzen & Suhling, 2013). Detta gäller inte endast för trollsländor. Vermonden et al. (2009) drar slutsatsen att välstrukturerad vegetation i och runt urbana vatten leder till närvaron av fler arter.

Olika typer av dammar gynnar olika arter. Därför är det fördelaktigt att variera dammar vad gäller djup och successionsstadium (Goertzen & Suhling, 2013). För inhemska arter är näringsfattiga vatten mer gynnsamma än näringsrika eftersom de näringsrika vattnen tenderar att tas över av exotiska växtarter som påverkar kompositionen av arter (Vermonden et al. 2009). Därför behöver näringsnivåerna i urbana vatten kontrolleras och limiteras. Kontroll av



inflöde av näringsrikt vatten och begränsning av matning av fåglar är sätt detta kan åstadkommas på.

Dammar belägna på ruderatmark och platser med viss mänsklig störning utgör potentiella habitat för pionjärarter och även tillfälliga vattensamlingar kan ha ett värde (Goertzen & Suhling, 2013). Dessa vatten är ofta grumliga vilket leder till färre arter men de kan också husera mer sällsynta arter (Vermonden et al. 2009).

### 3.1.4 Gamla träd

Gamla, stora träd, fyller en viktig roll i ekosystem. Något att notera är att storleken inte är det enda som spelar roll. Gamla träd är inte bara större versioner av unga träd, utan unika ekologiska tillgångar (Lindenmayer et al. 2013). Detta eftersom gamla träd har egenskaper såsom håligheter i stammen och sprucken bark som är viktigt för många arter. Vedlevande skalbaggar är ett exempel på insekter som behöver gamla träd för sin överlevnad (Carpaneto et al. 2010). Parker besitter ofta ett stort antal gamla träd och har en jämförbar biologisk mångfald med semi-naturliga områden med liknande förhållanden (Jonsell, 2008). semi-naturliga områden av den typen är dessutom sällsynta (Jonsell, 2008).

Gamla träd måste bemöta andra hot än unga träd. Ett problem är att gamla träd tar plats och ofta tas bort för att göra plats för infrastruktur (Lindenmayer et al. 2014). De lider också större risk för svampangrepp. Både svamp och vedlevande insekter bryter ned dödträ vilket försvagar träden (Carpaneto et al. 2010). Detta leder till att många träd tas bort eftersom de utgör en risk för allmänheten, de kan tappa grenar eller falla (Carpaneto et al. 2010).

Om markarbete ska utföras i närheten av träd bör deras rotsystem kartläggas för att undvika skador på det. Sådana skador kan orsaka problem för träden som inte blir synliga på flera år (Östberg & Stål, 2015). Beroende på markförhållanden breder trädets rotsystem ut sig på väldigt olika sätt. I mark där djup begränsas av berggrund, eller grundvatten kan trädets rotsystem nå många meter utanför trädkronan (Östberg & Stål, 2015).

Carpaneto et al. (2010) rekommenderar ett flertal åtgärder för att bevara gamla träd i urbana miljöer. Kapningen av sekundära grenar bör minskas för att säkerställa en god krontäckning och ett bra mikroklimat i trädens håligheter. Kollapsande träd och grenar kan stöttas med stålstöttor och stålvastrar. Föråldrade och ineffektiva hjälpmedel av den typen bör avlägsnas. Man bör i viss utsträckning använda beskärningstekniker som efterliknar naturligt brutna grenar, så kallade grenbrottsnitt. Lämpligheten som boplatser för håligheter i träd kan påverkas av skräp eller andra föremål som kastats i hålen, se till att detta avlägsnas. Att låta kapade grenar ligga kvar i närheten av trädet de kapats från ger larver till vedlevande insekter ytterligare en plats att föröka sig.

Bevarandet och förnygringen av gamla träd kräver långsiktig planering. För att ett träd ska bidra med de ekologiska fördelarna som associeras med dem behöver det växa länge. Hur länge

beror på vilken art det rör sig om (Lindenmayer et al. 2013). Ekar kan behöva över tvåhundra år för att utveckla de drag som associeras med stor vikt för biologisk mångfald, såsom håligheter och komplexa strukturer i trädkronan (Lindenmayer et al. 2013).



Figur 1. Träd med stålstöttor (Axel Linton 2022)

### 3.1.5 Död ved

Dödträ skapar en god miljö för många insekter och mindre däggdjur och i förlängningen för deras predatorer (Garden et al. 2007). Olika organismer föredrar olika typer av död ved. Somliga behöver stående döda träd och andra nedfallen död ved (Jaworski et al. 2019). Därför är en god åtgärd att spara döda träd där möjligheten finns och de inte utgör en säkerhetsrisk. Detsamma gäller att låta nedfallet trä ligga kvar istället för att rensa bort det. Nedfallna grenar kan samlas i rishögar där de får murkna under lång tid eftersom det är då det ger bäst effekt (Eslamifar, 2011). Detta kan få reaktionen att parken eller liknande är dåligt skött och det är därför bra om man informerar allmänheten om anledningen till att man gjort det valet (Ikin et al. 2015).

Även i urbana skogsområden spelar död ved en viktig roll. I en jämförelse mellan produktionsskog, semi-urban skog och urbana skogsområden var det tydligt att de mer biologiskt värdefulla områdena också innehöll högre koncentrationer av död ved (Korhonen et al. 2020). Samma undersökning poängterar att en varierad komposition av träd ger goda möjligheter för olika substrat av död ved. För att dra nytta av dessa goda effekter måste döda träd få ligga kvar (Korhonen et al. 2020). Särskilt stora stockar av död ved är något som saknas i många urbana skogar och i ännu högre utsträckning i produktionsskog. I en sammanställande studie utförd av Müller & Bütler (2010) estimeras ett gränsvärde för mängden grov död ved som krävs för att upprätthålla en varierad population av vedlevande insekter i urban skog. Grov död ved innebär större grenar och träd. Gränsvärdet de kommer

fram till är 20–30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Små, isolerade fragment av habitat har svårt att upprätthålla de rätta förhållandena eftersom resurser tar slut. Därför bör resurser koncentreras på större områden samt på att koppla samman mindre fragment av skog (Korhonen et al. 2020).



Figur 2. Depå av död ved (Axel Linton 2022)

### 3.1.6 Ruderatmark

Ruderatmark är i regel platser utvecklade för industri, byggprojekt eller liknande som sedan övergivits. Dessa marker sköts inte och de bildar därför en “mosaik” av olika habitat, såsom gräsmark, barmark och nyligen störda marker som passar pionjärarter (Macadam & Bairner, 2012). Variationen av habitat leder till många arter på samma ställe. Ruderatmarker är dessutom ofta näringsfattiga. Detta leder till att snabbväxande växtarter inte kan ta över markerna och att en varierad flora kan etablera sig. Detta leder dels till mångfald bland växterna men är också en resurs för insekter (Macadam & Bairner, 2012). I en studie på fjärilar i Malmö visade sig denna typ av platser ha en högre diversitet än både traditionella och semi-naturliga parker (Öckinger et al. 2009). Markerna har dessutom potential att bli hem för många hotade arter, exempelvis pollinatörer såsom solitära bin och getingar som lever i sandiga, störda marker (Macadam & Bairner, 2012). Ruderatmark uppfattas ofta som något fult av allmänheten och hotas att göras om till mer traditionella grönområden eller av utbyggnad av städer (Macadam & Bairner, 2012). Sammanfattningsvis erbjuder ruderatmark habitattyper som det råder brist på och bör inte underskattas som depåer för biologisk mångfald.

### 3.1.7 Holkar

I områden där utvecklingen och successionen inte hunnit gå särskilt långt och habitat såsom ihåliga träd ännu inte hunnit utvecklas kan man hjälpa naturen på vägen.

Ett sätt att accelerera uppbyggnaden av biologisk mångfald och göra det lättare för arter att etablera sig är olika typer av holkar (Ikin et al. 2015). De flesta känner till vanliga fågelholkar, men det finns fler typer av holkar varav några listas nedan.

#### 3.1.7.1 Mulmholkar

Mulm är den massa som bildas i botten på hål i träd. För att träd ska få hål måste de i regel bli gamla (Speight, 1989). Mulmen behöver också tid för att bildas. Det sker genom nedbrytningen av en blandning av nedbrutet trä, spillning och annat som hamnat i träets hålighet (Owen, 2020). Det blir hem till insekter och mindre däggdjur. För att ge naturen lite hjälp på traven kan man artificiellt efterhärma den miljön inuti en holk och på sått skapa ett artificiellt ihåligt träd. Skalbaggar, klokrypare, humlor och blomflugor är exempel på insekter som kan bosätta sig i en mulmholk (Naturhistoriska riksmuseet, 2021).

#### 3.1.7.2 Fladdermusholkar

Ett djur som utnyttjar ihåliga träd är fladdermöss (Prykhodko, 2019). Fladdermössen behöver ett grönområde på omkring 30 hektar som territorium (de Jong, 2000). Åtgärden kan alltså endast utföras i större parker och i mer glesbebyggda områden för att vara verkligt effektiv. En sak att ta i beaktande är att de flesta fladdermöss föredrar att leva i närhet till vatten, således kan sådana områden prioriteras (Prykhodko, 2019). Fladdermössen är ett av de djur som påverkas särskilt negativt av fragmentering av grönytor och framförallt träd. De behöver ett sammanhängande nätverk av träd (Prydhodko, 2019). Korridorer är alltså viktigt för fladdermössen och motverkar bristerna i för små territorier. Närmare instruktioner på hur en fladdermusholk ska byggas och placeras kan hittas på [Naturvårdsverket.se](http://Naturvardsverket.se).

#### 3.1.8 Gröna tak

Gröna tak är tak belagda med ett lager av vegetation ovanpå en vattentät yta (NPS). De är ett sätt att förbättra grönstrukturen i stadslandskapet. De kan öka den övergripande mångfalden av leddjur och även tillåta en naturlig spridning av växter i det urbana landskapet (Braaker et al. 2017). I dagsläget har många gröna tak ingen extra bevattning och har ett grunt lager av substrat. De möjliga fördelarna ökar betydligt med mer utvecklade gröna tak. Detta kan innebära djupare substrat som tillåter fler typer av växter att rota sig. Dessa tak väger dock mer och kräver således bättre stöd (National parks service). Bevattningssystem är också ett alternativ som kan förbättra möjligheterna för fler typer av växter.

Även de tak som är anpassade för extrema förhållanden kan ha positiva effekter för somliga organismer. Sociala bin har till exempel möjlighet att utnyttja blomningen av sedumväxter som många gröna tak består av (Braaker et al. 2017). Det sandiga och delvis blottade substratet erbjuder dessutom goda möjligheter att bygga bon för marklevande bin. Detta behöver dock undersökas vidare (Braaker et al. 2017). Gröna tak kan dessutom likt andra grönområden ha en positiv inverkan på ekosystemtjänster såsom värmereglering och dagvattenhantering (Braaker et al. 2017). Att etablera gröna tak på befintliga byggnader

kommer inte alltid vara en möjlighet eftersom byggnaderna behöver rätt förhållanden (Angelin, 2017).

## 3.2 Fragmentering och kopplingar

Ovan har det diskuterats viktiga inslag i grönområden för att gynna biologisk mångfald. En annan aspekt som spelar roll för spridningen och upprätthållandet av arter inom staden är distributionen av grönområden och hur de förhåller sig till varandra. Nedan diskuteras koncept som kan öka förståelsen för hur de processerna fungerar.

### 3.2.1 Öar

Ö-ekologi är en teori som uppkom år 1967 då Edward O. Wilson och Robert MacArthur skrev boken "The Theory of Island Biogeography" (Gorman, 1979). Teorin är baserad på observationer gjorda av artrikedomen på olika öar. Där beskrivs hur artrikedomen är beroende av öns areal, en större ö kan husera fler arter än en mindre ö. Öar som ligger längre från fastlandet har också färre arter än de som ligger närmare. En viktig del av teorin är beskrivandet av dynamiken mellan arterna och konceptet jämvikt. Jämvikt uppnås när takten mellan utdöende och invandrande arter är densamma. Antalet arter är då mer eller mindre konstant men de specifika arterna kan försvinna eller dyka upp. Studien utfördes på faktiska öar men teorin kan också appliceras på fragmenterade habitat där fragmenten fungerar som öar.

När vi pratar om städer är det grönytor såsom parker, trädgårdar och innergårdar som tillsammans med övergivna tomter och liknande bildar det som här kommer refereras till som öar. Fastlandet skulle i det här fallet kunna sägas vara naturen runt staden. Öar är alltså helt enkelt ytor som erbjuder möjligheter för olika sorters liv. För stadsplanerare och kommuner kan det alltså finnas fördel i att strategiskt planera spridningen av sådana platser. Storleken på öarna spelar roll och somliga arter kräver större områden för att etablera sig. Växter kräver mindre generellt mindre yta för att upprätthålla populationer, vilket kan förklara varför växter uppvisar högre diversitet i städer jämfört med till exempel däggdjur enligt (McKinney, 2008). Som redan nämnt innebär det inte att små grönytor är värdelösa, de kan också innehålla betydande biologisk mångfald (Schwartz et al. 2013).

### 3.2.2 Fragmentering

Fragmentering innebär uppdelningen av ett större område till flera mindre områden. Spridningen och separationen av grönområden i det urbana landskapet är ett av de problem som vi och de organismer vi värnar om står inför då det gäller biologisk mångfald (Hidding & Teunissen, 2002). Grönområden är ofta för små och dessutom isolerade från varandra vilket helt enkelt inte erbjuder tillräckliga möjligheter för föda och fortplantning. De negativa

effekterna av fragmentering påverkar framförallt arter som kräver större territorier eller arter vars kapacitet för spridning inte är god (Niemelä & Kotze, 2009).

Små områden kan trots detta innehålla ett försvarbart antal arter (Schwartz et al. 2013). Men utöver det kan de bidra till spridningen av arter inom staden. Arter kan dö ut på en plats men redan ha spridit sig till en annan och också ha en chans att återkomma till platsen de dött ut på. Men ön och omkringliggande öar kan ha tillåtit arten att sprida sig och på så sätt ökat mångfalden i regionen. Närheten och kopplingar (korridorer) mellan öar är därför viktiga för många arter (Braaker, 2014).

### 3.2.3 Korridorer

Korridorer är olika typer av vegetation som kopplar samman olika grönområden eller ytor (Beninde et al. 2015). Det kan vara något så enkelt som en häck eller en gräsremsa invid väggkanten men också stora genomtänkta strukturer såsom naturbroar över, eller tunnlar under motorvägar. Tanken med korridorer är att underlätta förflyttningen av organismer mellan olika områden. Olika ytor ska vara kopplade till varandra och i förlängningen till glesare bebyggelse. Korridorer spelar en större roll för små däggdjur, reptiler och amfibier jämfört med ryggradslösa djur såsom insekter (Angold et al. 2006). Den viktigaste faktorn för ryggradslösa djur är skapandet och bevarandet av högkvalitativa och varierande habitat (Angold et al. 2006). Bin, vår viktigaste pollinatör, är ett exempel där kvaliteten på habitatet är viktigare än kopplingen mellan dem (Kearns & Oliveras, 2009).

Förekomsten av övergivna platser, såsom obebyggda eller övergivna tomter visade sig enligt Angold et al. (2006) ha en större positiv påverkan på den biologiska mångfalden än korridorer. Men eftersom regelrätta korridorer är svåra att integrera i städer och istället kan beskrivas som kedjor eller nätverk kan det i sammanhanget sägas vara i stort sett samma sak (Dearborn & Kark, 2010). En viktig sak att ta i beaktande när man planlägger de här nätverken av grönytor är att förlusten av en sådan yta på fel ställe kan bryta kedjan och på så sätt kopplingen till omkringliggande glesbyggd (Baldi et al. 2003).

Korridorer i den mån de kan sägas finnas i städer medför inte bara fördelar. De kan också underlätta spridningen av invasiva arter. Detta kan i förlängningen vara negativt för den biologiska mångfalden, något som demonstreras av Resasco et al. (2014) i ett experiment på invasiva eldmyror. Resultaten visade att grönytor med fler kopplingar hade ett högre antal eldmyror och en lägre biologisk mångfald. Det finns alltså inte något entydigt svar på om korridorer är positiva eller negativa för biologisk mångfald. Det beror på vilka arter som närvarar och deras spridningsförmåga.

## 3.3 Information till allmänheten

För att skapa förståelse och ännu bättre förutsättningar för framtiden är det bra om allmänheten förstår värdet av biologisk mångfald och de insatser som görs (Ikin et al. 2015).

Enligt Navarro-Perez & Tidball (2012) är brist på kunskap bland den allmänna befolkningen ett av hindren för att uppnå målen uppsatta i konventionen om biologisk mångfald.

Människor stora engagemang för att stoppa den globala uppvärmningen är ett gott tecken på att människor bryr sig om naturen. Engagemanget för biologisk mångfald har inte varit lika högt, troligtvis för effekterna av dess förlust inte förmedlas lika tydligt (Novacek, 2008).

Biologisk mångfald och dess effekter på processer vi bryr oss om, såsom ekosystemtjänster, skönhet och hälsa måste delges på ett tydligt och pedagogiskt sätt. Skolor, vetenskapliga institutioner och media har alla en roll att spela. Informationen som allmänheten tar till sig behöver ge tydliga riktlinjer baserade på vetenskap (Novacek, 2008). Det kan förmedlas på relativt enkla sätt, t.ex genom skyltar med förklarande texter. Andra tänkbara metoder är broschyrer och mailkampanjer och temadagar.

Som påpekat av Han et al. (2013) kan förklarande skyltar och dylikt vara nyttigt för att allmänheten inte ska reagera mot insatser såsom oklippt gräs. Detta kan även gälla rishögar, större depåer av död ved och andra saker som vi tolkar som "fula".

Ett perspektiv som pekas ut i Mace et al. (2012) är att människor ofta ser biologisk mångfald som någonting bra, men att uppfattningen om vad det faktiskt innebär ofta är vinklad. En vanlig vinkel är att vi, medvetet eller inte värdesätter olika grupper av organismer på olika sätt. Större djur och djur som vi anses vara söta får ett högre värde i våra sinnen. Detta korresponderar oftast inte med den funktion och de tjänster som organismerna faktiskt bidrar med. Faktumet att många människor är positivt inställda till biologisk mångfald borde såklart uppmuntras och kan stöttas upp med lättillgänglig information som kan ändra vår intuitiva förståelse av värdet av biologisk mångfald och göra den mer vetenskapligt korrekt i det allmänna medvetandet.



gröna tak

Figur 3. Informationsskylt (Axel Linton 2022)

## 4. Diskussion

Syftet med detta arbete var att ge en övergripande bild av de insatser som kan göras för att öka biologisk mångfald i städer och tillåta mig som författare att fördjupa mig i ämnet. Förhoppningsvis fungerar det som en bra introduktion till ämnet och som en språngbräda till fördjupning i de olika aspekter som behandlas.

Det här arbetet har identifierat många olika infallsvinklar till varför biologisk mångfald i urbana områden är viktigt. Anledningarna var fler än författaren hade kunnat tro. Det som överraskade mest var underlaget för städers grundläggande artrikedom som poängterades av till exempel Kühn et al. (2004). Städers inneboende artrikedom är ett av de starkaste argumenten till varför bevarandeinsatser inte bara kan koncentreras till naturliga och semi-naturliga områden.

Något som blev tydligt under arbetets gång var att det under i stort sett alla rubriker fanns utrymme för mycket fördjupning. En poäng att lyfta är den som görs av Knapp et al. (2018). Nämligen att det inte finns några universella principer att applicera på insatser för att gynna biologisk mångfald. Det bästa tillvägagångssättet kommer bero på möjligheterna och behoven som finns på platsen i fråga. Varje beslut som fattas kommer ofrånkomligen ha konsekvenser inte bara för de organismer som man med beslutet försöker gynna utan också andra organismer. Olika typer av dammar är ett bra exempel. Näringsfattiga dammar med god växtlighet och klart vatten var enligt citerade artiklar de mest artrika. Men grumliga dammar med låg växtlighet har potential för andra arter än dammar med god växtlighet. Om man endast följer riktlinjen "fler arter" kommer man förstås att välja bort de grumliga dammarna utan god växtlighet. När och var det beslutet är rätt och när det är fel är något detta arbete inte lyckats svara på. Något som hade kunnat utvecklas i detta arbete, eller om skulle kunna vara föremål för en framtida uppsats, är alltså riktlinjer för när och var olika organismer ska prioriteras beroende på aktuella omständigheter.

I avsnittet om artificiella "Holkar" finns det fler områden som hade kunnat utforskas. UGGLEHOLKAR och insektshotell är exempel. Dessa har dock inte utvecklats vidare på grund av tidsbrist när det gällde insektshotellen och när det gäller uggleholkar på grund av bristande information under efterforskningen.

Det finns många små insatser som kan göras för biologisk mångfald. Som till exempel att lämna delar av gräsmattor oklippta. Det är lätt att genomföra och skötselkostnaden blir lägre, men det viktiga är att kunskapen och viljan för att utföra den insatsen finns hos de som tar beslut om hur gräsmattorna på en given grönyta ska klippas. Utbildning om biologisk mångfald kan därför inte överskattas.

Främjandet av biologisk mångfald är något som är av vikt för hela samhället och som alla som arbetar med trädgård har en god möjlighet att påverka. Därför borde det ingå i trädgårdsingenjörsutbildningen att få en grundläggande kunskap om ekologi och biologisk mångfald. Jag upplevde inte att jag fick det förrän jag läste tillvalskursen "grundläggande och applicerad ekologi".



Arbetet har beväst att städer har ett värde för biologisk mångfald i ett stort perspektiv med bevarande i centrum. Det har också utforskat de direkta fördelar biologisk mångfald skänker stadslevande människor. Arbetet har också pekat ut viktiga inslag i grönområden och gett förslag på hur grönområden kan skötas för att bättre gynna biologisk mångfald. Om någon generalisering om grönområdets kvalitet ska göras så är det att en stor del av städernas fördel för biologisk mångfald är deras heterogena grönområden. Många olika habitat existerar på en relativt liten yta. Detta är något som bör gynnas och förstärkas. Om en generalisering ska göras av hur urbana grönområden bör skötas så är det att skötseln inte bör vara särskilt intensiv. Låt gräs växa, låt löv och trä ligga kvar på marken och låt buskage ta plats.

## 5. Referenser

Amorim J.H., Rodrigues V., Tavares R., Valente J., Borrego C. (2013). *CFD modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion*. Science of the total environment, 461-462, ss.541-551.

Angel, S., Parent, J., Civco, D.L., Blei, A. & Potere, D. (2011). *The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050*. Progress on Planning, 75 (2), ss. 53-107.

Angelin, A. (2017). *Kan alla tak bli gröna tak? – Uppbyggnad av växtbäddar för anläggande av gröna tak*. SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, Alnarp.

Angold, P.J., Sadler, J.P., Hill, M.O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., Small, E., Wood, B., Wadsworth, R., Sanderson, R., Thompson, K. (2006). *Biodiversity in urban habitat patches*. Science of the total environment, 360 (1-3), ss. 196-204.

Baldi, J.F., A., Orci K.M., Racz, I., & Varga, Z. (2003). *Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a Pholidoptera transsylvanica (Orthoptera) metapopulation*. Landscape Ecology, 18, ss. 83–92.

Benedick, S., Hill, J.K., Mustaffa, N., Chey, V.K., Maryati, M., Searle, J.B., Schilthuizen, M. & Hamer, C. (2006). *Impacts of rain forest fragmentation on butterflies in northern Borneo: species richness, turnover and the value of small fragments*. Journal of Applied Ecology, 43, ss. 967-977.

Beninde, J., Veith, M. & Hochkirch, A. (2015). *Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation*. Ecology letters, 18 (6), ss. 581-592.

Bolund, P. & Hunhammar, S. (1999). *Ecosystem services in urban areas*. Ecological economics. 29 (2), ss. 293-301.

- Braaker, S., Obrist, M.K., Ghazoul, J. & Moretti, M. (2017). *Habitat connectivity and local conditions shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs*. *Journal of animal ecology*, 86 (3), ss. 521-531.
- Bruse, M. (2007). *Particle filtering capacity of urban vegetation: A microscale numerical approach*.
- Byrne, L.B. (2006). *Effects of urban habitat types and landscape patterns on ecological variables at the aboveground-belowground interface*. The Pennsylvania State University, The Graduate School, Intercollege Graduate Degree Program in Ecology.
- Byrne, L.B. (2007). *Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology*. *Urban Ecosystems*, 10. ss. 255–274.
- Callaghan, C.T., Bino, G., Major, R.E., Martin, J.M., Lyons, M., Kingsford, R.T. (2019). *Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: insights using continental-scale citizen science data*. *Landscape Ecology*, 34, ss. 1231-1246.
- Carpaneto, G.M., Mazziotta, A., Coletti, G., Luiselli, L. & Audisio, P. (2010). *Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (Osmoderma eremita) in urban parks*. *Journal of insect conservation*, 14, ss. 555–565.
- Carreiro, M.M. & Tripler, C.E. (2005). *Forest remnants along urban-rural gradients: Examining their potential for global change research*. *Ecosystems*, 8, ss. 568–582.
- CBD, *Convention on biological diversity*. (1992).
- Chawla, L. (1999). *Life paths into effective environmental action*. *Journal of Environmental Education*, 31, 15–26.
- Chocholoušková, Z. & Pyšek P. (2003). *Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň*. *Flora*, 198, pp. 366-376.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, P.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Nature*, 387, ss. 253–260.
- Dearborn, D.C. & Kark, S. (2010). *Motivations for Conserving Urban Biodiversity*. *Conservation biology*, 24 (2), ss. 432-440.
- de Jong, J. (2000). *Fladdermössen i landskapet*. Jordbruksverket.
- DeLong, Jr. D.C. (1996). *Defining biodiversity*, *Wildlife Society Bulletin*, 24 (4), ss. 738-749.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, L., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R. R., Shin, Y., Visseren-Hamakers, I., Willis, K. & Zayas, C. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*.

Dolman, P. (1995). *Biodiversity and ethics*. Environmental Science for Environmental Management. Second edition. ss. 119-149.

Eslamifar, S. (2011). *Deadwood in piles or distributed: Does it make any difference to saproxylic beetles?* SLU, Institutionen för ekologi, Uppsala.

Fuller, R.A., Irvine K.N., Devine-Wright P., Warren, P.H. & Gaston, K.J. (2007). *Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity*. Biology Letters, 3, ss. 390–394.

Gago, E.J., Roldan, J., Pacheco-Torres, R. & Ordóñez J. (2013). *The city and urban heat islands: A review of strategies to mitigate adverse effects*. Renewable and sustainable energy reviews, 25, ss. 749-758.

Garden, J.G., Mcalpine, C.A., Possingham, H.P. & Jones, D.N. (2007). *Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: A case study from Brisbane, Australia*. Austral Ecology. 32 (6). ss. 669-685.

Goertzen, D. & Suhling, F. (2013). *Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design*. Journal of Insect Conservation, 17, ss. 399–409.

Gorman M. L. (1979). Island ecology.

Han, X., Burton, O.R., Sternudd, C. & Li, D. (2013). *Public Attitudes about Urban Lawns: Social Opportunities Provided by Urban Lawns in Lund, Sweden*. International academic workshop on social science, ss. 1046-1054.

Heaviside, C., Macintyre, H. & Vardoulakis, S. (2017). *The Urban Heat Island: Implications for Health in a Changing Environment*. Current Environmental Health Reports, 4, ss. 296–305.

Hidding, M.C. & Teunissen, A.T.J. (2002). *Beyond fragmentation: new concepts for urban–rural development*. Landscape and urban planning, 58, ss. 297-308.

Hill, M.J., Biggs, J., Thornhill, I., Briers, R.A., Gledhill, D.G., White, J.C., Wood, P.J. & Hassall, C. (2017). *Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes*. *Global change biology*. 23 (3). ss. 986-999.

Holmberg, M. (2020). *Urban ruderatmark som naturvårdsobjekt*. SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, Alnarp.

Hope, D., Gries, C., Zhu, W. X., Fagan, W.F., Redman, C.L., Grimm, N.B., Nelson A. L., Martin, C. & Kinzig, A. (2003). *Socioeconomics drive urban plant diversity*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 100, pp. 8788-8792.

Howell, A.J. & Passmore, H.A. (2013). *The nature of happiness: Nature affiliation and mental well-being*. *Mental well-being*. Springer. 231-257.

Ikin, K., Le Roux, D.S., Rayner, L., Villaseñor, N.R., Eyles, K., Gibbons, P., Manning, A.D. & Lindenmayer, D.B. (2015). *Key lessons for achieving biodiversity-sensitive cities and towns*. *Ecological Management and Restoration*. 16 (3). ss. 206-214.

Ives, C.D., Lentini, P.E., Threlfall, C.G., Ikin, K., Shanahan, D.F., Garrard, G.E., Bekessy, S.A., Fuller, R.A., Mumaw L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L.E. & Kendal, D. (2015). *Cities are hotspots for threatened species*. *Global Ecology and Biogeography*. 25 (1). ss. 117-126.

Jaworski, T., Plewa, R., Tarwacki, G., Sućko, K., Hilszczański, J. & Horák, J. (2019). *Ecologically similar saproxylic beetles depend on diversified deadwood resources: From habitat requirements to management implications*. *Forest ecology and management*, 449.

Jonsell, M. (2008). *Saproxylic beetles in the park at Drottningholm, Stockholm*. *Entomologisk Tidskrift*, 129 (2), ss. 103-120.

Kearns, C.A. & Oliveras D.M. (2009). *Environmental factors affecting bee diversity in urban and remote grassland plots in Boulder, Colorado*. *Journal of Insect Conservation*, 13, pp. 655-665.

Knapp, S., Haase, D., Klotz, S., Schwarz, N. (2018). *Do Urban Biodiversity and Urban Ecosystem Services Go Hand in Hand, or Do We Just Hope It Is That Easy?* *Urban transformations, Future City*, vol 10., ss. 301-312.

Korhonen, A., Siitonen, J., Kotze, D.J., Immonen, A. & Hamberg, L. (2020). *Stand characteristics and dead wood in urban forests: Potential biodiversity hotspots in managed boreal landscapes*. *Landscape and Urban Planning*, 201.

Kowarik, I. (2011). *Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation*. *Environmental Pollution*, 159, 1974–1983.

Kühn, I., Brandl, R., & Klotz, S. (2004). *The flora of German cities is naturally species rich*. *Evolutionary Ecology Research*, 6, ss. 749–764.

Levander, J. (2009). *Hur kan den biologiska artrikedomen i tätbebyggda områden ökas vid projektering*. SLU, Fakulteten för Landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap, Alnarp.

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. (2013). *New Policies for Old Trees: Averting a Global Crisis in a Keystone Ecological Structure*. *Conservation letters*, 7 (1), ss. 61-69.

Lopucki, R. & Kitowski, I. (2017). *How small cities affect the biodiversity of ground-dwelling mammals and the relevance of this knowledge in planning urban land expansion in terms of urban wildlife*. *Urban Ecosystems*, 20, ss. 933–943.

Macadam, C.R. & Bairner, S.Z. (2012). *Urban Biodiversity: Successes and Challenges: Brownfields: oases of urban biodiversity*. *The Glasgow Naturalist*, 25, (4).

Mace, G.M., Norris K. & Fitter A.H. (2012). *Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship*. *Trends in Biology and Evolution*, 27 (1), ss. 19-26.

Mayer, F.S. & Frantz, C.M. (2004). *The Connectedness to Nature Scale: A measure of individuals' feeling in community with nature*. *Journal of Environmental Psychology*, 24, 503-515.

McGranahan, G., Marcotullio, P., Bai, X., Balk, D., Braga, T., Douglas, I., Elmqvist, T., Rees, W., Satterthwaite, D., Songsore, J. & Zlotnik, H. (2005). *Urban systems*.

McHugh, N., Edmondson, J.L., Gaston, K.J., Leake, J.R. & O'Sullivan, O.S. (2015). *Modeling short-rotation coppice and tree planting for urban carbon management – a citywide analysis*. *Journal of applied ecology*. 52 (5). ss. 1237-1245.

McKinney, M.L. (2008). *Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals*. *Urban Ecosystems*, 11, ss. 161–176.

Müller, J., Büttler, R. (2010). *A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests*. *European Journal of Forest Research*, 129 (6), ss. 981-992.

Navarro-Perez, M. & Tidball, K. (2012). *Challenges of Biodiversity Education: A Review of Education Strategies for Biodiversity Education*. *International electronic journal of environmental education*, 2 (1).

Niemelä, J. (1999). *Ecology and urban planning*. *Biodiversity and conservation*. 8:1. 119-131.

- Niemelä, J., Kotze, D.J. (2009). *Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: a review*. Landscape and Urban Planning, 92, ss. 65-71.
- Nobis, M.P., Jaeger, J.A.G. & Zimmermann, N. E. (2009). *Neophyte species richness at the landscape scale under urban sprawl and climate warming*. Diversity and Distributions, 15, ss. 928-939.
- Novacek, M.J. (2008). *Engaging the public in biodiversity issues*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105, ss. 11571–11578.
- Oliver, T.H. (2016). *How much biodiversity loss is too much?* Science, 353 (6296), ss. 220-221.
- Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., Raffaelli, D., K. Suttle, B., Mace G.M., Martín-López, B., Woodcock, B.A. & Bullock, J.M. (2015). *Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions*. Trends in ecology & evolution, 30 (11), ss. 673-684.
- Owen, M. (2020). *Mulmholkar som livsutrymmen i en fragmenterad värld – En studie kring hur landskapsarkitekter kan arbeta med habitatfläckar i ett urbant landskap*. SLU, Institutionen för stad och land, Uppsala.
- Persson, A.S., Smith, H.G. (2014). *Biologisk mångfald i urbana miljöer – Förutsättningar, fördelar och förvaltning*. Centrum för miljö- och klimatforskning samt Biologiska institutionen, Lunds universitet.
- Prydhodko, L. (2019). *Fladdermöss i parkmiljö och stadsnära natur*. SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, Alnarp.
- Quarles, W. (2019). *Racing Towards Silent Spring*. The pm practitioner, 36.
- Resasco, J., Haddad, N.M., Orrock, J.L., Shoemaker, D., Brudvig, L.A., Damschen, E. I., Tewksbury, J.J. & Levey, D.J. (2014). *Landscape corridors can increase invasion by an exotic species and reduce diversity of native species*. Ecology, 95:8, ss. 2033-2039.
- Robbins, P & Birkenholtz, T. (2003). *Turfgrass revolution: measuring the expansion of the American lawn*. Land use policy, 20 (2), ss. 181-194.
- Russell, R., Guerry, A.D., Balvanera, P., Gould, R.K., Basurto, X., Chan, K. M.A., Klain, S., Levine, J. & Tam, J. (2013). *Annual review of environment and resources*, 38, ss. 473-502.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L. & Julliard, R. (2013). *Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis*. Biological conservation, 157, pp. 285-292.

Singh, N., Singh, S., Mall, R.K. (2020). *Urban ecology - Emerging Patterns and Social-Ecological Systems*. 317-334.

Speight, M.C.D (1989). *Saproxyllic invertebrates and their conservation*. Council of Europe.

Threlfall, C.G., Mata, L., Mackie, J.A., Hahs, A.K., Stork, N.E., Williams, N.S.G. & Livesley S. J. (2017). *Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions*. *Journal of applied ecology*, 54 (6), pp. 1874-1883.

Ulrich, R.S. (1984). *View Through a Window May Influence Recovery from Surgery*. *Science*. 244. ss. 420-421.

Vermonden, K., Leuven, R.S.E.W, van der Velde, G., van Katwijk, M.M., Roelofs, J.G.M. & Hendriks, A.J. (2009). *Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates*. *Biological Conservation*, 142, ss. 1105–1115.

White, M.P., Alcock, I., Wheeler, B. W. & Depledge, M. H. (2013). *Would You Be Happier Living in a Greener Urban Area? A Fixed-Effects Analysis of Panel Data*. *Psychological science*, 24 (6), ss. 920-928.

Wintergerst, J., Kästner, T., Bartel, M., Schmidt, C. & Nuss, M. (2021). *Partial mowing of urban lawns supports higher abundances and diversities of insects*. *Journal of insect conservation*, 25, ss. 797–808.

Yamaguchi, Y., Shimoda, Y. & Mizuno M. (2007). *Transition to a sustainable urban energy system from a long-term perspective: Case study in a Japanese business district*. *Energy and buildings*, 39 (1), ss. 1-12.

Öckinger, E, Dannestam, Å. & Smith, H.G. (2009). *The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity*. *Landscape and urban planning*, 93 (1), 31-37.

Östberg, J. & Stål, Ö. (2015). *Standard för skyddande av träd vid byggnation*. SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, Rapport.

Webbkällor:

National park service. *What is a green roof?*  
<https://www.nps.gov/tps/sustainability/new-technology/green-roofs/define.htm> [04-03-2022]

Boverket (2022). *Olika grupper av ekosystemtjänster*.  
<https://www.boverket.se/sv/byggande/hallbart-byggande-och-forvaltning/ekosystemtjanster/olika-grupper-av-ekosystemtjanster/> [04-03-2022]



Naturhistoriska riksmuseet (2021) *Bygg en mulmholk*.  
<https://www.nrm.se/besokmuseet/motossonline/utinaturen/hjalpnaturen/mulmholk.9008429.html> [04-03-2022]