



# Biologisk mångfald i urbana miljöer förutsättningar, fördelar och förvaltning

CEC SYNTES NR 02 | 2014 | LUNDS UNIVERSITET



# Biologisk mångfald i urbana miljöer

– Förutsättningar, fördelar och förvaltning

Anna S. Persson | Henrik G. Smith

Centrum för miljö- och klimatforskning samt  
Biologiska institutionen  
Lunds universitet



CEC Syntes Nr 02  
Lunds universitet 2014

# BIOLOGISK MÅNGFALD I URBANA MILJÖER

– FÖRUTSÄTTNINGAR, FÖRDELAR OCH FÖRVALTNING

Lunds universitet | Lunds kommun | 2014

Syntesrapporten har bekostats av medel från Lunds universitet och Lunds kommun via Utmaning Hållbart Lund. Den ingår som nr 2 i serien CEC Synteser.

Sök-/nyckelord: biologisk mångfald, ekosystemtjänster, förtätning, stadsbyggnad, urbana grönområden

Citera som:

Persson & Smith 2014. Biologisk mångfald i urbana miljöer – förutsättningar, fördelar och förvaltning. CEC Syntes Nr 02. Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet. ISBN 978-91-981577-2-7

Beställ ifrån:

Centrum för miljö- och klimatforskning

Sölvegatan 37

223 62 Lund

[www.cec.lu.se/kontakt](http://www.cec.lu.se/kontakt)

Omslag foton och layout: Anna S. Persson, Lunds universitet

Utgiven av Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet

ISBN 978-91-981577-2-7

Tryckt i Sverige av Media-Tryck, Lunds universitet

Lund 2014

*Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk. All form av kopiering, översättning eller bearbetning utan medgivande är förbjuden. Innehållet återspeglar inte nödvändigtvis Lunds universitets officiella ståndpunkt.*



# Förord

Denna rapport skrivs på uppdrag av Utmaning hållbart Lund, ett samarbete mellan Lunds universitet och Lunds kommun, och är en del i arbetet för hållbar stadsutveckling i Lund. Rapporten sammanfattar och förklarar teorier och kända samband mellan biologisk mångfald och de, ofta mycket speciella, ”gröna” livsmiljöer som urbana områden innehåller. Den bygger på genomgång av vetenskaplig litteratur med fokus både på teorier kring populations- och samhällsdynamik och utvärderingar av effekten av åtgärder för att gynna biologisk mångfald i urbana miljöer. Dessutom ingår ett urval rapporter från kommuner, regioner och länsstyrelser i underlaget, bl.a. för att belysa hur biologisk mångfald integreras i planering av urbana miljöer. Målet med rapporten är att *a) bidra till förståelse kring hur ekologiska teorier kan användas för att bättre införliva frågor om biologisk mångfald i stadsplanering, samt b) förbättra långsiktigheten (hållbarheten) i planering och åtgärder för urban biologisk mångfald.* Några konkreta exempel på hur teorierna kan omsättas i åtgärder lämpliga för en stad som Lund presenteras.

*Lund 2013-09-09*

Anna S. Persson  
Henrik G. Smith

*Centrum för miljö och klimatforskning, Lunds universitet  
Utmaning hållbart Lund*

# Innehåll

<b>Förord</b>	<b>3</b>
<b>1. Inledning</b>	<b>7</b>
1.1 Urbanisering och bevarad biologisk mångfald	7
1.2 En historisk tillbakablick	8
<b>2. Från biologisk mångfald till ekosystemtjänster</b>	<b>11</b>
2.1. Biologisk mångfald	11
2.2. Vad karaktäriserar urban biologisk mångfald?	11
2.3. Vad är ekosystem, ekosystemprocesser och ekosystemtjänster?	12
2.4. Vad är syftet med att bevara biologisk mångfald?	14
2.5. Ekosystemtjänster i urban miljö	16
<b>3. Vilka processer formar biologisk mångfald – generellt och i stadsmiljö</b>	<b>19</b>
3.1. Lokala processer	19
3.2. Landskapsprocesser	21
3.3. Sammanfattning	26
<b>4. Hur påverkar stadsmiljön den biologiska mångfalden?</b>	<b>27</b>
4.1. Markanvändningshistoria och förlust av naturliga miljöer	27
4.2. Nya typer av gröna miljöer	28
4.3. Ändrad habitatkvalitet och mikroklimat, föroreningar och införda arter	29
4.4. Förlorad miljövariation, förändrad störningsregim och succession	30
4.5. Avsaknad av naturlig vegetation och markegenskaper	32
4.6. Förlust av stora grönområden, fragmentering och minskad konnektivitet	34
4.7. Kompakt eller gles stadsbyggnad; finns generella effekter på biologisk mångfald?	36
4.8. Stadsplanering, organisation och förvaltning	37
4.9. Grönområden och social status	40
4.10. Sammanfattning	41

<b>5. Klimatförändring, urban biologisk mångfald och ekosystemtjänster</b>	<b>43</b>
<b>6. Åtgärder för ökad biologisk mångfald i stadsmiljö</b>	<b>45</b>
6.1. Definiera målsättning, möjliggör uppföljning	45
6.2. Ett vidare perspektiv i tid och rum	45
6.3. Kvalitet och storlek av gröna miljöer	46
6.4. Kontext och konnektivitet	49
6.5. Naturtyper och spontan vegetation	50
6.6. Skräddarsydda lösningar	52
6.7. Planeringsprocessen och projektering	54
6.8. Dynamisk skötsel, fortbildning och information	55
6.9. Sammanfattning	56
<b>7. Identifiera åtgärder som samtidigt gynnar flera ekosystemtjänster</b>	<b>57</b>
<b>8. Sammanfattning och slutsatser</b>	<b>59</b>
<b>9. Litteraturförteckning</b>	<b>61</b>



# 1. Inledning

## 1.1 Urbanisering och bevarad biologisk mångfald

Över hälften av världens befolkning, ca 3,5 miljarder människor, bor idag i städer och antalet förväntas bli dubbelt så stort till år 2050<sup>1</sup>. Urbana och peri-urbana regioner just utanför städerna byggs snabbt ut, vilket leder till att omgivande naturmiljöer och jordbrukslandskap omvandlas till bebyggda förorter, transportleder och stadslandskap. Den urbana ytan ökar fortare än den urbana befolkningen; globalt sett uppskattas att 60 % av den urbana areal som kommer att finnas 2030 ännu inte har bebyggts<sup>1</sup>. I delar av västvärlden finns dock numera en ambition att städer inte skall breda ut sig över produktiv jordbruksmark (t.ex. i Skåne)<sup>2</sup>. Detta leder istället till att kvarvarande naturliga, obebyggda och övergivna miljöer inom städer får stryka på foten till förmån för förtätad bebyggelse och infrastruktur<sup>3,4</sup>. Båda dessa utvecklingslinjer hotar den biologiska mångfalden i urbaniserade regioner<sup>5</sup>.

Förlusten av urban biologisk mångfald utgör ett hot mot ambitionen att bevara biologisk mångfald till kommande generationer<sup>6</sup> på samma sätt som förlusten av mångfalden i jord- och skogsbrukslandskap gör<sup>7,8</sup>. En inte ovanlig uppfattning är att "natur inte behövs i staden eftersom det finns så mycket natur på andra ställen". En relevant motfråga blir då: "Om vi inte ska ha natur i staden, hur stor får då en stad bli?"<sup>9</sup>. Befolkningen i urbaniserade regioner blir allt mer främmande inför naturen och riskerar att förlora kunskap om och uppskattning av naturen och dess processer<sup>10,11</sup>. Förlusten av biologisk mångfald i urbana miljöer kan dessutom påverka ekosystemprocesser negativt och därigenom hota viktiga ekosystemtjänster som befolkningen i urbana regioner är beroende av<sup>5</sup>, inte minst för en god och hälsosam stadsmiljö<sup>12</sup>. Av alla dessa anledningar är det viktigt att förstå de processer som reglerar biologisk mångfald i stadsmiljöer, för att utifrån denna kunskap kunna föreslå och utvärdera åtgärder för att öka kvalitén i stadens gröna områden. Målet bör vara att lämpliga, vetenskapligt välgrundade åtgärder införlivas, som en självklar del, i den regionala och lokala planeringsprocessen samt tillämpas vid projektering och skötsel, även när denna läggs ut på entreprenad<sup>13,14</sup>.

Biologisk mångfald nämns numera ofta när det gäller urban planering, men sällan eller aldrig är syftet med att planera för biologisk mångfald tydligt<sup>15</sup>. Vilken biologisk mångfald skall vi försöka gynna och varför? Denna brist på tydlighet gör det svårt att föreslå effektiva åtgärder och att följa upp och utvärdera om målsättningen uppnåtts. Dessutom utnyttjas sällan den omfattande kunskap från ekologisk forskning kring hur man bäst gynnar biologisk mångfald i produktionslandskap. Här har ett landskapsperspektiv, med fragmentering (uppdelning) och omgivande sammanhang (kontext) som viktiga begrepp, visat sig framgångsrikt<sup>16-18</sup>. Samtidigt bör åtgärder



också ta hänsyn till och anpassas för lokala förutsättningar; historia, habitatkvalitet och stadslandskapets övergripande struktur. Målet bör vara att åtgärder ska leda till självbärande och sammanbundna habitat med populationer som överlever även på sikt och som därför också kräver mindre underhåll. Artrika och dynamiska gröna miljöer kan sannolikt också bättre anpassa sig efter miljöförändringar och därför visa sig vara mer långsiktigt hållbara<sup>19</sup>.

## 1.2 En historisk tillbakablick

I många delar av världen har städer anlagts i områden där den biologiska mångfalden från början varit hög. När städerna sedan vuxit och urbaniserade regioner bildats har detta delvis lagt grunden för dagens konflikter mellan urbanisering och bevarande av biologisk mångfald<sup>20</sup>. Urban biologisk mångfald, som en integrerad del av en god stadsmiljö, har dock under senare år rönt alltmer uppmärksamhet. En kommission tillsatt av mångfaldskonventionens partsmöte, med fokus på att sammanställa information om biologisk mångfald i städer, poängterar både värdet av biologisk mångfald för en god stadsmiljö och det potentiella värdet av stadsmiljön för att bevara en mångfald av arter<sup>1</sup>. Att arbeta med gröna frågor som en del av uthållig stadsutveckling är på väg att bli mer regel än undantag.

Detta sentida ökade fokus på urban biologisk mångfald kan få en att tro att tankar om stadens gröna miljöer som grund för en sund stadsmiljö är en ny företeelse, men den tydliga uppdelning mellan stad och land (eller natur) som denna utveckling gör upp med uppstod snarast först under 1900-talet<sup>21</sup>. Denna uppdelning ledde till att biologer såg staden som icke-natur och i det mesta bortsåg från att studera dess ekologiska processer, medan stadsplanerare i mångt och mycket bortsåg från ekologiska effekter av städernas utformning och innehåll, förutom när det gällde rena parkmiljöer, och istället fokuserade på separata tekniska lösningar på frågor kring vatten, energi, luft, buller och andra miljö- och hälsoaspekter<sup>22</sup>.

Så har dock inte alltid varit fallet. Den italienske arkitekten Alberti, verksam i slutet av 1400-talet, ansåg att städer skulle anpassas till den kringliggande naturmiljön för att undvika att hamna i vägen för ”naturens krafter”, vilka kunde orsaka katastrofer som översvämningar och jordbävningar, samt för att gynna en hälsosam, säker och trevlig stadsmiljö<sup>22</sup>. I 1600-talets London föreslog John Evelyn åtgärder för att motverka svåra föroreningar från de många koleldade industrierna, t.ex. genom att plantera hela kvarter med träd och blommande vegetation för att förbättra luftkvaliteten<sup>22</sup>. Den kraftfulla industrialiseringen och stadstillväxten under 1700- och 1800-talen medförde i många länder stora problem med vatten, sanitet och fattigdom, vilket ledde fram till insikten att städer behövde planeras för att minska hälsoriskerna. Stadsplanering blev då ett verktyg för att förbättra stadsmiljön för dess invånare<sup>21</sup>. I Nordamerika arbetade Fredrick Law Olmsted (en av arkitekterna bakom Central Park i New York) i mitten

av 1800-talet med att förebygga sanitetsproblem och förbättra hälsoaspekter i städer genom restaurering av gröna miljöer och våtmarker i anslutning till dessa<sup>22</sup>. Olmsted ansåg att jämfört med rent tekniska lösningar kunde en åtgärd baserad på naturliga miljöer och processer även tillföra estetiska och rekreativa värden utöver den funktion den skapats för (t.ex. vattenreglering). Därför borde parker och andra gröna miljöer vara en lika självklar del av staden som byggnader, gator och torg, utgöra grunden för all planering och i princip sätta ramarna för stadens expansion<sup>22,23</sup>.

Patrick Geddes (biolog, geograf och sociolog från Skottland) och Lewis Mumford (historiker och filosof från USA), tidiga förespråkare för "grön stadsbyggnad" verksamma i slutet av 1800-talet fram till mitten av 1900-talet, ansåg att den dåtida stadsplaneringens största misstag var att man bortsåg både från kringliggande landskap och natur och de givna ekologiska, geologiska och klimatmässiga förutsättningar<sup>22</sup>. För att förstå stadsutveckling måste man förstå kopplingarna mellan ekologiska och sociala processer. Om man inte tog hänsyn till sådana processer vid planering skulle både natur och kultur i staden degenereras<sup>23</sup>, alltså motsatsen till det vi idag kallar uthållig stadsutveckling. Deras efterföljare, Ian McHarg och Kevin Lynch, var övertygade om att en stad ska ses som en del av det kringliggande landskapet och regionen, och att dess utformning därför bör knyta an till och anpassas efter omgivningens natur- och kulturhistoria. McHarg ansåg att "naturen är sina processer" och att dessa är dynamiska och bara till en viss gräns kan anpassa sig till mänsklig aktivitet; ungefär det vi idag skulle kalla ekosystemprocesser och ekosystemtjänster<sup>22</sup>. Lynch ansåg att en stad genom att knyta an till sin specifika regionala identitet, både i form av naturmiljöer och kultur, kunde ge sina invånare en tydlig "plats-känsla" (eng. "a sense of place") och en känsla av sammanhang, vilket ökar trygghet och trivsel och är en viktig aspekt av hälsa<sup>22</sup>. Genom att naturliga processer lyfts fram och/eller förblir synliga i staden tydliggörs att staden och dess invånare är en del av naturen.

Dagens allt större fokus på generell urban uthållig utveckling, socialt, ekonomiskt och ekologiskt, anknyter snarast till denna äldre tradition. Konventionen om biologisk mångfalds strategiska plan för 2011-2020 erkänner att flertalet problem orsakas av dåligt skötta och skevt fördelade naturresurser och ekosystemprocesser, men ser samtidigt också möjligheter att via arbete med ekosystemprocesser finna lösningar på och hantera flera problem samtidigt<sup>24</sup>. I och med att man börjar kunna mäta eller uppskatta nytta och ekonomiska värden av gröna miljöer och biologisk mångfald har de också fått större tyngd som en del av hållbar stadsbyggnad<sup>25</sup>. Den pågående globala förlusten av naturmiljöer och utrotning av arter, särskilt i odlingslandskapen<sup>7,26</sup>, bidrar dessutom till ett ökat fokus på städer som alternativa miljöer för biologisk mångfald, alltså inte bara nyttan av biologisk mångfald i urbana miljöer för människan utan också värdet av urbana miljöer för biologisk mångfald<sup>1</sup>. Det har också blivit tydligt att arbetet med biologisk mångfald måste ske på flera skalor parallellt, både rent geografisk men också organisatoriskt och i den kommunala planprocessen, från internationella överenskommelser till nationella och regionala mål och lokalt anpassade åtgärder väl förankrade bland stadens invånare<sup>1</sup>.



## 2. Från biologisk mångfald till ekosystemtjänster

### 2.1. Biologisk mångfald

Biologisk mångfald, eller dess synonym *biodiversitet*, innefattar variationen i allt levande. Ett annat uttryck skulle därför kunna vara just *biologisk variation*. Denna variation finns på flera nivåer; från genetisk variation (genetiska skillnader mellan individer och populationer av samma art), över variation mellan arter till variation mellan biotoper (miljötyper) och ekosystem<sup>6</sup>. Man kan också beskriva variation i termer av funktionell diversitet och interaktionsdiversitet, vilket handlar om variation i arters ekologiska funktioner (t.ex. vilka arter blommor en pollinatör pollinerar) och variation i hur organismer inom ett ekosystem interagerar (t.ex. olika vägar för nedbrytning av organiskt material)<sup>26</sup>. Arter är olika känsliga för t.ex. miljöförändringar eller sjukdomar, vilket leder till så kallad responsdiversitet, som är en grundpelare för upprätthållande av ekosystemprocesser och ekologisk resiliens (se nedan), d.v.s. ekologisk hållbarhet, när miljö och klimat förändras.

Urban biologisk mångfald uppmärksammas i ökande omfattning. Förlust av natur opåverkad av människan, liksom ett allt intensivare jord- och skogsbruk, har medfört att den biologiska mångfalden minskat lokalt, regionalt och globalt<sup>7,27-29</sup>. Man talar om att vi befinner oss i utrotandets tidsålder<sup>26</sup>. Dessutom finns nu en ökad insikt om att förlust av urban biologisk mångfald minskar människors välbefinnande genom att hota viktiga ekosystemtjänster<sup>5</sup>. Därför har fokus ökat på att bevara den biologiska mångfald som finns i urbana miljöer.

### 2.2. Vad karaktäriserar urban biologisk mångfald?

Stadsmiljön är i de flesta aspekter kraftigt förändrad jämfört med naturmiljöer och andra människopåverkade miljöer som jordbrukslandskap<sup>20</sup>. Av stadens gröna områden återstår sällan några som är av ursprunglig naturtyp, utom möjligen en före detta jordbruks- eller betesmark som införlivats i staden. I Sverige består dock ofta en relativt hög andel av städerna av skog, i snitt 20 %, som även om den inte är ursprunglig fått utvecklas så att den ofta är av högre kvalitet för biodiversitet jämfört med produktionsskogar<sup>30</sup>. När byggnader och hårdgjord yta ersätter naturmiljöer leder förlust, fragmentering (uppdelning) och förändring av naturliga habitat till förlust av biologisk mångfald. Samtidigt tillkommer unika miljöer som parker, trädgårdar, kolonilotter, vägrenar, gröna tak, öde- och industritomter med sin specifika biologiska

mångfald<sup>20</sup>. Man kan beskriva detta som att den urbana miljön verkar som ett filter som endast släpper igenom arter som klarar av att leva i denna nya miljö. Filtret är mer eller minder genomsläppligt beroende på arternas krav på livsmiljö och förmåga till anpassning. Vissa grupper av organismer kan utnyttja de nya miljöer som skapas och till och med uppvisa en ökad artrikedom i måttligt urbaniserade områden<sup>31-33</sup>, men artsammansättningen skiljer sig oftast från naturmiljöer utanför staden eftersom en stor del av ökningen i artantal, särskilt för växter, består av exotiska (främmande) arter som planterats avsiktlig eller spridit sig spontant<sup>33,34</sup> samt av arter som är väl anpassade för att utnyttja de speciella resurser som människan skapar i stadsmiljöer<sup>32</sup>. Detta leder till att den biologiska mångfalden i städer har större likheter sinsemellan än med den i omgivande naturområden, till och med över och mellan kontinenter<sup>32</sup>. De arter man ser i en stad visar därför just på att man befinner sig i en stad, snarare än på var i landet, eller i världen, staden ligger.

### 2.3. Vad är ekosystem, ekosystemprocesser och ekosystemtjänster?

Ett ekosystem består av den abiotiska (icke-levande) miljön, de organismer (mikroorganismer, svampar, växter och djur) som lever där samt deras inbördes interaktioner och interaktioner med den abiotiska miljön. Dessa interaktioner är grunden för *ekosystemprocesser*, vilka, genom ett ständigt flöde av både organiskt och icke-organiskt material mellan systemets olika delar, upprätthåller och förändrar ekosystemet. Utbyte av syre och koldioxid mellan atmosfären och levande organismer på land och i vatten, påfyllning av grundvatten och nedbrytning av organiskt material är exempel på viktiga ekosystemprocesser<sup>35</sup>.

De arter som finns har olika egenskaper och därför skiljer de sig åt i hur de påverkar, och påverkas av, sin omgivning. Ett ekosystems processer ”utförs” av dess organismer i kombination med fysikaliska processer. Därför kommer dessa processer att vara beroende av egenskaperna hos just de organismer som finns i systemet, alltså den biologiska mångfalden. En hög biologisk mångfald ökar dessutom chansen att en speciellt effektiv art finns i ett ekosystem, samt att det finns flera arter som utnyttjar resurser och påverkar ekosystemprocesser på olika sätt och därmed kompletterar varandras funktion. Därför leder en högre biologisk mångfald oftast till en högre funktionell mångfald, d.v.s. ett ekosystem med en större variation i hur organismer påverkar och bidrar till ekosystemprocesser. Detta innebär potentiellt även ett effektivare resursutnyttjande och upprätthållande av fler värdefulla ekosystemprocesser och funktioner<sup>36</sup>. Biologisk mångfald kan därför ses som en indikator på mångfalden av ingående aktörer, eller organismer, i en ekosystemprocess.

En hög biodiversitet kan bidra till att minska variationen i ekosystemprocesser över tid och rum<sup>36-38</sup> eftersom en hög biodiversitet leder till att ekosystemet har en högre s.k.

responsdiversitet. Responsdiversitet uppstår då olika arter påverkas av och reagerar olika när de utsätts för miljö- och klimatförändringar, sjukdomar, utsläpp, översvämningar och andra påfrestningar (ofta kallat störningar). Detta leder till att ökad mångfald innebär en slags försäkring mot effekterna av störningar<sup>36-38</sup>. En hög biodiversitet kan därför öka förmågan hos ekosystem att behålla sina funktioner efter en störning. Denna förmåga kallas resiliens. Ju fler arter som fanns innan störningen och ju fler platser dessa arter fanns på, desto större är sannolikheten att förlorade funktioner återskapas efter störning, eftersom chansen att individer av åtminstone några arter med de nödvändiga egenskaperna har överlevt eller kan återkolonisera det störda området då är större. Det innebär att ekosystemprocesserna kan vara stabila både trots och tack vare att organismsamhället förändras. En högre biologisk mångfald ökar därmed sannolikheten att ekosystemprocesserna fungerar väl, också över tiden<sup>36,39,40</sup>.

Resonemangen ovan bygger på teoretiska modeller, som testats i experimentella försök. Många studier, dock inte alla, visar att ekosystem med fler arter uppvisar högre (bättre) funktionalitet<sup>36</sup>. Det återstår mycket arbete med att visa när och hur biologisk mångfald i verkliga ekosystem i full skala påverkar ekosystemfunktioner positivt, framförallt när det gäller resiliens. För många ekosystemprocesser är det dock oklart vilken roll just mångfalden av arter har jämfört med betydelsen av den exakta artsammansättningen<sup>36</sup>. Tillräckligt mycket är dock känt från de system där detta undersökts för att den generella trenden med sjunkande biodiversitet och utrotning av arter ska vara mycket oroande<sup>41</sup>. Ett bra exempel på en relativt välstuderad ekosystemprocess är pollinering av grödor. Där har empiriska studier visat att minskande biologisk mångfald bland pollinerande insekter ofta leder till sämre pollinering<sup>42-44</sup>. Man har bl.a. visat att ju fler arter av vilda bin som besöker pollineringsberoende grödor desto bättre blir frösättningen<sup>44</sup>.

De ekosystemprocesser som direkt kan kopplas till nytta för mänskliga samhällen kallas *ekosystemtjänster*. Utefter vilken typ av tjänst de bidrar med till samhället kan de delas upp i följande<sup>35</sup>:

- i) stödjande (t.ex. fotosyntes, näringsämnes-cirkulation),
- ii) försörjande (t.ex. livsmedel, virke, vatten),
- iii) reglerande (t.ex. reglering av vatteninfiltrering, temperatur och klimatreglering, pollinering),
- iv) kulturella tjänster (t.ex. rekreation, kulturhistoriska och estetiska värden).

Mycket fokus har riktats mot reglerande och kulturella tjänster, som reglering av det lokala klimatet eller de estetiska värden som mångfald i parker bidrar med. Dessa tjänster är dock i sin tur beroende av olika stödjande tjänster. Det är därför viktigt att poängtera att ekosystemtjänster i de flesta fall inte existerar isolerade utan är kopplade till andra ekosystemprocesser vars nytta därmed blir mer osynlig, men inte av mindre värde. T.ex. är de ekosystemtjänster som vi människor direkt drar nytta av (mat, rent vatten, virke)

beroende av indirekta ekosystemtjänster (stödjande och reglerande tjänster)<sup>45</sup>. Om man väljer att fokusera på en eller ett par tjänster för att underlätta problemformulering, målsättning och projektering, bör man alltså vara medveten om att även andra processer är inblandade och kan påverka slutresultatet.

Normalt finns det ingen marknad för ekosystemtjänster och de måste därför värderas med indirekta metoder. Dessa metoder är för närvarande omdebatterade och det är svårt att på ett enkelt sätt fånga det fulla värdet av en ekosystemtjänst<sup>46</sup>. Värdet kommer också att spegla samhällets värderingar och sociala struktur<sup>47</sup>. Både värdet av en enskild tjänst och det relativa värdet av olika tjänster kommer därför att förändras över tid, då samhällets behov och preferenser varierar. Även om det är svårt att värdera ekosystemtjänster i ekonomiska termer, kan man synliggöra de värden som vi får genom ekosystemtjänster och därmed exponera konsekvenserna av beslut som påverkar den biologiska mångfalden.

## 2.4. Vad är syftet med att bevara biologisk mångfald?

Trots ett ökat fokus på att bevara urban biologisk mångfald, är syftet med bevarandet ofta otydligt<sup>48</sup>. Att bevara biologisk mångfald kan motiveras på flera olika sätt och det underliggande syftet med bevarandet påverkar vilken typ av mångfald (arter och/eller biotoper) som hamnar i fokus och vilka åtgärder som bör sättas in. Därför är det viktigt att uppmärksamma och fundera kring vilka syften som motiverar bevarandeåtgärder, t.ex. för att kunna identifiera åtgärder som uppfyller flera olika målkriterier<sup>48,49</sup>. Här följer en kort sammanfattning av några vanliga syften med bevarande av biologisk mångfald, både generellt sett och i urbana miljöer.

- i) Ett bevarande av arter av *etiska och moraliska skäl* motiveras av att människan inte har rätt att utrota andra arter och därför bör göra insatser för att säkerställa deras fortlevnad, samt att vi har en moralisk skyldighet inför kommande generationer att använda jordens resurser på ett hållbart sätt<sup>6,50,51</sup>. Detta syfte leder ofta till fokus på allvarligt hotade arter och deras livsmiljöer, t.ex. så kallade rödlistade arter som efter strikta kriterier klassificerats som hotade. Åtgärder kan vara att skapa naturreservat av miljöer där arterna ännu finns kvar, återskapa hotade biotoper (t.ex. våtmarker), upprätthålla historisk hävd (t.ex. slåtter) eller ta fram program för återinplantering, uppfödning och utsättning av individer (t.ex. pilgrimsfalk). Detta motiv för bevarande är dock skalberoende; är t.ex. bevarandeåtgärder i Skåne motiverade om arten finns i livskraftiga populationer på andra platser i Sverige? Bebyggda områden innehåller ibland miljöer som liknar, och i viss mån kan ersätta, naturliga habitat som t.ex. p.g.a. landskapsförändringar orsakade av jord- och skogsbruk idag är mycket ovanliga. Urbana miljöer kan därför i vissa fall fungera som refuger

för arter knutna till sådana miljöer och därför kan även städer innehålla sällsynta och hotade arter<sup>14,20,52</sup>. Exempelvis kan höga byggnader användas istället för klippavsatser av häckande fåglar som pilgrimsfalk (i bl.a. Malmö och Helsingborg) och berguv (i Göteborg, Stockholm och Helsingfors)<sup>53,54</sup> och gamla industritomter och banvallar med en mager jordmån kan hysa sällsynta växter (se nedan).

- ii) Bevarande av arter och miljöer för att säkerställa möjlighet till upplevelser av och anknytning till naturen och dess processer, d.v.s. *kulturella, estetiska och utbildningssyften*. Genom möjligheten att uppleva naturen, både i det stora (vilda naturmiljöer) och i det lilla (fåglarna i parken), skapas uppskattning och förståelse för naturen<sup>10</sup>. Dessutom ökas förståelsen för vikten av bevarande på andra platser i världen<sup>11</sup>. Många människor har inte möjlighet eller traditioner att ta sig utanför staden. Stadens grönområden blir därför den enda natur de kommer i kontakt med och också mycket vanliga arter som tamduvor, koltrastar och maskrosor fyller då en funktion. Så kallad mikroskådning är ett sätt att uppskatta variationen i fågelarter i sin urbana närmiljö.
- iii) För att säkerställa ekosystemtjänster och en *god (stads)miljö*, d.v.s. ofta mer eller mindre direkt mätbara *nyttaspekter*. I stadsmiljö övergår detta ofta till att gälla olika miljö- och hälsoaspekter<sup>12,55</sup>, men också skydd av egendom<sup>1</sup>. Fokus blir då att genom att t.ex. öka mängden grönytor och dess biologiska mångfald också öka nyttan i form av levererade ekosystemtjänster, t.ex. luftrening, bullerdämpning, vatten- och temperaturreglering, men också möjlighet till fysisk rekreation. Förutsatt att kunskap finns om kopplingen mellan biodiversitet och ekosystemtjänster, kan vi välja att skapa grönytor som innehåller och/eller gynnar vissa funktionella grupper av organismer, t.ex. växter som tål innerstadsluft och ger skugga, våtmarksvegetation för vattenrening eller miljöer för pollinerande insekter.
- iv) För att försäkra oss om *framtida ekosystemtjänster* även under klimatförändring<sup>56</sup>. Arters egenskaper skiljer sig åt och därför påverkas de på olika sätt och i olika utsträckning av miljöförändringar. Enligt *försäkringshypotesen* leder en ökad variation i biologisk mångfald till högre sannolikhet för tillräckliga ekosystemtjänster, även när den fysiska miljön förändras, t.ex. orsakat av klimat- och landskapsförändringar<sup>37,57</sup>. Vi kan också bevara biologisk mångfald för att hålla framtida handlingsvägar öppna; mångfalden har alltså ett *optionsvärde*<sup>41</sup>.

Vilken typ av mångfald som hamnar i fokus, och vilka åtgärder som sätts in, beror alltså delvis på det underliggande syftet med att bevara eller öka biologisk mångfald. Till exempel kan ett område med låg biologisk mångfald vara värt att skydda om det bidrar



till mångfalden på en större skala genom att vara unikt, medan syftet med åtgärder för att gynna ekosystemtjänster kan vara att öka mångfalden av t.ex. pollinerare lokalt. För att åtgärderna ska lyckas, och dessutom vara möjliga att utvärdera, är det viktigt att ha syftet bakom och målet med åtgärderna klart för sig redan innan de planeras. Om syftena är tydliga och flera, kan man dessutom enklare hitta åtgärder som leder till synergier eller som gynnar flera syften samtidigt (se avsnitt 7).

## 2.5. Ekosystemtjänster i urban miljö

Flera studier har identifierat och sammanfattat de ekosystemtjänster från grönområden som är särskilt viktiga i urbana miljöer<sup>12,58–60</sup>. I de flesta fall rör det sig om tjänster som påverkar hälsoaspekter i staden (luftkvalitet, lufttemperatur, buller, fysiskt och mental rekreation), men också kommuntekniska frågor (dagvattenhantering, temperaturregulering i byggnader), stadsodling (markkvalitet, pollinering, naturlig skadedjursbekämpning), global klimatpåverkan (koldioxidupptag, biobränsleproduktion) samt arkitektoniska och estetiska komponenter. Dessutom framstår stadsmiljöns förmåga till framtida anpassning till ett föränderligt klimat som särskilt viktig<sup>56,57</sup>. Det finns överväldigande

### Box 1.

Pollinering är en viktig ekosystemtjänst som dessutom har ett högt ekonomiskt värde och är lätt för allmänheten att förstå. Pollinering utförs framför allt av insekter som humlor, solitära bin och honungsbin. Blomflugor och fjärilar bidrar också i mindre utsträckning. Ur ett hållbarhetsperspektiv, och med dokumenterade minskningar av pollinerande insekter i produktionslandskap i åtanke, är åtgärder för att gynna dessa i stadsmiljöer ett viktigt steg mot att säkra fungerande ekosystemtjänster i urbana miljöer. Det finns en stor potential för en rik fauna av pollinerare i urbana miljöer. Kolonimråden och trädgårdar är redan gynnsamma miljöer. I takt med att stadsodlingen ökar kan dock pollinerare vara önskvärda också i andra delar av städerna. Detta kan ske genom att utöka och anpassa grönområden, skapa blommande miljöer och sänka intensiteten i skötsel för att skapa fler naturliga boplatser. Valet av växter bör anpassas efter insekternas behov av en mångfald av inhemska arter och en lång blomningssäsong<sup>154</sup>.



Odlingslotter i sydvästra Lund, nära Höje å (t.v.) och hushumla (*Bombus hypnorum*) på äppelblomma (t.h.). Foto: A. S. Persson.

bevis för att icke bebyggda områden i form av gröna, blåa (vatten) och bruna (ruderat) miljöer bidrar till sådana tjänster. Ökad biodiversitet leder till långsiktig uthållighet och ökar den inneboende anpassningsförmågan i naturområden och medföljande ekosystemprocesser och -tjänster. Fokus på att gynna biodiversitet i sig kan alltså ses som lika viktigt som att fokusera på en viss ekosystemtjänst. Dessutom kan man peka på synergistiska effekter mellan åtgärder för biodiversitet och flera olika ekosystemtjänster (se avsnitt 7 samt Box 1 och 2 för exempel).

Eftersom människor uppger att de uppskattar och mår bra av biodiversitet och naturliga miljöer i sin närhet<sup>59</sup>, kan man dessutom se (urban) biodiversitet som en underliggande tjänst i sig<sup>61</sup>, vilket kan motivera ett arbete för generellt ökad biodiversitet i staden.

### Box 2.

Restaurering av naturområden kan fungera som ett verktyg för social upprustning, integration och utbildning, samtidigt som man arbetar för ökad biologisk mångfald och viktiga ekosystemtjänster som vattenreglering i urbana miljöer. Ett sådant exempel är Rio Salado i Phoenix, Arizona, USA<sup>155</sup>. Floden Rio Salado löpte tidigare genom staden, men i början av 1900-talet dämades den upp för att kontrollera vattenflödet och säkra vattentillgång för staden. Detta resulterade i att flodfåran torkade upp och längs denna "överblivna mark" anlades istället industrier, soptippar och bostadsområden med låg social status. Genom programmet "Rio Salado habitat restoration" har nu delar av den gamla flodfåran åter vattenfylts och på det som tidigare var en soptipp har angränsande våtmarker återskapats, tillsammans med andra typiska miljöer för området så som ökenvegetation. Som en del i projektet finns också utbildningsprogram för barn, med fokus på stadsnära natur (urban wildlife) och området innefattar flera vandringsleder.

Det finns även svenska exempel på hur man kan arbeta med stadsnära natur i kombination med utbildning. I Kristianstads vattenrike, ett UNESCO biosfärområde, arbetar man t.ex. med både traditionell naturvård, publik verksamhet riktad till flera olika målgrupper samt samarbetar med kommunens naturskola<sup>156</sup>.



T.v., barn deltar i World Wide Water Day, en dag med utbildning om vattenfrågor i anknäring till Rio Salado (foto: City of Phoenix). T.h., skolelever håvar efter sötvattensorganismer vid utemuseet Kanalhuset i Kristianstad (foto: S-E. Magnusson).

Vilka områden är det som kan leverera dessa tjänster? Traditionellt ingår kommunalt och statligt ägda grönområden i kommunens grönplaner. På senare år har dock flera studier pekat på potentialen i att också ta hänsyn till värdet av privata trädgårdar, koloniområden, golfbanor och andra grönområden som ägs och sköts av privatpersoner eller företag<sup>62,63</sup>. Detta skulle kunna leda till en mer komplett bild och förståelse av de ekologiska processer som pågår i urbana miljöer (se avsnitt 3), och även öka möjligheterna att planera för en sammanhängande hållbar urban grönstruktur.

# 3. Vilka processer formar biologisk mångfald – generellt och i stadsmiljö

För att kunna öka och förvalta biologisk mångfald och medföljande ekosystemtjänster krävs en grundläggande förståelse av de processer som påverkar artsammansättning och möjliggör populationers fortlevnad. Inom ekologisk forskning har man i sökandet efter sådan förståelse formulerat ett antal teorier som beskriver och förklarar sådana processer. Traditionellt har ekologer främst intresserat sig för processer i naturliga miljöer, men teorierna är användbara också i människopåverkade områden som jordbrukslandskap och stadsmiljö<sup>57</sup>. Biologisk mångfald och artsammansättning i ett område beror av både lokala och regionala/landskapsfaktorer, d.v.s. både hur den lokala miljön är utformad och i vilken typ av landskap denna ligger. Lokalt kan t.ex. jordmån, latitud, mikroklimat och typ av skötsel påverka mångfalden, samtidigt som denna effekt kan modifieras av regionala faktorer, så som hur väl sammanbundet området är med liknande områden i omgivningen (s.k. konnektivitet) och kvalitet på omgivande miljö (s.k. matrix)<sup>64</sup>. Teorier om urban ekologisk mångfald har utvecklats från ett koncept där man studerade variationen i mångfald från starkt urbaniserade områden i den centrala tätorten till mer lantliga områden i stadens utkanter, till att istället undersöka de mångfacetterade effekterna av lokala och landskapsfaktorer på biologisk mångfald. Här följer en kort sammanfattning av ekologiska teorier som kan bidra till förståelse av de processer som formar och bibehåller urban biodiversitet.

## 3.1. Lokala processer

Konceptet *ekologisk nisch* beskriver de resurser som individer av en viss art behöver för sin överlevnad, liksom den påverkan arten i sin tur har på omgivningen. Nischteorin bygger på att arter kan samexistera så länge de inte utnyttjar exakt samma resurser. Ju större variation det finns i möjliga livsmiljöer inom en lokal (dvs. ju fler tillgängliga nischer det finns), desto fler arter kan samexistera<sup>65</sup>. Miljövariation och biodiversitet är därför positivt korrelerade. Konceptet *habitat* (även kallat livsmiljöområde) är närbesläktat med nisch, men istället för artens resurskrav beskriver habitat en miljö där arten kan existera. Habitat är därför artspecifika, vilket gör att en miljö som för människan ser homogen ut (t.ex. en urban park eller gräsmatta) kan innehålla flera olika habitat, vilka kan vara rumsligt åtskilda eller överlappa<sup>66</sup>. Studier av bl.a. skalbaggar, fjärilar och pollinerande insekter har visat att lokal habitatkvalitet ofta är avgörande för hur stor den biologiska mångfalden är i städer<sup>67,68</sup>.

Vissa arter fungerar som *nyckelarter* i ett ekosystem genom att de har ett oproportionerligt stort inflytande på hur den lokala miljön utformas, t.ex. genom påverkan på habitatets struktur eller på ekosystemprocesser. Därmed påverkar nyckelarter hur värdefull miljön är även för andra organismer<sup>69</sup>. I städer handlar detta sannolikt mest om växter som ger struktur till gröna miljöer, som t.ex. val av trädarter för parker.

Ett *områdes storlek* påverkar hur många individer och arter det kommer att innehålla. Ett större område kan erbjuda mer resurser och en större variation av miljöer. Därför tillkommer fler arter ju större ett naturområde är (eng. "species-area relationship")<sup>70</sup>. En större areal och en mer cirkulär form på ett naturområde innebär också att andelen av området som bildar kant mot en annan typ av miljö blir mindre, och därigenom minskar kanteffekten (eng. "edge effect"<sup>64</sup>, avsnitt 8). Detta påverkar vilka arter som kan överleva i området eftersom det finns arter som kräver ett större sammanhängande område av den centrala habitattypen (ofta skogsarter) medan andra trivs i övergången mellan olika habitat. I stadsmiljöer med många mindre grönområden domineras grönstrukturen av kantzoner. Dessa kantzoner utsätts bland annat för en högre grad av störning från t.ex. trafik, vind och slitage, vilket påverkar vilka arter som kan överleva där. Genom att skapa eller bevara större naturområden minskar man kanteffekterna och kan då öppna för kolonisering också av mer "krävande" arter. Vad som betecknas som kantzon varierar beroende på vilken art som är i fokus. Dessutom är skarpa övergångar mellan habitat och "icke-habitat" i många fall en artefakt av hur vi som människor uppfattar, definierar och illustrerar miljöer<sup>66</sup>.

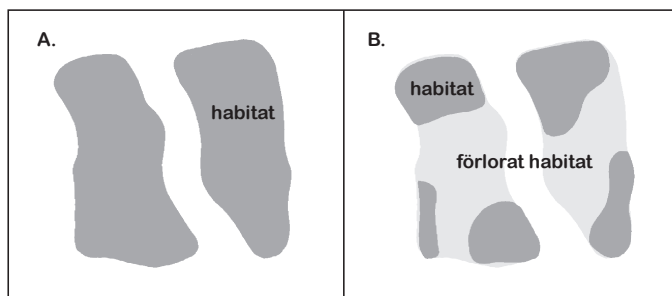
*Störning* av naturmiljöer leder till förändring av habitatet och påverkar därför de organismer som lever där. Störning i urbana habitat kan vara naturlig (storm och vindfällan, skyfall, jordskred, betande djur) eller orsakad av människan (besprutning eller läckage av gifter, gräsklippning). Hypotesen om intermediär störning (eng. "intermediate disturbance hypothesis") och modellen över störningsheterogenitet (eng. "disturbance heterogeneity model") säger att artrikedomen inom ett område kommer att maximeras vid "lagom" mycket störning och vid spatial variation i störningen<sup>33,65,71</sup> (men se även<sup>72</sup>). Orsaken är att ingen art då kommer att hinna konkurrera ut övriga, eftersom miljön vid någon tidpunkt kommer att förändras till det sämre för den dominerande arten, och istället gynna andra arter. Om störningen dessutom varierar rumsligt finns alltid miljöer med olika grad av störning tillgängliga, vilket leder till varierande identitet på dominerade art, och därför större antal arter inom hela området. I de flesta odlingslandskap dominerar antropogena (mänskligt orsakade) störningar (i form av jord- och skogsbruksmetoder) och har gjort så under mycket lång tid, dock i varierande intensitet. I stadsmiljö är konceptet synnerligen relevant, eftersom t.ex. parkskötsel kan leda till regelbundna störningar av olika grad.

Man kan också betrakta effekten av störning utifrån teorierna om *succession*; en störning slår ut organismer i hela eller delar av habitatet, och därefter koloniserar först sådana arter som har lätt att sprida sig, har en snabb populationstillväxt och är relativt tåliga

för miljöstörningar (t.ex. arter som trivs i öppna miljöer som kalhyggen). Först senare koloniserar arter med sämre spridningsförmåga, långsam populationstillväxt och mer specifika krav på habitatkvalitet, t.ex. behov av skugga från höga träd<sup>65</sup>. Miljöer som ofta utsätts för störningar kommer därför att domineras av arter av den första typen, vilka ofta är arter som är mycket vanliga i antropogena miljöer inklusive städer och ibland t.o.m. räknas som ogräs<sup>16</sup>.

## 3.2. Landskapsprocesser

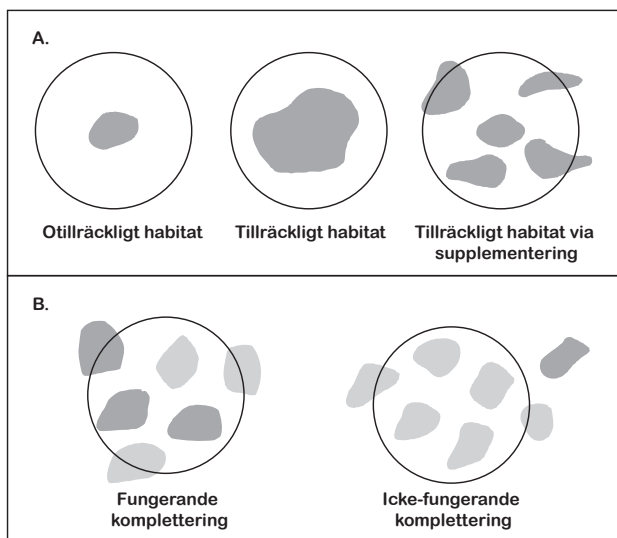
Inom *landskapsekologi* lyfter man blicken och sätter varje enskilt habitat (livsmiljöområde) i ett rumsligt sammanhang. Populationer i enskilda habitat anses vara beroende av landskapsammansättning (kontext), dvs. av andra kringliggande habitat och omgivande miljö. Man arbetar med att förstå ekologiska processer som verkar över större skalor än inom enskilda habitat. Hur stort ett landskap är beror på vilken organism som studeras och dess förmåga att röra sig och använda omgivande resurser. Generellt är dock ett landskap större än ett enskilt revir (en individs hemområde) men mindre än artens utbredningsområde<sup>73</sup>. För oss människor är det givetvis lättare att föreställa oss ett landskap utifrån vårt eget perspektiv, den så kallade "männsliga skalan". Tillsammans med att vi ofta visualiserar landskap genom kartor påverkar detta vår förmåga att förstå och tillgodose andra arters behov av rumsligt separerade resurser i människopåverkade landskap. Ett landskap definieras som en mosaik av olika miljöer inom ett avgränsat område och kan beskrivas utifrån två faktorer; *innehåll*, dvs. hur mycket av olika habitattyper landskapet innehåller (t.ex. andel skog, våtmark, gräsmark, hårdgjord yta), och *struktur*, dvs. hur de ingående habitaterna är placerade sinsemellan (t.ex. få stora områden av varje habitat eller uppdelade i flera mindre områden). Förändringar i landskapet kan alltså påverka organismer på två sätt; dels via kvantitativa och kvalitativa förändringar av ett visst habitat och dels genom den förändring i landskapsstruktur som förlust och förändring av habitat leder till<sup>64,73</sup> (figur 1).



**Figur 1.** Habitatförlust och fragmentering. A. Ett schematiskt landskap bestående av två stora sammanhängande habitat för en tänkt art. B. Samma landskap efter att delar av habitatet försvunnit eller försämrats i kvalitet så att det inte längre möter artens krav på livsmiljö. Förändringen har lett till både förlust och fragmentering av habitatet. Figur: A.S. Persson.

Ner till en nivå på 10-30 % av habitat inom ett landskap är det främst effekten av minskad area som påverkar populationsdynamik och fortlevnad, därefter dominerar effekter av struktur och konfiguration<sup>66</sup>. 10-30% kan därför betraktas som ett tröskelvärde under vilket effekter av konnektivitet (se nedan) blir synliga<sup>82</sup>. För att exemplifiera kan man tänka sig att överlevnaden av gräsmarksberoende arter i ett landskap med 50 % gräsmark främst påverkas av ändringar av andelen gräsmark i det omgivande landskapet. Om det däremot bara finns runt 10 % av gräsmark i landskapet är det snarare den rumsliga fördelningen av gräsmark som påverkar överlevnaden av arter.

Landskapskontext kan ha betydelse för arters fortlevnad i ett område därför att den direkt påverkar artens resursutnyttjande. För att ett landskap ska kunna försörja en population av en viss art krävs att alla nödvändiga resurser finns inom räckhåll och i tillräcklig mängd för just den arten. När tillräcklig area av en arts primära habitat inte finns inom ett sammanhängande område kan resursen ibland tillgodoses genom att flera mindre områden inom landskapet utnyttjas (figur 2).



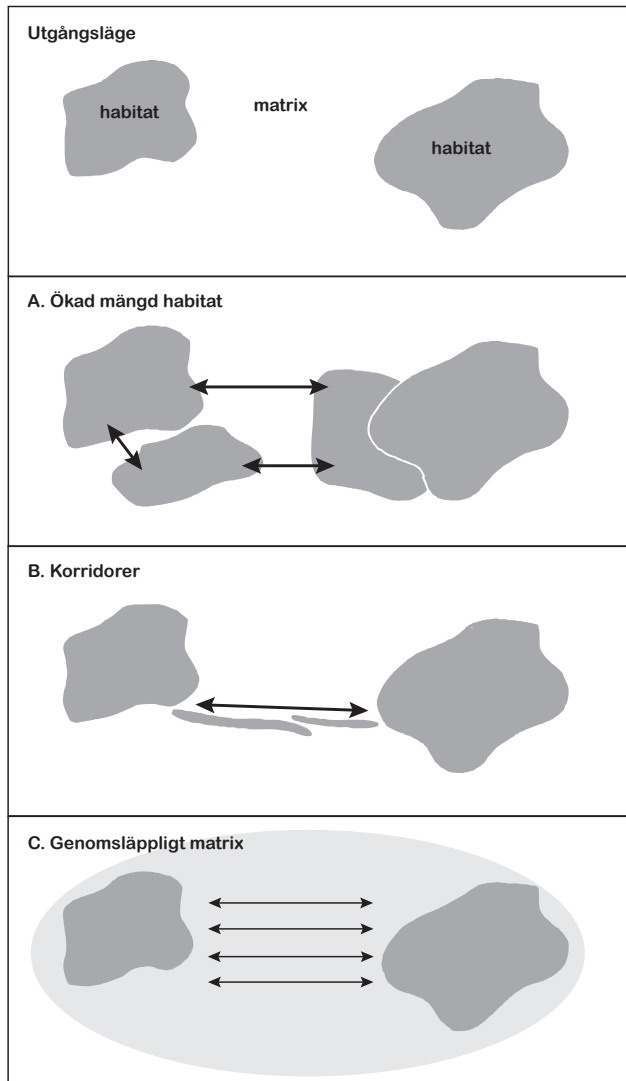
**Figur 2.** Landskapskontext. A. Supplementering: De mörka områdena symboliserar lämpliga habitat för en tänkt art. Cirkeln visar artens förmåga att röra sig för att utnyttja resurser i landskapet. Tillräcklig mängd habitat och därmed resurser för överlevnad och reproduction kan utgöras av ett större eller flera mindre områden inom cirkeln. B. Komplettering: Två habitattyper med olika resurser (ljusa resp. mörka områden) krävs för artens fortlevnad i området. Endast i den vänstra situationen uppfylls detta behov inom ett rimligt avstånd. I det högra fallet kan arten därför inte fortleva inom cirkeln. Figur A.S. Persson

Detta kallas landskapstillägg (eng. "landscape supplementation") och är beroende av att en individ kan nå alla delområden för att tillgodogöra sig de resurser som behövs för överlevnad och reproduktion<sup>73</sup>. I mosaikartade landskap som urbana områden och odlingslandskap måste resurser ofta hämtas från flera olika typer av miljöer. Miljöerna inom landskapet kompletterar därför varandra och möjliggör på så sätt fortlevnaden av en population. Detta kan kallas landskapskomplettering (eng. "landscape complementation")<sup>73,74</sup>. Till exempel behöver häckande småfåglar (tättingar) inom ett område på någon kvadratkilometer både boplatser och en miljö rik på föda (frön och/eller insekter) samt med skydd från rovdjur. För humlor behövs inom ett flygavstånd på ca 500 meter både boplatser och rikligt med blommande växter från vår till sensommar. Rovfåglar rör sig däremot över större områden och kan då utnyttja staden och dess tillgång på t.ex. duvor och småfåglar som föda även om de har sin boplatser i ett område med lägre grad av störning<sup>75</sup>. Just landskapstillägg och -komplettering är sannolikt mycket viktigt i urbana miljöer, där varje grönområde i sig är litet till ytan och resurserna begränsade, men där variationen i habitattyp och kvalitet mellan områden kan vara avsevärd<sup>74</sup>.

Landskapskontext kan också påverka arters fortlevnad eftersom den påverkar processer som utrotning och återkolonisation. Populationer i mosaikartade, fragmenterade landskap är alltså ofta beroende både av totala arealen av olika habitat, deras inbördes placering (konfiguration) och graden av konnektivitet (ung. anknytning) dem emellan. Konnektivitet mellan två habitat är, liksom definitionen av habitat, artspecifik och beror både på avståndet i sig samt hur svårt det är för olika arter att förflytta sig. Det är t.ex. stor skillnad på spridningsförmågan hos en fågel och en marklevande skalbagge och det är olika svårt att ta sig fram genom gräs, över asfalt eller i luften<sup>64</sup>. Man kan också tala om landskapskonnektivitet, och menar då den generella graden av rumslig anknytning mellan habitat av samma typ inom landskapet. Det finns tre sätt att öka konnektivitet inom ett nätverk av habitat; att öka mängden habitat, att skapa gröna korridorer mellan habitat samt att göra omgivningen (matrix; se nedan) generellt lättare för organismer att ta sig igenom (figur 3).

Matrix är den del av landskapet som inte är lämpligt habitat för en organism men som den ändå ibland kommer i kontakt med och måste ta sig igenom. I en stad är det oftast hårdgjorda ytor, bebyggelse och "fattiga" grönstrukturer där viktiga resurser saknas för flertalet arter. Enkelheten i att förstå och använda korridor-konceptet gör att man ofta fokuserar på detta som metod för att gynna och bevara biologisk mångfald. De få studier av korridorer som finns visar dock på varierande resultat<sup>76,77</sup>, samt att naturliga korridorer fungerar bättre än anlagda<sup>78</sup>. Det har därför föreslagits att mängd och kvalitet av habitat, snarare än konnektivitet i sig, är det som reglerar artrikedomen och abundansen av organismer generellt<sup>79</sup> och i urbana miljöer<sup>67,80</sup>.

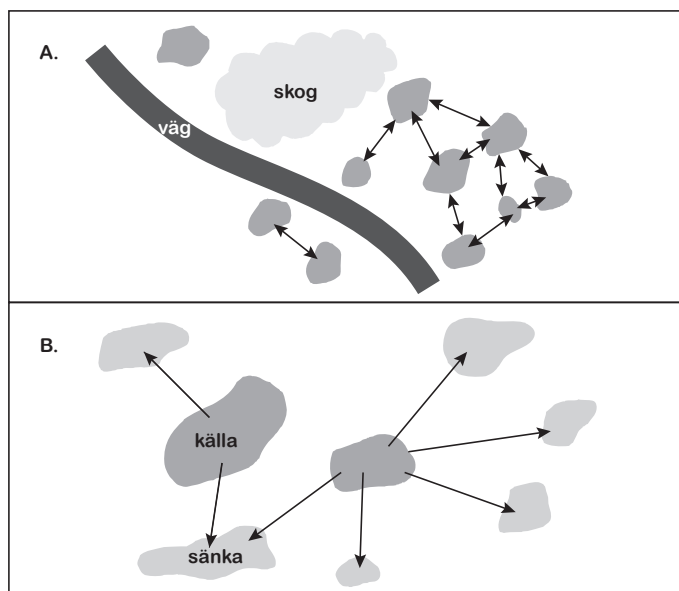




**Figur 3.** Olika vägar att öka konnektivitet mellan habitat (mörkgrå ytor) för en tänkt art. A. Att öka mängden habitat i området leder till ökad konnektivitet då avståndet till närmsta lämpliga habitat minskar. B. Att bevara eller skapa korridorer kan leda till att individer av arten använder dessa för att förflytta sig mellan större habitat. C. Att göra omgivningen, matrix, lättare för arten att ta sig igenom kan leda till att utbytet av individer mellan habitaterna, alltså konnektiviteten, ökar. Figur: A.S. Persson.

Beroende på vilken rumslig skala man använder kan man i princip se alla habitat som öar i ett hav av matrix. I stadsmiljöer och i odlingslandskapet är detta särskilt tydligt eftersom skogsdungar, gräsmarker och andra gröna miljöer separeras från varandra av bebyggelse och infrastruktur respektive av åkermark. I vissa fall finns ett större naturområde i

närheten och kan då utgöra en källa varifrån individer av olika arter kan ta sig till de små gröna öarna i stads- eller odlingslandskapet. Enligt teorin om ö-biogeografi (eng. "island-biogeography") påverkas "öarnas" artrikedom både av öns storlek och av avståndet till "fastlandet" eftersom sannolikheten för spridning av individer från fastlandet till ön minskar med ökat avstånd<sup>70,81</sup>. Denna teori belyser vikten av att bevara närliggande naturområden som kan fungera som källor för spridning av individer och arter till omgivande, mindre grönområden.



**Figur 4.** A. En metapopulation bestående av ett nätverk av 7 stycken subpopulationer, sammanbundna genom spridning av individer mellan de grå habitaten. Det finns ytterligare tre (sub) populationer som dock är isolerade p.g.a. en skog och en väg. För dessa områden är utdöenderisken därför högre jämfört med den större metapopulationen. B. Källa-sänka dynamik. En art kan använda två typer av habitat, men bara det ena (mörkgrå) är av tillräckligt hög kvalitet för att antalet födda individer ska överstiga antalet som dör ett givet år. Dessa områden är därför källor, vars överskott av individer flyttar till det ljusa habitatet och därigenom upprätthåller populationerna i sänkor (ljusgrå). Figur: A.S. Persson.

Ett annat sätt att beskriva hur öar av natur- eller grönområden binds samman genom spridning av organismer är metapopulationsteori<sup>82</sup>. Enligt denna teori sker inte bara enkelriktad spridning av individer från "fastland" till "öar", utan spridning kan ske mellan sub-populationer i samtliga habitat (figur 4a).

Det är i detta fall just spridning mellan delarna som håller den totala populationen levande, eftersom varje enskild delpopulation kan dö ut vid något tillfälle. Utdöende kan t.ex. orsakas av negativa miljöförändringar eller helt enkelt bero på slumpmässig variation. Sannolikheten att den totala populationen ska överleva ökar när spridningen

och antalet områden inom nätverket ökar. Teorin har visat sig kunna förutsäga förekomst av en fjärilsart i ett nätverk av små gräsmarker på Åland<sup>82</sup>. Med tanke på den extrema fragmenteringen av urbana gröna miljöer är det sannolikt att likande system existerar även i städer, förutsatt att organismerna klarar att förflytta sig mellan de gröna fragmenten<sup>107</sup>.

Ett extremfall av metapopulationsteori kallas källa-sänka-dynamik (eng. "source-sink dynamics",<sup>83</sup> figur 4b). Den uppkommer när habitatet i systemet skiljer i kvalitet och vissa miljöer är så dåliga att populationerna där inte kan föröka sig i samma takt som de dör och därför skulle dö ut med tiden. Andra miljöer i systemet är istället av hög kvalitet och producerar ett överskott av individer som sprider sig till områden av låg kvalitet, vilket leder till ökad populationstäthet i dessa områden. Om området av hög kvalitet skulle försämrats eller försvinna kan populationer därför minska kraftigt eller dö ut i andra områden, trots att dessa fortfarande är intakta. Denna teori pekar på vikten av att känna till och beakta kvalitetsskillnader i olika grönområden, så att man inte av misstag tar bort ett område som är källa för individer till alla kringliggande områden. För städer kan sådana källor både finnas inom och utanför staden, i det kringliggande landskapet<sup>84</sup>. I extrema fall kan områden av låg kvalitet bli s.k. ekologiska fällor (eng. "ecological traps")<sup>85</sup>. Detta kan till exempel ske när ett område av låg kvalitet ändå uppfattas som varande av hög kvalitet och därför drar till sig organismer från kringliggande områden. Spridning in till dessa områden kan då dränera populationer i andra områden. Det kan t.ex. ske om ett område erbjuder resurser och boplatser och därför lockar till etablering, men visar sig ha hög bopredation som förhindrar tillräcklig reproduktion.

Teorierna ovan tar bara hänsyn till en art åt gången, men kan översättas till att gälla hela samhällen av arter och kallas då metasamhällsteori (eng. "metacommunity theory"). Inom metasamhällsteori tas hänsyn till både lokala och landskapsprocesser som påverkar biodiversitet i ekologiska samhällen<sup>86</sup>.

### 3.3. Sammanfattning

Ekologiska processer som verkar lokalt pekar på vikten av att upprätthålla stora sammanhängande habitat med variation i miljö, hög miljö kvalitet samt att begränsa kanteffekter för att öka lokal biodiversitet. Landskapsekologiska teorier kompletterar denna syn med insikter om vikten av att se och sköta naturområden som delar i en mosaik av habitat, alternativt som delar av ett nätverk, där organismer är beroende av mer än ett område för sin överlevnad och reproduktion och där spridning av individer emellan delarna är a och o för att artrikedomen ska bevaras över tid i det totala nätverket. Att skapa och bevara konnektivitet mellan områden (både via habitatens placering, korridorer och ett grönare matrix) är därför kritiskt, liksom att identifiera och skydda områden av hög kvalitet (källor) som kan bidra med individer till kringliggande områden.

## 4. Hur påverkar stadsmiljön den biologiska mångfalden?

För att en individ av en viss art ska kunna existera i en urban miljö måste dess ekologiska nisch vara tillgänglig, trots en ofta ”artificiell” miljö och stadens alla störningar. Om arten dessutom ska kunna fortleva över tid måste de processer som styr dess naturliga populationsdynamik (se ovan) fungera också i staden. Jämfört med naturmiljöer är urbana gröna miljöer förhållandevis små till ytan, av lägre kvalitet och utsätts för en högre frekvens och annan typ av störningar. Den urbana miljön har dessutom ett annat mikroklimat än naturmiljöer; staden är varmare och en stor del av regnvattnet leds undan istället för att infiltreras eller avdunsta, öka luftfuktigheten och kyla av markytan<sup>14</sup>. Organismerna i staden och dess närhet påverkas av allt detta, men hur och i vilken utsträckning beror på vilka egenskaper de har och vad som styr deras populationsdynamik<sup>33</sup>. Det är dock en förenkling att tro att urbanisering enbart betyder att miljöer blir sämre för organismer; processerna är betydligt mer komplicerade än så när nya tidigare okända habitattyper skapas<sup>87</sup>. Här följer en kort genomgång av hur organismer kan påverkas av miljöfaktorer typiska för urbana områden.

### 4.1. Markanvändningshistoria och förlust av naturliga miljöer

I stadsmiljö, liksom i landskap präglade av jord- och skogsbruk, minskar andelen naturliga och halvnaturliga miljöer ständigt. Med dem försvinner också associerade arter, av vilka många var vanliga i 1700- och 1800-talens lågintensivt brukade landskap, men som nu tas upp på listor över hotade arter<sup>20</sup>. En del av stadens grönområden består dock fortfarande av halvnaturliga miljöer med en lång historia av mänsklig påverkan. De kan ha varit skötta skogar, ångar eller betesmarker som inkorporerats i staden när denna vuxit. Gärdet och Djurgården i Stockholm användes till exempel under lång tid som betesmark respektive skog för hovets jakt. Oftast förändras användning och skötsel av sådana områden när de införlivas med staden, vilket påverkar både fysikaliska och biologiska miljöfaktorer. Beroende på miljökrav och anpassningsförmåga kommer de arter som tidigare fanns där antingen att leva kvar eller dö ut, om inte nya individer kan kolonisera området och etablera sig. En del individer är långlivade (t.ex. perenna örter och träd). Därför ser man inte en förändring i artsammansättning förrän efter lång tid. Då kan en avsaknad av nyrekrytering bli tydlig och man säger att området har en ”utrotningsskuld” att betala av<sup>88-90</sup>. En ökad andel naturlig vegetation i staden minskar dock utrotningsskulden av växter och därför också det förväntade antalet utrotningar i området framöver<sup>89</sup>. På samma sätt leder en högre andel naturlig vegetation till att fler inhemska fågelarter överlever i stadsmiljöer<sup>75</sup>.

Förlust av inhemska växtarter i urbana områden kan delvis förklaras av historiska förändringar i markanvändning och urbanisering<sup>89</sup>. Den inhemska flora som idag finns kvar i städer etablerade före 1600-talet, i regioner sedan länge påverkade av jordbruk, skiljer sig därför från florans i yngre städer inbäddade i mindre människopåverkade landskap. Arter som finns kvar i gamla städer i jordbruksregioner är framförallt sådana vars ekologi möjliggör överlevnad i kraftigt människopåverkade miljöer<sup>89</sup>. Även arter beroende av vissa, numera historiska, processer har försvunnit från städer. Som exempel kan nämnas att förekomsten av gråsparvar i städer minskade drastiskt i och med att man slutade använda hästar som transportmedel, eftersom en viktig födokälla för sparvarna varit de frön som fanns i hästarnas foder och spillning<sup>91</sup>.

## 4.2. Nya typer av gröna miljöer

Samtidigt som naturlika miljöer försvinner i städer tillkommer andra typer av miljöer. Nyanlagda grönområden kommer endast att innehålla de marklevande (mikro)organismer som finns kvar i marken eller följer med jorden vid anläggandet samt den vegetation som planteras. Därefter tillkommer arter (både mikroorganismer, växter och djur) som kan sprida sig till området från miljöer både inom och utanför staden<sup>52</sup>.

En annan typ av nya miljöer är ruderatmarker, vilka kan vara icke hårdgjorda ytor kring industritomter, hamnområden, järnvägsbankar och övergivna tomter både i centrum och utkanten av städer<sup>20</sup>. Dessa marker är ofta näringsfattiga, vilket i sig är ovanligt i dagens stadsmiljö och kulturlandskap, och innehåller dessutom solexponerade blottor av sand och grus. Miljöerna karaktäriseras också av en hög grad av störning från tidigare markbearbetning och byggnation och slitage från fordon, vilket tillsammans med den låga näringshalten i marken hindrar igenväxning och bildande av en tätare grässvål<sup>92</sup>. Ruderatmarker kan härberga ovanliga arter av framför allt värmeälskande växter och insekter, annars karaktäristiska för sällsynta miljöer som rasbranter, älvstränder, näringsfattiga gräsmarker och sandstäpp. Vid inventeringar i Malmö rapporterades t.ex. fler arter av dagfjärilar i ruderatmiljöer än man fann i parker<sup>84</sup>. Ruderatmarker kan därför delvis vara en ersättning för förlorade eller ovanliga, artrika habitat och värda att skydda<sup>20</sup>, något som banverket uppmärksammat i en rapport om naturvärden i och kring banvallar<sup>92</sup>. Transporter har dessutom lett till att exotiska arter sedan länge etablerats i just hamnområden och spridits längs banvallar<sup>92</sup>. Ofta är det dock ruderatmark som tas i anspråk för nybyggnation och förtätning av staden.

Om marken är mer näringsrik och fuktig eller då störningen upphör kommer en annan typ av miljö att dominera, karaktäriserad av högt gräs och örter samt så småningom vindspridda träd av arter som snabbt etablerar sig<sup>67,93</sup>. Denna typ av miljö utgör en tidig fas i successionen och bidrar oftast inte med ovanliga eller hotade arter, men kan ändå vara av värde för vanliga stadsnära arter vilka ofta just är knutna till miljöer i tidig succession<sup>20,31</sup> (se avsnitt 4.4).

### 4.3. Ändrad habitatkvalitet och mikroklimat, föroreningar och införda arter

Jämfört med naturmiljöer består den urbana floran av en högre andel torktåliga arter. Detta på grund av den snabbare vattenavrinningen via hårdgjorda ytor och ofta grunda jordlager, en generell högre temperatur (eng. ”urban heat island”) samt nästan total förlust av våtmarker och associerade arter<sup>20,84</sup>. Dessutom dominerar arter som gynnas av höga näringshalter p.g.a. förlust av näringsfattiga gräsmarker och hög näringstillförsel till resterande miljöer, både via gödsling och kvävenedfall<sup>20</sup>. Förhöjda halter av föroreningar påverkar biodiversiteten genom att gynna arter som har förmåga att tolerera dessa, medan känsligare arter missgynnas. Ur ett evolutionärt perspektiv kan arter komma att utveckla nya anpassningar till stadsmiljöns miljöbelastningar, t.ex. tolerans mot tungmetaller<sup>20</sup>.

Stadens varmare och torrare mikroklimat leder till att trädgårdsväxter och andra exotiska arter har lättare att etablera sig i staden jämfört med på landsbygd eller naturmiljöer. I snitt består drygt 40 % av artrikedomen i urbana parker världen över av exotiska arter och högst är andelen bland växter<sup>34</sup>. I Sverige finner vi vanliga trädgårdsväxter som när de sprider sig utanför planteringar orsakar kraftiga förändringar av miljön och därmed förlust av andra arter. Sådana invasiva arter är t.ex. vresros, parkslide, jättebalsamin, kanadensiskt gullris och lupin<sup>94</sup> (figur 5).

Grönstråk som knyter samman stadens grönområden med naturmiljöer utanför staden riskerar därför att underlätta spridningen av exotiska och invasiva arter även utanför staden, vilket är ytterligare en anledning att undvika exotiska arter i stadsmiljöer och ersätta dessa med lokalt anpassade miljöer och arter. Sannolikt är situationen när det gäller invaderande exotiska organismer i städer inte stabil, utan vi upplever en ”invasionskredit” där många organismer ännu inte hunnit nå den utbredning deras förmåga till anpassning medger<sup>87</sup>. Det bör också poängteras att införda växter, som idag inte sprider sig utanför planteringar och därför inte anses vara ett problem, mycket väl kan göra så i framtiden allt eftersom klimatet förändrats<sup>95</sup>. På samma sätt kan djur och mikroorganismer som, till exempel, följer med i jord vid handel med växter komma att etablera och sprida sig. Vi kan därför komma att få fler problemarter av typen spansk skogssnigel. Ändrad nederbörds mängd, förhöjda vintertemperaturer och längre torrperioder kan göra miljön mer gynnsam för införda arter från sydligare breddgrader som då kan bli ett problem, både i urbana och naturmiljöer. Detta har redan skett i Storbritannien där *Rhododendron ponticum* spridit sig spontant från planteringar till hedar, ljungvegetation och björkskog i Skottland och Wales och anses hota den naturliga floran i dessa miljöer. Eftersom knoppar och blad är giftiga för inhemska insekter och andra djur så är möjligheterna att naturligt kontrollera invasionen få; att låta boskap beta av plantor är till exempel inte möjligt<sup>96</sup>.



**Figur 5.** Lupin, en exotisk och invasiv art, vid odlingslotter nära reningsverket, Höje å, Lund.  
Foto: A.S. Persson.

#### 4.4. Förlorad miljövariation, förändrad störningsregim och succession

Urbana gröna miljöer utsätts ofta för en högre frekvens och annan typ av störningar jämfört med naturmiljöer. Exempel på störningar i urbana miljöer är slitage från rekreation och intensiv skötsel som gräsklippning, bortforslande av löv, röjning av buskage och sly, konstgödning och olika former av ogräsbekämpning. En stor andel av habitaterna befinner sig därför i ett tidigt successionsstadium eller har en störd succession (se avsnitt 3.1). Det senare innebär att något stadium i succession saknas, t.ex. miljöer med ständigt klippt gräs samt några få gamla träd men där det saknas nyetablering av träd och buskage<sup>97</sup>, figur 6.

Detta leder generellt sett till låg habitatvariation inom gröna miljöer och därmed också lägre associerad biodiversitet dominerad av arter som snabbt kan sprida sig och som har hög tolerans mot störningar<sup>20</sup>. Till exempel uppvisade traditionellt skötta parker i Malmö lägre artrikedom av fjärilar än både ruderatmarker och grönområden med mindre intensiv skötsel<sup>84</sup>. Samma trend finner man i jordbrukslandskapen där kraftigt förenklade landskap med låg variation av både miljötyper och strukturer kopplats samman med en drastiskt minskad biologisk mångfald<sup>98</sup>. Obesprutade kantzoner och vägrenar kring åkrar kan dock tillföra variation och bidra till att i viss mån upprätthålla mångfalden i landskapen<sup>99</sup>. Studier från Paris har visat på liknande effekter i stadsmiljö, där miljöanpassad skötsel av små grönområden resulterade i högre artrikedom av fåglar



**Figur 6.** Gamla träd omgivna av ständigt kortklippt gräs och asfalt vid Polhemskolan, Lund. Foto: A.S. Persson.

och pollinerande insekter<sup>68</sup> samt av växter i gräsmattor<sup>100</sup>. Antalet växtarter påverkades positivt om de klipptes mer sällan, inte utsattes för konstgödning eller bekämpningsmedel och om slitage från besökare begränsades. Sådana åtgärder lämpar sig inte för alla stadsmiljöer, men skulle sannolikt kunna tillämpas i betydligt fler områden eller i delar av större grönområden. Ytterligare en negativ effekt av intensiv skötsel kan vara att förnyring av träd och buskar hindras. En studie om urbana skogsområden i Sverige visade att sådana skogar ofta innehåller en hög andel gamla lövträd som är värdefulla för biologisk mångfald, men att återväxten är dålig p.g.a. alltför intensiv röjning av ungträd<sup>30</sup>.

Leddjur (framförallt insekter), grod- och kräldjur samt däggdjur påverkas nästan uteslutande negativt av ökad grad av urbanisering och de flesta studier visar minskande antal arter av dessa grupper när man rör sig längs en gradient av urbaniseringsgrad, det vill säga från omgivande landskap och mot centrum av en allt tätare stad. Dessutom finner man i högre grad arter som är habitatgeneralister och har få specifika krav på sin livsmiljö<sup>5</sup>. Fåglar och växter uppvisar å andra sidan i flera fall högst abundans och artrikedom i stadens utkanter; områden som kan karaktäriseras av intermediär störning (se ovan). Detta indikerar att områden med låg täthet av bebyggelse och lågintensiv skötsel av grönområden kan ha en högre artrikedom av växter och fåglar än både naturområden på landsbygden och centrala urbana miljöer. En stor del av ökningen i biodiversitet består dock av opportunistiska, störningståliga och därför redan mycket vanliga arter som gynnas av miljöer i ständig förändring, samt ett tillskott av exotiska och synantropa (stads- och människoanpassade) arter<sup>31,33,101</sup>. Dessutom gynnas frätande



arter, samtidigt som insektsätande arter missgynnas då deras föda minskar med ökad grad av urbanisering<sup>75</sup>.

Enligt en studie av fåglar i Seattle, USA<sup>31</sup>, kan man förstå hur sammansättningen påverkas av urbanisering genom att tänka sig tre grupper av arter: (i) ursprungliga arter, framförallt knutna till naturskog som kraftigt missgynnas i små, fragmenterade habitat med hög störningsgrad och vegetation i tidig succession, (ii) arter som är väl anpassade för att snabbt kolonisera öppna, störda habitat, och som därför är typiska för miljöer i tidig succession, (iii) arter helt knutna till människan och urbana/peri-urbana miljöer, så kallade synantropa arter, som är specialister på att utnyttja människoskapade resurser. Baserat på denna uppdelning kan man konstatera att grupp (i) främst består av relativt sällsynta, ibland skyddsvärda arter som undviker människopåverkade områden. Arter i grupp (ii) är oftast inte hotade utan kan klara eller t.o.m. gynnas av vissa störningar i miljön. Därför koloniserar de snabbt förorter och villaområden och tillhör den "vanliga" biologiska mångfalden som vi möter i vår vardag. I grupp (iii) finns arter som frodas i (inner)stadsmiljöer, nära människor och som därför kan upplevas som problem (t.ex. duvor, råttor, maskrosor). Dessutom tillkommer i denna grupp förvildade, införda arter (t.ex. trädgårdsväxter) som kan överleva i stadens varma och torra mikroklimat.

I staden gynnas alltså generellt sett störningståliga, ofta vanliga arter, karaktäristiska för miljöer i tidig succession och som ibland också anses vara ogräs eller skadedjur. Eftersom samma sak också sker i intensivt brukade produktionslandskap är vi antagligen generellt sett på väg mot en värld fylld av "ogräs", på engelska kallat "a weedy world"<sup>16</sup>.

## 4.5. Avsaknad av naturlig vegetation och markegenskaper

Många urbana gröna miljöer, både offentliga och privata, har planterats med exotiska eller förädlade trädgårdsväxter av perenna örter, träd och buskar, vilka därför ofta dominerar vegetationen i städer<sup>52,102</sup>. Stora partier av lågväxande, krypande buskar och perenner används ofta som marktäckare för att förhindra att annan vegetation etablerar sig. Även där inhemska arter ofta används, t.ex. bland gatuträd, är variationen låg både vad det gäller arter och ålder. Det är faktiskt inte ovanligt att en stor del av stadsträden består av individer från samma klon och alltså är av exakt samma genetiska material<sup>102</sup> och därmed lika känsliga för miljöpåfrestningar och sjukdomar. Det finns alltså försvinnande lite variation i vegetationen, och naturliga habitat som gräsmarker, skogsdungar och våtmarker är mycket sällsynta<sup>20</sup>. Detta påverkar i sin tur vilken fauna (djur) som söker sig till grönområden och som kan överleva där<sup>52</sup>. Restaurering av urban vegetation och markkvalitet (grunden för vegetation) till mer naturliga tillstånd är sannolikt en förutsättning för etablering av inhemska och för regionen naturliga och rik fauna. Inhemska vegetation har till exempel en positiv effekt på mångfalden av fågelarter i urbana miljöer<sup>75</sup>. Träd tillför tredimensionell struktur till grönområden och har en positiv inverkan på mikroklimatet, t.ex. via vindskydd och skugga. Ju större och

äldre träden är, desto mer variationsrik och komplex blir deras struktur och innehåll, till exempel i form av håligheter och död ved, vilket leder till en ökad associerad biodiversitet<sup>103</sup> (figur 7).



**Figur 7.** Gamal pil med håligheter vid Höje Å i Lund. Foto A.S. Persson.

Sådana gamla träd drar till sig fåglar som där finner föda och naturliga boplatser. Många trädarter producerar dessutom pollen, nektar, frukter och frön som blir föda för allt från blomflugor och humlor till gnagare och fåglar. I jämförelse med dagens svenska produktionsskogar kan urbana skogsområden erbjuda en miljö med högre potential för biologisk mångfald, bl.a. eftersom dessa innehåller en högre andel lövträd, bärande träd och äldre träd<sup>30</sup>. Även i och kring andra bebyggda miljöer kan man finna enstaka mycket gamla träd och arter som lever i eller av dessa, t.ex. mer än 100 år gamla parkmiljöer som bevarats i städer och kring slott och herrgårdar<sup>97,104</sup>. Vegetationen är sannolikt den enda biodiversitet vi människor i någon större grad kan kontrollera<sup>52</sup>, och lämpar sig därför som grundmaterial i arbetet för biologisk mångfald i urbana miljöer.

Urbana jordar är kraftigt påverkade av föroreningar från trafik, industri, dagvatten, bekämpningsmedel och konstgödning, vilket leder till förhöjda halter av gifter, kväve, fosfor och försurning med utlakning av tungmetaller som följd<sup>25,105</sup>. Detta påverkar viktiga marklevande organismer som svampar negativt. Svampar bidrar till att upprätthålla gynnsamma markegenskaper för vegetationen, både genom nedbrytning av organiskt material och via symbios med växter i det som kallas mykorrhiza. Svampar utgör dessutom föda för marklevande djur. Både mångfald, abundans och balans mellan funktionella grupper av svamp, saprofytiska (nedbrytande) och mykorrhizabildande, rubbas i urbana system<sup>105</sup>. Detta kan i sin tur försvaga den associerade inhemska vegetationen och leda till att exotiska eller invasiva arter har lättare att etablera sig i urbana system. Även plantering av exotiska växtarter kan påverka balansen mellan olika associerade svampar<sup>106</sup> och därigenom potentiellt ändra markens egenskaper och förstärka problemen för den naturliga vegetationen. Svampar sprids på flera olika sätt beroende på art: t.ex. med vind, marklevande insekter eller högre djur. Detta gör att fragmentering och minskad konnektivitet mellan grönområden, som är negativt för många djurarter, också påverkar diversitet av svampar negativt<sup>105</sup>. Kolonisering och etablering av svampar i nyanlagda grönområden är därför inte garanterad.

## 4.6. Förlust av stora grönområden, fragmentering och minskad konnektivitet

Urbana grönområden är ofta mycket små jämfört med naturliga miljöer och har en tydlig gräns till omgivande bebyggelse. Detta leder till att en stor del av varje område bildar kantzoner mot bebyggd miljö. Eftersom kantzoner karaktäriseras av högre grad av störning än de inre delarna gynnas störningståligen arter på bekostnad av arter som kräver mer av orörd natur. Sannolikheten att exotiska arter ska etablera sig i naturområden ökar också när andelen kantzoner ökar<sup>20</sup>. Även om den totala ytan av ett grönområde borde vara tillräcklig för en viss arts fortlevnad, kan alltså det faktum att bara en mindre del är opåverkad av angränsande bebyggd miljö hindra arten från att leva där. Små områden innehåller generellt sett också färre arter än stora områden (se avsnitt 3.1) och tillsammans med en låg miljövariation, leder detta till att lokal diversitet (s.k. alfa-diversitet) ofta är låg i urbana grönområden. Dock finns generellt en relativt hög miljövariation mellan dessa små områden, vilket leder till skillnad i artsammansättning mellan lokala områden, dvs. en högre regional diversitet (beta-diversitet)<sup>33,84,107</sup>. Det som håller uppe beta-diversitet är alltså skillnad i miljö och skötsel mellan individuella gröna fragment. En ytterligare likriktning av habitattyp och skötsel leder därför, tillsammans med den höga graden av störning som urbana grönområden utsätts för, till en allt mer likartad mångfald<sup>33</sup>.

Små habitat med begränsade resurser kan dock härbärgera fler arter om intilliggande områden kan användas för att komplettera resurser, dvs. om organismer kan använda sig av så kallat landskapstillägg och komplettering (se avsnitt 3.2, figur 2). I sådana fall kan

flera områden tillsammans innehålla fler arter, jämfört med om man adderade de arter som förekommer i varje isolerat område. Om avstånd och placering av grönområden däremot hindrar organismer från att röra sig mellan olika områden omöjliggörs detta och den biologiska mångfalden i systemet minskar. Detta gäller särskilt nyanlagda och relativt unga områden som ännu inte utvecklat någon högre habitatdiversitet och därför är beroende av att andra områden kan bidra med kritiska resurser. Äldre och större områden med hög miljövariation är inte lika beroende av att vara sammanbundna med andra grönområden för bibehållen biodiversitet<sup>34</sup>. Å andra sidan är sådana områden en källa till etablering av arter i nyare områden och konnektivitet mellan nya och äldre områden är därför viktiga av den anledningen.

Den urbana gröna miljön är ofta kraftigt fragmenterad (små områden separerade av bebyggd miljö), vilket gynnar mobila arter som klarar att förflytta sig mellan fragmenten och utnyttja resurserna där, medan arter med begränsad mobilitet missgynnas. Detta leder till att urban biodiversitet i högre grad består av rörliga arter med större förmåga till spridning, jämfört med den i mer naturliga miljöer<sup>20</sup>. En ökad grad av konnektivitet mellan gröna miljöer möjliggör därför ökad biodiversitet, då fler arter klarar av att förflytta sig mellan, och utnyttja, de enskilda habitaterna. Detta har bl.a. visats för fjärilar i urbana grönområden, vilka uppvisade högre artrikedom ju fler grönområden som fanns i omgivningen<sup>84</sup>. Liknande resultat har visats för växter<sup>108</sup> respektive fåglar<sup>80</sup>, då sannolikheten att en viss art fanns i grönområden ökade med arean av kringliggande lämpliga områden. Utan tillräcklig konnektivitet mellan grönområden hindras även populationer med metapopulationsdynamik från att fortleva i staden. Sådana populationer är beroende av att individer ständigt flyttar mellan olika områden och på det sättet återkoloniserar områden när en art försvunnit därifrån. Om inte detta sker i tillräckligt hög grad kommer den totala populationen så småningom att dö ut<sup>82</sup>. Låg eller obefintlig konnektivitet hindrar dessutom spridning av organismer från större artrika källområden inom eller utanför staden in till mindre grönområden vilket ytterligare minskar den potentiella artrikedomen i staden<sup>109</sup>.

En studie från Stockholm med fokus på habitat för groddjur visade att förutsättningen för reproduktion och fortlevnad minskat kraftigt, trots att andelen lämpliga våtmarker endast minskat något de senaste 50 åren. Anledningen var att angränsade miljöer, matrix, blivit allt svårare att ta sig igenom på väg till och från övervintrings- och parningsplatser, bl.a. på grund av utbyggand av vägnätet och högre trafikintensitet<sup>110</sup>. Det behöver därför inte vara en förändring i själva habitatet som påverkar fortlevnad av arter, utan försämrade kvalitet i det matrix som omger dessa habitat kan också ha stor effekt.

## 4.7. Kompakt eller gles stadsbyggnad; finns generella effekter på biologisk mångfald?

En pågående debatt rör om man bör bygga en gles eller en tät stad och hur de två alternativen påverkar markanvändning, grönområden, tillgänglighet och stadsmässighet<sup>2,9,111,112</sup>. Man har dessutom börjat undersöka om det finns generella effekter på biologisk mångfald av formen för stadsbyggnad<sup>113</sup>. Genom att bygga tätt kan man undvika att ta värdefull kringliggande jordbruks- och naturmark i anspråk, men ökar samtidigt potentiellt den negativa miljöpåverkan inom stadens bebyggda delar. Intuitivt föreställer man sig gärna att en glesare stad lämnar mer plats för grönyta och därför orsakar en lägre miljöpåverkan, en högre biologisk mångfald samt bättre fungerande ekosystemtjänster. Men detta är inte givet<sup>112</sup>. När man i vetenskapliga studier undersökt effekten av olika grad av kompakt stadsbyggande på artrikedomen av fåglar har man tvärtom funnit att den mest kompakta staden har minst påverkan på mångfalden, särskilt när det gäller mindre vanliga arter knutna till naturmiljöer och skog<sup>101,114</sup>. Orsaken är att man genom att bygga tätt kan minska den yta som påverkas av mänsklig aktivitet och därigenom dess negativa påverkan på stadsnära biodiversitet. Detta förutsätter dock att större sammanhängande områden av naturlig miljö, både inom och angränsande till tätorten, sparas och sköts för att behålla sin inhemska flora och fauna<sup>13</sup>. Förtätningen sker alltså på redan befintlig kvartersmark samt genom att varje byggnad/bostad får tillgång till mindre av egen tomt eller trädgård. Att nagga grönområden i kanten för byggnation är inte det som här åsyftas med förtätning, utan istället en tydlig uppdelning mellan bebyggelse och tätortens natur<sup>101</sup>. En potentiellt negativ effekt av kompakt stadsbyggnad är att varje hushåll erhåller mindre egen tomtmark, vilket kan leda till minskad kontakt mellan invånare och den ”vardagsnatur” de möter i sin trädgård eller bakgård<sup>101</sup>. Detta kan dock (delvis) motverkas genom att delar av offentliga grönområdena görs mer tillgängliga för rekreation och öppnas upp för t.ex. skolaktiviteter, genom tillgång till kollektiva stadsodlingsområden och kolonilotter eller genom att engagera närboende i restaurering och skötsel av urbana grönområden (se Box 1 och 2 för exempel).

I den glesa staden sparas istället mer obebyggd mark (grönyta) mellan byggnader vilket leder till att mer mark, fler ödetomter och en större andel av både större och mindre grönområden tas i anspråk för byggnader och bostäder. Eftersom grönområden i en gles stad ofta är små till ytan och ligger i nära kontakt med bebyggelse är deras biodiversitet låg och domineras av mycket vanliga arter som inte bidrar till ökad biodiversitet i någon större utsträckning. Fenomenet att städer breder ut sig i form av nybyggda industri- och villaområden i stadens utkanter kallas på engelska ”urban sprawl” och är den tätortsform som anses mest negativ för biologisk mångfald. Detta eftersom stora arealer mark inkorporeras i staden och bebyggs och den glesa bebyggelsen leder till att ytan som kommer i kontakt med antropogena (mänskliga) störningar ökar dramatiskt. Därmed ökar också andelen störningståliga arter knutna till människan samt exotiska arter från planteringar och trädgårdar<sup>101,114</sup>.

En diskussion förs för närvarande om den potentiella konflikten mellan matproduktion och bevarande. Den går bl.a. under namnet ”land-sparing vs. land-sharing”, och innebär kortfattat att man konstrasterar bevarandeåtgärder inom jordbrukslandskapet (t.ex. ekologiskt jordbruk) med åtgärder isolerade från detsamma (t.ex. naturreservat)<sup>115,116</sup>. Medan vissa hävdar att det mest effektiva sättet att bevara arter är att odla så intensivt som möjligt för att kunna spara områden som reservat, hävdar andra att bevarande av biologisk mångfald i produktionslandskapet har ett värde i sig. I en urban kontext skulle ”sparing” kunna motsvara att bygga tätt och utan små gröna strukturer, för att istället bevara eller skapa större grönområden<sup>113</sup>. Det senare rekommenderas som ett sätt att maximera biologisk mångfald av fåglar<sup>101,114</sup>. Som kontrast skulle ”sharing” kunna motsvara en grönare stad med mer miljövänlig skötsel av hela stadsmiljön. ”Sharing” skulle kunna ge upphov till ett grönare matrix och, åtminstone teoretiskt sett, öka konnektiviteten mellan grönområden. Urban ”sharing” skulle, som tidigare nämnts, dessutom kunna gynna invånarnas närhet till och upplevelse av natur i sin närmiljö. När det gäller urban biodiversitet kan därför valet av generell typ av stadsbyggnad delvis baseras på syftet med urban biodiversitet; vilka ekosystemtjänster och miljöhälsoaspekter vill man dra nytta av och vilka värdefulla, hotade och/eller karaktärsarter vill man gynna och bevara?

## 4.8. Stadsplanering, organisation och förvaltning

Flera rapporter påpekar risken av att planering för urban biodiversitet stannar vid just planering<sup>13,97,117</sup>. De av Sveriges Riksdag antagna Miljömålen inkluderar bl.a. målet ”God bebyggd miljö” vilket lyder:

*”Städer, tätorter och annan bebyggd miljö ska utgöra en god och hälsosam livsmiljö samt medverka till en god regional och global miljö. Natur- och kulturvärden ska tas till vara och utvecklas. Byggnader och anläggningar ska lokaliseras och utformas på ett miljömässigt sätt och så att en långsiktig god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas”*

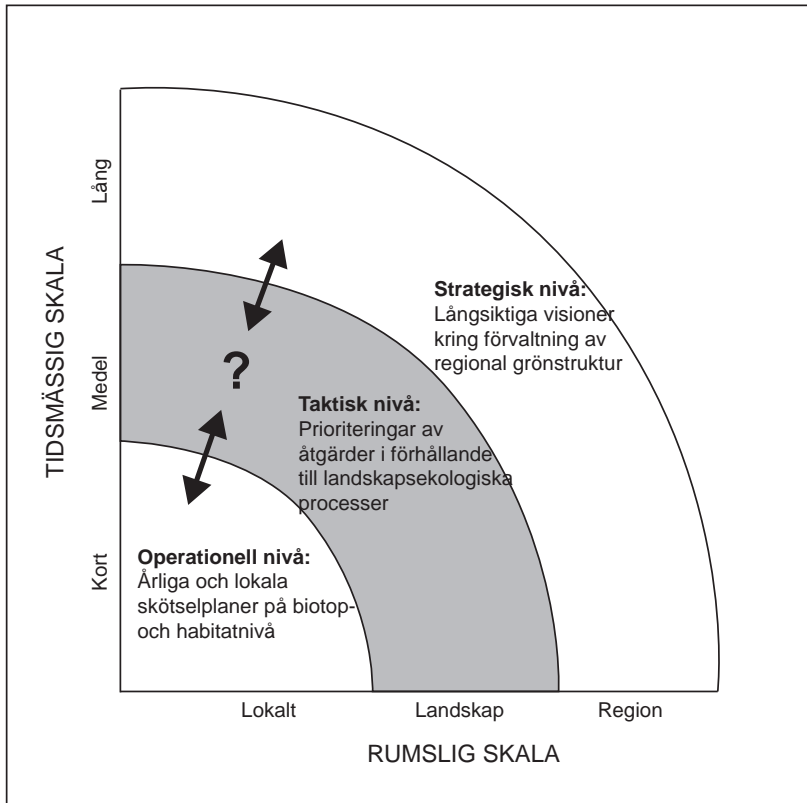
Den enda indikatorn för om detta mål följs är för närvarande om kommunerna har antagit en grönplan. Krav på innehållet i grönplanen specificeras däremot inte<sup>9</sup>. En aldrig så ambitiös grönplan har dock inte nödvändigtvis någon positiv effekt på biodiversitet om den inte också kan överföras till detaljplanenivå<sup>118</sup> och man därigenom kan säkerställa att förvaltning, projektering och anläggning tar hänsyn till och skyddar naturvärden på och kring tomten. Ofta sköts planering, projektering och skötsel av olika avdelningar inom kommunen och/eller av privata aktörer. Man riskerar därmed att koppling och uppföljning mellan dessa delar blir svag eller obefintlig. Avsaknad av en relevant skötselplan, samt budget för densamma kan också hindra en lyckad tillämpning av en grönplan. Oförmåga att utvärdera åtgärder och skötsel, och när

så behövs förändra dessa, nämns ofta som vanliga misstag vilka leder till att ”gröna” satsningar i stadsmiljö inte lyckas nå utlovat resultat.

En studie om svenska kommuners planarbete för urban biodiversitet i Sveriges sex största städer visade på brister i kunskapsunderlag, metodologiska och tekniska verktyg samt möjlighet till uppföljning av föreslagna planer och åtgärder<sup>119</sup>. Genom analyser av intervjuer med anställda på planavdelningarna visade man att under arbetet med att ta fram en kommunal grönplan, som bl.a. skulle skydda och stärka biodiversitet i kommunen, använde man sig nästan inte alls av forskning inom området. Istället lutade man sig främst mot sin lokala Agenda 21, nationella lagar och policy-dokument. Grönplanens fokus låg på grönområden för rekreation och folkhälsa, medan fokus på värdet av grönområden för biodiversitet var ovanligt. Man ansåg sig dock ändå arbeta för hållbar stadsutveckling (via Agenda 21). Man påtalade också kunskapsluckor gällande värdet av olika typer av gröna miljöer (både i och utanför staden) för biodiversitet och ekologiskt hållbar utveckling, samt saknade information om hur sådana miljöer bör skötas både på kort och lång sikt. Författarna till studien identifierade en brist i förståelse av landskapsekologiska teorier och samband. Man uppmärksammade också organisatoriska problem då de avdelningar eller personer som faktiskt hade kompetens inom området inte var inkopplade i rätt fas av planeringsprocessen. Det upplevdes som problematiskt att ansvar för grönfrågor var utspritt mellan olika delar av organisationen; delar som inte heller kommunicerade effektivt sinsemellan. För att råda bot på kunskapsbristen önskade man kunna ta hjälp av personer med specialistkompetens under kortare perioder. Sammantaget dominerade åsikten att kommunerna saknade både kunskap, tekniska och organisatoriska resurser för att ta fram en fungerande plan för bevarande av biologisk mångfald.

Avsaknad av tydliga taktiska och operationella målsättningar försvårar också utvärdering och uppföljning<sup>118,120</sup>. Borgström m.fl.<sup>120</sup> studerade i vilken utsträckning förvaltning av grönområden överensstämmer med de skalor (både rumsliga, tidsmässiga och funktionsmässiga) som ekologiska system verkar över (se avsnitt 3). Studien utgick från förvaltningen av större grönområden i Stockholmsregionen och innefattade bl.a. Länsstyrelse, kommuner och stiftelser. I studien identifierades en avsaknad av mesoskalan, dvs. att man saknade en nivå som kunde knyta samman de långsiktiga (och ofta vagt formulerade) målen med de faktiska åtgärderna (figur 8). I och med detta försvagades möjligheten att koppla lokala miljökvalitetsmål och skötselplaner till ekosystemprocesser, eftersom dessa ofta sker över större rumsliga och tidsmässiga skalor. Som exempel på avsaknad av koppling på en rumslig skala kan nämnas att, trots generella målsättningar om att bevara och utveckla naturvärden och naturliga förhållanden, tog inga skötselplaner hänsyn till angränsande områdets ekologiska förutsättningar; man bortsåg helt enkelt från möjligheten att arbeta med landskapsekologiska processer som t.ex. habitatkomplettering (se avsnitt 3.2, figur 2). Till och med olika biotoper inom samma område kunde skötas som separata enheter, utan att ta hänsyn till processer som knyter dem samman. Områden sköttes alltså lokalt, biotop för biotop,

och den rumsliga skalan bestämdes av administrativa gränser, markanvändning och skötseltekniska orsaker, snarare än av ekologiska processer. På den tidsmässiga skalan saknades formulerade målsättningar som kunde knyta samman en generell och ofta mycket långsiktig målsättning (t.ex. att bevara ekologiska värden för framtiden eller att uthålligt förvalta området) med skötselplaner som sträckte sig några år framåt i tiden.



**Figur 8.** Olika skalor inom förvaltning och planering av gröna miljöer. En avsaknad av förvaltning på den taktiska nivån identifierades tillsammans med begränsad återkoppling mellan den strategiska och den operationella nivån. Figuren är hämtad från Borgström m.fl. (2006)<sup>120</sup> och översatt till svenska.

Colding m.fl.<sup>74</sup> identifierar ytterligare en brist i kommunal planering: avsaknaden av privatägda gröna miljöer i kommunernas grönplaner. Det finns många studier som visar på höga värden för biodiversitet av gröna områden i och kring privata trädgårdar, koloniområden, parker, skolgårdar, idrottsanläggningar och golfbanor, särskilt inom i övrigt bebyggda eller uppodlade områden<sup>63,68,121–123</sup>. Dessutom utgör sådana områden en stor andel av stadens yta; i Stockholm ca 16 %, vilket är dubbelt så mycket som skyddade grönområden i samma stad. Studier från Storbritannien har visat på ännu



högre andel: i Sheffield 23 % och i Leicester 27 %<sup>74</sup>. Värdet av dessa områden skulle dessutom kunna öka väsentligt om skötseln anpassades för att minska negativ miljöpåverkan, t.ex. genom att undvika/minska bekämpningsmedel och konstgödning och minska intensiteten i skötsel, samt genom att öka andelen viktiga habitat som vatten, död ved och en inhemsk flora (se nedan). Om sådana områden ingick i en grönplan skulle kommunen både få en mer komplett bild av stadens grönstruktur och genom rådgivande eller reglerande skrivelser kunna påverka kvalitén av dessa områden så att de bidrar till en mer värdefull och komplett grönstruktur, sett ur ett landskapsperspektiv<sup>63</sup>.

## 4.9. Grönområden och social status

Hur väl skyddade grönområden är och hur prioriterade de är när det gäller skötsel beror, förutom på regler och lagar, också på sociala och politiska krafter<sup>47</sup>. I Indianapolis tenderar till exempel områden vars invånare har en högre genomsnittlig inkomst att också ha fler och bättre skötta gatuträd än låginkomstområden<sup>124</sup>. Detta förklaras med att invånare i rikare områden av staden också har mer politiskt inflytande och kontakter i stadens styrande skikt. Av tradition har därför en god utemiljö med träd prioriterats i dessa områden. Även om man blir medveten om och rättar till denna skeva fördelning av resurser så kommer effekterna att vara kvar under lång tid eftersom träd växer långsamt och det är både svårt och dyrt att plantera större träd. När det gäller vilket skydd urbana grönområden har beror även detta delvis på i vilken mån det finns civila grupper som engagerar sig<sup>47</sup>. Lokala lobbygrupper kan i vissa fall förhindra exploatering av grönområden, eller påverka planarbete, men detta kräver engagemang av personer väl insatta i hur regelsystem och planarbete fungerar, som kan uttrycka sig i tal och skrift och väcka opinion i frågan. Därför löper grönområden som inte uppmärksammas, värderas för rekreation eller som främst utnyttjas av människor som inte är vana att engagera sig i samhällsfrågor större risk att exploateras, oavsett hur värdefulla de är för lokal biodiversitet eller vilket värde de har som en del av ett större grönt nätverk. Ur ett biodiversitetsperspektiv är detta problematiskt eftersom människors engagemang och förmåga till att väcka opinion inte nödvändigtvis är positivt korrelerat med grönområdets naturvärden, eller säger något om ifall de är nyckelområden i gröna nätverk<sup>47</sup>.

Grönområden kan bidra med kulturella ekosystemtjänster till samhället, till exempel i form av kulturhistoriska värden. Ernstson<sup>47</sup> påpekar att grönområden där man kan visa på en kulturhistorisk anknytning kan uppfattas som mer värdefulla för samhället. Deras status ökar därmed och sannolikheten att de bevaras för framtiden ökar, oberoende av dess eventuella värde för biodiversitet. Om det föreligger konkurrens om ekonomiska medel för bevarande eller skötsel av två grönområden kan alltså en ekosystemtjänst (kultur) konkurrera med en annan (biodiversitet). Att vara medveten om, och öppen med, målet för bevarande eller skötsel möjliggör att upptäcka sådana situationer.

## 4.10. Sammanfattning

Städers grönområden är generellt sett små och isolerade från andra grönområden (fragmenterade) och enskilda grönområden är ofta miljömässigt enhetliga (låg habitatvariation). Detta leder till en lägre biologisk mångfald jämfört med större, väl sammanbundna och variationsrika gröna miljöer. Urbana grönområden karaktäriseras också av en hög grad av störningar vilket gynnar störningståliga och ofta redan vanliga arter, typiska för miljöer som befinner sig i ett tidigt utvecklingsstadium (tidig succession), varav en del anses vara ogräs eller skadedjur. Undantag är miljöer med lång historia av traditionell hävd (som före detta betesmarker), gamla träd i naturlika parkmiljöer och näringsfattiga ruderatmarker. I städer finns gott om introducerade, exotiska växter, varav vissa också sprider sig från offentliga planteringar och trädgårdar. Urban biodiversitet påverkas även indirekt via sociala faktorer och kommunal organisation vilket i sin tur påverkar planering, förvaltning och hur nya byggprojekt genomförs. Olika former av stadsbyggnad skiljer sig åt i den generella effekten på biodiversitet; en tät stad där få men stora naturlika och sammanhängande grönområden sparas hyser ofta högre mångfald, särskilt av ovanliga arter, än en gles stad eller "villamatta" med mindre sammanhängande grönområden. Avsaknad av tydliga och taktiska och operationella målsättningar med arbetet för urban biodiversitet utgör ett allvarligt problem eftersom det både försvagar kopplingen mellan målsättning och åtgärder och försvårar uppföljning, utvärdering och anpassning av åtgärder. Det leder också till att man inom förvaltning och planering sällan tar hänsyn till landskapsskalan, vilket är kritiskt då viktiga ekologiska processer verkar på denna rumsliga skala.



## 5. Klimatförändring, urban biologisk mångfald och ekosystemtjänster

Förändringar i klimatet kommer, direkt och via associerade miljöförändringar, att påverka organismers möjlighet att fortleva inom nuvarande lokaler. Arters utbredningsområden kan komma att geografiskt följa de förändringar i miljön som orsakas av att klimatet förändras<sup>125,126</sup>, men de kan ha svårt att svara på förändringarna tillräckligt snabbt<sup>127</sup>. Om arter inte hinner med att anpassa sig kan biodiversiteten komma att minska (översikt i Rummukainen m.fl.<sup>127</sup>). Arter kan dessutom påverkas på olika sätt, med negativa konsekvenser för samverkande arter som följd<sup>129</sup>. Därför utgör klimatförändringen ytterligare ett hot mot redan hårt belastade ekosystem, så som urbana landskap. I sådana landskap riskerar vi förändrade ekosystemprocesser och därmed också förlust av viktiga ekosystemtjänster<sup>26</sup>. Samtidigt påverkas urbana system starkt av en snabb förändring i lokala miljöfaktorer, vilket gör att klimatförändringens effekter kan vara svåra att urskilja<sup>5</sup>.

Stadsmiljön är redan kraftigt påverkad, både jämfört med naturmiljöer och odlingslandskap. Kraftiga förändringar i processer som vatteninfiltrering, temperaturreglering och luftrening har lett till generellt högre medeltemperatur, större temperaturvariation över dygnet och mindre snö i städer jämfört med landsbygden<sup>56</sup>. Dessutom finns redan en hög andel exotiska arter, både planterade och spontant etablerade<sup>34</sup>. Ett förändrat klimat kommer därför sannolikt att påverka urbana miljöer annorlunda jämfört med naturmiljöer och produktionslandskap (jord- och skogsbruk). Effekterna av klimatförändringen kan komma att verka i synergi med befintliga urbana effekter och därigenom leda till förstärkta effekter just i stadsmiljöer. Detta är vad man förväntar sig när det gäller temperaturökning och associerade effekter som förlängd växtsäsong, dvs. tidigare vår, senare höst. Ökad temperatur och risk för perioder av torka kan komma att sänka produktiviteten i gräsmarker, särskilt om dessa domineras av arter med grunda rotsystem<sup>56</sup>, och kommer sannolikt att drabba planterad vegetation med trädgårdsvarieteter hårdare eftersom den ofta kräver god vattentillförsel<sup>130</sup>. Större variation i nederbörd kan också få allvarigare effekter i stadsmiljöer, på grund av den höga andelen hårdgjord yta och en dagvattenhantering som redan är hårt belastad eller underdimensionerad vid skyfall<sup>56</sup>.

Genom att arbeta för bibehållen responsdiversitet och funktionell diversitet kan man öka möjligheten att bibehålla ekosystemprocesser och tjänster i ett förändrat klimat. Genom att underlätta bevarandet av den urbana biologiska mångfalden generellt, t.ex. genom ökad mängd och bättre konnektivitet av goda miljöer för icke-odlade arter och ökad variation inom sådana miljöer (se avsnitt 4), skapar man en ökad variation av

miljöer och arter och minskar därmed risken att alla miljöer och organismer påverkas så negativt att samtliga populationer dör ut<sup>37,57</sup> (se avsnitt 2.3).

Eftersom de flesta människor lever i stadsmiljöer är det viktigt för folkhälsan och säkerheten att försöka dämpa effekterna av klimatförändringen. Här kan grönytor spela en mycket viktig roll genom att bidra till bättre vatten- och temperaturreglering<sup>12</sup>, och samtidigt verka positivt på bevarandet av biologisk mångfald. För förbättrad kontroll av en allt mer variabel nederbörd med stora regnmängder på kort tid kommer så kallade blåa miljöer att vara viktiga i urbana och peri-urbana miljöer<sup>131</sup>. För att vara en hållbar lösning bör dock gröna och blåa miljöer kunna tolerera och/eller anpassa sig till ett förändrat klimat. Detta förutsätter sannolikt ett större antal växtarter, associerade marklevande organismer, och en större miljövariation både inom och mellan grönytor, för att skapa både respons- och funktionell diversitet. Genom väl fungerande gröna nätverk kan arter lättare återkolonisera delområden som drabbats av en kraftig miljöförändring som t.ex. torka eller översvämning.

## 6. Åtgärder för ökad biologisk mångfald i stadsmiljö

I arbetet för att öka den biologiska mångfalden är det lätt att man fokuserar på olika tekniska lösningar, som att anlägga nya grönytor eller skapa gröna tak. Detta är inte konstigt eftersom det är dessa åtgärder som vi som stadsbor lägger märke till i vår vardag. Men biodiversitet påverkas även av bl.a. landskapsfaktorer, skötsel (nu och i framtiden) och markanvändningshistoria. Därför har översiktlig planering, visioner, målsättningar och delmål en viktig roll att spela i arbetet för urban biodiversitet. Både planering och skötsel bör vara dynamisk, det vill säga utvärderas och anpassas allt eftersom förändringar sker i miljö, klimat och i samhällets behov<sup>56,131</sup>. Med tanke på detta är det oroande att flera studier identifierat en svag koppling mellan kommunala målsättningar och faktiska åtgärder kring biodiversitet, samt en avsaknad av övervakning och uppföljning av de åtgärder som tillämpas<sup>118–120</sup>.

### 6.1. Definiera målsättning, möjliggör uppföljning

Den bakomliggande målsättningen med gröna miljöer och med att gynna eller öka biologisk mångfald påverkar vilka åtgärder och metoder som är lämpliga (se avsnitt 2.4). Om målsättningen är att öka den totala biologiska mångfalden inom stadens eller kommunens gränser bör man fokusera på att identifiera, skydda och eventuellt restaurera artrika miljöer vilka hyser ovanliga arter. Är målsättningen att öka invånarnas kontakt med natur i sin närmiljö, alltså ekosystemtjänster i form av kultur, utbildning och hälsa, bör man kanske istället satsa på grönområden nära människor som inbjuder till rekreation och som samtidigt hyser en del vilda växter och djur. Om målet är att grönområden ska bidra till fungerande ekosystemprocesser (som dagvattenhantering, vind- och temperaturreglning) ställs delvis andra krav, t.ex. baserade på struktur och tålighet i förhållande till avrinningsvägar och vindriktning. Den bästa lösningen behöver då inte vara en som också inbjuder till rekreation eller gynnar hotade arter, även om detta inte är uteslutet. För att öka chansen att åtgärderna uppnår sitt mål är det därför viktigt att man har en tydligt formulerad målsättning<sup>48,66,132,133</sup>. Detta underlättar också uppföljning och utvärdering av åtgärder och metoder, vilket i förlängningen kan leda till förbättringar<sup>117</sup>.

### 6.2. Ett vidare perspektiv i tid och rum

Ekosystemprocesser verkar över flera skalor, både i tid och rum, och planering och insatser för fungerande processer bör därför också ske på olika skalor<sup>66,110,118,120,134</sup>. För

arbetet med urban miljö och biodiversitet kan detta innebära att tydligare betrakta staden som en del av det kringliggande landskapet samt att betrakta hela staden, inte bara de gröna delarna, som en del av det urbana ekosystemet. Det senare har visat sig viktigt för att förklara de negativa effekterna av urbanisering på groddjur, där man fann att det var förändringar i matrix (ökad bebyggelse, vägar och trafik) som orsakat minskningar i populationerna, trots att mängden våtmarkshabitat i sig inte minskat väsentligt<sup>110</sup>. Genom att koppla staden till det omgivande landskapet ökar möjligheterna att skapa och bevara ekologiska processer, som är beroende också av kringliggande miljöer och landskap. Studier pekar på vikten av att ta ett helhetsgrepp på biodiversitetsfrågor och att undvika fokus enbart på punktinsatser (förutom där sådana särskilt kan motiveras), eller att enbart fokusera på redan skyddade naturområden<sup>62,66,74</sup>. Vilka områden som är skyddsvärda kan dessutom komma att ändras i framtiden, i och med ett föränderligt klimats effekter på utbredning av arter och biotoper<sup>131,135</sup>. Det är lätt att fokus hamnar på tillämpning av en viss teknik eller metod (t.ex. gröna tak), snarare än på vad man i ett större perspektiv kan åstadkomma med hjälp av denna metod.

Genom att sätta sig in i de multipla nyttor (se avsnitt 7) som urbana grönområden bidrar med till stadsmiljön (så som biodiversitet, välbefinnande och flera andra ekosystemtjänster<sup>59</sup>), kan man höja statusen för urbana gröna miljöer, vilket sannolikt skulle öka förutsättningen för att få tillräckliga ekonomiska resurser och acceptans för åtgärder, både inom kommunal organisation och bland stadens invånare. Möjligen blir det då också lättare att låta hållbarhet och biodiversitet sätta ramarna för vad som är lämpligt, istället för att i efterhand ”lappa och laga” när man finner att projekt haft negativ miljöpåverkan eller inte uppfyllt krav och målsättningar.

### 6.3. Kvalitet och storlek av gröna miljöer

Ju större variationen i innehåll och struktur är i urbana gröna miljöer desto högre är den associerade biologiska mångfalden<sup>34,63</sup>. Att arbeta för en ökad habitatvariation är därför en rimlig väg att gå. Lågintensiv skötsel av vegetation och intermediär störning leder till högre habitatvariation jämfört med mer intensiv skötsel, och har också visat sig vara positiv för urban biodiversitet<sup>33,68,100</sup>. Intermediär störning av gräsmarker kan t.ex. vara att de betas under en period av året eller att vegetationen slås någon gång per år. Detta möjliggör då att växter som annars inte kan konkurrera genom att växa sig stora istället får en chans att fortleva genom att de bättre tål att betas eller slås av. Man kan därför höja kvaliteten på befintliga gröna miljöer genom att sänka skötselintensiteten och t.ex. klippa gräsmarker mer sällan och på sensommaren, efter blomning och frösättning. Att undvika kemisk bekämpning och konstgödning är också värdefullt<sup>136</sup>. Gräsmarker på en magrare jord växer långsammare och behöver därför inte klippas eller slås lika ofta. Ett fint exempel på denna typ av skötsel är ängsvegetationen kring Ekologihuset i Lund (Box 3).

### Box 3.

Kring Ekologihuset vid Lund universitet har ängsvegetation anlagts som ett öppet landskap med spridda buskar av hagtorn, vildrosor, enbuskar, slån och hassel. Vegetationen tillåts växa sig hög och består förutom av gräs bl.a. av gullviva, höskallra, åkervädd, och rödklint. Gångstigar belagda med plattor eller grus tillsammans med spontana stigar gör området framkomligt för gående och cyklist. Området slås med slätterbalk och grästrimmer en gång per år (sensommar/tidig höst) och buskage gallras ungefär var 5:e år. Arbetsinsatsen är därför lägre jämfört med gräsmatta och traditionella häckar. Om inte hela området kan skötas på detta sätt kan man sköta en del mer intensivt för ökad framkomlighet eller gräsyta för t.ex. bollspel, men sköta resten för ökad biodiversitet.



Ängsvegetationen vid Ekologihuset i Lund under vår, sommar och höst. Foto: A.S. Persson.

Vid restaurering eller nyanläggning av naturområden påpekar Montoya m.fl.<sup>69</sup> vikten av att säkerställa att ett mindre antal viktiga så kallade nyckelarter eller ekologiska ingenjörer etableras, för att grundläggande ekosystemprocesser ska kunna upprätthållas (t.ex. pollinering, fröspredning, rätt mikroklimat eller markegenskaper). Detta ökar chanserna att lyckas med restaurering och etablering av arter som är beroende av dessa processer och underlättar också vidare etablering (spontan eller introducerad). Ett exempel på detta är växter av släktet skallror (*Rhinanthus spp.*). De är halvparasiter på gräs, och genom att så in dessa arter i näringsrika marker dominerade av snabbväxande gräsarter kan man dämpa dominansen av gräs och därigenom möjliggöra för andra örter att etablera sig<sup>137</sup>. För ett givet antal arter ökar den funktionella diversiteten mer om de ingående arterna inte är närbesläktade, vilket belyser vikten av att inte stirra sig blind på antalet arter utan också ta hänsyn till artidentitet och funktion<sup>69</sup>.

Genom att uppmuntra till att skapa naturliga privata trädgårdar med färre exotiska växter, lägre intensitet av skötsel, mindre mängd bekämpningsmedel och konstgödning kan man öka värdet av stadens trädgårdar för biologisk mångfald<sup>68</sup>. En Schweizisk studie visade att ”ekologiskt skötta” trädgårdar innehöll en högre inhemsk biodiversitet



och att dessa trädgårdar dessutom uppfattades som vackrare än mer intensivt skötta trädgårdar med kortklippt gräsmatta utan ogräs<sup>136</sup>. Sådana åtgärder kan därför potentiellt dämpa negativa effekter av redan befintliga bostadsområden på inhemsk biodiversitet. I England uppmanas invånarna t.ex. att miljöanpassa sin trädgård och undvika att anlägga hårdgjorda ytor på tomten (detta kräver dessutom bygglov), vilket både möjliggör etablering av växter och förbättrar dräneringen av regnvatten<sup>138</sup>. Denna typ av åtgärder sker idag dock nästan uteslutande via ideella organisationer<sup>63</sup>. Det har därför rekommenderats att privatägda trädgårdar och grönområden bör kunna inkorporeras i planeringen för urban biodiversitet<sup>63,74</sup>. Detta skulle kunna innebära att privata grönområden bättre anpassas efter landskapsekologiska behov i kommunen/staden t.ex. genom att komplettera den kommunalt ägda grönstrukturen med saknade habitattyper (jmf. figur 2) eller genom att skapa buffertzoner till känsliga habitat. På så sätt skulle den stora potential dessa områden utgör ytmässigt kunna ökas ytterligare genom en ökad habitatkvalité<sup>63</sup>.

Jämfört med små grönområden hyser större områden generellt sett fler arter och också en högre andel inhemska arter<sup>34</sup>. För att maximera effekten på biologisk mångfald bör man därför satsa på att bevara större befintliga områden<sup>139</sup>. Ett annat tillvägagångssätt kan vara att identifiera områden som redan är värdefulla, eller som ligger strategiskt till i förhållande till resten av grönstrukturen, och sedan ytterligare öka storleken av dessa genom att anlägga nya eller ansluta befintliga intilliggande områden, direkt eller via korridorer<sup>62</sup> (figur 3). En version av denna strategi tillämpas i London (Box 4).

#### **Box 4.**

I London har man inom projektet "Leading to a greener London"<sup>154</sup> skyddat ett nätverk av grönområden. Dessa områden är indelade i tre typer:

- i) Större naturområden viktiga för biodiversitet nationellt sett, t.ex. våtmarksområden längs Themsen och hedmarker som bevarats inom stadens gränser,
- ii) Områden viktiga för biodiversitet i storstadsregionen och där naturvård för bibehållen eller ökad biodiversitet är målet med skötsel och åtgärder,
- iii) Områden viktiga lokalt för invånarnas vardagsrekreation och hälsa.

Tillsammans utgör dessa skyddade områden nästan 20 % av Londons yta; i) 10 %, ii) 8 %, iii) 1-2 %. Arbetet pågår ständigt både med att identifiera och inkorporera nya områden i nätverket och med att utvärdera om skötseln bör anpassas.

## 6.4. Kontext och konnektivitet

Det är viktigt att skydda känsliga och värdefulla kärnområden för urban biodiversitet från ytterligare mänsklig påverkan. Värdet av kärnområden kan dessutom öka om man kompletterar dem med anslutande buffertområden. Buffertområden bör anpassas för att minimera negativ miljöpåverkan i kärnområdet, men kan samtidigt också vara öppna för rekreation och aktiviteter i naturen (t.ex. golfbanor, stadsodling, naturskolor) så länge dessa aktiviteter anpassas för att inte störa kärnområdet<sup>62</sup>. På detta sätt kan man tillgodose både miljökrav för hög biodiversitet och människors behov av rekreation och upplevelse av stadsnära natur.

Ett effektivare gynnande av urban mångfald kan uppnås genom att skapa väl förbundna gröna miljöer, både inom<sup>34,80</sup> och utanför staden<sup>52,109,139</sup>. Konnektivitet kan i huvudsak ökas på tre olika sätt vilka beskrivs schematiskt i figur 3:

- i) Genom att bevara eller öka mängden lämpliga miljöer i (stads)landskapet, t.ex. i form av skyddade ”gröna kilar” som går från land till stad. Ju större andel av högkvalitativa grönområden dessa kilar innehåller desto högre är konnektiviteten och, åtminstone teoretiskt sett, också sannolikheten att fler arter kan leva i varje enskilt område (se t.ex. Mörtberg och Wallentinus<sup>80</sup>).
- ii) Genom att skapa korridorer eller grönstråk av gynnsamt habitat mellan sådana miljöer<sup>34,109</sup>. Dock finns få studier som faktiskt visar att korridorer fungerar för ett brett spektrum av arter<sup>76,131</sup>. Det verkar snarare vara stor skillnad i effekt av korridorer, både mellan olika lokaler och arter. Korridorer är kraftigt påverkade av kanteffekter och miljön i korridorer skiljer sig därför från den i större sammanhängande naturmiljöer, vilket påverkar organismers förmåga att använda sig av dem. Man kan sällan ge något specifikt mått på hur bred en korridor måste vara för att fungera, eftersom det beror både på organismernas krav och på kvalitén på det matrix som omger korridoren, vilket bl.a. påverkar hur kraftig kanteffekten blir.
- iii) Ytterligare en väg är att öka genomsläppligheten i den omgivande bebyggda miljön (matrix) genom att sänka graden av störningar och göra staden generellt sett ”grönare” med mer och naturligare vegetation även i tätbebyggda områden (t.ex. naturlika habitat i vägrenar och längs gång- och cykelstråk, fler träd, gröna tak och väggar, minimera mängd hårdgjord yta genom att använda ”armerat gräs” eller tåligare gräsarter istället för plattor och asfalt där slitage och belastning är lägre). Detta ökar sannolikheten att fler arter kan röra sig genom och/eller utnyttja och överleva också i matrix<sup>131</sup>.

Vilken metod (ökad mängd habitat, korridorer eller grönt matrix) som fungerar bäst beror på lokala förutsättningar och skiljer dessutom mellan arter beroende på deras habitatkrav och spridningsförmåga. Att kombinera flera åtgärder där så är möjligt är därför att föredra. Att skydda ett kraftfullt grönt nätverk (t.ex. som ett stadsreservat) är ett sätt att inte riskera exploatering i ett senare skede.

## 6.5. Naturtyper och spontan vegetation

Kärlväxter, mossor och lavar etablerar sig spontant nästan överallt i staden; på övergiven mark, i planteringar, i luckor mellan plattor och sprickor i asfalten, på cementmurar och tegelväggar. Denna vegetation är väl anpassad för miljön och kräver ingen skötsel för att bestå, den är både ”gratis” och ”hållbar”<sup>93</sup>, men betraktas som ogräs och bekämpas, trots att den ofta inte utgör något egentligt problem (figur 9). Ett enkelt och billigt sätt att skapa fler gröna ytor och göra matrix grönare vore att tillåta spontan etablering av vegetation, både på redan tillgängliga ytor och genom att göra fler ytor tillgängliga för spontan etablering. För att undvika känslan av att området är dåligt skött kan man säkerställa att skötsel syns på andra sätt, t.ex. genom att klippa gångar genom högre vegetation eller hålla entréer och kanter av områden tydligt skötta (klippta, räfsade och beskurna) eller addera tydligt människokontrollerade objekt som konstinstallationer<sup>93</sup> (Box 5).

Vilken typ av spontan vegetation som etablerar sig beror på miljöns beskaffenhet (jordmån, grad av störning mm.), arternas spridningsförmåga, möjliga källor och spridningsvägar. Därför kan man till viss del styra det spontana genom dessa faktorer. Om en äng anläggs i staden kan närliggande gräsmarker (-mattor) med tiden koloniserar av ängsarter om jordmån m.m. är gynnsam, om det finns luckor i den befintliga vegetationen, om skötsel inte utesluter etablering och om vegetationen accepteras av allmänheten. Att planera för att möjliggöra denna typ av spontan etablering av arter vore ett steg i riktningen mot en ”hållbar och dynamisk” urban biodiversitet.

### Box 5.

I flera tyska städer har man arbetat med så kallad spontan vegetation, framför allt på större före detta industritomter i stadernas utkant. Några exempel är Hafensinsel i Saarbrücken, Landschaftspark i Duisburg och Südgelände i Berlin. Där har spontant etablerade gräsmarker med blommande örter tillåtit vara kvar och kompletterats med tydliga gångstråk, skulpturer och installationer för att visa att området är prioriterat och inte eftersatt<sup>93</sup>.



Exempel från Südgelände, Berlin, på hur spontant etablerad vegetation tillsammans med installationer och industriminnen skapar ett mervärde för rekreation. Foto: N. Kühn.

En liknande utveckling har skett längs det så kallade High Line i New York City, ett 2,3 km långt järnvägsspår för godstransporter ca 6 meter ovan mark som löper igenom kvarteren. Banan anlades på 1930-talet men trafiken upphörde 1980. I början av 2000-talet omvandlades den nu igenvuxna tågbanan till en allmän park, där delar av den spontant etablerade vegetationen bevarats<sup>111</sup>. Området är idag en attraktion både för New York-bor och för turister.



Längs High Line i New York har spontant etablerad vegetation kombinerats med anlagda element. Foto: D. Mhammad Ali.



**Figur 9.** Spontan etablerad gul fetknopp på trottoar på väster i Lund, strax före blomningen i början av juni. Samtliga plantor i kvarteret brändes bort med gasol någon vecka senare, på uppdrag av fastighetsägarna i kvarteret. Foto: A.S. Persson

## 6.6. Skräddarsydda lösningar

Ekologiska processer och biodiversitet i naturområden är beroende av både lokala och landskapsfaktorer, dvs. omgivningen, vilket gör behoven unika i varje område. För att nå bästa resultat bör därför åtgärder för ökad biodiversitet och fungerande ekosystemprocesser vara lokalt anpassade<sup>66</sup>. I många fall finns det mer eller mindre färdiga lösningar att ta till när grönområden ska anläggas eller åtgärder sättas in för ökad biodiversitet. Man kan köpa färdigbyggda fågel- och biholkar, färdiga fröblandningar och olika former av permeabel markbeläggning. Dessutom planteras ofta stora partier med samma växtart, vilket är mer kostnadseffektivt än att blanda många olika arter. Att använda sig av sådana metoder kan dock vara sämre i det långa loppet jämfört med mer

lokalt anpassade åtgärder<sup>117</sup>. Även om anpassade åtgärder kan vara dyrare att planera för, köpa in eller anlägga, kan de visa sig bättre för att uppnå målet med åtgärden och därför i slutändan ge bättre valuta för pengarna.

Om en åtgärd är lyckad beror (förutom på vad målet med åtgärden är) på hur väl den fungerar i sitt lokala sammanhang. En vanlig åtgärd för att öka mängden småfåglar i stadsmiljö är att sätta upp fågelholkar. Målet med att sätta upp en holk är då en lyckad häckning, där en ny kull ungar kan lämna holken. En holk som sätts upp på en husvägg eller på annan exponerad plats kan visserligen erbjuda en boplat, men variationen i temperatur i holken kan vara mycket stor och boet väl synligt för rovdjur (fåglar, ekorrar, katter), vilket kan leda till en mindre lyckad häckning, och därför en misslyckad åtgärd. Alternativet kan vara att skapa naturliga boplatser i träd och buskvegetation i området eller att bygga in holkar i byggnader så att isoleringen blir bättre<sup>117</sup>. Detsamma kan gälla boplatser för humlor och bin, där en naturlig eller "lagom skött" miljö sannolikt fungerar bättre och gynnar fler arter än specifika artificiella boplatser, även om sådana kan ha en viktig pedagogisk funktion<sup>154</sup>. Det är också relativt vanligt att humlor finner naturliga boplatser både i privata trädgårdar, parker och koloniområden<sup>121,142,143</sup> (Box 1).

Färdiga fröblandningar för gräsmattor kan bytas mot ängsfröblandningar av en typ som passar lokalen, dess jordmån etc. och som kompletterar gräsmarker i omgivningen. Kanske är det till och med möjligt att samla in frön eller hö från en närliggande gräsmark av hög kvalitet med önskad flora och använda detta för att etablera vegetation? Detta har visat sig framgångsrikt för etablering av en rik flora vid restaurering av gräsmarker i landsbygdsmiljö<sup>144-145</sup>. Lokalt anpassade åtgärder kräver givetvis att man inhämtar och tar hänsyn till information både om varje lokal och den omgivande miljön. Stora partier av samma, ofta exotiska, växtart (eller t.o.m. samma klon) är vanligt i bostadsområden som marktäckare, kring bostadsgårdar och längs vägar i staden (vanliga arter är oxbär, murgröna, snöbär, lågväxande, vintergrön benved, lagerhagg, tuja m.fl.). Detta är säkert praktiskt och kostnadseffektivt vid anläggning, men bidrar med mycket liten variation i den gröna miljön. Genom att våga lämna de etablerade lösningarna och använda inhemska arter kan man införa mycket mer variation, när det gäller antalet arter, vegetationshöjd så väl som fenologi (dvs. tiden för lövsprickning, blomningstid, lövfällning)<sup>117</sup>. När det gäller att minimera den hårdgjorda ytan är anpassningar till lokala förutsättningar och behov en förutsättning. Genom att analysera områdets beskaffenhet kan man identifiera minsta möjliga yta där slitage och belastning är av sådan grad att asfalt eller annan hårdgjord yta faktiskt krävs. Sannolikt kan man i fler fall än man tror klara sig med grusade gångar, armerat gräs eller tåligare gräsarter och vegetation<sup>117</sup>

## 6.7. Planeringsprocessen och projektering

Som tidigare nämnts är en viktig del av arbetet för att etablera en mångfald av arter i staden att identifiera, inventera, skaffa kunskap om och planera den gröna miljön, lokalt och i ett landskapsammanhang. För att öka värdet på stadens grönstruktur för biodiversitet kan man kombinera tre insatser:

- i) Identifiera, skydda och eventuellt restaurera befintliga områden med höga naturvärden eller som utgör funktionellt viktiga delar av grönstrukturen.
- ii) Identifiera och förbättra områden med potential att hålla höga naturvärden.
- iii) Skapa nya lösningar i miljöer där sådana områden saknas.

Den första punkten är en förutsättning för att värdefulla miljöer inte ska försvinna på grund av okunskap om dess innehåll (biotop, arter) eller strategiska läge (t.ex. noder i det gröna nätverket). Den andra punkten möjliggör att tillföra områden som, med en mindre insats, kan öka värdet av hela nätverket genom att öka konnektivitet och landskapskomplettering. Det sistnämnda är ofta fallet i centrala urbana miljöer och därför är just förmågan att skapa nya anpassade lösningar, där både lokala förutsättningar och omgivande landskap ingår i analysen, viktig för att skapa en hållbar urban grönstruktur också i kraftigt urbana områden<sup>132</sup>.

Vid anläggning i eller i närheten av grönområden måste projektering och anläggningsarbete anpassas för att minimera negativa effekter både på den aktuella tomten och kringliggande grönområden. Detta är särskilt viktigt om en del av ett grönområde ska sparas vid byggnation. Man vill då behålla de naturvärden som finns och minimera skador som kan uppkomma vid anläggningsarbete. För att utvärdera vilka naturvärden som finns i området krävs ofta inventeringar över både sommar- och vinterhalvår eftersom organismer kan utnyttja resurser under olika årstider. Att ha tillräckligt med tid för att utvärdera ett områdes kvaliteter och omsätta detta i en lämplig plan för projektering är nödvändigt för att kunna ta korrekt miljöhänsyn i senare skeden. Om det finns särskilt känsliga arter i området bör man dessutom bygga under en tid på året då arten är mindre känslig, t.ex. undvika häckningsperioden för fåglar<sup>117</sup>. När uppdrag läggs ut på entreprenad förutsätter detta därför att uppdragstagare innehar den kompetens som krävs för miljöhänsyn vid anläggning och är väl införstådda med vilka naturvärden som ska tas hänsyn till. Skötselplaner krävs för att säkra långsiktighet i åtgärderna. Uppföljning, utvärdering och anpassning av skötsel är därför viktiga aspekter, liksom att budgetera för detta, också när andra entreprenörer än kommunen är inblandade<sup>13,97,117</sup>.

En metod som kan användas är att uppmuntra privata byggherrar att vid byggande på kommunägd mark frivilligt gå in i en form av miljöprogram. Ett sådant program är Miljöbyggprogram SYD som tagits fram gemensamt av Malmö stad, Lunds kommun och Internationella Miljöinstitutet (IIEEE) vid Lunds universitet<sup>147</sup> (Box 6).

## Box 6.

Miljöbyggprogram SYD togs fram gemensamt av Malmö stad, Lunds kommun och Internationella Miljöinstitutet vid Lunds Universitet 2009 och reviderades 2012<sup>147</sup>. En av grunderna i programmet är den s.k. grönytefaktorn, vilken beskriver markytans eller belägningens förmåga att hindra vattenavrinning och möjliggöra etablering av vegetation, som ett tal mellan 0 och 1 (en icke-permeabel yta har värde 0 och genomsläppliga ytor med grönska ett värde på 1). Faktorn beräknas sedan som ett snitt över hela tomten och det är detta värde som kallas grönytefaktor och som regleras i byggprogrammet. Programmet innehåller dessutom ett poängsystem för andra miljöbra insatser i olika kategorier (energi, innemiljö, samt biodiversitet) och genom att välja en nivå (A-C) på sitt projekt förbinder sig byggherren att samla tillräckligt många poäng inom de olika kategorierna för att uppfylla vald nivå. Inom området biodiversitet kan man välja att skapa olika naturlika biotoper på tomten samt sätta upp holkar för fåglar, fladdermöss och vildbin. Programmet innehåller exempel på biotoper, inklusive förslag på inhemska växtarter, att anlägga. Enkelheten i programmet gör det lätt för byggherrar och kommun att ta till sig, vilket potentiellt kan leda till god uppslutning och genomförande.

Ur biodiversitetssynpunkt saknas dock ett landskapsperspektiv, dvs. ingen hänsyn behöver tas till hur den omgivande (gröna) miljön eller naturliga habitat i området ser ut, utan fokus ligger främst på varje enskild tomt. Detta försvårar att få till stånd viktiga funktioner som konnektivitet, landskapstillägg och -komplettering (se avsnitt 3.2, figur 2). För biologisk mångfald kan det t.ex. innebära att de anlagda habitaterna inte kan försörja livskraftiga populationer av organismer som behöver olika typer av miljöer under sin livscykel, så som boplatser, föda för ungar/vuxna och lokal för övervintring. Organismer i alltför isolerade habitat kan inte heller fungera som delar i en metapopulation (se avsnitt 3.2, figur 4), vilket kan öka risken att populationen på sikt dör ut. För att uppfylla lägsta nivån (C) av kärnområdet krävs enbart att "särskilt värdefull" befintlig vegetation sparas, vilket i princip kan betyda att ingenting sparas om man inte anser den befintliga vegetationen ha något högre värde. Vidare sker uppföljning redan efter 24 månader, s.k. driftsrapport, vilket sannolikt är för kort tid för att utvärdera om anlagda habitat utvecklats som planerat. Ytterligare en utvärdering efter 5-10 år hade varit att föredra. Dessutom saknas krav på skötselplan för de gröna miljöerna, något som kan leda till att dessa på sikt förfaller, särskilt om den aktör som tar över driften efter byggherren inte känner till hur biotoperna bör skötas. Den korta tid som gått sedan programmet antogs och bristen på utvärderingar gör det svårt att säga något om effekter på biologisk mångfald. Eftersom god uppslutning är avgörande för att nå något som helst resultat finns dock en potential, eftersom programmet är lätt att ta till sig, även för andra än ekologer.

## 6.8. Dynamisk skötsel, fortbildning och information

Gröna miljöer är inte statiska, utan förändras ständigt, både med och utan skötsel. Eftersom varje lokal är unik krävs en lyhördhet för förändrade ekologiska förhållanden. Dessutom förändras kunskapen om, och samhällets syn på, urbana gröna miljöer, liksom kommunens mål med stadens grönstruktur. Det är därför viktigt att kontinuerligt utvärdera grönområdets status och huruvida eventuell skötsel är relevant och bidrar till att nå målet<sup>68</sup>. När så krävs måste man vara beredd att anpassa delmål och metoder<sup>21,52,148</sup>. Om särskild eller en ny form av skötsel krävs kan det också vara aktuellt med fortbildning av personal inom anläggning och skötsel. Information till både allmänhet, privata fastighetsägare, ansvariga tjänstemän/politiker och personal



ökar förståelse, intresse och acceptans för åtgärder och därigenom förutsättningen för långsiktighet, inte minst i förvaltning och skötsel. Det är i slutänden de som faktiskt utför skötsel och andra åtgärder som avgör om åtgärdsplaner följs. De måste därför vara införstådda med det övergripande målet och de åtgärder som krävs för att nå dit, samt bör ha möjlighet att påpeka om skötselåtgärder inte fungerar, är svåra att utföra och därför behöver anpassas.

Genom information och sociala projekt kring gemensamma och offentliga grönområden kan man också arbeta för ökad social integration i bostadsområden, vilket kan öka möjligheterna att skapa långsiktighet i åtgärder<sup>52,149</sup> (Box 2). För att bättre nå ut med information kan denna anpassas efter olika målgrupper, så som stadens invånare generellt, skolbarn, boende i närheten av områden där särskilda åtgärder sätts in eller personal inom skötsel och anläggning. Information och dialog med invånarna är också viktigt ur en annan aspekt; vi människor har lärt oss att ett grönområde som ser skräpigt ut inte sköts väl, antagligen är mer eller mindre övergivet och har låg status hos förvaltaren<sup>93</sup>. Tyvärr har inte ett "välskött" landskap nödvändigtvis också hög biologisk mångfald, utan ett flertal studier visa snarare på motsatsen<sup>84,100,136</sup>. Som exempel kan nämnas att döda trädstammar och högt, tuvbildande gräs som är viktigt för många organismer, även kan anses vara ett tecken på eftersatt skötsel. Konflikter kring åtgärder för biodiversitet kan därför uppstå om man inte samtidigt tillgodoser människors behov av trygga miljöer genom att visa på omtanke och viss skötsel, förklara varför man satt in åtgärder, på vilket sätt de är gynnsamma för biologisk mångfald och eventuella ekosystemtjänster i staden, nu och i framtiden<sup>117</sup>. Dock finns studier som visar att människor generellt sett uppskattar att ha en mångfald av miljöer och arter omkring sig<sup>59,150</sup> och att mer "ekologiska och naturliga" trädgårdsmiljöer uppskattas mer än sådana som är hårt skötta<sup>136</sup>.

## 6.9. Sammanfattning

I det här avsnittet har vi visat på vägar för att åstadkomma en dynamisk planering och skötsel av mångfalden i staden som anpassas efter förändringar i miljö, klimat och samhällets behov. En effektiv planering är beroende av att man tydligt identifierar den bakomliggande målsättningen, t.ex. om det är bevarande av sällsynta arter eller fungerande ekosystemtjänster, eftersom detta kan leda till prioritering av olika åtgärder. Vi har också visat att planeringen måste sättas in i ett vidare perspektiv, så att olika åtgärder gynnar varandra. Bevarande av biologisk mångfald måste ha ett landskapsperspektiv även i staden. Avsnittet belyser hur man kan fokusera både den lokala kvalitén hos habitat, t.ex. storleken på ett grönområde, och hur de binds samman i en större struktur, t.ex. genom gröna korridorer. Dessa olika aspekter måste integreras systematiskt i planeringsprocessen genom att i) identifiera, skydda och eventuellt restaurera befintliga områden med höga naturvärden eller som utgör funktionellt viktiga delar av grönstrukturen, ii) identifiera och reparera områden med potential att hålla höga naturvärden, och iii) skapa nya lösningar där sådana områden saknas.

## 7. Identifiera åtgärder som samtidigt gynnar flera ekosystemtjänster

Det finns goda möjligheter för urbana gröna miljöer att uppfylla flera olika ekosystemtjänster samtidigt, dvs. vara multifunktionella, och bidra med allt från ökad biodiversitet till temperaturregerling och rekreation<sup>12,59,151</sup> (se även Box 2). Ett sådant exempel finns i Portland, Oregon (USA) där man arbetar för att infrastruktur och gaturum ska vara multifunktionella. Genom ett ”Green Street program” designas vägnätet (inklusive cykel och gångstråk) för att också bidra med t.ex dagvattenhantering, naturlig vegetation för biologisk mångfald samt ett bättre lokalt klimat<sup>151</sup>.

En möjlighet för en stad som Lund skulle kunna vara att transformera befintliga gräsmattor till ängsvegetation. Genom att i staden anlägga större områden av naturtyper som finns i det omgivande landskapet ökar man möjligheterna att stadens gräsmarker blir en del av landskapsekologiska processer<sup>146</sup>, vilket potentiellt leder till en mer hållbar grön stadsmiljö där vilda växter spontant etablerar sig. Skåne dominerades fram till slutet av 1800-talet av ett blandjordbruk där artrika betes- och ängsmarker var ett viktigt inslag. I vissa regioner finns det i dagens jordbrukslandskap endast ett fåtal ängsmarker, strandängar och permanenta betesmarker med höga naturvärden kvar<sup>152</sup>. Att transformera gräsmattor till ängsmarker skulle därför kunna tillföra både ekologiska och kulturhistoriska värden och eventuellt kunna kopplas samman via gröna nätverk med ängs- och betesmarker i närheten och utanför staden. Genom att slå och samla in hö från urbana ängar skulle man dessutom kunna utvinna bioenergi<sup>58</sup> och forsla bort näring. Detta skulle vara positivt för den biologiska mångfalden då urbana grönområden ofta innehåller mer näring än motsvarande naturliga marker, något som påverkar biodiversiteten negativt<sup>20</sup>. En förutsättning är dock att man låter åtminstone en del av växterna blomma och sätta frö som hinner mogna för att säkerställa nyrekrytering av vegetation.

Andra tänkbara exempel är återställande av vattendrags naturliga sträckning och dess angränsande översvämnings- eller våtmarker. Sådana insatser kan vara positiva för arbete med både biodiversitet, lokal och regional dagvattenhantering, näringsläckage från jordbruket och rekreation, både stadsnära och på landsbygden. Dessutom verkar potentiella effekter av ett sådant projekt över flera rumsliga skalor, då både lokala och regionala processer inom avrinningsområdet påverkas. Som exempel kan nämnas ett projekt i Trelleborgs kommun. Där arbetar man på flera plan för förbättrad näringscirkulation, bl.a. genom att restaurera Tullstorpsån och angränsande våtmarker med målsättningen att minska näringsläckaget från jordbruket, samt starta näringsutvinning och biogasproduktion från makroalger insamlade längs kusten. Dessa

åtgärder förväntas dessutom leda till ökad biodiversitet, både i anknytning till ån och i den kustnära marina miljön när näringsläcket och mängden fintrådiga makroalger minskar. De stora mängder ruttnande alger som de senaste åren samlats längs kusten har setts som en olägenhet, bl.a. då de orsakat stark lukt, och därför kan projektet dessutom komma att bli positivt för rekreation och friluftsliv längs kusten, likväl som längs de återskapade miljöerna inåt landet längs ån<sup>153</sup>.

Borgström m.fl.<sup>120</sup> påpekar dock att det kan uppstå konflikter mellan olika ekosystemtjänster och biodiversitet. Detta gäller t.ex. när skötsel av natur- och grönområden begränsas av att dessa också ska vara lämpliga för rekreation, eller innehålla vissa estetiska och kulturella värden, t.ex. kan oklippta ängsmarker upplevas som oskötta. Möjligheterna att anpassa skötsel efter områdets ekologiska behov och därmed gynna biodiversitet begränsas då av andra ekosystemtjänster. Detta är tydligt t.ex. när det gäller att bibehålla naturlig störningsdynamik som vindfällan och översvämningssmarker, och de förändringar av habitat som de ger upphov till<sup>120</sup>. Om man vill kunna tillgodose samhällets behov av ekosystemtjänster (inklusive biodiversitet) bör planering för ekologiskt uthållig utveckling och ekosystemhälsa därför ske på flera tidsmässiga och rumsliga skalor (se avsnitt 4.8, 6.7 och figur 8). Fall där vissa ekosystemtjänster konsekvent gynnas framför andra kan då lättare upptäckas.

## 8. Sammanfattning och slutsatser

Denna rapport sammanställer kunskap om hur man kan bevara biologisk mångfald i urbana miljöer. Vi drar ett antal slutsatser som påverkar vilken mångfald som skall bevaras och hur man gör detta på ett effektivt sätt:

- För att framgångsrikt bevara och återskapa urban biologisk mångfald är det viktigt att tydliggöra de grundläggande målsättningarna; *vad* vill man uppnå och *varför*? Eftersom dessa målsättningar påverkar *vilken* mångfald som skall bevaras och *var* den skall bevaras kan man först därefter ta sig an *hur* detta ska ske, dvs. vilka verktyg och åtgärder som kan användas.
- Vi har visat att bevarande av urban biologisk mångfald bl.a. kan ha målsättningen att i) bevara arter för framtida generationer, ii) ge invånare ökad möjlighet att uppleva och förstå biologisk mångfald och iii) gynna ekosystemtjänster. Var och en av dessa målsättningar kräver olika åtgärder. Sällsynta arter kan bevaras var som helst, så länge det är möjligt att upprätthålla miljöer av god kvalitet och därigenom livskraftiga populationer. Mångfald för upplevelse, å andra sidan, måste vara kopplad till var människor bor och rör sig i staden medan arter som bidrar med ekosystemtjänster måste bevaras med en rumslig koppling till den tjänst de skall utföra.
- Genom en effektiv planering kan man finna lösningar som kan gynna mer än en målsättning i taget. Det finns också möjligheter att genom innovativa lösningar kombinera gynnandet av ekosystemtjänster i staden och bevarandet av biologisk mångfald.
- Biologisk mångfald associeras ofta med naturliga miljöer, men vi visar att det finns en lång rad miljöer i staden som bidrar till att upprätthålla den biologiska mångfalden. Därför måste (grön)planering av staden ha ett brett perspektiv på vilka miljöer man fokuserar på och förutom naturmiljöer även inkludera parker, trädgårdar, industritomter och infrastruktur. Detta skulle kunna underlättas om man minskade uppdelningen mellan planering av grönstruktur och resten av stadsrummet.
- Vi har visat att ett modernt sätt att förhålla sig till urban biologisk mångfald ser denna som något dynamiskt, som fortlöpande förändras och inte alltid är i jämvikt, men där både lokal habitatkvalitet och landskapsprocesser på flera rumsliga och tidsmässiga skalor är avgörande. Bevarandet och återskapandet av biologisk mångfald handlar därför om att identifiera och bevara befintliga

naturlika miljöer samt att skapa nya miljöer av högt värde för biologisk mångfald. Men det handlar också om att förstå att värdet av dessa miljöer för biologisk mångfald beror på deras storlek och hur väl de är förbundna med varandra.

- Ett grundrecept för att gynna urban biologisk mångfald är att skapa områden med låg intensitet på skötseln, som varierar i utseende och innehåll, är förbundna med varandra och vars status kontinuerligt utvärderas mot strategiska och taktiska målsättningar. Om privatägd mark kan bli en del av ett sådant system, genom information om hur de kan skötas på ett naturvänligt sätt, ökar möjligheten till framgång.
- Övergripande strategier för stadsbyggnad har betydelse för vilken mångfald som bevaras i staden. Därför måste beslut som t.ex. handlar om ifall staden skall byggas kompakt och inkludera större parker eller glesare med gröna strukturer integrerade i bostads/industriområden bygga på kunskap om hur den biologiska mångfalden påverkas.
- En dynamisk planering för biologisk mångfald kan integreras i statsplanering på en rad olika sätt. Rapporten diskuterar hur ett dynamiskt perspektiv på biologisk mångfald, byggt på skydd, restaurering, innovativa lösningar och information kan integreras i stadsplanering.
- En utmaning inför framtiden är att bevara biologisk mångfald i staden i en föränderlig värld, t.ex. påverkad av klimatförändringar. Vi visar på möjligheter till innovativa lösningar där klimatanpassning kombineras med bevarande av biologisk mångfald. Detta är ett område i behov av utveckling baserat på forskning.

Det är inte forskningens roll att göra avvägningar mellan alla de intressen som skall rymmas i staden. Genom att bygga sådana beslut på god vetenskaplig kunskap om hur biologisk mångfald påverkas av hur staden planeras och sköts är det dock möjligt att avväga olika nyttor på ett kostnadseffektivt sätt och, åtminstone ibland, även finna win-win lösningar.

## 9. Litteraturförteckning

- 1 Secretariat of the Convention on Biological Diversity. *Cities and Biodiversity Outlook*. (CBD, Montreal, 2012). Tillgänglig via: <<http://www.cbd.int/doc/publications/cbo-booklet-2012-en.pdf>>
- 2 Länsstyrelsen Skåne. *Skånska åtgärder för miljömålen - Regionalt åtgärdsprogram för miljökvalitetsmålen 2012-2016. Länsstyrelserapport: 2012:7* (Länsstyrelsen Skåne, 2012).
- 3 SCB. *Markanvändningen i tätorter 2000 och förändringar 1995-2000. Statistiska meddelanden MI 14 SM 0201* (SCB, 2003).
- 4 SCB. *Förändring av vegetationsgrad och grönytor inom tätorter 2000-2005. De tio största tätorterna 2005. Statistiska meddelanden MI 12 SM 1003* (SCB, 2005).
- 5 Grimm, N. B. m.fl. Global change and the ecology of cities. *Science*, 319, 756–760 (2008).
- 6 CBD. The Convention on Biological Diversity. (CBD, 1993). Tillgänglig via: <<http://www.cbd.int/intro/>>
- 7 Kleijn, D. m.fl. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution* 26, 474–481 (2011).
- 8 Artdatabanken. *Tillståndet i skogen - rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv. ArtDatabanken Rapporterar 9*. (Artdatabanken SLU, 2011).
- 9 Hedblom, M. Städernas flora och fauna - övervakning av grön mångfald i centrum. *Fauna & Flora* 107, 30–37 (2012).
- 10 Miller, J. R. & Hobbs, R. J. Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16, 330–337 (2002).
- 11 Dunn, R. R. m.fl. The Pigeon Paradox: Dependence of Global Conservation on Urban Nature. *Conservation Biology* 20, 1814–1816 (2006).
- 12 Bolund, P. & Hunhammar, S. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29, 293–301 (1999).
- 13 Hostetler, M. & Drake, D. Conservation subdivisions: A wildlife perspective. *Landscape and Urban Planning* 90, 95–101 (2009).
- 14 Niemelä, J. (red.) *Urban ecology - patterns, processes, and applications*. (Oxford University Press, 2011).
- 15 Gyllin, M. *Biological diversity in urban environments - positions, values and estimation methods*. Doktorsavhandling. (SLU Alnarp, 2004).
- 16 Bengtsson, J. Applied (meta)community ecology: diversity and ecosystem services at the intersection of local and regional processes. I: *Community Ecology: Processes, models and applications* (red. Verhoef, H. A. & Morin, P. J.) s. 115–130 (Oxford University Press, 2010).
- 17 Tschardtke, T. m.fl. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Review* 87, 661–685 (2012).

- 18 Smith, H. G. m.fl. Beyond dispersal: the roles of animal movement in modern agricultural landscapes. I: *Animal Movement* (red. Hansson, L.-A. & Åkesson, S.) (Oxford University Press, 2014).
- 19 Loreau, M. m.fl. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294, 804–808 (2001).
- 20 Kowarik, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159, 1974–1983 (2011).
- 21 Schandl, H. m.fl. “Biosensitive” cities; a conceptual framework for integrative understanding of the health of people and planetary ecosystems. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 378–384 (2012).
- 22 Whiston Spirn, A. Urban nature and Human design: Renewing the great tradition. I: *Classical readings in Urban Planning* (red. Stein, J. M.) (Island Press, 2001).
- 23 Young F. R. Interdisciplinary foundations of urban ecology. *Urban Ecosystems* 12, 311–331 (2009).
- 24 CBD. The Strategic Plan of the Convention on Biodiversity 2011-2020, Aichi Biodiversity Targets. (2011). Tillgänglig via: <<http://www.cbd.int/sp/targets/rationale/default.shtml>>
- 25 Pickett, S. T. A. m.fl. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 127–157 (2001).
- 26 Naeem, S. m.fl. The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science* 336, 1401–1406 (2012).
- 27 Dirzo, R. & Raven, P. H. Global state of biodiversity loss. *Annual Review of Environmental Resources* 28, 137–167 (2003).
- 28 Larsson, A. *Tillståndet i skogen - rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv. ArtDatabanken Rapporterar 9.* (ArtDatabanken, Uppsala, 2011).
- 29 Pereira, H. M. m.fl. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environmental Resources* 37, 25–50 (2012).
- 30 Hedblom, M. & Söderström, B. Woodlands across Swedish urban gradients: Status, structure and management implications. *Landscape and Urban Planning* 84, 62–73 (2008).
31. Marzluff, J. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems* 8, 157–177 (2005).
- 32 McKinney, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127, 247–260 (2006).
- 33 McKinney, M. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban ecosystems* 11, 161–176 (2008).
- 34 Nielsen, A.B. m.fl. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban ecosystems* 17, 305–327 (2014).
- 35 Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being.* (World Resource Institute, Washington, DC, 2005).

- 36 Cardinale, B. J. m.fl. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67 (2012).
- 37 Loreau, M. m.fl. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Science* 100, 12765–12770 (2003).
- 38 Tilman, D. m.fl. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441, 629–632 (2006).
- 39 Hooper, D. U. m.fl. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35 (2005).
- 40 Hector, A. & Bagchi, R. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448, 188–190 (2007).
- 41 TEEB. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. (Earthscan, London, UK, 2010).
- 42 Carvalheiro, L. G. m.fl. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters* 14, 251–259 (2011).
- 43 Brittain, C. m.fl. Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. *Global Change Biology* 19, 540–547 (2013).
- 44 Garibaldi, L. A. m.fl. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339, 1608–1611 (2013).
- 45 Fischer, J. m.fl. Integrating resilience thinking and optimisation for conservation. *Trends in Ecology Evolution* 24, 549–554 (2009).
- 46 Spangenberg, J. H. & Settele, J. Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity* 7, 327–337 (2010).
- 47 Ernstson, H. The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning* 109, 7–17 (2013).
- 48 Dearborn, D. C. & Kark, S. Motivations for Conserving Urban Biodiversity *Conservation Biology* 24, 432–440 (2010).
- 49 Coria, J. m.fl., Biodiversity conservation and ecosystem services provision: A tale of confused objectives, multiple market failures and policy challenges. I: *Handbook of the Economics of Biodiversity and Ecosystem Services*. (2014).
- 50 Soulé, M. E. What Is Conservation Biology? *Bioscience* 35, 727–734 (1985).
- 51 Cox, G. W. Conservation ethics. I: *Conservation Biology: Concepts and applications*. 2:a utg, s. 289–295 (WCM Publishers, 1996).
- 52 Faeth, S. H. m.fl. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Year in Ecology and Conservation Biology* 1223, 69–81 (2011).
- 53 Nationalencyklopedin. Dokupippi: Städernas vilda natur. <<http://www.ne.se/rep/dokupippi-stadernas-vilda-natur>> (hämtad 2013-05-20)
- 54 Skansen. Berguv och människa. <<http://www.skansen.se/sv/artikel/berguv-och-manniska>> (hämtad 2013-05-20)
- 55 Tzoulas, K. m.fl. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81, 167–178 (2007).



- 56 Wilby, R. L. & Perry, G. L. W. Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography* 30, 73–98 (2006).
- 57 Bengtsson, J. m.fl. Reserves, resilience and dynamic Landscapes. *Ambio* 32, 389–396 (2003).
- 58 Bengtsson, A. *Ekosystemtjänster från urbana grönytor- en systemstudie med fokus på kollagring och biobränsleproduktion i Lunds kommun*. Examensarbete (Institutionen för teknik och samhälle, miljö- och energisystem, LTH, 2012).
- 59 Jansson, M. *Hela staden- Argument för en grönblå stadsbyggnad. Stad & Land 183*. (Movium Partnerskap, SLU Alnarp, 2012).
- 60 Sjögren, M. *Den gröna staden, från koncept till praktik -om hur urban grönstruktur kan bidra till en ekologiskt hållbar stadsutveckling*. Examensarbete (Biologiska institutionen, Lunds universitet, 2012).
- 61 Mace, G. M. m.fl. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 19–26 (2012).
- 62 Colding, J. Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management. *Ambio* 35, 237–244 (2006).
- 63 Goddard, M. A. m.fl. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology Evolution* 25, 90–98 (2010).
- 64 Turner, M. G. m.fl. *Landscape Ecology in theory and practice*. (Springer Science+Business Media, NY, NY, 2001).
- 65 Begon, M. m.fl. *Ecology -individuals, populations and communities*. 3:e utg. (Blackwell Science, Oxford, UK, 1996).
- 66 Lindenmayer, D. m.fl. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11, 78–91 (2008).
- 67 Angold, P. G. m.fl. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment* 360, 196–204 (2006).
- 68 Shwartz, A. Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation* 157, 285–292 (2013).
- 69 Montoya, D. m.fl. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 666–672 (2012).
- 70 MacArthur, R. H. & Wilsson, O. E. *The Theory of Island Biogeography*. (Princeton University Press, Princeton, N.J, 1967).
- 71 Roxburgh, S. H. m.fl. The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85, 359–371 (2004).
- 72 Fox, J. W. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 86–92 (2013)
- 73 Dunning, J. B. m.fl. Ecological Processes That affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65, 169–175 (1992).
- 74 Colding, J. “Ecological land-use complementation” for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 81, 46–55 (2007).

- 75 Chace, J. F. & Walsh, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46–69 (2006).
- 76 Beier, P. & Noss, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241–1252 (1998).
- 77 Öckinger, E. & Smith, H. G. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology* 23, 27–40 (2008).
- 78 Gilbert-Norton, L. m.fl. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24, 660–668 (2010).
- 79 Hodgson, J. A. m.fl. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48, 148–152 (2011).
- 80 Mörtberg, U. & Wallentinus, H. G. Red-listed forest bird species in an urban environment - assessment of green space corridors. *Landscape and Urban Planning* 50, 215–226 (2000).
- 81 Begon, M. m.fl. Chapter 23: Islands, areas and colonization. I: *Ecology - individuals, populations and communities*. 3:e utg. (Begon, M. m.fl.) s. 861-883. (Blackwell Science, Oxford, UK, 1996).
- 82 Hanski, I. *Metapopulation ecology*. (Oxford University Press, Oxford UK, 1999).
- 83 Pulliam, H. R. Sources Sinks and Population Regulation. *American Naturalist* 132, 652–661 (1988).
- 84 Öckinger, E. m.fl. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* 93, 31–37 (2009).
- 85 Battin, J. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18, 1482–1491 (2004).
- 86 Leibold, M. m.fl. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7, 601–613 (2004).
- 87 Ramalho, C. E. & Hobbs, R. J. Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 179–188 (2012).
- 88 Tilman, D. m.fl. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65–66 (1994).
- 89 Hahs, A. K. m.fl. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters* 12, 1165–1173 (2009).
- 90 Kuussaari, M. m.fl. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 564–571 (2009).
- 91 Anderson, T. R. *Biology of the ubiquitous sparrow, from genes to populations*. (Oxford University Press, Oxford UK, 2006).
- 92 Larsson, M. & Knöppel, A. *Biologisk mångfald på spåren. Zoologisk och botanisk inventering av järnvägsmiljöer med fokus på hotade arter, skötsel och framtidsperspektiv*. (Banverket, Expert och utveckling, Borlänge 2009).
- 93 Kühn, N. Intentions for the unintentional - Spontaneous vegetation as the basis for innovative planting design in urban areas. *Journal of Landscape Architecture*, autumn, 46–53 (2006).
- 94 Stenström A. & Frisborg A. *Främmande arter i Västra Götalands län. Naturvårdsenheten Rapport nr: 2009:02*. (Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2009).

- 95 Dukes, J. S. & Mooney, H. A. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14, 135–139 (1999).
- 96 Countryside info. Rhododendron - A killer of the countryside. <<http://www.countrysideinfo.co.uk/rhododen.htm>> (hämtad 2013-05-09)
- 97 Niemelä, J. Ecology and urban planning. *Biodiversity Conservation* 8, 119–131 (1999).
- 98 Benton, T. G. m.fl. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182–188 (2003).
- 99 Rundlöf, M. m.fl. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography* 33, 514–522 (2010).
- 100 Politi Bertoncini m.fl. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning* 105, 53–61 (2012).
- 101 Sushinsky, J. R. m.fl. How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts? *Global Change Biology* 19, 401–410 (2013).
- 102 Sjöman, H., Ostberg, J. & Buhler, O. Diversity and distribution of the urban tree population in ten major Nordic cities. *Urban Forest and Urban Greening* 11, 31–39 (2012).
- 103 Stagoll, K. m.fl. Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters* 5, 115–122 (2012).
- 104 Lohmus, K. & Liira, J. Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. *Basic and Applied Ecology* 14, 165–173 (2013).
- 105 Newbound, M. m.fl. Fungi and the urban environment: A review. *Landscape and Urban Planning* 96, 138–145 (2010).
- 106 Edman, M. & Fällström, I. An introduced tree species alter the assemblage structure and functional composition of wood-decaying fungi in microcosms. *Forest Ecology and Management* 306, 9–14 (2013).
- 107 Breuste, J. m.fl. Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape Ecology* 23, 1139–1142 (2008).
- 108 Bastin, L. & Thomas, C. D. The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology* 14, 493–507 (1999).
- 109 Vergnes, A. m.fl. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation* 145, 171–178 (2012).
- 110 Löfvenhaft, K. m.fl. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 68, 403–427 (2004).
- 111 Aspenström, A. Vild satsning i de urbana mellanrummen. (Svenska Dagbladet, 2008). <[http://www.svd.se/kultur/understrecket/vild-satsning-i-de-urbana-mellanrummen\\_1866551.svd](http://www.svd.se/kultur/understrecket/vild-satsning-i-de-urbana-mellanrummen_1866551.svd)> (hämtad 2013-05-22)
- 112 Stähle, A. Den hållbara staden är både tät och grön. (Svenska Dagbladet, 2008). <[http://www.svd.se/kultur/understrecket/den-hallbara-staden-ar-bade-tat-och-gron\\_2231003.svd](http://www.svd.se/kultur/understrecket/den-hallbara-staden-ar-bade-tat-och-gron_2231003.svd)> (hämtad 2013-05-22)
- 113 Lin, B. B. & Fuller, R. A. FORUM: Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of Applied Ecology* 50, 1161–1168 (2013).

- 114 Gagné, S. A. & Fahrig, L. The trade-off between housing density and sprawl area: Minimising impacts to forest breeding birds. *Basic and Applied Ecology* 11, 723–733 (2010).
- 115 Fischer, J. m.fl. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 380–385 (2008).
- 116 Phalan, B. m.fl. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science* 333, 1289–1291 (2011).
- 117 Sadler, J. m.fl. Building for biodiversity: Accommodating people. I: *Urban Ecology-Patterns, Processes and Applications* (red. Niemelä, J.) (Oxford University Press, Oxford UK, 2011).
- 118 Elander, I. m.fl. Biodiversity in urban governance and planning: Examples from Swedish cities. *Planning Theory and Practice* 6, 283–301 (2006).
- 119 Sandström, U. G. m.fl. Urban comprehensive planning - identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. *Landscape and Urban Planning* 75, 43–57 (2006).
- 120 Borgström, S. T. m.fl. Scale mismatches in management of urban landscapes. *Ecology and Society* 11(2), 16 (2006).
- 121 Ahrné, K. m.fl. Bumble bees (*Bombus* spp) along a gradient of increasing urbanization. *PLoS One* 4, (2009).
- 122 Gaston, J. m.fl. Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation* 14, 46 (2005).
- 123 Samnegård, U. m.fl. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation* 144, 2602–2606 (2011).
- 124 Heynen, N. C. The scalar production of injustice within the urban forest. *Antipode* 35, 980–998 (2003).
- 125 Parmesan, C. & Yohe, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37–42 (2003).
- 126 Chen, I. C. m.fl. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333, 1024–1026 (2011).
- 127 Devictor, V. m.fl. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2, 121–124 (2012).
- 128 Rummukainen, M. m.fl. *Uppdatering av den vetenskapliga grunden för klimatarbetet. En översyn av naturvetenskapliga aspekter.* (SMHI, 2011).
- 129 Schweiger, O. m.fl. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89, 3472–3479 (2008).
- 130 Larson, E. K. m.fl. The paradoxical ecology and management of water in the Phoenix, USA metropolitan area. *Ecohydrology Hydrobiology* 5, 287–296 (2005).
- 131 Campbell, A. m.fl. *The linkages between biodiversity and climate change mitigation.* (UNEP World Conservation Monitoring Centre, 2008).
- 132 Seabrook, L. m.fl. Restore, repair or reinvent: Options for sustainable landscapes in a changing climate. *Landscape and Urban Planning* 100, 407–410 (2011).

- 133 Game, E. T. m.fl. Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conservation Biology* 27, 480–485 (2013).
- 134 Nassauer, J. I. Landscape as medium and method for synthesis in urban ecological design. *Landscape and Urban Planning* 106, 221–229 (2012).
- 135 Memmott, J. m.fl. Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters* 10, 710–717 (2007).
- 136 Lindemann-Matthies, P. & Marty, T. Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden? *Biological Conservation* 159, 37–44 (2013).
- 137 Pywell, R. m.fl. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology* 44, 81–94 (2007).
- 138 Royal Horticultural Society. Four ways to “green up” your garden. <<http://www.rhs.org.uk/Gardening/Sustainable-gardening/Urban-greening/How-to-improve-your-garden>> (hämtad 2013-04-10)
- 139 Puppim de Oliveira, J. A. m.fl. Cities and biodiversity: Perspectives and governance challenges for implementing the convention on biological diversity (CBD) at the city level. *Biological Conservation* 144, 1302–1313 (2011).
- 140 Köhler, N. *Tak och tid gav biologisk mångfald*. Byggindustri (2011). Tillgänglig via: <[http://www.byggindustrin.com/energi-miljo/tak-och-tid-gav-biologisk-mangfald\\_\\_9191](http://www.byggindustrin.com/energi-miljo/tak-och-tid-gav-biologisk-mangfald__9191)> (hämtad : 2013-04-12)
- 141 Persson, A. *Strategi, åtgärder och uppföljningsmetoder till stöd för pollinerande insekter i stadsmiljö*. Lokalt naturvårds-projekt: Samverkan kring pollinerare och ekosystemtjänster. (Malmö stad 2012).
- 142 McFrederick, Q. S. & LeBuhn, G. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation* 129, 372–382 (2006).
- 143 Osborne, J. L. m.fl. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology* 45, 784–792 (2008).
- 144 Schmiede, R. m.fl. Enhancing plant biodiversity in species-poor grassland through plant material transfer - the impact of sward disturbance. *Applied Vegetation Science* 15, 290–298 (2012).
- 145 Torok, P. m.fl. Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* 44, 133–138 (2012).
- 146 Prach, K. m.fl. Large-Scale Restoration of Dry Grasslands on Ex-Arable Land Using a Regional Seed Mixture: Establishment of Target Species. *Restoration Ecology* 21, 33–39 (2013).
- 147 Malmö Stad. *Miljöbyggprogram SYD version 2*. (Malmö Stad, 2012). Tillgänglig via: <[www.miljobyggprogramsyd.se](http://www.miljobyggprogramsyd.se)>
148. Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. Linking ecological and built components of urban mosaics: an open cycle of ecological design. *Journal of Ecology* 96, 8–12 (2008).
- 149 Ernstson, H. m.fl. Urban Transitions: On urban resilience and human-dominated ecosystems. *Ambio* 39, 531–545 (2010).

- 150 Adevi, A. A. & Grahn, P. Preferences for landscapes: A matter of cultural determinants or innate reflexes that point to our evolutionary background? *Landscape Research* 37, 27–49 (2011).
- 151 Ahern, J. Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landscape Ecology* 28, 1203–1212 (2013).
- 152 Emanuelsson, U. *Det skånska kulturlandskapet*. (Signum, Lund, 1985).
- 153 Trelleborgs, kommun, Miljöförvaltningen. Havet och kusten som resurs. <<http://www.kretsloppetitreleborg.se/>> (hämtad 2013-05-23)
- 154 Mayor of London. Leading to a greener London. (2009) <<http://www.london.gov.uk/who-runs-london/mayor/publications/environment/leading-greener-london>> (hämtad 2013-04-04)
- 155 City of Phoenix. Rio Salado Habitat Restoration Area. <<http://phoenix.gov/parks/trails/locations/riosalado/index.html>> (hämtad 2013-05-10)
- 156 Kristianstads kommun. Kristianstads vattenrike, Verksamhet i biosfärsområdet. <<http://www.vattenriket.kristianstad.se/verksamhet/>> (hämtad 2014-01-15)



**I serien CEC synteser har tidigare utgivits:**

- Nr 01** Juliana Dänhardt, Katarina Hedlund, Klaus Birkhofer, Helene Bracht Jørgensen, Mark Brady, Christer Brönmark, Sandra Lindström, Lovisa Nilsson, Ola Olsson, Maj Rundlöf, Martin Stjernman, Henrik G. Smith 2013. *Ekosystemtjänster i det skånska jordbrukslandskapet*. Lunds universitet och Region Skåne. ISBN 978-91-981577-0-3



## BIOLOGISK MÅNGFALD I URBANA MILJÖER -FÖRUTSÄTTNINGAR, FÖRDELAR OCH FÖRVALTNING

Den ökande urbaniseringen leder till att städer breder ut sig över omgivande landskap, med förlust av jordbruksmark och naturmiljöer som följd. Ambitionen att städer inte skall breda ut sig leder istället till att kvarvarande naturliga, obebyggda och övergivna miljöer inom städer får stryka på foten till förmån för förtätad bebyggelse och infrastruktur. Urbaniseringen går på så sätt ut över biologisk mångfald, vilket hotar både skyddsvärda arter och de ekosystemtjänster som gynnar människors välbefinnande. Att bevara, skapa och sköta naturmiljöer i städer kan vara ett effektivt sätt att förvalta både urban biologisk mångfald och eko-systemtjänster.

Biologisk mångfald bör ses som något föränderligt som påverkas av såväl den lokala miljöns kvalitet som av ekologiska processer på större skalor i tid och rum. Att gynna biologisk mångfald handlar därför om att bevara och sköta befintliga värdefulla miljöer, samt om att skapa ett varierande nätverk av dessa miljöer med t.ex. parker, industritomter och infrastruktur.

Rapporten beskriver hur väl underbyggda landskapsekologiska teorier om fragmentering och konnektivitet kan användas för att bättre införliva frågor om urban biologisk mångfald i en långsiktig stadsplanering och visar genom exempel på åtgärder hur detta kan genomföras i praktiken.

**CEC SYNTESER** är en serie syntesrapporter som samordnas från Centrum för miljö- och klimatforskning. I synteserna kombineras information från olika källor, såväl resultat från den egna forskningen som från ett representativt urval av den tillgängliga vetenskapliga litteraturen. Syftet är att belysa en specifik frågeställning ur ett brett perspektiv, och förmedla en helhetsbild som inkluderar robusta rön och väsentliga osäkerheter.

**CENTRUM FÖR MILJÖ- OCH KLIMATFORSKNING** är en centrumbildning placerad vid naturvetenskapliga fakulteten vid Lunds Universitet. Uppdraget är att samla, förstärka och synliggöra utbildning och forskning inom miljö- och klimatområdet. Läs mer på [www.cec.lu.se](http://www.cec.lu.se).