



UPPSALA  
UNIVERSITET

# Vård och restaurering av stadens naturmiljöer för att gynna biologisk mångfald

Sara Carlsén

---

Degree project in biology, Bachelor of science, 2012  
Examensarbete i biologi 15 hp till kandidatexamen, 2012  
Institutionen för biologisk grundutbildning  
Handledare: Brita Svensson

## Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Inledning	2
Natur i staden	3
Stadens biologisk mångfald	3
Varför ska vi bevara biologisk mångfald?	3
Mångfaldens olika skalor	4
Stadens artuppsättning skiljer sig från naturens	4
Exotiska arter kan bli invasiva	5
Stadens ekologi	6
Förändringar från landsbygd till stad	6
Staden domineras av antropogena störningar	6
Biologisk mångfald ger resiliens mot förändringar	7
Bebyggelse fragmenterar habitat	7
Stora fragment minimerar exponering	8
Gröna korridorer och lummiga trädgårdar bildar nätverk för migration	9
Skötsel och restaurering av stadens natur	9
Katläggning av staden underlättar planering	9
Restaurering- att återställa värdefulla habitat	10
Parklandskap	10
Stadsnära skog	10
Ändrar skötsel förvandlar gräsmattor till ängsmark	11
Dagvatten förorenar sötvattenssystem	11
Våtmarker är naturens reningsverk	12
Industritomer och tak blir oaser bland betongen	12
Den mänskliga faktorn	13
Diskussion	14
Slutord	15
Referenser	15

## **Sammanfattning**

Nästan all jordens yta är idag på något sätt påverkad av mänsklig aktivitet, och att bevara endast vilda naturområden blir därför otillräckligt för att hejda förlusten av biologisk mångfald. Istället måste naturskydd vävas in även i antropogena miljöer och städer där hälften av vår befolkning nu bor. Staden är en miljö vi format och påverkat i högsta grad och den förändras ständigt under våra påtryckningar tills naturmiljön kan liknas vid en mosaik av varierande succionsstadier. Samtidigt är städernas försörjning helt beroende av livsnödvändiga ekosystemtjänster, såsom rening av vatten och luft, vars funktion i sin tur bygger på välmående ekosystem med tillräcklig biologisk mångfald. I den här litteratursammanställningen undersöker jag hur biologisk mångfald kan bevaras och gynnas i stadsmiljö. Jag finner att grönområden behöver skötas och restaureras på ett sätt som bevarar och efterliknar varierande lokalt förekommande naturtyper. Dessutom behöver man ta hänsyn till konnektivitet då grönområden behöver bilda ett sammanhängande nätverk som möjliggör migration för genflöde och fullt resursutnyttjande. Slutligen är det nödvändigt att samarbeta med stadens invånare för att få deras stöd, genom att erbjuda information och möjlighet till engagemang i skötsel och restaurering.

## **Inledning**

Människan har under alla tider påverkat sin omgivning på olika sätt. Först som jägare-samlare och senare som jordbrukare, har vi tagit del i ekologiska processer, reducerat populationer av bytesdjur och modifierat växtlighet till vår fördel. Under den större delen av vår existens har denna påverkan haft en relativt liten global effekt, men de senaste 300 åren har det dock skett dramatiska förändringar (Ellis m. fl. 2010). Den teknologiska utvecklingen har gjort det möjligt att utvinna naturresurser och förändra ekosystem i en skala som aldrig förut varit möjlig. Samtidigt har den globala populationen växt till 7 miljarder varav hälften nu bor i städer. Städer som kräver 500–1000 gånger sin egen yta till försörjning. Den klassiska bilden av hur jorden utgörs av till stor del orörd natur indelad i olika biomer gäller inte längre då de flesta terrestra ekosystem på något sätt är utsatta för antropogen påverkan. Bara 22 % av jordytan kan räknas som orörd, och 85% av denna är fragmenterad. Världens biomer har omvandlats till antromer med landytan dominerad av städer, jordbruk, gödslad betesmark och skogsbruk (Ellis m.fl. 2010).

Konsekvenserna av vår påverkan på naturliga ekosystem är omfattande.

Klimatförändring, övergödning, jorderosion och kemiska föroreningar är bara några exempel (Foley m.fl. 2005). Människans fysiska omvandling av landskapet är kanske den mest uppenbara förändringen, och har resulterat i nya typer av antropogena ekosystem såväl som degradering och fragmentering av naturliga habitat (Hobbs m. fl. 2006, Foley m.fl. 2005). Allt detta bidrar till att arter dör ut i en 100 – 1000 gånger högre takt jämfört med förhuman tid och den globala biologiska mångfalden är starkt hotad (Pimm m. fl. 1995).

I grunden är vi helt beroende av de resurser och tjänster som naturen förser oss med. Utan välfungerande ekosystem skulle även basala behov som mat, ren luft och vatten vara omöjliga att tillgodose. Samtidigt bygger ekosystemens hälsa och funktion på komplexa nätverk av interaktioner mellan dess arter. Minskningen av arters mångfald och försvinnandet av nyckelroller som predatorer eller pollinatörer kan sätta hela system ur balans (Hooper m. fl. 2005). Att bevara natur och biologisk mångfald samtidigt som den mänskliga populationen och dess användning av naturresurser ökar kan därför vara den största utmaningen i vår tid. Naturvården har traditionellt fokuserat på att bevara de vilda, orörda områden som finns kvar. I takt med att vildmark försvinner har idéer utvecklats om att sådan naturvård inte räcker. Vi måste lära oss förstå processer i antropogena miljöer och hur välmående ekosystem och biologisk

mångfald kan främjas även där (Ellis m. fl. 2010, Foley m.fl. 2005, Hobbs m.fl. 2006). En ny bild växer fram där människor inte är separerade från naturliga processer, utan tar del i dem. För att bevara staden som en långsiktigt hållbar levnadsmiljö behövs naturens ekosystemtjänster och för att bevara välmående ekosystem och populationer behöver naturen få ta plats även i staden. Den urbana miljön blir en sammansmältning av de två världarna där vi kan sträva efter att återställa den naturliga balansen mellan människan och det ekosystem hon lever i.

I detta litteraturarbete kommer jag att sammanställa studier om urban ekologi med syftet att förstå hur naturvård och restaurering av grönområden kan gynna den biologiska mångfalden i städer.

Jag har sökt artiklar till sammanställningen på databaserna Web of Science och Google Scholar. Jag sökte på orden ”urban ecology”, ”urban biodiversity” och ”urban restoration” och från de artiklar jag hittade sökte jag på begrepp som omnämns där såsom: ”ecosystem services, conservation, disturbance, resilience, succession, exotic species, fragmentation, edge, connectivity, corridors, indicators, habitat, park, forest, stormwater, wetlands, brownfields, rooftop, bioremediation, social, volunteer”. Artiklar som senast publicerats och refererats mest prioriterades.

### **Natur i staden**

Människor har alltid sökt skydd mot naturens element och konstruerat byggnader för att undslippa oönskat väder och besök av vilda djur. Ur det perspektivet kan städer betraktas som en expansion av vår kontroll av närmiljön. Rent vatten, mat och energiförsörjning är önskade och nödvändiga element, medan avlopp, avfall och djurliv betraktas som orenligheter som ger upphov till sjukdomar och pest. De transporteras ut ur staden till soptippar eller byggs in i underjordiska avlopp och dagvattenbrunnar som får rinna ut i vattendrag nedströms. Under 1900 talet har naturen idealiserats alltmer och man har förskönat staden med utbyggnad av parker och trädgårdar (Kaika 2004). Men fortfarande produceras alla essentiella resurser och tjänster utanför stadens gränser på ytor många gånger större än dess egen areal. I en värld där miljonstäder blir allt vanligare, blir det viktigt att integrera natur också för dessa tjänster. Många miljöproblem som uppstår i staden måste behandlas lokalt och naturen bidrar med en mångfald av tjänster som rening av luft, vatten och avlopp, reglering av stormvatten och klimat och dämpning av bullernivån. Många tjänster är oersättliga eller skulle kosta enorma summor att ersätta med teknik (Bolund & Hunhammar 1999). Att sträva mot en stad med resurser i kretslopp minskar samhällets ekologiska fotavtryck och stress på övrig natur, samtidigt som det främjar en hållbar utveckling.

### **Stadens biologiska mångfald**

Biologisk mångfald kan beskrivas som den variation i livsformer som återfinns på alla nivåer i naturen. Från den genetiska variation som skiljer individer, populationer och arter från varandra, till de många arter som utgör ett ekosystem samt de varierande typer av ekosystem som ger en mångfald av livsmiljöer (Hunter & Gibbs 2007).

### Varför ska vi bevara biologisk mångfald?

Förutom de etiska grunderna för att bevara mångfald, det inneboende värdet av dess existens, utgör olika arter råmaterial för produkter vi är beroende av och som utför oersättliga ekosystemtjänster. Mångfalden fungerar som en buffert mot förändringar, där en stor variation ökar chansen att vissa egenskaper klarar ändrade förhållanden, och att ett system i stort kan anpassa sig istället för att kollapsa (Hooper m.fl. 2005). Ett ekosystem där flera arter har liknande

funktionella egenskaper, som exempelvis predatorer, är mer stabilt då inte hela näringskedjan kollapsar om en av dessa dör ut. På samma sätt är det större chans att en population med stor genetisk variation har några individer som klarar sig bättre än de andra i en given kritisk situation och kan överleva (Hooper m. fl. 2005).

I en värld där den biologiska mångfalden försvinner snabbt och resurserna för naturvård är begränsade, argumenterar somliga för att investera allt i världens "hotspots" som de artrika tropiska skogarna (Myers m. fl. 2000). Å andra sidan är mänskliga populationer oftast tätast just i sådana hotspots där den höga primärproduktionen också skapar ideala förutsättningar för matproduktion. Därför kan det visa sig viktigt att bevara mångfald även bland våra bosättningar (Chown m. fl. 2003). Dearborn & Kark (2009) har sammanställt olika motiveringar för att bevara biologisk mångfald i urbana miljöer. De menar att urban mångfald kan utgöra en viktig komponent av den regionala mångfalden och att grönområden kan fungera som en språngbräda för migration genom staden. Förutom de värdefulla ekosystemtjänsterna bidrar mångfalden med ökat välmående och kan vara viktig för folkbildning och medvetenhet om natur och miljö. Att studera hur populationer klarar urbana förhållanden som ökade temperaturer och föroreningar kan även visa hur de klarar förestående klimat och miljöförändringar (Dearborn & Kark 2009).

### Mångfaldens olika skalor

När man mäter biologisk mångfald är det viktigt att vara medveten om vilken rumslig skala man tittar på. Är målet att bevara en viss art, en viss typ av arter eller mångfald generellt? Tittar man på mångfalden inom ett grönområde eller inom hela staden? Hur skiftar mångfalden över temporala skalor som dygnsrytmer och årstider? (Savarda m. fl. 2000).

Artrikedomen utgörs av antalet arter man hittar på en viss plats, men att dessa är jämnt fördelade spelar också roll. Om det finns 20 arter och förekomsten av dem är jämnt fördelade ger det en större övergripande mångfald än om två arter dominerar medan resten är ovanliga. Mångfalden kan också variera beroende på vilket eller vilka områden man mäter. Alfa-diversitet mäter mångfalden inom ett samhälle. Beta-diversitet mäter skillnaden i artkomposition mellan samhällen över landskapet. Gamma-diversitet mäter den totala mångfalden över ett landskap med många samhällen (Gurevitch 2005). På Kaphalvön i Sydafrika ger jordens varierande bördighet upphov till ett skiftande landskap med många olika samhällen. Artrikedomen i varje samhälle är låg, men eftersom skillnaden är stor emellan dem ger det en hög beta-diversitet och som helhet är Kaphalvön ett av de mest artrika områdena i världen (Simmons & Cowling 1995). Städer kan ibland besitta en oväntat hög biologisk mångfald. Detta kanske delvis kan förklaras av den mångfald av habitat som ryms inom staden samt den starka miljögradienten från landsbygd till stadskärna, som ger en hög beta-diversitet (Losóva m. fl. 2011). Återigen blir vi påmind om skalan, då det kan hända att en urban skog har högre mångfald än en urban äng, men om man planterar skog i stadens alla grönområden minskar mångfald överlag (Savarda m. fl. 2000).

### Stadens artuppsättning skiljer sig från naturens

De flesta arter man hittar i staden har invandrat från de lokala artpoolerna, men samtidigt har en stor mängd exotiska arter introducerats med eller utan avsikt, etablerat sig i staden och spridit sig till naturområdena. Överlag hittar man inte samma artuppsättning i staden som man gör i vildmarken. Många arter skyr bullret, de främmande strukturerna och den ständigt föränderliga miljön här. Andra stortrivs och frodas. När man pratar om stadsmiljöer brukar arter delas in i tre grupper (McKinney 2002).

*Urbana avvikare:* I den här kategorin samlas alla arter som är känsliga för mänskliga

aktiviteter och de förändringar vi ger upphov till. Hit hör djur med stora revir som kräver vidsträckta områden för att klara sina behov, ofta stora däggdjur och predatorer, som björn, varg och älg. Marken räcker inte till för dem i staden. Arter som lever i inre skogshabitat brukar också vantrivas i städer, de kräver det jämnare klimatet under trädkronorna och mogna trädbestånd med den rika mattan av nedbrutet organiskt material. Växter med långa livscyklar och som trivs i våtmarker är också sårbara i städer.

*Urbana anpassare:* Här hittar vi arter som utnyttjar stadens resurser och trivs. Djuren är ofta allätare som drar nytta av gödda trädgårdsväxter, avfall och de öppna gräsmattorna. Hit hör arter som möss, kaniner, kråkor, svalor och många småfåglar. Växterna är kolonisatörer, typiska ogräs, som snabbt sprids till barmark. Vanligen kommer de från närliggande naturområden omkring staden och är inhemska.

*Urbana exploatörer:* Den här gruppen är ofta mycket eller helt beroende av de miljöer och förhållanden som de mänskliga aktiviteterna har skapat. Det är en homogen grupp arter som påträffas i de flesta städer världen över. De är växter anpassade till kompakterad jord, asfalt och föroreningar, eller djur som lever i de strukturer och av det avfall vi skapat. I Europa finner man till exempel duva, stare, gråsparv, svartråta och husmus i alla städer. Ofta är de invasiva och främmande arter. Avsaknad av predation och en rik tillgång på föda får deras populationer att explodera.

### Exotiska arter kan bli invasiva

I globaliseringens spår då kontakten mellan olika kontinenter ökat dramatiskt, har många arter spridits med människans hjälp och etablerats på nya platser både avsiktligt och oavsiktligt. Man talar om en global homogenisering, där skillnaden i artuppsättning både inom och mellan kontinenter suddas ut.

Den biologiska mångfalden är på nedgång globalt sett, och exotiska invasiva arter som tränger ut och utrotar specialiserade inhemska arter är en av de bakomliggande orsakerna (Olden m. fl. 2004).

Lokalt och regionalt har dock mångfalden varit jämn eller till och med på uppgång även om artsammansättningen ändrats. Det stämmer med de ekologiska teorierna där mångfalden ökar när graden av isolering minskar. De exotiska arterna kan bidra till den lokala artrikedomen så länge de inte orsakar fler utdöenden.

Exotiska arter som blir invasiva är ofta snabba att etableras och gynnas av de störande aktiviteter och all barmark som skapas i urbana miljöer (Sax & Gaines 2003) I bevarandebiologi anses exotiska arter ofta ha en negativ inverkan. Exotiska arter inte bara konsumerar och konkurrerar med inhemska arter, de kan också sprida sjukdomar och förändra ekosystemets funktioner och tjänster på oförutsägbara sätt. Exotiska arter kräver försiktighet just för att varje art har olika egenskaper och det är omöjligt att veta hur de kommer reagera i den nya miljön. Därför vill man ofta ta det säkra före det osäkra och i största möjliga mån undvika etableringen av exotiska arter (Antonio & Meyerson 2002)

I stadskärnan, som har en hög grad av exotiska arter, kan man argumentera att dessa borde låtas vara eftersom de kanske kan överleva där inhemska arter skulle klara sig dåligt. Å andra sidan finns det risk att de sprider sig till närliggande naturområden och blir invasiva där.

Över längre tidsperioder verkar både inhemska och exotiska arter anpassa sig till mänskliga aktiviteter och nya antropogena habitat skapas. Runt Medelhavet, där jordbruk och städer format landskapet under 3000 år, är skillnaden mellan naturområden och grönområden i städer mycket mindre och andelen inhemska arter i städer mycket högre än i övriga Europa (Werner 2011).

## **Stadens ekologi**

Städer världen över kan se mycket olika ut. Klimat, geografi, flora och fauna, stadsplanering, arkitektur samt olika typer av antropogena aktiviteter varierar. Ändå har urbana miljöer många gemensamma karaktärsdrag. Precis som den ekologiska vetenskapen har utvecklat generella principer som kan appliceras i alla naturliga system, kan generella principer hittas för urbana miljöer där människan spelar nyckelrollen (Werner 2011). Här kommer vi därför att utforska den urbana ekologins särdrag.

### Förändringar från landsbygd till stad

Om man färdas från landsbygden till stadens kärna förändras landskapet dramatiskt. Gradienten kan liknas vid de förändringar i mikroklimat och artsammansättning som sker då man färdas uppför ett berg, där bergstoppens hårda klimat är stadskärnan. Allmänna mätningar längs gradienten kan vara ökad populationstäthet och andelen yta täckt av vattenavvisande ytor som byggnader och asfalt. Andra faktorer som förväntas öka med graden av urbanisering kan uppmätas som föroreningar i luft, vatten och jord, kompakterade och alkaliska jordar, genomsnittliga temperaturer, nederbörd och antal exotiska arter (McDonnel & Hahs 2008, McKinney 2002). Generellt minskar den biologiska mångfalden längs med gradienten och är som lägst i stadskärnan. Vissa arter, som fåglar och fjärilar har observerats öka vid medelintensiv urbanisering, det vill säga i förorter.

### Staden domineras av antropogena störningar

I ekologins barndom ansåg man att alla ekosystem rör sig mot klimax, ett slutgiltigt tillstånd av jämvikt, som ekosystemet alltid återvänder till när det utsätts för yttre störningar (Clements 1916). På senare tid har man insett att detta är en alltför enkel bild av en komplex värld där alla processer är sammankopplade och inget ekosystem kan vara isolerat. Yttre störningar, klimatförändringar och evolution ger upphov till en natur i ständig förändring. Däremot kan man tänka sig att ett större landskap kan befinna sig i en slags tillfällig jämvikt, en mosaik av olika stadier av succession (Gurevitch 2005). I en stad blir begreppen klimax och jämvikt än mer orealistiska då störningarna är täta eller konstanta och ger upphov till ett system i ständig förändring som aldrig närmar sig jämvikt.

En yttre störning på ett ekosystem kan beskrivas som en händelse som förändrar samhällets struktur. I naturen kan det handla om brand, vindstormar, jordskred, predation, herbivori och sjukdomar. Arter i naturliga ekosystem har anpassat sig till att överleva eller regenereras efter lokalt förekommande störningar (Gurevitch 2005), men i en stad är antropogena störningar mycket vanligare än naturliga och frekvensen av dessa högre. För att forma landskapet efter vårt behag vänder vi jord, klipper gräs, buskar och träd, planterar främmande arter, tar bort ogräs och applicerar pesticider (Rebele 1994). Urbaniseringen har också förändrat biogeokemiska flöden och ökar många substansers förekomst dramatiskt, på sätt som påverkar klimat, hydrologi och ekosystem. Luftföroreningar som kväveoxider, ozoner och andra reaktiva gaser samt luftpartiklar, skapas från förbränningsmotorer och industrier. De kan färdas långt utanför stadsgränsen och påverkar bland annat växters förmåga att fotosyntetisera. Samtidigt bidrar luftföroreningar och den minskade evapotranspirationen ofta till ett flera grader varmare klimat runt staden, en så kallad värmeö (Grimm m. fl. 2008).

Ofta är upp till 50% av stadens yta täckt av vattenavvisande asfalt eller betong och som konsekvens infiltreras inte nederbörd in i marken, utan ansamlas i stora mängder avrinnande vatten och för med sig föroreningar som spolats ut i vattendrag. Ammoniak och kväveoxider från

gödsel och förbränning skapar övergödning och syrgasbrist i dessa vattendrag. Antibiotika, hormoner, tungmetaller och många andra kemikalier påverkar organismer på olika sätt. Vattendragens flöde avbryts när de leds genom kanaler och nedgrävda rör, och den minskade vattenmängden som når marken skapar en hydrologisk torka där aeroba förhållanden i jorden ändrar dess kemi (Paul & Meyer 2001, Walsh m. fl. 2005, Grimm m. fl. 2008).

Alla dessa mekaniska, kemiska och klimatologiska inverkningarna kan slå ut vissa organismer, försvaga andra och ibland förändra artuppsättning, struktur och funktion för ett helt organismsamhälle.

Vid en naturlig störning påverkas ofta delar av ett samhälle, medan kvarvarande vegetation eller fröbank med tiden återhämtar sig genom stadier av sekundär succession. Vid konstruktion av byggnader och infrastruktur däremot, täcker man ofta marken med cement, asfalt eller tar bort det översta jordskiktet. Hela samhället kan då utplånas och eftersom till och med växtsubstratet är borttaget koloniserar sådana områden med primär succession. Ett nytt substrat måste först ackumuleras, innan växter och djur sprider sig från närliggande samhällen. I naturen uppkommer primär succession mest efter stora geologiska förändringar som vulkanutbrott eller en glaciär som drar sig tillbaka. I en stad är primär succession relativt vanlig (Rebele 1994).

De frekventa störningar på stadens habitat skapar ett mycket heterogent landskap, där olika successions-stadier kan finnas sida vid sida och i vissa fall blandade på samma plats. Exempel på detta är parker där gräset klipps ner medan träden tillåts växa och åldras (Niemelä 1999). Sammantaget med stadens olika strukturer skapas en mångfald av mikroklimat och livsmiljöer för arter anpassade för olika nischer, vilket kan bidra till den biologiska mångfalden.

### Biologisk mångfald ger resiliens mot förändringar

Ett samhällens resiliens har traditionellt definierats som tiden för återhämtning till jämvikt efter en störning men kan även beskrivas som ett systems förmåga att omorganisera och anpassa sig för att behålla struktur och funktion (Folke m. fl. 2004). Biologisk mångfald ökar systemets resiliens, särskilt om det finns många funktionella grupper som predatorer, herbivorer, pollinerare och varje grupp innehåller arter som svarar olika på förändringar. Då är det större chans att systemets funktion bibehålls över störningar och miljöförändringar, även om dess artuppsättning varierar (Hooper m. fl. 2005). Mänskliga aktiviteter har dramatiskt påverkat processer som vanligen förändras mycket långsamt, exempelvis genom borttagandet av viktiga funktionella grupper, utsläpp av för systemet främmande ämnen eller förändrad intensitet och uttryck av störningar. Samhället kan då tappa många arter och bli sårbart inför ytterligare störningar som kan utlösa ett regimskifte där systemets funktion, produktivitet och ekosystemtjänster förloras (Folke m. fl. 2004). Ett exempel är då regnskog oåterkalleligt övergår till gräsmark. Därför är det viktigt att bygga resiliens och bevara biologisk mångfald så att system kan anpassa sig till antropogena förändringar och fortsätta producera viktiga ekosystemtjänster.

### Bebyggelse fragmenterar habitat

Fragmentering av naturområden kan vara ”det allvarligaste hotet för biologisk mångfald och den främsta orsaken till pågående artutdöenden” (Wilcox and Murphy, 1985). I städer är fragmenteringen uppenbar och grönområden förekommer som öar mellan hav av byggnader. De ekologiska processer som styr fragmenterade landskap har gäckat ekologer länge och många teorier har utvecklats om hur öarnas egenskaper och rumsliga fördelning kan påverka. Storlek, form och närhet till andra fragment är variabler som diskuterats, liksom konnektivitet, det vill säga graden av utbyte med andra fragment.

Enligt öbiogeografins teori kan varje område liknas vid en ö i ett hav, där artrikedomen



bestäms av förhållandet mellan invandring och utdöenden. Om ön är mycket isolerad överstiger antal utdöenden antalet invandrade, och artrikedomen blir låg. Storleken på ön spelar också in, då en större ö har plats för större populationer och ofta kan innefatta fler nischer som kan försörja fler arter. Artrikedomen kan därför förutsägas av öns storlek samt antalet närliggande öar och avståndet till dessa (Rickelfs 2007). Det har debatterats hur bra öbiogeografimodellen verkligen passar i städer, då bebyggelse inte är lika ogästvänligt att migrera genom som ett öppet hav. Olika arter har olika möjlighet att migrera, medan en fågel kan söka skydd på byggnader och i gatuträd, saknar ett rådjur samma möjlighet. Dessutom förutsätter teorin att det finns ett ”fastland” som arter kan migrera från. Det till trots fungerar öbiogeografi som en första uppskattning av stadens konnektivitet (Niemelä 1999).

I metapopulationsteori undersöks bara en population som delas upp i subpopulationer över ett spatialt fragmenterat landskap. Teorin bygger på invandring, utvandring och utdöenden och undersöker dynamik och genflöde mellan de olika kolonierna. När ett habitat blir isolerat och migration inte kan ske till eller från andra habitat, löper subpopulationerna risk att bli inavlade och blir känsliga för demografiskt slumpmässiga händelser. Korridorer mellan habitat som underlättar migration ökar genflöde och motverkar inavel och lokala utdöenden. Dessutom kan det isolerade området i sig vara för litet för att försörja vissa arter, som klarar sig om de kan vandra mellan och därmed utnyttjat resurser från flera områden (Hunter & Gibbs 2007).

”Source – Sink” är en påbyggnad av metapopulations-modellen. Där utvandrar individer från ett habitat av hög kvalitet och hög populationstäthet till ett habitat av sämre kvalitet med lägre populationstäthet, där risken för utdöende är högre. Utan tillflöde från källan skulle den senare populationen förvinna.

Harrison & Bruna (1999) menar att teorier om ekologiska mekanismer i fragmenterade landskap är övervägande hypotetiska och inte stöds av många studier. Studier av fragmentering är svåra att genomföra då det är nästan omöjligt att hitta replikat, det vill säga fragment som ser likadana ut. De mest övertygande studierna har utförts i mikroskala under kontrollerande förhållanden. Istället är de mest bevisbara effekterna av habitatfragmentering kanteffekter, degraderingen av biologiska funktioner och förlust av biologisk mångfald.

### Stora fragment minimerar exponering

När habitat fragmenteras ökar vanligen andelen yta som exponeras mot intilliggande område. Det som pågår utanför habitatet tränger sig in och ofta har det intilliggande området ett annat mikroklimat (Harrison & Bruna 1999). De flesta studier på kanteffekter har gjorts på kvarvarande skogsfragment som gränsar mot kalhyggen (Collinge 1996), där skillnader i mikroklimat visar sig som ökad mängd ljus och därmed ökade temperaturer samt mer vind och därmed lägre luftfuktighet och fler vindfällda träd. Dessutom kan arter som anpassats till kanthabitatet, ofta främmande och ruderala arter, ta plats medan arter som anpassats till inre skogsförhållanden trängs undan. I en stad kan kanteffekterna ta andra uttryck där människor interagerar med skogen. Vi lämnar trädgårdsavfall där, vi hämtar ved och använder skogen för rekreation som medför nedtrampning. Dessutom bör alla de antropogena störningarna från staden vara som mest märkbara just vid kanten, föroreningar, övergödning, värmeöar, buller (Collinge 1996). Kanteffekterna är inte något som påverkar bara skogsgränsen, utan kan tränga sig in tiotals meter i skogsfragmentet. I ett litet fragment kan det resultera i att hela habitatet blir en kant. För att minimera andelen kant och maximera andelen insida är storleken och formen på fragmentet viktigt. Ett större fragment ger en mindre andel kant och ett runt eller fyrkantigt fragment har ett mer sammanhängande innerhabitat än ett avlångt (Collinge 1996) I en befintlig stad kanske storlek och form på grönområden inte går att påverka, men det är en bra tumregel när man

planerar nybyggnation.

### Gröna korridorer och lummiga trädgårdar bildar nätverk för migration

Staden utgör en barriär för många arter, som har svårt att förflytta sig genom den. Konnektivitet, förbindelsen mellan olika grönområden, är därför en viktig komponent i staden. För att öka migrationsmöjligheter kan grönområden knytas samman av gröna korridorer och växtlighet öka framkomlighet genom den urbana matrixen och skapa ett sammanhängande nätverk (Niemelä 1999, Collinge 1996).

Den urbana matrixen kan definieras som den mosaik av strukturer som utgörs av bebyggelse. Det är en heterogen blandning av allt från villaområden till industriområden till den tätbebyggda stadskärnan. Ju mer växtlighet som finns i den urbana matrixen i form av exempelvis gatuträd och bakgårdar, desto mer framkomlig blir den för migrerande arter och ger en högre konnektivitet (Werner 2011).

Gröna korridorer kan fungera som ett förlängt habitat som arter kan migrera genom till nästa habitat. Korridoren kan vara ett bevuxet, linjärt stråk som går genom barriären och kopplar ihop två isolerade grönområden (Collinge 1996). En korridor kan till exempel vara planterade gator och boulevarder, strandvegetation längs vattendrag, ängsmark längs järnvägsspår. Privata trädgårdar i villaområden kan också fungera som en korridor om de är tillräckligt bevuxna (Kong m. fl. 2010, Rudd & Schaefer 2002). Migrationen ska gärna kräva minsta möjliga insats från den art som migrerar vilket underlättas då alla grönområden kopplas till varandra och bildar ett nätverk av korridorer, snarare än en enda korridor som löper som en tråd genom staden (Kong m. fl. 201). Ofta finns det också ett större grönområde i staden som utgör ett ”moderfragment” varifrån många arter och mycket genetiskt material kan spridas till mindre fragment. Om resurserna är begränsade är konnektivitet till detta moderfragment en prioritet (Rudd & Schaefer 2002).

Det är dock omdiskuterat hur effektiva korridorer är och hur de ska designas. Man fann att gröna korridorer inte ökade mångfalden för växter, fjärilar och skalbaggar i staden, men kan vara viktiga för spridning av små skogslevande däggdjur (Angold m. fl. 2006). Fåglars artrikedom ökade med graden av konnektivitet till närliggande vegetation (Shanahan m. fl. 2011) och i Stockholm var konnektiviteten mellan mogna bestånd av lövträd viktig för förekomsten av rödlistade skogsfåglar (Mörtberg & Wallentuis 2000). Å andra sidan visar studier att gatuträd kan ockuperas av urbana generalister och predatorer som bildar en fälla för migrerande skogsfåglar (Fernandez-Juricic & Jokimäki 2001). Många studier lägger betoning vid att storlek, kvalitet och närhet till andra habitat är viktiga faktorer för att stödja tillräckligt stora populationer.

Djur sprider sig på olika vis och kan uppfatta bevuxna korridorer olika, beroende på kroppsstorlek, revir, rörlighet, födospecialisering, sökbeteende samt sociala beteenden. Arter som lever i innerskogar kan uppfatta smala korridorer som ett kanthabitat och helt undvika det (Collinge 1996), medan många invertebrater och växter verkar kunna sprida sig relativt obehindrat genom staden (Angold m. fl. 2006). Det kan alltså vara viktigare att rikta insatserna på arter som har svårt att sprida sig och bygga art-specifika korridorer (Collinge 1996, Angold m. fl. 2006).

### **Skötsel och restaurering av stadens natur**

#### Kartläggning av staden underlättar planering

För att kunna förstå stadens ekologi behöver den betraktas ur ett lokalt perspektiv som tar hänsyn till geografi, historia, sociala aspekter, abiotiska och biotiska flöden. För att ta fram en skötselplan för biologisk mångfald kan man kartlägga markanvändning och bestämma vilken typ

av biotop varje grönområden tillhör (Nilson 2011). Fjärranalys kan mäta växtlighet inom bebyggelse för att uppskatta biologisk mångfald och framkomlighet (Werner 2011). Med en översiktlig karta kan man sedan planera skötsel och restaurering. Gröna korridorer kan anläggas där de gör mest nytta, värdefulla grönområden skyddas och de av dålig kvalitet förbättras.

Det är omöjligt att inventera alla arter i hela staden för att mäta den biologiska mångfalden. För att skaffa sig en uppfattning kan indikatorer vara till stor hjälp. Det taxon man inventerar bör kunna representera flera andra taxon som är svårare att mäta. Bra indikatorer ska ha följande egenskaper: (i) välkänd och stabil taxonomi (ii) välkänd biologi/naturhistoria (iii) enkel att studera och hantera (iv) högre taxon med bred geografisk utbredning över olika typer av habitat (v) lägre specialiserade taxon med känslighet för förändringar (vi) mönster som påvisar biologisk mångfald (vii) potentiell ekonomisk vikt (Pearson 1994). När Hermy & Cornelis (2000) undersökte möjliga indikatorer för urbana parker använde de 1) växter eftersom de reflekterar habitat för olika djur, 2) fåglar för deras stora utbredning och roll som toppredator, 3) amfibier och fjärilar för deras känslighet för förändringar i miljö och habitat samt 4) graden av heterogenitet i habitatet då detta ofta är kopplat till biologisk mångfald.

#### Restaurering – att återställa värdefulla habitat

Även om ingenting kan ersätta vikten av att bevara befintlig natur och grönstruktur för den biologiska mångfalden, kan det vara värdefullt att restaurera degraderade områden. Young (2000) menar att ekologisk restaurering snarare än strikt bevarande av natur kommer att vara viktigt för att bevara mångfald i en alltmer antropogen värld. Restaurering brukar dessutom fokusera på en långsiktig återhämtning på hela ekosystem snarare än på enskilda populationer och beskrivs därför vara ett optimistiskt förhållningssätt. Målet med ekologisk restaurering är att återställa de ekologiska strukturerna, funktionerna, tjänsterna och populationerna som de var innan degraderingen. Att återskapa ett självreglerande system som underhåller hälsosamma populationer kan då bli ett komplement till naturreservat för att bevara biologisk mångfald (Ormerod 2003).

I en stad kan det i vissa fall vara svårt att förstå vad det naturliga ursprungsläget var, när den varit utsatt för antropogen påverkan under lång tid. Å andra sida finns det gott om urbana skogar, gräsmarker och vattendrag som har tydliga naturliga referenspunkter.

#### Parklandskap

Trädgårdar, parker, kyrkogårdar, alléer och bakgårdar är landskap som skulpterats för människans behag och saknar ofta likheter med naturliga habitat. Oftast utgör de ett slags öppet landskap med klippta gräsmattor och utspridda träd, buskar och andra ornamentala element. Ändå kan de vara viktiga för många, speciellt trädlevande arter. Alléer, gatuträd och nätverk av privata trädgårdar kan fungera som gröna korridorer och förlängning av habitat för fåglar, gnagare och insekter. Frukträdens blommor och frukter är en viktig födokälla för frugivorer och nektarätande insekter, medan barrträd ger skydd åt övervintrande fåglar. Flera lager av växtlighet med trädkronor, buskage och marktäckare samt strukturer som dammar, stenrösen, kullar och fågelholkar ger upphov till fler mikrohabitat och livsmiljöer som kan stödja fler arter. (Hermy & Cornelis 2000, Fernandez -Juricic & Jokimäki 2001, Savarda m. fl. 2000).

#### Stadsnära skog

De boreala skogar som dominerar norra Europa har anpassats till och formats av frekventa bränder, som öppnat luckor för regeneration och återbördat näring till jorden. De äldre skogsbestånden med stor strukturell heterogenitet och mycket död ved besitter den högsta

biologiska mångfalden. Det senaste århundradet har dock skogsbruk och kontroll av bränder konverterat mycket skog till homogena trädbestånd, med minskad mångfald som följd (Nordlind & Östlund 2003). Hedblom & Söderström (2008) har visat att urbana skogsområden i Sverige har en större sammanlagd areal än landets skyddade skogar, vilken 2009 utgjorde 3,3 % av landets produktiva skog (Skogsstyrelsen). Skog i utkanter av städer utgör ofta fragment av förindustriella bestånd med hög ålder och har en stor andel död ved, som är viktiga för många rödlistade arter. Skogsfragment närmare stadskärnan är ofta delvis degraderade. Död ved och undervegetation har aktivt avlägsnats för att skapa en mer estetisk tilltalande miljö och göra plats för rekreation. Frekventa besök kan också skada undervegetationen med nedtrampning och hindra regeneration av träd. För att höja mångfalden i sådana skogsbestånd är det viktigt att låta fällda träd och död ved ligga, och att planera stigar på ett sätt så att åtminstone delar av beståndet skonas från nedtrampning. Det kan vara viktigt att introducera någon form av mekanisk störning som imiterar skogsbrändernas påverkan. Gallring kan öppna luckor som tillåter förnyring av träd, skapar död ved och en större strukturell variation (Nordlind & Östlund 2003). Eld, som är en naturlig störningsfaktor i boreala skogar, kan anses för riskfyllt i områden med så hög population och bebyggelse.

#### Ändrad skötsel förvandlar gräsmattor till ängsmark

Vältrimmade gräsmattor dominerar stadens parker, kyrkogårdar, rondeller och vägkanter, medan även gården och urbana ängar som inte sköts om kan påträffas här och var. Ofta har sådan gräsmark mycket låg biologisk mångfald. De har höga näringsvärden, antingen från gödsel eller från läckage från omgivande odlingsmark, som gynnar kompetitiva ogräsväxter. I nordvästra Europa har man traditionell hållit landskapet öppen genom slåtter och bete som resulterade i värdefulla ängshabitat med hög mångfald. Ändrad skötsel av urbana gräsmarker skulle kunna återskapa en sådan mångfald. Många studier har funnit att en medelintensiv skötsel i form av slåtter med borttagning av hö två gånger om året, gärna i kombination med betning, gav en mer artrik flora. Detta beror troligen på den minskade fertiliteten och att den nedklippta vegetationen gör plats för mindre kompetitiva och mer specialiserade arter. Att sprida frön eller transplantera typisk ängsflora skyndade dessutom på återhämtningen (Walker m. fl. 2004, Auestad m. fl. 2011). Smith et al. (2003) fann att den ökade mångfalden efter sådan behandling också ökade förekomsten av svampmycel och jordbakterier. Det är viktigt att komma ihåg att anpassa restaurering till vad som är den lokala utgångspunkten. Förutom artsammansättning, kan jordmån variera och därmed näringstillgång, pH och fuktighet. (Walker m. fl. 2004).

Många gräsmattor i staden hålls vältrimmade för funktionella och estetiska syften, men det finns också många stuvar vid vägkanter som kan återställas till ängsmark. Vägkanter som sköts rätt kan bli viktiga habitat för hotad flora och många insekter (Noordijk m. fl. 2009, Hopwood 2008). Om det dessutom finns träd eller buskage i närheten kan ängen locka många fåglar och gnagare som i sin tur livnär sig på insekterna (Shaffer, 2004).

#### Dagvatten förorenar sötvattenssystem

Rent vatten är livsnödvändigt och jordens vattendrag och deras ekosystem förser oss med dricksvatten, bevattning för jordbruk och rening av avfall och föroreningar. De utgör också habitat för en uppsjö av biota, som möjliggör sådana tjänster genom sina ekologiska funktioner.

Akvatiska system är både kopplade till varandra och direkt påverkade av de terrestra system som vattnet färdas genom på väg till de akvatiska sänkorna (Baron m. fl. 2002). Upp till 50 % av staden är täckt av vattenavvisande ytor som asfalt eller byggnader. När det regnar kan vattnet inte infiltreras i jorden, utan ansamlas och sköljs ut i vattendrag via nätverk av

dagvattenledningar. Med följer allt som hamnat på dessa ytor, bland annat organiska föreningar, metaller, bekämpningsmedel och höga nivåer av kväve och fosfor (Paul & Meyer 2001). Det höga trycket från vattenmassorna som spolat ut i vattendrag eroderar strandbanken och skadar känsliga arter. Strandvegetation som anpassats till naturliga grundvattennivåer och säsongernas skiftande vattenflöden, minskar kraftigt i förekomst nära det urbana centret. Det finns ett samband mellan populationstätheten i staden och hög andel vattenavvisande markyta vars effekt är försämrade vattenkvalitet och låg mångfald av akvatiska arter (Paul & Meyer 2001, Groffman m. fl. 2003). När nederbörden spolat bort istället för att nå ner i jorden sänks grundvattennivåerna vilket kan åstadkomma hydrologisk torka som skadar även terrestra arter. (Groffman m. fl. 2003).

Strandvegetation är viktig för att stabilisera vattentemperatur, förhindra erosion av strandbanken, bidra med organiskt material som föda och habitat samt buffra mot dagvatten och föroreningar. Att förbättra strukturer och vegetation runt vattendraget är därför vanligt vid restaurering av urbana vattendrag. Walsh m. fl. (2005) menar att detta är ineffektivt och att problemet istället ligger hos stadens vattenavvisande ytor. Om restaureringen fokuserade på att minska flödet av dagvatten genom ökad infiltrering och transpiration, skulle mycket av den fysiska och kemiska stressen samt den hydrologiska torkan kunna utebli. Man kan exempelvis lägga gatsten istället för asfalt, plantera fler träd längs gator och på parkeringar och anlägga gröna tak.

#### Våtmarker är naturens reningsverk

Våtmarker är biologiskt mycket produktiva eftersom de återfinns i gränslandet mellan land och vatten med många interaktioner mellan systemen som ger en hög mångfald. De är viktiga habitat för häckande fåglar, lekande fiskar och för reproduktion av många insekter och amfibier. Det är också ett habitat som blir alltmer sällsynt (Zedler & Kercher 2005). Hälften av världens våtmarker är redan förlorade, ofta till ifyllnad eller dränering för utbyggnad av städer och jordbruksmark, medan kvarvarande våtmarker ofta är degraderade, särskilt de nedströms jordbruk och städer, som drabbas av övergödning och föroreningar. Våtmarker har beräknats vara det mest ekonomiskt värdefulla habitatet per yta och dess förmåga att rena vatten och buffra för översvämningar såväl som torka är ekonomiskt oersättliga (Zedler & Kercher 2005).

Restaurerade eller artificiella våtmarker och dammar kan också fungera som fallor för överflödigt kväve som annars skulle åstadkomma övergödning nedströms. Kvävet fångas genom flera processer; makrofyter som vass fungerar som ett filter för partiklar, som även kan sedimentera i stora och djupa dammar. Kvävet kan även omvandlas till gasform genom denitrifierande bakterier. Kvävefällan fungerar bäst när vattnet får passera långsamt. En problematik är dock att mest kväve läcker ut i vattendrag med vinterns ökade mängd nederbörd samtidigt som de låga temperaturerna försämrar organismernas förmåga att binda kväve (Jansson m. fl. 1994).

Även om våtmarker inte kan binda allt kväve vi skulle önska kan de till viss del fungera som ett biologiskt reningsverk i staden genom att ta upp en del av dagvattnets föroreningar och därför minskar stressen på vattendrag. Samtidigt utgör de värdefulla habitat. Att bevara, restaurera och även konstruera våtmarker i urbana miljöer kan därför visa sig både ekonomiskt och ekologiskt värdefullt (Shutes 2001).

#### Industriomter och tak blir oaser mellan betongen

Att från grunden installera ekologiska funktioner på barskrapade områden kan bilda värdefulla habitat, födokällor och språngbräddor för migration. Eftersom den naturliga utgångspunkten och

substratet ofta saknas skapar man en form av primär succession istället för att restaurera området i vanlig bemärkelse.

Strauss & Biederbann (2006) fann en mångfald av insekter på ödetomter i Berlin som kunde knytas till varierande successions-stadier då tomterna utnyttjats vid varierande tidpunkter. De föreslog därför att eventuell nybyggnation på ödetomter bör roteras så att varje tomt får tid att genomgå flera successions-stadier så att den sammantagna mosaiken kan stödja högre mångfald.

I Toronto restaurerades ödetomter i industriområden till grönstruktur för habitat och rekreation. Den främsta problematiken med industriella ödemarker är föroreningar från tidigare verksamheter. Ofta finns rester av olja och tungmetaller kvar som kan utgöra hot mot besökande människor och djur. Vanligen löses problemet med borttagning av ett jordlager, eller täckning med asfalt eller cement (De Sousa, 2003.). Ett alternativ för restaurering av förorenade jordar är biologisk rening med organismer som kan ackumulera eller bryta ner skadliga substanser. Vissa ormbunkar och senapsväxter är hyperackumulativa för metaller. Man kan även utnyttja symbiotiska förhållanden mellan växter och jordbakterier eller mycorrhiza, som kan bryta ner komplexa organiska föreningar. Däremot finns fortfarande många oklarheter om hur väl biologisk rening fungerar i olika jordar och vilka resultat och risker som medföljer (Lynch & Moffat 2005).

Att anlägga gröna tak i städer kan skapa oaser för många arter i den annars barskrapade miljön. Förutom att ta upp dagvatten och bidra till en renare luft och jämnare klimat, kan de bilda viktiga habitat. Ekosystemet på ett tak är helt konstruerat, där både substrat och arter utväljs noggrant efter de stränga klimatiska förhållanden som råder där. Extrem vind, kyla, hetta, torra och fukt tillåter bara stresståliga växter, vanligen krypande sorter av *Sedum* (Oberndorfer m. fl. 2007). Trots, eller kanske på grund av, de torftiga förhållandena har en rik mångfald av ibland sällsynta fåglar, insekter och växter noterats på gröna tak. Brenneisen (2006) föreslog att gröna tak kan underhålla ännu högre mångfald om de designas som en heterogen mosaik som kan stödja arter med olika anpassningar. Bland annat kan man låta pH, fuktighetsgrad och substratsdjup variera.

### **Den mänskliga faktorn**

Staden är människans revir, och att arbeta med skötsel och restaurering av natur i staden kommer oundvikligen innebära att arbeta också med människor och deras behov, önskemål och värderingar. För att utforma grönområden på ett sätt som både gynnar den biologiska mångfalden och möter människans behov behövs ett interdisciplinärt samarbete mellan samhällsvetenskap och naturvetenskap (Picket m. fl. 2011, Miller & Hobbs 2002). Exempelvis ökar användningen av parker och andra grönområden om de upplevs som estetiskt tilltalande, välskötta, tillgängliga, säkra och utgör en bra plats att umgås på. Ett grönområde som är omtyckt blir oftare omhändertaget av befolkningen och löper mindre risk att degraderas av vandalism och nedskräpning. Tillgänglighet kan utgöras av väl markerade stigar och informativa skyltar medan säkerhet innefattar element som öppen sikt och belysning. Plats för umgänge kan innebära allt från fotbollsplaner till sittplatser (McCormack m. fl. 2010). Kompromisser som ger utrymme för både människa och natur blir nödvändiga. Trots det borde människor inte bara betraktas som en begränsande faktor för vad som kan åstadkommas i staden, utan som en tillgång.

När en stor del av populationen lever i städer, är det viktigt att koppla människor till sin närmiljö, då den utgör mångas enda naturupplevelse. Uppskattning för sin närmiljö och förståelse för vikten av att bevara natur och biologisk mångfald där, kan leda till en positiv feedback som ökar stödet för bevara natur även på andra platser. Ofta har biologer och invånare olika attityder och uppfattningar om hur ett grönområde ska se ut och skötas. Därför är det viktigt att erbjuda

information, exempelvis via skyltning, om varför man sköter en plats på ett visst sätt. Ännu bättre är att bjuda in lokalbefolkningen till deltagande i aktiviteter, som gemensamma arbetsdagar eller naturvandringar. En skolklass eller ett grannskap som värnar om sin närmiljö kan utgöra en potentiell volontär arbetsstyrka och vara en enorm tillgång vid krävande projekt i restaurering och skötsel. För villaägare, som står för mycket av grönstrukturen i vissa områden, kan man ta fram program som informerar om hur en trädgård bäst gynnar biologisk mångfald. En engagerad och kunnig allmänhet kan också sätta press på beslutsfattare att ta fram nya riktlinjer som värnar om biologisk mångfald i stadsplaneringen (Miller & Hobbs 2002, Nilson 2011).

Flera studier har korrelerat biologisk mångfald till bostadsområden med högre inkomst och bättre utbildning. Det är inte klart vad som orsakar skillnaden, men eftersom mångfalden ger tillgång till en renare närmiljö och bättre hälsa, skapar den en skillnad i social jämställdhet över stadsmiljön.

I flera städer i USA har tvärvetenskapliga initiativ för att bevara urban natur dykt upp, bl.a. i New York, Phoenix, Chicago och Baltimore (Miller & Hobbs 2002). Till exempel innehåller ”The Baltimore Ecology Study” komponenter som 1) forskning i urbana ekologiska och sociala processer, 2) Utbildning för lokalbefolkningen och skolor om sin närmiljö och 3) deltagande i samhällsengagemang som skapar dialog mellan privata, kommunala och ideella aktörer i staden.

Den förståelse och de nätverk som bildas av sådana interdisciplinära initiativ ger plats för helhetstänkande och nyskapande som förhoppningsvis leder till en stad där både social jämställdhet och ekologisk hållbarhet är möjlig (Picket m. fl. 2011).

## **Diskussion**

Staden kan betraktas som en mosaik av skiftande miljöer och strukturer i ständig förändring. Miljöerna domineras och formas av antropogena aktiviteter som störningar och biogeokemiska förändringar som försätter naturen i ett konstant tillstånd av pånyttbörjad succession. Trots detta tränger sig naturen på från utkanterna och brer ut sig mellan gator och hus. Istället för att hålla den tillbaka bör vi bjuda in den och tillvarata de värdefulla ekosystemtjänster som stadens långsiktiga hållbarhet är beroende av. Rening av mark, vatten och luft, reglering av klimat och översvämningar samt möjlighet till rekreation och hälsa, är alla livsnödvändiga och ekonomiskt värdefulla tjänster.

För att bevara hälsosamma ekosystem med bibehållna funktioner och tjänster måste dess biologiska mångfald bibehållas och stärkas. I den föränderliga stadsmiljön blir den biologiska mångfalden om möjligt ännu viktigare för systemens resiliens – dess förmåga att återhämta och anpassa sig utan att förlora funktion.

I den här litteratursammanställningen har jag beskrivit och diskuterat förhållanden som gynnar den biologiska mångfalden i städer.

Även om den föredragna metoden att bevara biologisk mångfald är att skydda ännu orörda miljöer från påverkan, kan mycket göras för att förbättra förhållanden i hävdade eller försämrade områden. Staden är mycket variationsrik då den består av en mängd olika naturtyper, successions-stadier och strukturer. Detta kan gynna mångfalden genom att erbjuda livsmiljöer för arter med olika anpassningar. Därför kan man i en översiktsplan framhäva denna variation genom att restaurera eller konstruera grönområden som representerar olika naturtyper. Skogsbestånd kan gallras och skötas på ett sätt som efterliknar gammal skog med död ved, luckor och träd av olika storlek och ålder. Parklandskap och gräsmattor i staden kan skötas på ett sätt som efterliknar de traditionellt hävdade slättermarkerna genom bete eller klippning endast 1-2 gånger per sommar. Strandvegetation vid sjöar och vattendrag bör sparas som en buffertzona mot dagvatten och

föreningar från staden. Även våtmarker kan tillvaratas eller konstrueras för att kontrollera och rena dagvattnet. Värdefulla habitat och ekosystemtjänster kan konstrueras på ödetomter och tak för att stärka grönstrukturen.

På grund av ständiga kontakter och utbyten med andra platser och världsdelar, har många exotiska arter etablerat sig i staden. Även om de kan bidra till en högre mångfald, så kan de också orsaka stor skada i många ekosystem. Därför bör försiktighet rekommenderas i hantering med exotiska arter, och inhemska arter föredras i planering, restaurering och skötsel av grönområden.

När det gäller den rumsliga utformningen och fördelningen av grönområden bör enskilda fragment vara så stora och cirkelformade som möjligt, för att undvika kanteffekternas störningar och, när det gäller skog, tillåta senare succetions-stadier som ger högre mångfald.

Konnektivitet och utbyte mellan olika områden är viktigt för migration som möjliggör genflöde och fullständigt resursutnyttjande, även om det inte är helt klart hur detta ska utformas. Närhet till andra fragment, gärna stora s.k. moder-fragment har betydelse, likaså hur bevuxna och framkomliga de bebyggda delarna av staden är. Korridorer mellan grönområden kan underlätta migration, men det är oklart om de är effektiva för all biota eller om de bör planeras med en specifik målgrupp i åtanke för att nå maximal effekt. I det fall man planerar korridorer ska alla grönområden helst sammankopplas med varandra för att maximera möjligheterna att migrera.

## **Slutord**

Från studier av städer världen över växer nu kunskap fram om urban ekologi. Men för att implementera kunskapen på ett sätt som bevarar naturmiljöer och biologisk mångfald, behöver den betraktas ur ett lokalt sammanhang med kunskap om lokala naturtyper och arter. Kartläggning av rådande förhållanden och detaljplaner måste utarbetas till varje stad. Kulturella värderingar och samhällsengagemang styr vad som är genomförbart och är därför en grundläggande förutsättning för lyckade bevarandeprojekt. Utan ett långsiktigt stöd från allmänheten kommer ekologiska värden att bortprioriteras. Information och samverkan med stadens invånare måste stå i centrum för att bygga en stad som är socio-ekologiskt hållbar och resilient i en ständigt föränderlig värld.

## **Referenser**

Angold PG, Sadler JP, Hill MO, Pullin A, Rushton S, Austin K, Small E, Wood B, Wadsworth R, Sanderson R, Thompson K. 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment* **360**: 196 – 204

Antonio CD, Meyerson LA. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology* **10**: 703-713

Auestad I, Rydgren K, Austad I. 2011. Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Ann. Bot. Fennici* **48**: 289-303

Baron JS, Poff NL, Angermeier PL, Dahm CN, Gleick PH, Hairston NG, Jackson RB, Johnston CA, Richter BD, Steinman AD. 2002. Meeting ecological and societal demands for freshwater. *Ecological Applications* **12**: 1247-1260



- Bolund P, Hunhammar S. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* **29**: 293-301
- Brenneisen S. 2006. Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban habitats* **4**: 1541-7115
- Chown SL, Van Rensburg BJ, Gaston KJ, Rodrigues A S.L, Van Jaarsveld AS. 2003. Energy, species richness, and human population size: Conservation implications at a national scale. *Ecological Applications* **13**:1233-1241
- Clements F. 1916. *Plant Succession: An analysis of the development of vegetation*. Washington D.C: Carnegie Institution of Washington.
- Collinge SK. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* **36**: 59-77
- Dearborn DC, Kark S. 2009. Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation Biology* **24**: 432-440
- De Sousa CA. 2003. Turning brownfields into green space in the City of Toronto. *Landscape and Urban Planning* **62**: 181–198
- Ellis EC, Goldewijk KK, Siebert S, Lightman D. och Ramankutty N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* **19**: 589–606
- Fernández-Juricic E, Jokimäki J. 2001. Habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* **10**: 2023-2043
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin SF, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice C, Ramankutty N, Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**: 570
- Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson L, Holling C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. **35**: 557–81

Grimm NB, Foster D, Groffman P, Grove J, Hopkinson CS, Nadelhof KJ, Pataki DE, and Peters D PC. 2008 .The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Front Ecol Environ* **6**: 264-272

Groffman PM, Bain DJ, Band LE, Belt KT, Brush GS, Grove M, Pouyat RV, Yesilonis IC, Zipperer WC. 2003. Down by the riverside: urban riparian ecology. *Front Ecol Environ* **1**: 315-321

Gurevitch J, Scheiner S.M, Fox G.A. 2005. *The Ecology of Plants – Second edition*. Sinauer associates Inc.

Harrison S, Bruna E. 1999 Habitat fragmentation and large scale conservation: what we know for sure? *Ecography* **22**: 225-232.

Hedblom M, Söderström B. 2008. Woodlands across Swedish urban gradients: Status, structure and management implications. *Landscape and Urban Planning* **84**: 62-73

Hermý M, Cornelis J. 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape and Urban Planning* **49**: 149-162

Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* **15**: 1-7

Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, VandermeerJ, Wardle DA. 2005 Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**: 3-35

Hopwood JL. 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biological conservation* **141**: 2632-2640

Hunter ML, Gibbs J. 2007. *Fundamentals of conservation biology – third edition*. Blackwell Publishing.

Jansson M, Andersson R, Berggren H och Leonardson L. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen

traps. *Ambio* **23.6**: 320-325

Kaika M. 2004. Interrogating the geographies of the familiar: domesticating nature and constructing the autonomy of the modern home. *International Journal of Urban and Regional Research* **28**: 265-86

Kong F, Yin H , Nakagoshi N, Zong Y. 2010. Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning* **95**: 16–27

Lososová Z, Horsák M, Chytrý M, Cejka T, Danihelka J, Fajmon K, Hájek O, Jurickova L, Kintrova K, Lánikova D, Otýpkova Z, Rehorek V, Tichý L. 2011. Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography* **38**: 1152-1163

Lynch JM, Moffat AJ. 2005. Bioremediation – prospects for the future application of innovative applied biological research. *Annals of Applied Biology* **146**: 217–221

McCormack GR, Rock M, Toohey AM, Hignell D. 2010. Characteristics of urban parks associated with park use and physical activity: A review of qualitative research. *Health & Place* **16** : 712-726

McDonnell MJ, Hahs AK. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecol* **23**: 1143-1155

McKinney ML .2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* **52**: 883-890.

Miller JR, Hobbs RJ. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation biology* **16**: 330-337

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca G A.B, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858

Mörtberg U, Wallentinus H-G. 2000. Red-listed forest bird species in an urban environment - assessment of green space corridors. *Landscape and Urban Planning* **50**: 215-226

- Niemelä J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* **8**: 119-131.
- Nilon CH. 2011. Urban biodiversity and the importance of management and conservation. *Landscape Ecol Eng* **7**:45-52
- Noordijk J, Delille K, Schaffers AP, Sykora KV. 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation* **142**: 2097-2103
- Nordlind E, Östlund L. 2003. Retrospective comparative analysis as a tool for ecological restoration: a case study in a Swedish boreal forest. *Forestry* **76**: 243-251
- Oberndorfer E, Lundholm J, Bass B, Coffman RR, Doshi H, Dunnet N, Gaffin S, Köhler M, Liu KK, Y, Rowe. 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *BioScience*, **57**: 823-833
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology and evolution* **19**: 18-24
- Ormerod ST. 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* **40**: 44-50
- Paul MJ, Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 333-365
- Pearson DL. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, **345**: 75-79
- Pickett STA, Buckley GL, Kaushal SS, Williams Y. 2011. Social-ecological science in the humane metropolis. *Urban Ecosyst* **14**: 319–339
- Pimm LS, Russel GJ, Gittleman JL, Brooks TM. 1995. The future of Biodiversity. *Science* **269**: 347-350
- Rebele F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* **4**: 173-187

Ricklefs R.E. 2007. The economy of nature – fifth edition. W.H. Freeman Company.

Rudd H, Vala J, Schaefer V. 2002. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration Ecology* **10**: 368–375

Savarda J-P L, Clergeaub P, Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* **48**: 131-142

Sax DF, Gaines SD. 2003 Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in ecology and evolution* **18**: 561 - 566

Schaffer V, Rudd H, Vala J. 2004. Urban biodiversity. Captus press.

Shanahan DF, Miller C, Possingham HP, Fuller RA. 2011. The influence of patch area and connectivity on avian communities in urban revegetation. *Biological Conservation* **144**: 722-729

Shutes RBE. 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International* **26**: 441-447

Simmons MT, Cowling RM. 1995. Why is the Cape Peninsula so rich in plant species? An analysis of the independent diversity components. *Biodiversity and conservation* **5**: 551-573

Skogsstyrelsen. WWW-dokument 2012-04-19. <http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Skog-och-miljo/Skyddad-skog/>

Smith RS, Shiel, RS, Bardgett, RD, Millward D, Corkhill P, Rolph G, Hobbs PJ, Peacock S. 2003. Soil microbial community, fertility, vegetation and diversity as targets in the restoration management of a meadow grassland. *Journal of applied ecology* **40**: 51-64

Strauss B, Biederbann R. 2006. Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography* **29**: 928-940

Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford O, Manchester SJ, Pywell RF. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**: 1-18

Walsh CJ, Fletcher TD, Ladson AR. 2005. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society* **24**: 690-705

Werner P. 2011 The ecology of urban areas and their functions for species diversity. *Landscape and Ecological Engineering* **7**: 231-240

Wilcox BA, Murphy DD. 1985. Conservation strategy – the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* **125**: 879-887

Young TP. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* **92**: 73-83

Zedler JB, Kercher S. 2005. Wetland resources: status, Trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour* **30**: 39–74