



UPPSALA
UNIVERSITET

Framtidens gröna städer; en plats för mer biodiversitet?



Karin Norlin

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2012
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag

Urbaniseringsprocessen har pågått mycket länge och är än idag mycket intensiv. Denna utveckling leder till en påverkan på det omkringliggande landskapet, vilket får konsekvenser för djur- och växtliv. Stadens kringliggande landskap får ge plats för nya hus och vägar. De kvarvarande livsmiljöerna fragmenteras, vilket försvårar för många djur- och växtarter när städer expanderar.

I så kallade gröna städer görs anpassningar för att staden ska minska sitt ekologiska fotavtryck. Det ekologiska fotavtrycket är ett mått på hur stor markyta vi människor behöver för att både skapa produkter och ta hand om restprodukterna. En varierad flora och fauna skapar positiva effekter när växter och djur utför ekosystemtjänster åt oss. En stor artdiversitet medför ekosystemtjänster och dessa är av stor vikt för oss människor. Tjänsterna har en avgörande betydelse både ekonomiskt och för människors välmående. För att hjälpa bland annat bin att utföra den viktiga ekosystemtjänsten som pollinering innebär, kan vi bland annat utforma gröna tak i våra städer.

Urbaniseringsprocessen innebär att vissa arter har kunnat anpassa sig till ett liv i staden utifrån sina olika livshistorieegenskaper. Bland dessa stadsanpassade och stadsexploaterande arter kan vi i vissa fall finna gemensamma strategier.

För att gagna biodiversiteten i staden krävs att både allmänhet och beslutsfattare arbetar för att skapa habitat som möjliggör spridning i staden. Det krävs att alla människor i en stad tar sin egen miljöpåverkan på allvar om vi i framtiden ska kunna leva i en långsiktigt ekologiskt hållbar stad. Men även företag och stater måste i vissa fall ta ”ekologiskt- ekonomiska” aspekter i beaktande för att minska stadens och mänsklighetens ekologiska fotavtryck.

Inledning

Städer är viktiga för oss människor eftersom de utgör en ekonomisk och social samlingspunkt. Idag bor ungefär hälften av världens befolkning i städer, men så snart som år 2050 beräknas två tredjedelar av världens befolkning bo i städer (FN 2007). Detta trots att endast cirka 3 % av jordens yta är täckt av städer (Grimm *et al.* 2008). Idag finns det stora så kallade metastäder där mer än 20 miljoner människor lever. Hälften av alla stadslevande människor bor dock i mindre städer med omkring 20 000- 500 000 människor (Moreno *et al.* 2006). I områden där landsbygden översvämmats eller på annat sätt blivit obeboelig, tvingas människor flytta till staden som klimatflyktingar, detta har bland annat skett i Bangladesh huvudstad Dhaka (Kakissis 2010).

Historiskt sett har människan fört med sig domesticerade djur och växter till städerna som ursprungligen inte fanns i området, vilket i många fall har bidragit till en större artrikedom. Djurhållning bedrivs numera oftast utanför stadens gränser eftersom djurhållningen för med sig en mängd problem, bland annat risker för sjukdomsspridning mellan djur och människa. Men i utvecklingsländer är det fortfarande vanligt med djurhållning i städerna, där det i många fall är en viktig källa till inkomst (Ghirotti 1999). Det finns problem med att införa exotiska arter som tränger undan de ursprungliga arterna. För att behålla den ursprungliga biodiversiteten i städer kan man exempelvis plantera inhemska buskar och träd (Beatly 2006).

En stad kan påverka habitat tusentals kilometer bort (Beatly 2006). När städer expanderar byggs det hus där det tidigare exempelvis varit odlingsmark och för att skapa nya odlingsområden, huggs skogen ner. Detta leder till negativa effekter för arter i det exploaterade habitatet (Zipperer & Pickett 2001), eftersom strukturella förändringar inom ett visst habitat kan leda till reducerade populationstätheter för en art (Hanski 1998). Den ursprungliga biodiversiteten förändras när skogar och naturområden skövlas (Von der Lippe & Kowarik 2008). Detta har gjort att urbaniseringen hotar mer inhemska arter än någon annan mänsklig aktivitet i USA (Czech *et al.* 2000).

Att restaurera stadsnära våtmarker kan vara ett sätt att återställa habitat för exempelvis vattenfåglar samtidigt som det fungerar som en naturlig vattenrening. Tidigare fanns många fler våtmarker, men de flesta av dessa har dikats ut till förmån för odlingsmark och bebyggelse (Naturvårdsverket 2009). Andra sätt för att få ekosystemtjänster och utöka artdiversiteten kan vara att bygga ”gröna tak” eller utöka parkområden, både till antal och till storlek.

En del av bevarandebiologin går ut på att man skapar och restaurerar habitat för att modifiera den mänskligt uppbyggda miljön och på så sätt kunna öka biodiversiteten i dessa områden. I stadsmiljöer, där områden som exempelvis parker och gröna tak skapas, har denna ansats inom ekologin (på engelska: reconciliation ecology) en viktig plats för att bevara biologisk mångfald i urbana miljöer (Rosenzweig 2003).

I så kallade gröna städer, utformade för att inte tära på jordens resurser, minimerar man användningen av energi, vatten och mat. Dessa städer kallas också hållbara städer. För att städer ska bli hållbara måste bland annat infrastrukturen utvecklas och effektiviseras men även grundläggande saker som avloppsvattenrening och avfallssortering måste fungera effektivt (Price & Tsouros 1996).

Det finns platser i städer som hyser stor artrikedom, men i många fall är den relativa abundansen av arter skev. Det finns abundanta arter som drar nytta av urbaniseringen.

Även om människan förändrar och fragmenterar befintliga habitat, påverkas inte dessa djur negativt. Synantropa djur är vilda djur som följt med människan in till städerna, de utgörs av abundanta arter i städer, som exempelvis kajor, stadsduvor och maskrosor.

Min målsättning är att utröna vilka problem som en stad för med sig för arter när städerna blir fler och växer sig större, samt presentera ett antal förslag på lösningar på dessa problem utifrån aktuell forskning. Fem huvudfrågeställningar, som alla är av relevans för biodiversitet och urbaniseringsproblematik, behandlas i denna uppsats;

- Vad är habitatfragmentering, metapopulationsdynamik och öbiogeografi?
- Vad är stadens ekologiska fotavtryck?
- Vad är gröna städer?
- Vad är ekosystemtjänster?
- Finns det specifika egenskaper hos abundanta arter i dagens städer?

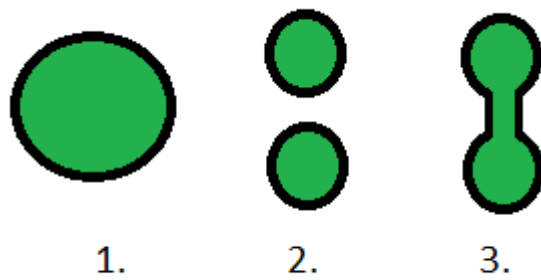
Habitatfragmentering

Habitatfragmentering definieras som en process som inbegriper både habitatminskning och habitatseparering. När habitat exploateras av människan minskar det ursprungliga habitatet i storlek samtidigt som det kvarvarande habitatet delas upp i mindre fragment (Bennett & Saunders 2010).

När städer expanderar orsakas fragmentering av habitat, vilket leder till minskning i artantal. Urbaniseringen leder i många fall indirekt till habitatförstörelse. Urbanisering definieras i denna uppsats som människors inflyttning till städerna och de konsekvenser detta för med sig. Den inverkan som urbaniseringsprocessen har på antalet djur- och växtarter, är att den oftast leder till minskad artrikedom (McKinney 2008). Habitatet förstörs dock oftast inte helt, utan det ändras till något nytt eller splittras i mindre delar (Figur 1.).

Vissa arter blir kantlevande i fragmenterande områden. När habitat delas upp i mindre fragment, bildas fler kantzoner. Kantzoner kan vara svåra att definiera för vissa djur, det kan till exempel innebära att vissa arter kräver fullvuxna träd för att kunna leva där (Fagan *et al.* 1999). I fragmenterade habitat förändras kvalitén i de kvarvarande habitaterna, på grund av så kallade kanteffekter (Saunders *et al.* 1991). Kanteffekter är till exempel när växtarter (så kallade generalister) lätt kan sprida sig och konkurrera ut växtarter i fragmenterade miljöer som ofta är beroende av den specifika livsmiljön (så kallade specialister) i habitatfragmenten (Kiviniemi & Eriksson 2002).

Korridorer är viktiga bland annat för små däggdjur i fragmenterade skogsmiljöer, eftersom korridorer dels tillhandahåller en möjlig väg för spridning och dels ett genflöde mellan populationer. I mindre skogspartier med små populationer är det viktigt att bevara en mosaik av naturtyper. En sådan typ av mosaik som sammanfogas av korridorer kan hålla större populationer än isolerade habitat. Ett nätverk av habitat med korridorer som förenar dem är en viktig förutsättning för att så många individer som möjligt i en population ska överleva (Bennett 1990). De klassiska orsakerna för en population att sluta tillväxa är konkurrens om resurser, sjukdomar, predation och giftiga avfall. Men även rent fysiologiska faktorer som stress i ett för litet habitat kan leda till reducerade populationstätheter (Jackson 2008).



Figur 1. Bilden illustrerar hur olika habitat kan se ut. Siffrorna visar: 1. Ett stort ickefragmenterat habitat. 2. Ett fragmenterat habitat med många kantzoner, och 3. Ett habitat där delarna är utspridda med en korridor som förenar dem.

Öbiogeografi

Urbana miljöer innehåller få stora sammanhängande habitat, utan består av mindre splittrade habitat. Med den öbiogeografiska teorin kan man mäta hur antalet växt- och djurarter varierar med arean. Denna teori utgår från att ju större ett område är, desto fler arter kan det finnas där. Ekologen MacArthur och hans kollega Wilson (1967) undersökte hur antalet växtarter på Galapagosöarna relaterade till öarnas storlek. De kom fram till att ju större habitatön är, desto fler arter kan hittas där. Det finns ett positivt samband mellan habitatstorlek och populationsstorlek och därmed fitness. På stora habitatöar kan alltså fler arter överleva och risken för utdöende minskar, jämfört med små öar där färre arter har möjlighet att överleva. Stora populationer har även högre fitness än små populationer. Avståndet till fastlandet (eller andra habitatöar) och storleken på habitatön är avgörande för antalet arter som kan finnas där.

För att till exempel kunna restaurera miljöer som av människan blivit ändrade, måste man ha kunskap om arters behov av livsutrymme. Efter mänskliga ingrepp som vägbyggen och bebyggelse, minskar arters livsområde och färre arter har möjlighet att existera på den platsen (Wilson & Frances 1988). Öbiogeografiska teorin kan då vara ett bra redskap för att undersöka artrikedomen bland isolerade områden inom en stad.

Metapopulationsdynamik

För att få kunskap om hur en art rör sig inom ett habitat kan man använda sig av metapopulationsdynamik. Detta är viktigt ur ett bevarandeperspektiv, eftersom man på detta sätt kan studera hur väl enskilda populationer kan överleva i mindre och mer splittrade habitat som ofta påträffas i urbana miljöer. Metapopulationsdynamik kan vara användbart för att veta på vilket sätt man kan återställa fragmenterade landskap.

En metapopulation består av grupper av subpopulationer (delpopulationer) i ett område som kan ha genetiskt utbyte med varandra. Metapopulationen är förenad i ett nätverk med flera ideala habitatfragment där lokala delpopulationer är sammankopplade så att de kan sprida sig mellan habitatfragmenten (Hanski 1998). Delpopulationer dör ut i vissa habitatområden och kolonisation av en annan delpopulation kan då ske i detta habitatområde. Blir området för litet eller för isolerat från de andra habitaterna så kommer den delpopulation som lever här med stor sannolikhet att dö ut. Utdöende av delpopulationer är en naturlig process i

metapopulationsdynamiken (Carlsson 2004). Metapopulationsdynamik kan alltså användas i fragmenterade landskap för att bland annat avgöra populationens storlek och för att avgöra avståndet mellan delpopulationerna.

För att sammanfatta den öbiogeografiska teorin och metapopulationsdynamiken kan man säga att öbiogeografiska teorin ser till hur *arter* sprider sig mellan habitatöar, medan man med hjälp av metapopulationsdynamiken undersöker hur *individer* av en population rör sig mellan delpopulationer.

Stadens ekologiska fotavtryck

En stads ekologiska fotavtryck är ett sätt att beskriva hur mycket mark som krävs för att producera produkter och sedan omhänderta restprodukterna. På den omgivande landsbygden kan det ekologiska fotavtrycket vara 100 gånger större till ytan än staden själv (Grimm *et al.* 2008).

Människans ekologiska fotavtryck är ofantligt och trots att *Homo sapiens* bara är en av omkring 8.7 miljoner djurarter på jorden (Mora *et al.* 2011) så tyder vårt agerande på att vi bara bryr oss om en enda art- vår egen. Hannah *et al.* (1995) sammanställde data där jordens beboeliga yta delades in i tre kategorier, helt mänskligt dominerad, delvis mänskligt dominerad och inte påverkad av mänskliga aktiviteter. Denna studie visade att mer än $\frac{3}{4}$ av jordens beboeliga yta är delvis eller mycket påverkad av mänsklig aktivitet.

Fragmentering på grund av stadens expanderings

Ursprunglig vegetation över hela världen får ge plats för nya hus och åkrar, medan de ursprungliga habitaterna fragmenteras och sammanhängande habitat delas upp i delar (Bennett & Saunders 2010). Arter hotas när vi ändrar användningen av marken. Landomvandlingen har resulterat i habitatminskning och habitatuppdelning i många ekosystem (Vitousek *et al.* 1997). Fragmenteringen är alltså något som sker indirekt när städer expanderar och habitatfragmentering är enligt Fahrig (2003) det största hotet för många arter. Vid habitatförstörelse kan arter utrotas, vilket kan leda till att näringsvävar kortas. Då kan samspelet mellan olika arter rubbas och antalet specialiserade arter minska (Bennett 1990). Förlusten av en livsmiljö kan även leda till en minskning av såväl reproduktionsframgång, spridningsframgång och födosöksframgång hos arter. Man har visat att 82 % av alla fågelarter som dör ut, gör det på grund av habitatförstörelse (Temple 1986).

När habitat omvandlas varefter städerna breder ut sig, förändras också miljöer som tidigare varit jordbruks- och betesmarker. Vissa specialiserade arter som exempelvis är beroende av hävdade betesmarker blir då särskilt utsatta (Thor 2008).

Brashares *et al.* (2001) undersökte parker i Ghana under en 30 års period. De fann att utrotningshastigheten hos arter hängde samman med storleken på parken och hur tätbefolkat området var inom en radie av 50 km från parken. Ju fler individer som levde inom detta område och ju mindre storlek på parken, desto fler utrotade arter.

I samband med habitatminskning i södra Kalifornien minskade antalet prärievargar (*Canis latrans*). Detta gav effekter på mindre karnivorer och deras byten (oftast fåglar). Detta undersöktes av Crooks *et al.* (1999) och deras resultat överensstämde med ”småpredatorhypotesen” (mesopredator release hypothesis) som innebär att predatoren högst upp i näringskedjan har en positiv effekt på de arter som är längre ner i näringsväven

(Soulem *et al.* 1988). Crooks *et al.* (1999) visade att i områden med prärievarg fanns det en större mängd fågelarter.

I nio parker i staden Cincinnati i USA beräknade Faeth *et al.* (1978) artrikedom och förekomst av Diptera (tvåvingar) och Coleoptera (skalbaggar). Artrikedomen i dessa parker var relaterade till habitatets storlek. Diptera och Coleoptera var lika isolerade i dessa parker som vissa arter förekommande på öar långt ut i havet. Områdets storlek bestämde hur många arter som fanns inom habitatet.

För att identifiera kritiska hot mot den europeiska lövgrodan (*Hyla arborea*) undersöktes metapopulationsdynamiken hos denna grodort av Pellet (2005). Amfibier är hotade världen över, i många fall på grund av habitatförstörelse. Urbanisering, trafik och intensivt jordbruk är faktorer som bidragit till minskningen av amfibier (Pellet 2005). Han fann att det fanns få lämpliga dammar för grodorna. För att kunna återställa och anlägga nya dammar identifierades ideala platser och detta åstadkoms genom att studera subpopulationernas vandringar.

Andra störningar för arter i städer kan vara till exempel buller från bilar, ljus från gatlyktor och spillvärme från husen. Begränsande faktorer för organismer i städer är bland annat mängden mat, förekomsten av parasiter och patogener samt konkurrerande arter. I parker och stadsskogar kan det vara hård konkurrens om livsrum eftersom parkområden ofta inte är tillräckligt stora för tillräckligt stora (Grimm *et al.* 2008). Då staden drar sig närmare skyddade naturområden kan det försvåra för djur som lever där (Borgström *et al.* 2012).

Gröna städer

Gröna städer fokuserar på ekologisk hållbarhet och utför åtgärder för att minska det ekologiska fotavtrycket. Hållbara städer satsar bland annat resurser på sorteringen av hushållssopor och på att minska utsläppen. Andra sätt för städer att bli "gröna" är att höja förtätningen av hus och utöka de grönområden (Moulton 2009), en koncentration av bosättningar runt centrum kan nämligen bidra till att bevara det öppna utrymme (Price & Tsouros 1996). Att uppmuntra utvecklingen av lokala företag som satsar på hållbarhet är även det viktigt för gröna städer. För att städer ska bli mer hållbara måste även infrastrukturen i städerna utvecklas. Grundläggande behov i fattiga delar av städer som till exempel avloppsrening och avfallssortering måste tillgodoses (Moulton 2009).

Produktåtervinningen bland konsumenterna är viktig för att kunna minska sopbergen, men där finns också ett produktansvar hos tillverkarna. I en europeisk stad med 1 miljon invånare förbrukas i genomsnitt mer än 10 000 ton fossila bränslen och 1500 ton skadliga utsläpp skapas per dag. Mer än 300 000 ton vatten används på en dag och 2000 ton mat förbrukas samtidigt som 1600 ton fast avfall produceras (Price & Tsouros 1996).

De politiska beslut som togs vid Rio-konferensen, Agenda 21, innebar att stadspolitikerna idag inte enbart definieras ur enskilda människors behov, utan ur ett vidare miljöpolitiskt strategiskt perspektiv (FN 2002).

Det finns ett stort behov att förstå hur städer kan bli mer hållbara. Mori och Christodoulou (2012) utvecklade därför ett stads-hållbarhets-index, CSI (city sustainable index) för att kunna jämföra olika städernas hållbarhet. Målet för Mori och Christodoulou (2012) var att skapa indikatorer som visade stadens hållbarhet och skapa ett gemensamt sätt att mäta

hållbarhet för både industriländer och utvecklingsländer. CSI kommer att vara ett användbart sätt att i framtiden mäta hur hållbar en stad är, förutspår dem.

Undersökningar har visat att människor mår bra av grönområden. Därför utfördes en studie av Richardson (2012) som undersökte huruvida människor i gröna städer lever längre, men inga statistiskt signifikanta bevis fanns dock för detta. Däremot finns undersökningar som visar på att grönområden minskar stress. Utan grönområden minskar alltså vårt välmående (Ulrich 1984).

Ekosystemtjänster, positiva effekter av en ökad artrikedom i städer

Ekosystemtjänster är de tjänster som människan kan få direkt eller indirekt utförda av ett ekosystem (Constanza *et al.* 1997). De mest övergripande ekosystemtjänsterna som utförs av arter i urbana parker och trädgårdar är enligt organisationen Millennium Ecosystem Assessment (MA) en höjning av luftkvaliteten, regnvattenreglering och lokal klimatreglering. Parker och de grönområden som utgörs av trädgårdar är ett kulturarv och är lärorika platser för rekreation (Anonym 2005b).

Bolund och Hunhammar (1999) undersökte möjliga ekosystemtjänster i Stockholm och kom fram till att ekosystemtjänster utförs i naturliga biotoper som våtmarker, ängsmarker och parker. Dessa ekosystemtjänster bestod bland annat av luftfiltrering, bullerminskning, regnvattendränning och avloppsvattenhantering.

Organisationen MA (Anonym 2005:a) väljer att dela in ekosystemtjänster i fyra kategorier: Producerande ekosystemtjänster, kulturella ekosystemtjänster, reglerande ekosystemtjänster och understödjande ekosystemtjänster. Producerande ekosystemtjänster utför tjänster som förser oss med exempelvis mat och rent vatten medan kulturella ekosystemtjänster ger tjänster som till exempel rekreation. Reglerande ekosystemtjänster påverkar exempelvis klimatet och understödjande ekosystemtjänster kan bland annat vara näringens kretslopp. Denna organisation menar att ekosystemtjänster är helt essentiella för människans överlevnad.

Vissa nyttoarter i staden utför ekosystemtjänster som hade varit svåra för oss att replikera, samtidigt som parker och grönområden i städer är viktiga för vår hälsa. Bin utför en viktig ekosystemtjänst genom pollinering. I städer förekommer numera så kallade gröna tak (som avhandlas ytterligare i avsnittet Gröna tak). Dessa tak är viktiga för bin enligt resultat från en forskargrupp i New York (Tonietto *et al.* 2011). Det var extra bra för bina om taken planterades med inhemsk vegetation och med så stor variation i växtligheten som möjligt. Även vanliga trädgårdar kan vara viktiga för bin i en stad, eftersom bin kan flyga långt mellan olika typer av trädgårdar och grönområden visar en studie som utfördes av Colding *et al.* (2006). Det som främst begränsar bin i stadsmiljöer är enligt Matteson & Langellotto (2010) solljus och tillgången till blommor.

Strohbach *et al.* (2009) utförde en undersökning av mängden fågelarter (som fick återspegla biodiversiteten i Leipzig) och kopplade sedan detta resultat till socioekonomiska indikatorer. De ville undersöka var den biologiska mångfalden var som störst i staden och om den är kopplad till områden där människor är rika eller fattiga. Enligt denna studie har rika människor råd att bo nära grönområden. I de rika områdena fanns också Leipzigs största biodiversitet. Grönområden garanterade dock inte en hög biodiversitet, flera exempel på sportarenor och områden som användes i rekreationssyfte uppvisade en låg biodiversitet.

Det var olika hög grad av artdiversitet i stadskärnan och i utkanten av staden. I utkanten av staden fanns det en högre artdiversitet, visade en undersökning gjord i Örebro av Sandström *et al.* (2005). Pautasso (2007) gör samma iakttagelse; att artdiversiteten är lägre inom en radie av 1 km från stadskärnan, men upp till 10 000 km runt staden ses en positiv effekt på biodiversiteten, där artdiversiteten var högre än genomsnittet. Han menar att en förklaring till detta antingen kan vara att vi människor väljer att bosätta oss i områden med många arter, eller att vi för in nya arter där vi bosätter oss. Han menar att eftersom städer ofta innehåller en stor artdiversitet är det viktigt att skydda stadens grönområden.

Städer kan ha en större artrikedom än omgivande landskap. Artrikedomen speglar dock inte nödvändigtvis hur mycket arterna skiljer sig fylogenetiskt. Knapp *et al.* (2008) undersökte om arter i Tysklands städer var mer fylogenetiskt olika än arter utanför städerna. Men vaskulära växter i Tysklands urbana områden hade inte mer spridning i släktskap än övrig flora i Tyskland.

Åtgärder för ökad biodiversitet

För att bevara arter i staden behövs ett mångfaldsperspektiv. Man behöver skapa korridorer mellan små habitatöar för att skapa sammanhängande parker och grönområden. Korridorer kan även vara viktigt för växter med vindspridda frön (Tikka *et al.* 2001). Ur biodiversitetsperspektiv är det viktigt med bevarandet av gamla träd och att man sparar naturliga biotoper vid anläggandet av städer för att möjliggöra bevarandet av ursprungliga arter (McKinney 2002). Ekologiskt värdefulla platser kan finnas på privata tomter, vilket innebär att ekologiskt värdefulla områden inte bara finns på allmänna grönområden (Farmer *et al.* 2011).

Åtgärder på olika nivåer

Det är viktigt att förutom naturreservat och nationalparker skapa nya livsmiljöer i habitat som förändrats av människan för att kunna öka biodiversiteten i dessa områden. Det finns olika initiativnivåer för att skapa ändringar som skulle kunna främja biodiversiteten, från nationell nivå ner till lokal nivå. Samtidigt finns även en skillnad i kostnad för att skapa nya grönområden i en stad (Francis & Lorimer 2011), vilket illustreras i Figur 2.



Figur 2. För att infrastruktur och parker ska utvecklas behövs initiativ från framförallt lokala, regionala och nationella styrande enheter, (gemensamhetsstyrt) medan gröna tak och trädgårdar kan initieras från individer eller organisationer (individstyrt). Det finns också en kostnadsgradient i denna figur, där infrastruktur och parker är dyra projekt, gröna tak är mellandryna projekt och trädgårdar är en relativt liten investering (omarbetad från Francis & Lorimer 2011).

Våtmarker och dammar

Bolund *et al.* (1999) anser att våtmarker är viktigast för städerna både ur biodiversitetsperspektiv och ur ekosystemtjänst perspektiv. Anlagda våtmarker ses som ett lönsamt alternativ till konventionella reningsverk (Duan *et al.* 2011). Våtmarker är den mest värdefulla ekosystemtypen per hektar menar även Constanza *et al.* (1997).

I Kalmar har man anlagt en våtmark i anslutning till staden. Våtmarken renar inte bara vattnet från kväve, utan bidrar till en större biodiversitet. Så mycket som 40 ton urea per år släpptes i genomsnitt ut i ett vattendrag närliggande Kalmars flygplats. När landningsbanor avisades resulterade det i stora kväveutsläpp som var en stor del i det totala kväveutsläppet. Därför anlades Kalmar Dämme, ett våtmarkssystem för ureaomvandling (Thorén 2003). Man räknar med att 30-50% av kvävet kom från Kalmars flygplats och att 50-70 % kom från jordbruket, men man räknade också med att kväve kom från luftdepositioner i avrinningsområdet (Boström 2001). Thorén *et al.* (2004) kunde visa att 50 % av kväveutsläppet till omkringliggande vattendrag minskade efter det första året, men att åren efter fanns det en tendens att kväve transporterades ut från våtmarken. I våtmarken är vattenväxterna täckta av mikroskopiska alger och bakterier, en biofilm, som sköter en stor del av kväveomvandlingen. Denna växtlighet är alltså viktig för den kväveomvandlande funktionen (Boström 2001), men även för djuren som lever där.

Eftersom vissa grodor lever i återskapade dammar, som grävts för att kompensera förlusten av naturliga våtmarker till följd av habitatexploatering, undersökte Hamer *et al.* (2011) antalet grodarter i sydöstra Australien. Nio arter av grodor hittades i trettio återskapade dammar i Greater Melbourne. Efter att studien var genomförd kunde forskarna ge förslag på hur nybyggda dammar i regionen skulle konstrueras om, för att passa de olika grodarters behov. Till exempel behövde en grodart grunt vatten vid stränderna. De kunde inte avgöra om de anlagda dammarna hade gjort att grodpopulationerna hade ökat i området, men av förekomsten av grodor att döma, visade studien helt klart att dammarna kunde användas av grodor (Hamer *et al.* 2011).

Gröna tak

En åtgärd för ökad biodiversitet i städer är gröna tak och med ”gröna tak” menas tak som har vegetation på yttertaket. Ett grönt tak är uppbyggt i lager, med ett membran, ogenomträngligt för rötter, längst underst, över detta membran ligger ett dränerade lager och däröver ett lager som förhindrar små partiklar att tränga ned i det dränerande lagret. Näst högst upp är lagret av jord och humusämnen och däröver kan sedan vegetationen breda ut sig (Francis & Lorimer 2011).

Taken kan rymma en mängd olika arter (Grant 2006), bland annat evertebrater som bin, myror och gräshoppor (Coffman & Davis 2005). Dessa tak kan vara till särskild nytta för bin, som utför en viktig ekosystemtjänst för oss människor när de pollinerar våra blommor. De gröna taken kan även hindra viss avrinning genom att absorbera och lagra regnvatten (Mentens *et al.* 2005) och höja luftkvalitén, bland annat genom att när växterna fotosyntetiserar tas koldioxid upp och luften syresätts. Vegetationen kan även fånga luftburna partiklar i rötterna och när de transpirerar avges fukt till luften (Bass & Baskarat 2003). Att omvandla taken till gröna områden kan göra stor skillnad för artdiversiteten i en stad, eftersom tak utgör en stor del av den totala ytan av en stad (Frazer 2005).

Urbana skogar och parker

Det finns stora ekologiska vinster med träd och vegetation i en urban miljö. Att plantera olika trädslag är viktigt bland annat för att så många fågelarter som möjligt ska trivas. Barrträd ger bra skydd under vintern och är viktiga för fåglar att bygga bon i på sommaren (Savard, 1999) medan fruktträd exempelvis attraherar fruktätande fågelarter (Oliphant and Haug, 1985). Träd attraherar även andra organismer som insekter, lavar och mossor.

En mosaik av olika slags vegetationstyper och livsmiljöer är viktigt för att många arter ska kunna trivas. Ju större grönområden, desto större diversitet av fågelarter (Emlen 1974). Olika miljöer och vegetationstyper gagnar fler arter och i staden är det således önskvärt att plats skapas för såväl stadsskogar, gräsmarker och vattendrag.

Kopplade katter och hundar

Frigående katter och hundar kan göra stor skada på små däggdjur och fåglar som de jagar i staden. Därför har kanadensiska städer infört förbud mot lösdrivande katter och hundar, vilket gett positivt resultat (Savard *et al.* 1999). Även i Sverige finns restriktioner för när hundar får gå lösa. Enligt ”Lag (2007:1150) om tillsyn över hundar och katter” ska hundar hållas kopplade mellan 1 mars – 1 augusti, eftersom de vilda djuren och fåglarna har ungar under denna period (Sveriges riksdag 2008).

Ekonomi och ekologi

Brown (2001) presenterar i sin bok ”Eco-economy information” om hur jordens resurser slösas på ett ohållbart sätt. Han menar att människor och företag måste sluta investera resurser kortsiktigt och börja tänka i mer ekologiskt hållbara termer. Ett sätt att tänka mer hållbart är att skatta ekologiska värden och erkänna det mänskliga ekologiska fotavtrycket (Costanza *et al.* 1997).

För att kombinera ekologi och ekonomi har Drechsler (2011) tagit fram en teoretisk modell som är ett sätt att inte bara räkna ut den ekonomiska kostnaden utan även den ekologiska kostnaden baserat på metapopulationsbiologi. På detta kan den faktiska kostnaden för att skapa ett värdefullt habitat räknas ut.

Livshistorieegenskaper hos djur och växter i städer

I städerna finns framförallt några få framgångsarter vilket delvis beror på de störningar som är knutna till mänskliga aktiviteter. Olika arter har olika grundförutsättningar vilket gör att vissa arter kan dra nytta av störningarna och kan bli abundanta i stadsmiljöer.

Djurarter

Livshistorieegenskaper och beteenden hos fågelarter i Jerusalem jämfördes av Kark *et al.* (2007). De kom bland annat fram till att när graden av urbanisering ökade, så ökade andelen fröätande fågelarter medan andelen fågelarter som äter evertebrater minskade. De drog även slutsatsen att hjärnans storlek hos fågelarten inte nödvändigtvis var en faktor för hur väl arten kunde anpassa sig till staden. En kombination av karaktärsdrag spelade däremot in för att en fågelart skulle gynnas i staden, exempelvis hur social fågelarten var och vart någonstans arten valde att bygga sitt rede. I Storbritannien utfördes en studie som även den tyder på att urbaniseringen gagnar fågelarter som äter växtmaterial och fåglar som häckar ovanför marken (Evans *et al.* 2011). Denna studie tyder även på att fågelarter som är generalister gynnas i städer. Generellt sett har storväxta djurarter svårare att leva i urbaniserade områden än vad småväxta djurarter har (Bennett 1990).

Blair (1996) myntade tre termer för att förklara hur väl olika arter kan anpassa sig till urbaniserade områden. Han kallar dem för "urbana exploatörer", "urbana undvikare" och "förortsanpassade arter". Urbana exploatörer är arter som är skickliga på att utnyttja resurser i stadsområden. De så kallade urbana undvikarna är mycket känsliga för förändringar orsakade av människan och dessa arter når sin högsta täthet i naturliga miljöer. Förortsanpassade arter är en slags mellanarter som endast klarar måttliga nivåer av mänsklig exploatering och som utnyttjar de extra resurser som finns i trädgårdsvegetation.

En art som kan beskrivas som en urban exploatör är stadsduvan *Columba livia* som även kallas klippduva. Klippdುವans nära släkting, skogsduvan *Columba oenas*, har däremot inte varit särdeles framgångsrik i urbana miljöer. Det kan ha att göra med att skogsduvan är en hålhäckande art som behöver grova lövträd att häcka i. Även konkurrens från hålhäckande kajor *Corvus monedula* är ett problem för skogsduvan (Länsstyrelsen 2005).

Kajan är en art med expanderande populationsstorlekar. De drar nytta av vårt resursslöseri i städerna och lever av exempelvis matrester (Vuorisalo *et al.* 2003). Kråkfåglar har stora hjärnor och skapar traditioner genom inlärd beteendemönster. De kan även kommunicera faror mellan varandra (Ulfstrand 2011).

Den stora mängden av vissa arter kan vara ett problem i städer (Clergeau 1996). Ett exempel är kanadagäss (*Branta canadensis*) på flygplatsen i Minneapolis, där denna art har kommit i konflikt med människans intressen (Cooper 1987). Ett annat exempel på en art som är vanlig i bland annat Jakarta i Indonesien, är stickmygg. Viruset som sprider deguefeber använder myggarterna *Aedes aegypti* och *Aedes albopictus* som vektorer, vilket har blivit ett stort problem för människor i städer i denna del av världen (Gaubler *et al.* 1979).

Växtarter

Urbana habitat består av många små mikrohabitat med olika ekologiska nischer starkt påverkade av faktorer som är av antropogen karaktär, där vissa växtarter kan kolonisera vissa habitat bättre än andra (Hruska 1987). Urbana växter är dels introducerade av människan och dels inhemska kortlivade arter med god spridningsförmåga, som ofta anses icke dekorativa och oönskade. Ogräskontroll i städer är vanligt eftersom arter som inte förts in i städer av människan dels anses fula och dels anses utgöra problem, i form av att de kan förstöra gatubeläggningar som exempelvis asfalt (Benvenuti 2004).

Framgångsrika växtkolonisateurer karakteriseras av att de har specifika "ogräskaraktärer" (Oka 1983), alltså att de är kortlivade och har god spridningsförmåga. Enligt Benvenuti (2004) kan ogräs uppfattas som något positivt om de interagerar med faunan, eftersom exempelvis fjärilar och fåglar anses vara önskvärda inslag i den urbana miljön.

Arter som förekommer i städer måste vara tåliga för antropogen störning. Många arter har enligt Benvenuti (2004) koevolverat med människan i urbana miljöer, därför klarar dessa de störningar som skapats av människan i städer, som betong, asfalt, föroreningar och trampning. Ogräsarternas artsammansättning påverkades av olika ljusnivåer som finns i städer, det kom Fagot *et al.* (2011) fram till när de undersökte växter längs gångbanor i Belgien. Fenomenet att städer har högre temperaturer än det omgivande landskapet kallas att det är en urban värmeö (Wenga *et al.* 2004), dessa temperaturskillnader kan påverka växtlivet (Fagot *et al.* 2011). Ett område i staden Washington DC som undersöktes av Kim (1992)

visade sig under vissa förhållanden kunna vara upp till 10°C varmare än det närbelägna skogslandskapet.

Hur föroreningar i städer påverkar artdiversiteten hos växter undersöktes av Stamou och Argyropoulou (1995). På måttligt förorenade platser fanns den största biodiversiteten. Två viktiga karaktärsdrag för att en växtart i en urban miljö ska gynnas är att den är medelstor och har vida habitatpreferenser.

Duncan *et al.* (2011) anade att det fanns vissa gemensamma livshistorieegenskaper hos inhemska växtarter som missgynnades och utrotades runt om i världens städer. Därför undersöktes huruvida vissa egenskaper selekteras för eller emot i städer. Dessa forskare kom fram till att kortväxthet och små frön är livshistorieegenskaper som missgynnar växtarter i städer. Däremot kom forskare från Australien fram till det motsatta; att när växter producerar många små och långlivade frön som lätt kan spridas, koloniserar de lättare habitat som är störda (Groves 1992).

Maskrosor *Taraxacum officinale* är en vanlig art i stadsområden och sprider sig med vindspridda frön och har en stark pålrot som skyddar mot uttorkning. De kan slå rot i hård och icke uppluckrad jord (Fagot *et al.* 2011).

För att kontrollera växtarter som blir för abundanta i stadsområden bör bekämpningsmedel undvikas (Benvenuti 2004). Olika sätt för alternativ växtkontroll undersöktes av Fagot *et al.* (2011). De använde bland annat mekanisk påverkan på ogräset med stålborstar men även värmepåverkan, som att bränna bort ogräset, vilket visade sig vara den mest effektiva metoden.

Diskussion

Städer har idag en stor påverkan på djur och vegetation eftersom deras utbredning i många fall leder till habitatfragmentering. Idag lämnar städer stora ekologiska avtryck långt bortom stadens egentliga gränser; det mänskliga ekologiska fotavtrycket.

I så kallade gröna städer kan vi få ett nytt sätt att värdera naturen inom staden. Genom att återinföra och återställa naturliga habitat i staden, så kan vi bevara fler arter i städerna. Detta förespråkas som det bästa sättet för att få en ökad biodiversitet i antropogena störda habitat.

Det finns ekonomiska aspekter som gör att vi människor inte värderar naturresurser särskilt högt. Men idag finns en trend att ändra sättet att se på ekosystemtjänster och man förstår värdet av dessa tjänster på ett annat sätt än vad man tidigare gjort. Arter i städer utför ekosystemtjänster som årligen värderas till omkring det dubbla värdet av världens sammanlagda brutto national produkt (Costanza *et al.* 1997). För att få en mer diversifierad artsammansättning i staden (vilket kan ge oss stora ekosystemtjänster) krävs att det finns grönområden. Ett bra exempel på en åtgärd som både renar vatten och genererar mer biodiversitet är våtmarker. Grönområden som exempelvis parker, blir allt viktigare för nutidsmänniskan för att reducera stress och ge möjlighet till rekreation.

Vissa gemensamma egenskaper som gagnar djurs och växters liv i staden finns, exempelvis att vara tålig för störningar av antropogen karaktär. Att städer ger upphov till en mängd problem kan konstateras. Däremot är urbaniserade människor inte alltid beredda att flytta ut på landet för att minska sin del i miljöförstörelsen. Miljömässiga fördelar finns även med att

bo i en stad, exempelvis minskar utsläppen när vi inte behöver färdas långa sträckor till arbetet. Varje stadsbo måste sedan ta sitt eget ansvar när det gäller till exempel sopsortering.

Gemensamma, politiska beslut är viktigt för att slå vakt om artrikedomen, men det är lätt att som stadsbo glömma bort att man genom sin egen konsumtion och sopsortering kan påverka habitat långt utanför staden. Genom att kämpa för att bevara grönområden inom sin stad så får man många ekosystemtjänster utförda av arterna som lever där. Men vi måste också tänka etiskt och agera för våra kommande generationer. Ett klokt sätt att agera anser jag vara att, som Price *et al.* rekommenderade redan 1996 i *Our Cities, Our Future*: ”Tänka globalt och agera lokalt!”

Tack

Jag vill tacka medstudenterna Joanna Fahlén, Annica Lundgren Neumüller och Oscar Agstam för värdefulla kommentarer angående uppsatsens innehåll och språk. För korrekturläsning och intressanta diskussioner kring ämnet vill jag även tacka min familj. Jag vill passa på att tacka bibliotekarien Lena Pavasson från biologibiblioteket vid Uppsala universitet för tips om artiklar och böcker, samt min handledare Katariina Kiviniemi Birgersson för kloka synpunkter och ett kontinuerligt stöd under skrivandets gång. Bilden på framsidan är från Wikipedia commons, fotograf är Alyson Hurt och bilden beskrivs som: “Greenery seems to be taking over the roof of one building in lower Manhattan (419 Lafayette St)”.

Referenser

- Anonym. 2005a. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, ss. V. Island Press, Washington.
- Anonym. 2005b. *Living beyond our means: natural assets and human wellbeing statement from the board*, ss. 6. Island Press, Washington.
- Anonym. 2012. Stockholm Resilience center. WWW-dokument 2012-05-06: <http://www.stockholmresilience.org/aboutus.4.aeea46911a3127427980003326.html>. Hämtad 2012-05-06.
- Bass B, Baskarat B. 2003. *Evaluating rooftop and vertical gardens as an adaptation strategy for urban arena Canada*, Ottawa: National research council Canada, Institute for research in construction. Rapport nr. NRCC-46737.
- Beatly T. 2006. *The endangered species act at thirty conserving biodiversity in human-dominated landscapes*. I: Scott JM, Goble DD & Davis FW (red.). *Cities and Biodiversity* ss.275-280. Island Press, Washington DC.
- Bennett AF. 1990. *Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment*. *Landscape Ecology* **4**: 109-122. .
- Bennett AF, Saunders A. 2010. *Habitat fragmentation and landscape change*. I: Sodhi NS & Ehrlich PR (red.). *Conservation Biology for all*, ss. 88-104. Oxford University Press, Oxford.
- Benvenuti S. 2004. *Weed dynamics in the Mediterranean urban ecosystem: ecology, biodiversity and management*. *Weed Research* **44**: 341-354.
- Blair RB. 1996. *Land use and avian species diversity along an urban gradient*. *Ecological applications* **6**: 506-519.
- Bolund P, Hunhammar S. 1999. *Ecosystem services in urban areas*. *Ecological Economics* **29**: 293-301.

- Boström A. 2001. Ureanedbrytning och dess betydelse för kvävereduktion i ett våtmarkssystem; fallet Kalmar Dämme. WWW-dokument 2001-10-30: <http://www.bom.hik.se/urea/main1.html>. Hämtad 2012-04-19.
- Brashares JS, Arcese P, Sam MK. 2001. Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings: Biological Sciences* **268**: 2473–2478
- Brown LR. 2001. *ECO- economy Building an economy for the earth. 1:a uppl.* Earthscan, London.
- Carlsson R. 2004. Landskapsekologi– ett annorlunda sätt att se på omvärlden, *Finlands Natur* **21**: 20-22.
- Clergeau P. 1996. Urban biodiversity: is there such a thing? *Cybergeo : European Journal of Geography* **82**: 102-104.
- Coffman R, Davis G. 2005. Insect and avian fauna presence on the Ford assembly plant ecoroof *Green Roofs for Healthy Cities* **1**: 12.
- Colding J, Lundberg J, Folke C. 2006. Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **35**: 237-244
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farberk S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Suttonkk P, van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**: 253-260.
- Cooper JA. 1987. Canada goose Management at the Minneapolis — St. Paul International Airport. *National Institute for Urban Wildlife* **2**: 175–184.
- Czech B, Krausman PR, Devers PK. 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *Bioscience* **50**: 593–601.
- Drechsler M. 2011. Trade-offs in the design of cost-effective habitat networks when conservation costs are variable in space and time. *Biological Conservation* **144**: 479–489.
- Duan N, Liu XD, Dai J, Lin C, Xia XH, Gao RY, Wang Y, Chen S Q, Yang J, Qi J. 2011. Evaluating the environmental impacts of an urban wetland park based on energy accounting and life cycle assessment: A case study in Beijing Wetlands in China. *Ecological Modeling* **222**: 351–359.
- Duncan RP, Clemants SE, Corlett RT, Hahs AK, McCarthy MA, McDonnell MJ, Schwartz MW, Thompson K, Vesk PA, Williams NSG. 2011. Plant traits and extinction in urban areas: a meta-analysis of 11 cities. *Global ecology and biogeography* **20**: 509-519.
- Emlen JT. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* **76**: 184-197.
- Evans KL, Chamberlain DE, Hatchwell BJ, Gregory RD, Gaston KJ. 2011. What makes an urban bird? *Global Change Biology* **17**: 32-44.
- Faeth SH, Kane TC. 1978. Urban biogeography- city parks as islands for Diptera and Coleoptera. *Oecologia* **32**: 127-133.
- Fagan WF, Cantrell RS, Cosner C. 1999. How habitat edges change species interactions. The University of Chicago Press, The American Society of Naturalists. **153**: 165-182.
- Fagot M, de Cauwer B, Beeldens A, Boonen E, Bulcke R, Reheul D. 2011. Weed flora in relation to environment, pavement characteristics and weed control. *Weed Research* **51**: 650-660.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487-515.
- Farmer MC, Wallace MC, Shiroya M. 2011. Bird diversity indicates ecological value in urban home prices. *Urban Ecosystems*, doi 10.1007/s11252-011-0209-0.
- FN. 2002. Agenda21. WWW-dokument 2012-05-13: http://www.un.org/esa/dsd/agenda21/?utm_source=OldRedirect&utm_medium=redirect&utm_content=dsd&utm_campaign=OldRedirect. Hämtad: 2012-05-13.

- FN. 2007. FN world urbanization prospects, the 2007 revision population database. WWW-dokument 2012-05-03: <http://esa.un.org/unup/>. Hämtad: 2012-05-03.
- Francis RA, Lorimer J. 2011. Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. *Journal of Environment Management* **92**: 1429-1437.
- Frazer L. 2005. Paving paradise: the peril of impervious surfaces. *Environmental Health Perspectives* **113**: 457-462.
- Gaubler DJ, Suharyono W, Sumarmo H, Wulur H, Jahja E, Suliantisaro J. 1979. Virological surveillance for dengue haemorrhagic fever in Indonesia using the mosquito inoculation technique. *Bulletin of the World Health Organisation* **57**: 931-936
- Ghirotti M. 1999. Making better use of animal resources in a rapidly urbanizing world: a professional challenge, Central Technical Unit, DGCS, Italian Ministry of Foreign Affairs, Rome.
- Grant G. 2006. Extensive green roofs in London. *Urban Habitats* **4**: 51-65.
- Groves RH. 1992. Weed ecology, biology and spread. *Proceedings of the First International Weed Control Congress* ss. 83–88, Melbourne, Australien.
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science Magazine* **319**: 756-760
- Hamer AJ, Smith PJ & McDonnell MJ. 2011. The importance of habitat design and aquatic connectivity in amphibian use of urban stormwater retention ponds. *Urban Ecosystems* **15**: 451-471.
- Hannah L, Carr JL, Lankerani A. 1995. Human disturbance and habitat: A biome-level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* **4**: 128–155.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*. **396**: 41-49.
- Hanski I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *OIKOS* **87**: 209-219.
- Hruska K. 1987. Syntaxonomical study of Italian wall vegetation. *Vegetatio* **73**: 13-20.
- Jackson RB. 2008. *Community ecology*. I: Campbell NA & Reece JB (red.). *Biology*, ss. 1198-1219. Pearson, San Francisco.
- Kark S, Iwaniuk A, Schalimtzek A, Banker E. 2007. Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* **34**: 638–651.
- Kakissis J. 2010. Environmental refugees unable to return home. *The New York Times* Publiserad: 2010-01-03.
- Kiviniemi K, Eriksson O. 2002. Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. *Diversity and Distributions* **8**: 21-29.
- Knapp S, Kühn I, Schweiger O, Klotz S. 2008. Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. *Ecology Letters* **11**: 1054-1064.
- Kim HH. Urban heat island. *International Journal of Remote Sensing* **13**: 2319-2336.
- Länsstyrelsen, Skåne län. 2005. WWW-dokument 2012-05-10: <http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/djur-och-natur/skyddad-natur/natura-2000/sjober/nofyldal.pdf>. Hämtad: 2012-05-10.
- Länsstyrelsen, Skåne län. 2012. WWW-dokument 2012-05-06: <http://www.lansstyrelsen.se/skane/Sv/djur-och-natur/skyddad-natur/natura-2000/Pages/index.aspx>. Hämtad: 2012-05-06.
- MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. 1:a uppl. Princeton University Press, Princeton NJ .
- Matteson KC, Langellotto GA. 2010. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems* **13**: 333–347.
- McKinney ML. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* **52**: 883-890.

- McKinney ML. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystem* **11**: 161–176.
- Mentens J, Raes D, Hermy M. 2005. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the 21st century? *Landscape and Urban Planning* **77**: 21-226.
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, Simpson AGB, Worm B. 2011. How many species are there on Earth and in the ocean? *PLoS Biology* 9: e1001127. doi10.1371/ journal.pbio.1001127.
- Moreno EL, Warah R. 2006. UN-Habitat United Nations human settlements programme. The state of the world's cities report 2006/2007. Earthscan, London.
- Mori K, Christodoulou A. 2012. Review of sustainability indices and indicators: Towards a new City Sustainability Index (CSI). *Environmental Impact Assessment Review* **32**: 94–106.
- Moulton J. 2009. What are 'green cities'? WWW-dokument 2009-03-23: <http://phys.org/news157055703.html>. Hämtad 2012-04-19.
- Naturvårdsverket 2009. Våtmarksinventeringen– resultat från 25 års inventeringar, Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige.
- Oka H-I. 1983. Life-history characteristics and colonizing success in plants. *Integrative and comparative biology* **23**: 99-109.
- Oliphant LW & Haug E. 1985. Population changes of Saskatoon Merlins. *Raptor Research* **19**; 56–59
- Pautasso M. 2007. Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters* **10**: 16-24.
- Pellet J. 2005. Conservation of a threatened European treefrog (*Hyla arborea*) metapopulation. PhD Faculté de Biologie et Médecine de l' Université de Lausanne.
- Price C, Tsouros A. 1996. Our cities, our future: policies and action plans for health and sustainable development ss. 1-3. WHO healthy cities project office, Köpenhamn.
- Richardson EA, Mitchell R, Hartig T, de Vries S, Astell-Burt T & Frumkin H. 2012. Green cities and health: a question of scale? *Journal of Epidemiology and Community Health* **66**: 160-165.
- Rosenzweig ML. 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx* **37**: 194-205.
- Sandström UG, Angelstam P, Mikusinski G. 2005. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* **77**: 39-53.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Conservation Biology* **5**: 18-32
- Savard J-PL, Clergeau P, Mennechez G. 1999. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* **48**: 131–142 .
- SLU. 2012. WWW-dokument 2012-05-06: <http://www.slu.se/nils>. Hämtad 2012-05-06.
- Soulem E, Bolgerd T, Alberta C, Wrights J, Sorice M, Hills S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* **2**: 75-92.
- Stamou GP, Argyropoulou MD. 1995. A preliminary study on the effect of Cu, Pb and Zn contamination of soils on community structure and certain life-history traits of oribatids from urban areas. *Experimental and Applied Acarology* **19**: 381-390.
- Strohbach, MW, Haase D, Kabisch N. 2009. Birds and the city: urban biodiversity, land use, and socioeconomics. *Ecology and Society* **14**: 31.
- Sveriges riksdag 2008. Svensk författningssamling/ Lag (2007:1150) om tillsyn över hundar och katter.
- Temple SA. 1986. The problem of avian extinctions. *Current Ornithology* **3**; 453-485.

- Thor A. 2008. Effekter av upphörd hävd i Lurö skärgård; Har diversiteten av kärlväxtarter förändrats? Karlstad universitet Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper Biologi D-uppsats Datum: 2008-01-10. Löpnummer: 07-99.
- Thorén A-K. 2003. Ureaomvandling och dess betydelse för kvävereduktion i en våtmark: fallet Kalmar Dämme slutrapport Juni 2003. Luftfartsverket institutionen för biologi och miljövetenskap.
- Thorén A-K, Legrand C, Tonderski KS. 2004. Temporal export of nitrogen from a constructed wetland: influence of hydrology and senescing submerged plants. *Ecological Engineering* **23**: 233–249.
- Tikka PM, Högmander H, Koski P S. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* **16**: 659–666.
- Tonietto R, Fant J, Ascher J, Ellis K, Larkin D. 2011. A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landscape and Urban Planning* **103**: 102–108
- Ulfstrand S. 2011. Kajan - kollektiv, klipsk och kultiverad UNT, 2011-02-20.
- Ulrich R. 1984. View through a window may influence recovery from surgery *Science*, **224**: 420–421.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J., Melillo JM. 1997 Human domination of earth's ecosystems. *Science* **277**: 494-499.
- Von der Lippe M, Kowarik I. 2008. Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban–rural gradients. *Diversity and Distributions* **14**: 18–25.
- Vuorisalo T, Andersson H, Hugg T, Lahtinen R, Laaksonen H, Lehikoinen E. 2003. Urban development from an avian perspective: causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. *Landscape and Urban Planning* **62**: 69–87.
- Wenga Q, Lub D, Schubringa J. 2004. Estimation of land surface temperature–vegetation abundance relationship for urban heat island studies. *Remote Sensing of Environment* **89**: 467–483.
- Wilson EO, Frances PM. 1988. The current stage of biological diversity. I: Willers B (red.). Listen to the land, ss. 1-18. Biodiversity national academy press, Washington DC.
- Zipperer WC, Pickett STA. 2001. Urban ecology: patterns of population growth and ecological effects. eLS (Encyclopedia of Life Science) doi 10.1038/npg.els.0003246.