

Ett planeringsverktyg för urbana ekosystemtjänster

En länk mellan naturvetenskap och beslutsfattande



LUND
UNIVERSITY

Jesper Andersson

2014-04-09

Handledare:
Anna Persson
Biologiska institutionen
Lunds Universitet

Annika Kruise
Miljöförvaltningen
Malmö stad

Abstract

This master thesis explores the concept of ecosystem services, in the context of urban planning in Swedish municipalities, with the purpose of putting together a planning development tool for urban ecosystem services. The working process consisted of three steps: (1) to identify problems in the Swedish planning process, (2) to identify relevant aspects of ecosystem services and comprehensive planning, and (3) to find strategic sustainability frameworks to be used as a theoretical foundation for the planning development tool. Information was gathered through a literature study, workshops and regular meetings with officials at Malmö city. The combined data exposed problems in the planning process with working at different scales as well with the lack of communication between ecologists, planners and decision makers. Furthermore, in the comprehensive planning, there was a weak link between long-term sustainability goals, intermediate as well as short-term action and maintenance plans. It has therefore been relevant to try and find a way to strengthen this link and bridge the gap between natural sciences and decision-making. This thesis offers a possible solution to these problems by developing a new planning development tool adapted for urban ecosystem services.

Keywords: Urban Ecosystem Services, Urban Planning, Planning Development Tool, Ecological, Spatial and Temporal Scales.

Förord

Jag vill börja denna uppsats med att tacka mina två handledare Anna Persson och Annika Kruise för all hjälp och det kunnande som de har bistått mig med. Jag vill även tacka Klara Wallby för att hon låtit mig få ta del av arbetet på stadsplaneringskontoret i Malmö. Tack också till Henrik Smith och Anja Ödman för att de tagit sig tiden att läsa igenom arbetet och kommit med viktiga synpunkter på dess innehåll. Slutligen vill jag tacka min familj som inte bara under uppsatsarbetet, utan också under hela min utbildning varit ett stort stöd.

Jesper Andersson

Innehåll

1	Inledning och problemformulering	8
1.1	Syfte och frågeställningar	9
1.2	Metod.....	10
1.2.1	Litteraturstudie	10
1.2.2	Skapandet av ett planeringsverktyg.....	10
1.2.3	SWOT-Analys	11
1.3	Avgränsningar	11
2	Ekosystemtjänster.....	12
2.1	Historik.....	12
2.2	Urbana ekosystem.....	13
2.3	Ekosystemtjänster	14
2.4	Klassificering	14
2.5	Värdering	16
3	Grönstruktur	19
3.1	Urbanisering och avsaknad av naturmiljöer i staden.....	19
3.2	Grönstruktur i stadsmiljö	20
3.3	Biologisk mångfald.....	21
3.3.1	Fallstudie i Broken Kettle och Kane County	22
3.3.2	Fallstudie i Brisbane.....	22
3.4	Grönstruktur och urbana ekosystemtjänster	23
3.4.1	Gröna tak och väggar	24
4	Visioner och måldokument	25
4.1.1	Sveriges miljömål.....	25
4.1.2	Malmö's miljömål	26
5	Planering för ekosystemtjänster	27
5.1	Skalor i tid och rum	27
5.1.1	Ekologiska skalor	27
5.1.2	Socioekonomisk skala	28
5.1.3	Hierarkisk planering	28
5.1.4	Missmatchning av de rumsliga och tidsmässiga skalorna.....	29
5.1.5	Skötsel och funktionell missmatchning.....	30
5.2	Ekosystemtjänster och dess förhållande till geografin	32

5.3	Nivå i planering	34
6	Hyllie som exempel.....	36
6.1	Hyllie	36
6.1.1	Kulturaxeln.....	36
6.1.2	Naturaxeln	37
6.2	Grönstruktur och multifunktionalitet.....	37
7	Aktuella Ekosystemtjänster för Hyllie	39
7.1	Försörjande	39
7.1.1	Matproduktion	39
7.2	Reglerande	39
7.2.1	Vattenreglering	39
7.2.2	Klimatreglering	40
7.2.3	Bullerreducering	40
7.2.4	Luftrening.....	41
7.2.5	Avfallshantering	41
7.2.6	Pollination och fröspridning.....	41
7.2.7	Dämpning av naturkatastrofer	42
7.3	Kultur- och rekreation	42
8	Bakomliggande ramverk för planeringsverktyget.....	43
8.1	TEEB - The Economics of Ecosystem and Biodiversity.....	43
8.1.1	Ekosystemtjänstperspektivet	43
8.2	TNS - The Natural Step	45
8.2.1	FSSD – Framework for Strategic Sustainable Development	46
9	Planeringsverktyg för urbana ekosystemtjänster.....	48
9.1	Planeringsverktygets uppbyggnad	48
9.2	Återkoppling till Hyllie	52
10	Analys.....	56
10.1	Styrkor.....	56
10.2	Svagheter.....	57
10.3	Möjligheter.....	58
10.4	Hot.....	58
11	Diskussion	59
11.1	Hyllie.....	60

12	Slutsats	61
13	Referenser.....	62
1.1	Bilaga – Försörjningstjänster.....	71
1.2	Bilaga – Reglerandetjänster.....	72
1.3	Bilaga – Kultur och Rekreationstjänster.....	73
1.4	Referenser bilagor.....	73

1 Inledning och problemformulering

Ekosystemtjänster är ett relativt nytt begrepp som har fått stor uppmärksamhet inom forskarvärlden och hos myndigheter på internationell, nationell och lokalnivå. Konceptet grundar sig i ett antropocentriskt synsätt där naturen förser människan med olika tjänster som bidrar till ett ökat välmående i samhället (Gómez-Baggethun m.fl., 2010). Detta är egentligen inget nytt, människor har i alla tider förstått att utan naturen så skulle vi inte överleva (Fisher m.fl., 2009). Skillnaden mellan nu och då är att en hög andel av världens befolkning lever större delen av sina liv i urbana områden och städer, vilket innebär att en stor del av dagens människor sällan, eller ibland till och med aldrig, kommer i kontakt med naturen (Grant, 2012). Denna brist på kontakt leder till en minskad kunskap och förståelse för hur viktiga ekosystemens processer och funktioner är för vår överlevnad. Det är delvis denna okunskap som gjort det så svårt att motivera varför vi ska bevara naturen istället för att ge rum för ytterligare exploatering och ekonomisk utveckling (Khan m.fl., 2002). När naturens egenvärde inte har räckt till för att skydda den mot oss själva så har koncept som ekosystemtjänster varit nödvändiga att ta fram. Ekosystemtjänster är ett nytt sätt att försöka förklara för allmänheten, beslutsfattare och politiker att det faktiskt finns förmåner samhället kan dra nytta av om vi tar till vara på det naturen har att erbjuda (MEA, 2005).

Numera är det dock ett vedertaget faktum att naturvård och naturbevarande strategier inte behöver betyda att man måste göra avvägningar mellan miljö och utveckling. Investeringar i bevarande, restaurering och hållbar användning av ekosystemen har resulterat i ekologiska, sociala och ekonomiska förmåner för oss människor (de Groot m.fl., 2006). Genom initiativ som "Millenium Ecosystem Assessment" (MEA, 2005) och "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB, 2010) så har man på den globala agendan försökt införa "ekosystemtjänstperspektivet" som ett nytt sätt att lösa problem och förbättra rådande situationer i samhället med hjälp av ekosystemtjänster. Ekosystemtjänster har blivit allt mer uppmärksammat som ett koncept att motivera för beslutsfattare att det är lönsamt att arbeta med miljöfrågor och bevarandet av den biologiska mångfalden (CBD, 2010).

Tyvärr har det visat sig att det finns en brist på kommunikation mellan forskarvärlden och beslutsfattare, något som med största sannolikhet beror på att man talar olika "språk". Naturvetare är väl medvetna om hur viktiga ekosystemen är och blir därför frustrerade när rätt åtgärder inte vidtas. Planerare och beslutsfattare är helt enkelt inte lika medvetna om riskerna förknippade med förluster av habitat och ekosystem (Spangenberg & Settele, 2010). Omvänt kan det vara så att naturvetare inte är insatta i hur planerings- och beslutsprocessen fungerar. Det krävs därför en brygga eller en "tolk" som kan översätta naturvetenskapens språk till det som planerare och beslutsfattare talar (Sandström m.fl., 2006b). Här passar det antropocentriska synsättet in och ekosystemtjänster kan därför spela en stor roll genom att bli just den länken mellan naturvetenskap och politiskt beslutsfattande. Beslutsfattare behöver inte veta allt om miljön men kan ändå blir varse om de fördelar som miljöfrämjande åtgärder innebär. Möjligheten att sätta ett värde på ekosystemtjänsterna gör det dessutom möjligt att jämföra olika åtgärder och placeringsalternativ med varandra. Naturens värde kan då bedömas efter samhällsekonomiska premisser (MEA, 2005).

För regionala och lokala myndigheter kommer detta innebära att man måste arbeta på nya sätt med miljö- och socioekonomiska frågor, vilket kommer ställa nya krav på planerare och beslutsfattare i det urbana landskapet. En hög andel av rumsliga olikheter, brist på normala störningsregimer och stora andel av involverade aktörer gör det urbana landskapet mycket komplext. Det är med andra ord svårt att planera och förvalta de urbana grönytorna som en stad är i behov av. Enligt Ernstson m.fl. (2010) är en anledning till varför man ofta misslyckas med förvaltningen av naturliga resurser missmatchningen av olika skalor. Dessa uppstår när skalorna som de sociala organisationerna arbetar med inte stämmer överens med den ekologiska dynamiken (Sandström m.fl., 2006b).

Det finns tre officiella nivåer inom fysiskplanering i Sverige: regionalplanen, översiktsplanen och detaljplanen men ibland används även en fördjupad översiktsplan eller grönplan. De båda sistnämnda är mer detaljerade och ämnesspecifika komplement till översiktsplanen. Översiktsplanen och detaljplanen är obligatoriska för den långsiktiga planeringen i alla Sveriges kommuner men det är bara detaljplanen som är juridiskt bindande (Sandström, 2002). Enligt Elander m.fl. (2006) så tycker många planerare och beslutsfattare att översiktsplanen kommer in i bilden för tidigt när man vill implementera nya riktlinjer för vissa frågor medan detaljplanen kommer in försent. Det har också visat sig att det finns en begränsad koppling mellan de långsiktiga miljömålen och de dagliga rutinerna på en mindre skala. Detta leder till en planeringsprocess där mycket av det arbetet som läggs ner på översiktsplaner, fördjupade översiktsplaner och grönplaner går förlorat när arbetet inom detaljplanen påbörjas (Borgström m.fl., 2006).

År 2013 publicerade den svenska regeringen rapporten ”Synliggöra värdet av ekosystemtjänster”. Ett steg på vägen för den svenska regeringen att försöka öppna upp för ett bredare nationellt arbete. En av kommunerna som tidigt började intressera sig för ekosystemtjänster är Malmö stad. Tillsammans med Stockholm stad och en rad privata aktörer har Malmö stad drivit ett Vinnova-finansierat projekt under namnet ”Urbana ekosystemtjänster”. I projektet har olika aspekter kring konceptet urbana ekosystemtjänster utretts. En av de viktigaste utmaningarna har varit att försöka integrera arbetet med ekosystemtjänster i den svenska planeringsprocessen (Vinnova, 2013). Denna masteruppsatsen är delvis kopplad till Malmö stads arbete med den nya stadsdelen Hyllie och Malmö stads Vinnova-projekt.

1.1 Syfte och frågeställningar

För att sammanfatta den inledande texten från avsnitt 1 så finns det problem med missmatchande skalor i planeringsprocessen, samt en brist på förståelse mellan naturvetare, planerare och beslutsfattare. Det är därför relevant att försöka hitta en länk som kan stärka sambandet mellan de långsiktiga miljömålen och de faktiska åtgärderna. I denna uppsats kommer möjligheterna att skapa en sådan länk att undersökas. Målet är att utforma ett planeringsverktyg för urbana ekosystemtjänster som ska fylla precis den uppgiften. Det finns därmed ett behov av att identifiera vilka faktorer i planeringsprocessen som måste tas i beaktande för att kunna skapa en så effektivt arbetsprocess som möjligt. För att uppfylla syftet med uppsatsen så har huvudsakligen två frågeställningar tagits fram, målet är att kunna svara på dessa på ett tillfredställande sätt.

- Vilka aspekter måste tas i beaktande för att integrera ekosystemtjänster som en del i den kommunala planeringsprocessen?
- Hur bör ett planeringsverktyg vara utformat för att kunna förenkla planeringsarbetet med urbana ekosystemtjänster?

1.2 Metod

För att svara på frågeställningen så har tre olika tillvägagångssätt för att tillgodogöra sig information valts ut. Författaren har genomfört en litteraturstudie, deltagit i workshops med WP grupp 1 (arbetsgrupp i Vinnova-projektet) samt haft en kontinuerlig dialog med tjänstemän på Malmö stads stadsbyggnadskontor och miljöförvaltning. Dessutom har författaren deltagit på en workshop i Tyskland och en i Sverige. Genom ett samarbete mellan Lunds universitet och universitetet i Giessen diskuterades där ekosystemtjänster ur ett ekologiskt perspektiv under tio dagar.

Mastersarbetet började med en workshop i Stockholm där WP grupp 1 diskuterade sitt ansvarsområde *”synliggöra urbana ekosystemtjänster genom kartläggning och framtagande av verktyg för planering och uppföljning”*. Workshopen fungerade som en introduktion till urbana ekosystemtjänster. Den exponerade även problematiken med att implementera ekosystemtjänster i beslutsprocessen samt bristen på heltäckande planeringsverktyg. Under arbetes gång skulle ytterligare ett Skype-möte med WP grupp 1 äga rum.

1.2.1 Litteraturstudie

Efter den första workshopen genomfördes en litteraturstudie. Fokus lades på att hitta information om ekosystemtjänster, planering och olika ramverk för planering.

Datansamlingen gjordes genom sökningar på databaserna ”Sciencedirect”, ”Web of Knowledge” och ”Google Scholar”. Sökningarna baserades på engelska termer kopplade till de aktuella ämnesområdena. De olika termerna har använts individuellt och i olika kombinationer. Några termer som användes var *”Ecosystem services”, ”Urban ecosystems”, ”Urban ecosystem services”, ”Urban planning”, ”Development tools”, ”Spatial planning”, ”Green structure”, ”Green infrastructure”, ”Biodiversity”, ”Sustainability”* och *”Frameworks”*. Artiklar som varit högt citerade och skrivna av erkända forskare har senare fungerat som en utgångspunkt för att hitta ytterligare information.

Merparten av artiklarna som har användes är publicerade i tidskrifter inom ämnesgrupperna ekosystemtjänster, planering och ekonomi. Exempel på tidskrifter: *”Ecosystem Services”, ”Ecological Economist”, ”Biodiversity and Conservation”, ”Biological Conservation”, ”Journal of Environmental Management”* och *”Landscape and Urban Planning”*.

Lagtexter, dokument och rapporter från myndigheter och internationella organisationer användes också. Artiklar och publikationer tilldelades författaren via Vinnova-projektet, handledare och kontakter på Malmö stad.

1.2.2 Skapandet av ett planeringsverktyg

Arbetsprocessen bestod av tre grundsteg:

1. Identifiera problem och eventuella hinder inom planeringsprocessen.
2. Identifiera de mest relevanta aspekterna inom ekosystemtjänster och planering.
3. Hitta användbara ramverk som kan ligga till grund för ett planeringsverktyg.

Huvudsyftet var sedan att sammanställa informationen från steg ett och två. I tredje steget föll valet på Kaskadmodellen, TEEB, modellen för hierarkisk planering och FSSD (Framework for Strategic Sustainable Development). Arbetsprocesserna och strategierna som efterföljs i de fyra ramverken fungerade sedan som underlag för att skapa planeringsverktyget.

1.2.3 SWOT-Analys

Genom en SWOT (Strength, Weakness, Opportunity, Threat) baserad analys så kan läsaren på ett enkelt sätt bli varse planeringsverktygets styrkor och svagheter. SWOT analysen kommer även visa på vilka möjligheter och eventuella faror det finns med att använda planeringsverktyget. I en SWOT analys tenderar styrkor och svagheter vara interna angelägenheter medan möjligheter och faror är relaterade till externa faktorer (Hill m.fl., 1997).

1.3 Avgränsningar

Ekosystemtjänster är ett relativt nytt begrepp och flera forskare har försökt definiera och klassificera begreppet och de olika tjänsterna. Detta har lett till många olika ramverk för klassificering. I arbetet kommer ett fåtal av dessa att behandlas. Dessa har valts ut på grund av sin betydande påverkan på forskningsområdet. Vidare så har arbetet sitt ursprung i Vinnova-projektets mål att ta fram ett planeringsverktyg och går därför inte in djupare på varken värdering eller kvantifiering av ekosystemtjänster. Värdering och kvantifiering av ekosystemtjänster är ett mycket brett område som i sin tur var för sig kan fylla en hel mastersuppsats. En kort introduktion till grunderna av de tre vanligaste värderingsverktygen finns dock med. Syfte är att läsaren ska kunna bilda sig en uppfattning om hur ekosystemtjänster är kopplade till den ekonomiska aspekten av hållbarhet.

Fördjupningar inom olika byggtekniker eller synliggörande av ekosystemtjänster som koncept kommer heller inte prioriteras. När det kommer till byggtekniker så behandlas grönstruktur, grön infrastruktur och enskilda exempel som gröna tak och väggar. Dessa områden är med i arbete för att skapa en helhetsbild samt för att visualisera användningsområdena för ett planeringsverktyg.

Projektet har sitt ursprung i stadsdelen Södra Hyllie i Malmö, och området kommer fungera som utgångspunkt för att introducera hur planeringsverktyget fungerar i praktiken. Två av dessa ekosystemtjänster kommer finnas med som exempel när planeringsverktyget visas upp i slutet av arbetet.

2 Ekosystemtjänster

Följande kapitel är en introduktion och sätter konceptet ekosystemtjänster i ett historiskt perspektiv samt behandlar viktiga delområden som definitioner, klassificeringar och värdering.

2.1 Historik

Redan 1971 används termen ”*ecosystemprocesser*” av Egunjobi (1971) för första gången men det skulle ta ytterligare några år innan begreppet skulle börja nämnas i vetenskapliga rapporter. Westman (1977 i Holmes, 1999; Fisher m.fl., 2009) skrev att ”*Measuring the social benefits of ecosystem functioning is both controversial and illuminating*” och var en av de första att benämna de sociala förmånerna som ”*nature services*” (naturtjänster). Westman var också en av de första att ifrågasätta varför vi ska bevara ekosystemen och ta till vara på de tjänster de kan förse mänskligheten med. Hans artikel skulle få ett mycket stort genomslag och genom arbetet av Erlich och Erlich (1981 i Fisher m.fl., 2009) utvecklades begreppet naturtjänster och ändrade namn till ”*ekosystemtjänster*”. Enligt Mooney och Ehrlich (1997 i Fisher m.fl., 2009) går det att spåra konceptet ekosystemtjänster ända tillbaka till Aldo Leopolds bok ”*Sand County almanac: and sketches here and there*” och hans idéer om ”*Land Ethics*” som i sin tur inspirerats av George Perkins (1864) bok ”*Marsh’s Man and Nature*”. Dessa grundläggande idéer har sedan dess utvecklats till förståelsen för hur viktigt den biologiska mångfaldens roll är för ett fungerande ekosystem och vidare till teorierna om experimentell ekologi (Fisher m.fl., 2009).

Efter Westman (1977) skulle det dröja ända till 1997 då framförallt två forskare började försöka definiera begreppet ekosystemtjänster. Den ena var Costanza m.fl. (1997) som med sin artikel ”*The value of the world’s ecosystem services and natural capital*” började prata om ekosystemtjänsterna som en del av det ekonomiska värdet på planeten. Tillsammans kom man fram till att 17 av de viktigaste ekosystemtjänsterna bidrog med ett värde till världsekonomin på cirka 33 triljoner dollar varje år. Den globala bruttonationalprodukten låg då på cirka 18 triljoner dollar. Den andra var Daily (1997) som med sin bok ”*Nature’s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*”. Dessa två har sedan dess haft en otrolig påverkan på den skrivna litteraturen om ekosystemtjänster. Costanzas artikel har enligt Google scholar citerats nästan 10 000 gånger medan Dailys bok citerats cirka 4000 gånger.

En av de första till att försöka kategorisera ekosystemtjänsterna genom att prata om olika funktioner var de Groot m.fl. (2002) vilket 2003 skulle följas upp av den första publikationen av Millenium Ecosystem Assessment (MEA). År 2005 kom en uppdaterad version av MEA där man kategoriserade upp ekosystemtjänsterna i fyra nu välkända grupper; stödjande, reglerande, försörjande och kulturella. MEA (2005) skulle innebära ett stort kliv framåt för begreppet ekosystemtjänster som sådant. MEA kan beskrivas som ett samlat resultat från studier av närmare 1300 forskare och i rapporten kom man bland annat fram till en numera allmänt vedertagen definition av ekosystemtjänster som lyder: ”*Benefits people obtain from ecosystems*”. Rapporten uppmärksammade också vikten av att kunna mäta, kartlägga samt fastställa hur skillnader i ekosystemtjänsternas produktion kan kopplas till och påverka människors välbefinnande. En del menar att MEA har bidragit till utvecklingen av konceptet

ekosystemtjänster genom att ha fastslagit en enkel och bred definition och en enkel kategorisering av ekosystemtjänsterna (Naturvårdsverket, 2012).

En av grundidéerna med MEA (2005) var att den skulle bidra till en utveckling av konceptet. De följande åren präglades av en uppsjö av artiklar som på olika sätt skiljde sig från MEAs sätt att klassificera de olika ekosystemtjänsterna. Många försökte applicera egna klassificeringssystem och definitioner för att få begreppet gångbart inom sina discipliner. Ekonomer som Boyd m.fl. (2007) införde sina idéer om intermediära komponenter, vilka motsvarar ekosystemsfunktioner som är nödvändiga för att kunna leverera de slutgiltiga tjänsterna; de tjänster som vi människor direkt använder oss av. Tanken var att göra det enklare att värdera ekosystemtjänsterna genom att inkludera de intermediära komponenterna i värdet på de slutgiltiga tjänsterna som är enklare att värdera. Wallace (2007) tillämpade ett klassificeringssystem baserat på ”mänskligt värde”. Vidare introducerade Zhang (2007) ”*disservices*” (negativa tjänster). Andra betydande bidrag till forskningsfältet kom genom Fisher m.fl. (2008) med ”*abiotiska inputs*”, intermediära tjänster, slutgiltiga tjänster och fördelar samt den som Costanza (2008) med ”*multiple classification systems*” (flerklassifikationssystem) där bland annat hänsyn togs till ekosystemtjänsternas rumsliga egenskaper.

År 2008 publicerades den första TEEB interim rapporten och som följdes upp 2010 med ”Development framework for decision makers”. TEEB står för ”*The Economics of Ecosystem and Biodiversity*” och startades som ett initiativ år 2007 av Tyskland och europakommissionen. Syftet var att kartlägga kostnaderna av den minskande biologiskmångfalden i världen. I en andra fas blev projektet mer internationellt och TEEB kom att till stor del drivas genom FN organet UNEP (*United Nations Environment Programme*).

Under 2010 publicerades ytterligare två viktiga artiklar där den ena, skriven av Haines-Young m.fl. (2010), föreslog ett nytt sätt att beskriva kopplingen mellan ekosystemen, den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna med det mänskliga välbefinnande (Figur 1). Modellen kallas för ”*Kaskadmodellen*” vidareutvecklades samma år av de Groot m.fl. (2010). De Groot (2010) föreslog även en kategorisering av ekosystemtjänsterna enligt följande: reglerande, habitat eller stödjande, försörjande, kulturella och behag. Efter 2010 har ett antal artiklar publicerats där man fokuserat på att sammanställa redan befintliga klassificeringssystem och definitioner. (Bo-Jie Fu m.fl., 2010; Lamarque m.fl., 2011). Trenden inom forskningsområdet är just nu att skapa heltäckande bedömningsramverk och verktyg för att kunna implementera ekosystemtjänster praktiskt i planerings- och beslutsprocesser. Ett av de senaste ramverken är Bastian m.fl. (2013) ”*five pillar EPPS framework*” vilket består av; ekosystem egenskaper, potential, tjänster, fördelar/värden, och förmånstagare.

2.2 Urbana ekosystem

Det finns en rad skillnader mellan urbana ekosystem och mer naturliga ekosystem. Framförallt är urbana ekosystem mycket mer beroende av sin omgivning. Resurser måste ständigt tillföras från andra områden för att de ska kunna uppehålla sin rådande status. Det innebär att deras ekologiska fotavtryck sträcker sig utanför stadens egna gränser vilket i sig

gör dem unika (Poyat m.fl., 2007). Det urbana landskapet präglas ofta av en intensiv markanvändning och grönstrukturen utgör endast en minoritet av den totala landarealen. De grönområden som finns är dessutom mycket heterogena och isolerade p.g.a. det fragmenterade landskapet vilket gör det svårt för organismer att röra sig fritt mellan dessa (Tzoulas m.fl., 2007). Stadens klimat skiljer sig även från det omgivande landskapets p.g.a. alla hårda ytor i form av byggnader och vägar som ökar den totala arean för värmeabsorbering. Även växthusgasutsläpp, uppvärmning och trafik bidrar till fenomenet som kallas ”urban heat island effect”. Detta innebär att temperaturen är högre i staden jämfört med landskapet runt omkring. Hydrogeologin påverkars även den av de hårda ytorna. Minskad infiltrering och avrinningsförmåga gör de urbana ekosystemen sårbara för översvämningar. Städer producerar dessutom mer koldioxid (Bolund & Hunhammar, 1999). Slutligen så bidrar en kombination av dessa egenskaper till en helt annan artsammansättning i staden än i naturliga ekosystem (MEA, 2005)

2.3 Ekosystemtjänster

Idag så finns det en rad olika definitioner som försöker beskriva vad en ekosystemtjänst är för något. Vissa av dessa är väldigt precisa medan andra har en något bredare betydelse (Lamarque m.fl., 2011). Det finns både för och nackdelar med en precis definition, där varje steg är beskrivet enligt ett kaskadschema, gentemot en bredare definition som utelämnar mer exakta beskrivningar (Lamarque m.fl., 2011). En precis definition som t.ex. Boyd och Banzhaf (2007) eftersträvar är användbar för forskare när det gäller kvantifiering och värdering. Möjligheten att jämföra olika tjänster och olika forskningsprojekt med varandra ökar också. Det förenklar arbetet för forskare att ställa rätt krav, bedöma enskilda åtgärder och dela ut ansvarsområden till olika aktörer. Problemet med en precis definition som bygger på något mer komplicerade grunder är att det samtidigt blir svårare att förmedla grundidén och konceptet till allmänheten, media och beslutsfattare. Enklare och bredare definitioner som MEAs (2005) har sin fördel då den är mer lättillgänglig för den som inte har all nödvändig kunskap för att förstå mer komplicerade ramverk. Dessutom kan en enklare definition stämma bättre överens med allmänhetens egen uppfattning om vad en ekosystemtjänst är för något (Barbier m.fl., 2007). I detta arbete definieras ekosystemtjänster enligt definitionen som återfinns i de Groot m.fl. (2002). Valet kan logiskt förklaras genom att den har starka kopplingar till både det klassificeringssystem och den kaskadmodell som kommer användas i arbetet med att ta fram planeringsverktyget (se sektion 2.4). Definitionen lyder:

- “*The direct and indirect contributions of ecosystem to human well-being.*”

2.4 Klassificering

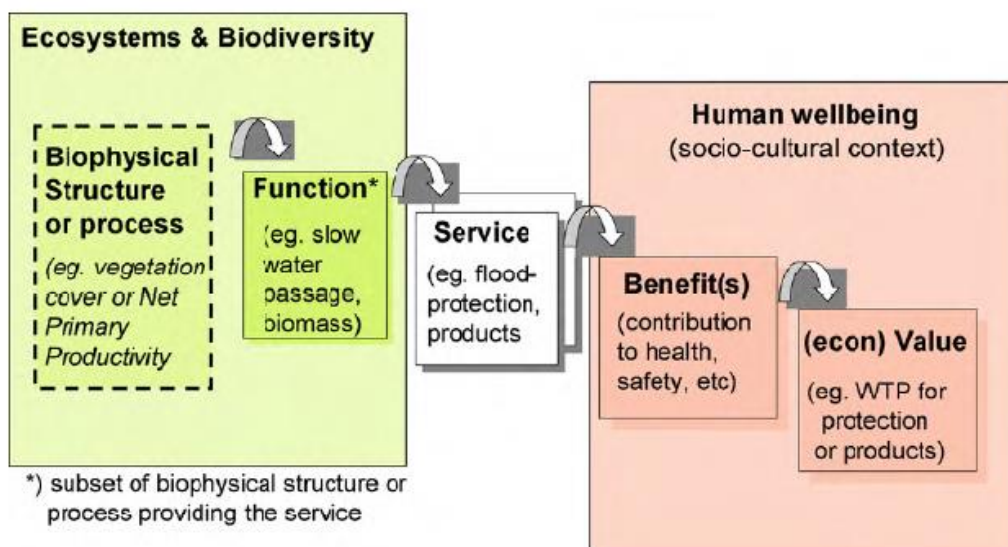
Under åren har ekosystemtjänster delats upp och klassificerats på flera olika sätt. Ett av dessa har baserats på att dela upp ekosystemtjänster i intermediära komponenter (eller tjänster) och slutgiltiga tjänster. En slutgiltig ekosystemtjänst är något som konsumeras eller används direkt av oss människor. Värdet är något som påverkar oss människor positivt. För att kunna veta vad som är en intermediär komponent respektive en slutgiltig tjänst så måste man definiera vilken aktivitet eller värde man vill få ut i slutändan. En anledning till varför man vill urskilja de intermediära komponenterna från de slutgiltiga tjänsterna är för att minimera riskerna för dubbelräkning (Boyd m.fl., 2007; Wallace m.fl., 2007; Fisher m.fl., 2009).

MEAs klassificeringssystem har debatterats mycket i den vetenskapliga litteraturen och många tycker att det finns utrymme för förbättring. Flera forskare, däribland de Groot m.fl. (2010), menar på att det är svårt att skilja på reglerande och stödjande tjänster. Även Wallace m.fl. (2007) menar på att stödjande och reglerande tjänster inte helt kan räknas som ekosystemtjänster då de inte på ett direkt sätt förbättrar människors välmående och välfärd. Dessa båda kategorier är istället medel för att uppnå antingen kulturella eller försörjande tjänster.

I detta arbete används de Groot m.fl. (2010) klassificeringssystem. Skillnaderna gentemot MEA (2005) är dock små. Biologisk mångfald räknas inte längre som en ekosystemtjänst i sig och de stödjande tjänsterna har skurits ner till endast två funktioner. Kategorierna av de olika ekosystemtjänsterna är mer specifika och mer lättförståliga, de passar därför bättre in i ett planeringsperspektiv.

- **Försörjande tjänster** består av de resurser som ekosystemen förser oss med och kan bestå av t.ex. mat, rent dricksvatten, fibrer, bränslen och andra råmaterial. Hit räknas även genetiskt material, medicinska resurser samt arter som innehar ett estetiskt ”prydnads värde”.
- Ekosystemens förmåga att reglera luftkvaliteten, klimatet, vattnet, samt förse oss med tjänster som avfallshantering, erosionsskydd, biologisk reglering, pollination, jordmånsbildning och dämpning av naturkatastrofer faller under kategorin **reglerande tjänster**.
- Kategorin **habitat eller stödjande tjänster** utgörs av ekosystemens habitat som erbjuder skydd och utrymme till daghem och plantskolor för olika arter. Dessa funktioner bidrar dessutom till bevarandet av genpoolen.
- Slutligen så erbjuder kategorin **kulturella och rekreationstjänster** som består av estetisk uppskattning av landskapet, rekreation, inspiration för kultur, konst och design, kulturellt arv och identitet, spirituellt och religiös inspiration samt utbildning och vetenskap.

En annan viktig aspekt är de Groot m.fl. (2010) syn på hur ekosystemen är sammankopplade med mänskligt välmående. Enligt de Groot m.fl. (2010) så fyller ekosystemens funktioner och de ekologiska processer, och/eller komponenter som tillhandahåller tjänsten eller påverkar dess tillgänglighet stor roll. En funktion kan också beskrivas som en pågående process inom ett ekosystem. Den kan vara något som i sig inte är det mest grundläggande för ekosystemet men ändå är något vi människor kan ha användning för. Ett ekosystem kan ha potentialen till att bistå flera olika funktioner. Enligt definitionen är det dock de funktioner vi utnyttjar till vår fördel som ger upphov till ekosystemtjänsterna (de Groot m.fl., 2010). En modell som kommer användas i detta arbete, och som är nära sammankopplad med de Groot m.fl. (2010) klassificeringssystem, är kaskadmodellen (Figur 1). Kaskadmodellens styrka ligger i att kunna illustrera de ekologiska processernas koppling till mänskligt välbefinnande. Den har därför använts i flera vetenskapliga studier som försöker integrera ekosystemtjänster i beslutsprocessen (Apitz, 2013; Bastian m.fl., 2013).



Figur 1 Kaskadmodellen (de Groot m.fl., 2010). Kaskadmodellen beskriver ett flöde som börjar med ekosystemens biofysiska strukturer och processer, via funktioner och ekosystemtjänster till mänskligt välmående. Exempelvis så kan vegetationstäckets eller primär produktionen ge ekosystemet vissa funktioner som i sin tur kan leverera ekosystemtjänster.

2.5 Värdering

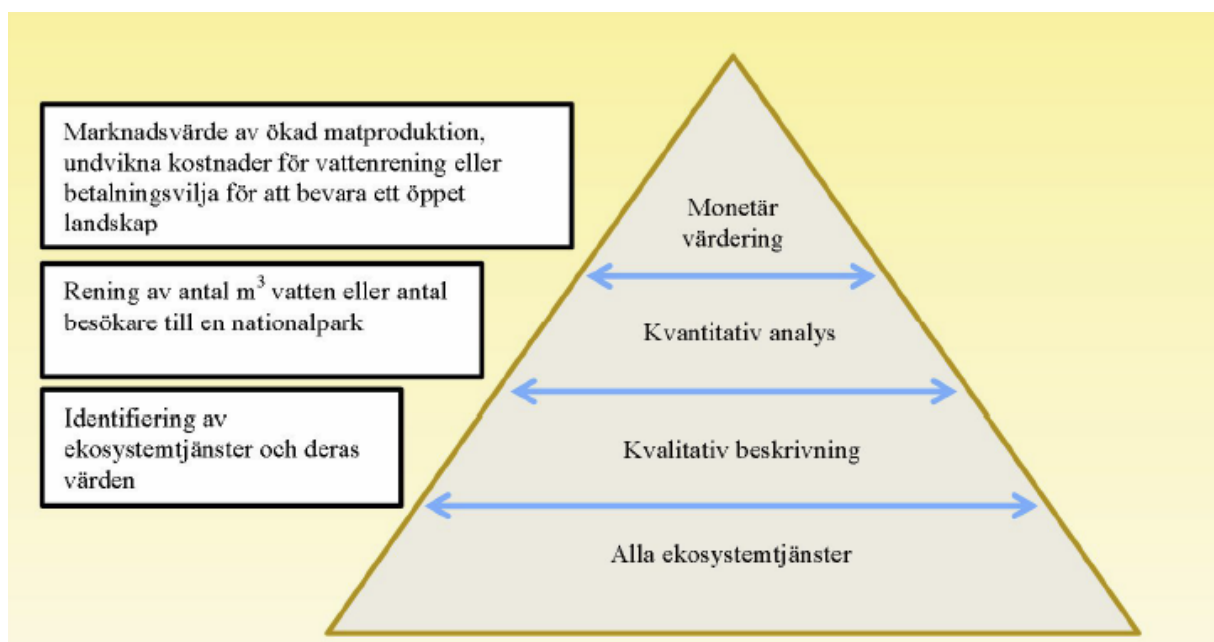
Anledningen till varför det är viktigt att kunna sätta ett ekonomiskt värde på ekosystemtjänster är för att de alltför ofta undervärderas i beslutsfattande processer (Kremen, 2005). Tjänsterna som ekosystemen producerar är direkt avgörande för att kunna upprätthålla vår ekonomi och mänskligt liv. En av de mest begränsande faktorerna för att kunna genomföra korrekta kvantitativa och monetära värderingar är kunskapsbrist. Denna brist på kunskap finns inom både det ekonomiska och naturvetenskapliga fältet (Daily m.fl., 2009). Detta har lett till en undervärdering av viktiga reglerande och stödjäntjänster som t.ex. vattenreglering (Kremen, 2005). Det finns två orsaker till varför dessa tjänster ofta bortprioriteras eller glöms bort av beslutsfattare; (1) man har inte rätt kunskap till sitt förfogande eller, (2) det är komplicerat att jämföra de aktuella tjänsterna med rådande marknadsvärden. Istället så prioriteras andra mer lätt värderade tjänster i form av till exempel råvaror. Slutsatsen blir att stora delar av de naturvärden som skapas av ekosystemen aldrig blir uppmärksammade och värderade. I slutändan leder detta till att det blir mycket svårare att motivera varför de behöver skyddas från ytterligare exploatering (Spangenberg & Settele, 2010; Naturvårdsverket, 2012).

Det finns framförallt tre tillfällen där värdering av ekosystemtjänster kan komma till användning inom beslutfattningsprocessen: (1) värdering inför beslutsfattande i specifika situationer; (2) värdering för beslutsfattande i allmänhet; och (3) värdering för att skapa nya policyverktyg.

Värdering och kvantifiering av ekosystemtjänster kan te sig väldigt olika beroende på vilket sätt man väljer att se på det (ur ett filosofiskt, kulturellt, sociologiskt eller ekonomiskt perspektiv). Framförallt så skiljer sig sättet att se på det ekonomiska, respektive de ekologiska begreppet värde (Farber m.fl., 2002). Det finns med andra ord olika skolor utifrån hur man

sätter värde på saker och ting. Ett ställningstagande som bör diskuteras är ifall naturen endast har ett antropocentriskt värde, respektive har ett eget inneboende värde, av att bara existera (Daily m.fl., 2009). Det finns inte en värderingsmetod som fungerar för alla ekosystemtjänster. Varje ekosystemtjänst är unik vilket gör det nödvändigt med individuella värderingsmetoder. Det finns framförallt tre olika verktyg som används i olika besluts- och policyprocesser: kvalitativa, kvantitativa/biofysiska och monetära verktyg (Naturvårdsverket, 2012).

- **Kvalitativa verktyg** används framförallt för att bedöma vikten av kulturella och reglerande tjänster, två kategorier som kan vara svåra att bedöma värdet på med siffror och pengar. Det kvalitativa verktyget behandlar naturens egenvärde och det samband som finns mellan ekosystemtjänster och mänsklig välfärd.
- **Kvantitativa/biofysiska verktyg** är ett sätt att mäta, inventera och bedöma betydelsen av enskilda ekosystemtjänster. Datainsamlingen kan hjälpa till exempel kommuner att göra prognoser och konsekvensanalyser för olika scenarier och förutspå hur dessa kan påverka den lokala ekonomin och välfärden.
- **Monetära verktyg** består av flertalet olika metoder och tillvägagångssätt på hur man kan sätta ett värde på ekosystemtjänster. Det är också möjligt att sätta ett värde på eventuella förluster ifall en ekosystemtjänst skulle gå förlorad. Försörjningstjänster är tacksamma att värdesätta monetärt då dessa ofta består av produkter och tjänster det redan finns marknadspriser på.



Figur 2 Värderingspyramid (Naturvårdsverket, 2012).

Det är viktigt att tillägga att det finns de som är kritiska till värdering av ekosystemtjänster och enligt Spangenberg & Settele (2010) så finns det risker med att naturvetare använder sig av den ekonomiska terminologin för att nå fram med sitt budskap till beslutsfattare. Om monetär värdering blir standard så kan det innebära att andra metoder och sätt att se på ekosystemtjänster skulle gå om intet. Det skulle också kunna leda till en mindre holistisk

förståelse för ekosystemen (Kosoy & Corbera, 2009). I de ekonomiska värderingsmetoderna så finns det dessutom många brister och det är i princip omöjligt att fastställa en korrekt ekonomiskt siffra på en specifik ekosystemtjänst. Spangenberg & Settele (2010) menar dock på att detta inte behöver vara ett stort problem eftersom politiska beslut oftast baseras på flera olika faktorer, och i många fall behöver man därför inte ett ekonomiskt argument - till exempel rapporteras minskningen av skog ofta i enheterna area och trädiskador. Slutsatsen är att i beslutsprocessen kan ibland fysiska siffror fungera minst lika bra som de ekonomiska (Spangenberg & Settele, 2010).

3 Grönstruktur

I detta kapitel diskuteras problematiken med den snabba urbaniseringen och hur den påverkar den biologiska mångfalden. Dessutom diskuteras kopplingen mellan stadens grönstruktur, biologiska mångfald och leveransen av ekosystemtjänster.

3.1 Urbanisering och avsaknad av naturmiljöer i staden

Idag sker en mycket snabb befolkningsförflyttning där människor som tidigare bott på landsbygden söker sig till urbana områden för att undkomma fattigdom och arbetslöshet ("UN Habitat", 2011). På bara hundra år har den urbana befolkningen vuxit från cirka 10 % av den globala befolkningen år 1900 till över 50 % år 2010. Mycket talar för att den snabba expansionen av urbana områdens invånarantal kommer fortsätta att öka även i framtiden (Grant, 2012). Beräkningar visar på att 95 % av den nya nettoökningen av jordens befolkning kommer att ske i världens städer. Idag bor redan 80 % av västvärldens invånare i städer medan den största delen av den framtida tillväxten kommer att ske i storstadsområden i Kina och Indien (Grimm, 2008).

Även om urbana områden endast täcker cirka tre procent av jordens yta står de för 78 % av världens samlade koldioxidutsläpp, 60 % av hushållens vattenförbrukning samt 76 % av all industriell användning av skogsråvara. Storstadsområden är mycket koncentrerade, med stora befolkningspopulationer på en liten landyta, där samtliga invånare förbrukar mängder av olika produkter och tjänster som ofta är producerade långt utanför stadens gränser (Grimm, 2008).

I urbana system och städer sker det ett ständigt flöde ut och in av varor och tjänster, detta gäller även ekosystemtjänster. Som det ser ut idag kan väldigt få moderna städer på egen hand klara av försörjningen av ekosystemtjänster och de behoven av vatten, bränsle och mat som krävs. Istället sker ett nettoinflöde av ekosystemtjänster till de urbana systemen, ett inflöde som hela tiden ökar. Det är faktiskt så att flödena av ekosystemtjänsterna ökar snabbare än befolkningstillväxten (MEA, 2005). Resultatet blir att stadens ekologiska fotavtryck ofta är flera hundra till tusen gånger så stort som den faktiska ytan staden tar upp och miljöpåverkan är därför både lokal, regional och global (MEA, 2005; Grimm, 2008).

Den samlade effekten av detta blir att ekosystem och den biologiska mångfalden runtom i världen drabbas hårt i jakten på resurser vilket i sin tur leder till försämrade levnadsförhållanden på landsbygden (CBD, 2010). En ond cirkel börjar då befolkningsökningen i städerna leder till ytterligare utarmning av landsbygden som tvingar ännu fler människor att flytta in till städerna. Även om problemet idag främst realiserar i utvecklingsländer så spelar ändå städerna i den industrialiserade världen en mycket stor roll i denna problematik då det är i i-länderna som den största delen av resurserna förbrukas (Grimm, 2008).

Enligt Grimm m.fl. (2008) dominerar fyra allvarliga effekter av den kraftiga expansionen av världens städer. Dessa är en förändring av det befintliga landskapet och förlust av naturliga miljöer, förändringar av det biogeokemiska kretsloppet med följder både regionalt och globalt, klimatförändringar och slutligen förändringar av den biologiska mångfalden.

När bristen på ekosystemtjänster och leveransen av dessa inte uppfyller de krav som ställs i en stad eller mindre urban bebyggelse kan det uppstå risker för allvarliga hälsokonsekvenser. Brist på rent vatten kan t.ex. leda till sanitetsproblem med risk för sjukdomsspridning, något som framförallt är vanligt i fattigare länder (Grant, 2012). Genom att i förvaltningsarbetet inrikta sig på ett hållbart och rättvist sätt att fördela ekosystemtjänsterna över befolkning kan man dock åstadkomma stora positiva effekter för den mänskliga välfärden. Engagerade myndigheter och NGOs (Non-Governmental Organizations) har visat sig kunna minska problemen för utsatta grupper via genomgripande förändringar i miljöarbetet och förvaltningen av ekosystemtjänster (MEA, 2005). Ekosystemtjänster som koncept tillför ett antropocentriskt perspektiv till miljöarbetet, vilket kan hjälpa oss att förklara värdet av att bevara naturen. Det har därför blivit ett viktigt verktyg för att länka samma ekosystem och den mänskliga välfärden (Fisher m.fl., 2009). Det är dock inte alltid självklart hur en ekosystemtjänst kan kopplas till faktiska åtgärder, t.ex. inom en kommuns förvaltning. Som Daily m.fl. (2009) skrev, är det därför dags för forskningsvärlden att leverera och göra ekosystemtjänster operativa.

Under större delen av 1900-talet ignorerades stadsområden nästan helt av biologer och ekologer. Forskningsprojekt som Millennium Ecosystem Assessments (2005) har dock lett till att synen inte bara på ekosystemtjänster, utan även på urbana ekosystemtjänster tagits på mycket större allvar. Ett helt nytt fält inom ekologin, urban ekologi, har vuxit fram och är en vetenskaplig disciplin där ekologi och samhällsvetenskap kombineras för att bl.a. studera urbana ekosystemtjänster (Grimm, 2008).

3.2 Grönstruktur i stadsmiljö

Det urbana landskapet kan delas upp i fyra kategorier: byggnader, gator och torg, tekniska strukturer (t.ex. elledningar och avloppssystem) och grönstruktur. Grönstrukturen kan definieras som alla icke hårdgjorda ytor och icke exploaterad mark (Elander m.fl., 2006).

Vidare så kan grönstrukturen beskrivas som alla gröna, blåa och bruna (ruderatmark) ytor i stadsmiljön vilket innefattar bland annat parker, rekreationsområden, villaträdgårdar, gröna tak, gröna väggar, bevuxna diken och områden kring cykelvägar och motorvägar, dammar, öppna vattendrag mm. (Sandström, 2001). Ett koncept som har varit avsett att ersätta urbana grönytor som planeringsenhet är *grön infrastruktur* (Sandström, 2002). Alla konstgjorda, halv naturliga och naturliga ekosystem inom, utanför och mellan urbana områden utgör den gröna infrastrukturen (Tzoulas m.fl., 2007). När man talar om grön infrastruktur fokuserar man på både kvalitet och kvantitet av de grönytor som finns inom och i utkanten av staden. Andra viktiga aspekter är grönyternas multifunktionella roll och vikten av sammankoppling mellan olika habitat genom stråk och gröna korridorer (Sandström, 2002; Elander m.fl., 2006; Tzoulas m.fl., 2007).

I en stad kan den gröna infrastrukturen vara mer eller mindre bra för den biologiska mångfalden, bl.a. beroende på vilka störningar den utsätts för och hur fragmenterad den är. Det finns flera barriärer som försvårar spridningen av organismer inom och mellan grönområden. Dessa kan bestå av vägar, järnvägar, cykelvägar, bebyggelse och annan intensiv markanvändning. Barriärerna utgör ett hot för många av de arter som lever i staden och i

slutändan påverkar det den biologiska mångfalden mycket negativt (Grant, 2012). För att överkomma barriärerna och skapa en sammankopplad grön infrastruktur kan planerare t.ex. använda sig av naturliga stråk och skapa gröna korridorer för att öka konnektiviteten och sammanlänka stadens gröna miljöer. En mycket viktig åtgärd för att gynna den biologiska mångfalden är att satsa på en hög kvalitet av de grönområden som redan finns tillgängliga (Sandström, 2001; Miller m.fl., 2006).

3.3 Biologisk mångfald

Den gröna infrastrukturen påverkar både landskapets förmåga att producera ekosystemtjänster såväl som hur rik den biologiska mångfalden kommer att vara (Grant, 2012). Den biologiska mångfalden är en av de viktigaste aspekterna i den gröna infrastrukturen och en komponent i en hållbar stads- och landskapsplanering. Ett utav syftena med en välutvecklad grön infrastruktur är dessutom att bevara och berika mångfalden av gener, arter och habitat inom ekosystemen (Tzoulas m.fl., 2007).

Ekosystem och biologisk mångfald är två koncept som är nära kopplade till varandra. Biologisk mångfald är variationen av allt liv och av alla gener – begreppet omfattar alla levande organismer, allt ifrån marint, akvatiskt och landlevande liv till de sammanhängande ekologiska systemen de tillhör (CBD, 2010; Cardinale m.fl., 2012). Vidare så är mångfald en strukturell egenskap i ekosystemen, där variationen av ekosystem är en komponent av den biologiska mångfalden och kan således delas upp i tre nivåer (Elander m.fl., 2006; CBD, 2010):

- *Genetisk*, d.v.s. den genetiska variationen inom arter.
- *Arter*, d.v.s. antalet olika arter.
- *Habitat*, d.v.s. variationen av de ekologiska samhällena med deras icke-levande miljön.

Flera av de produkter och tjänster som vi erhåller från ekosystemen är direkt kopplade till den biologiska mångfalden där några exempel kan vara mat och genetiska resurser. Skulle det ske ändringar i den biologiska mångfalden så kan detta påverka ekosystemens produktion av tjänster. Det finns dessutom ett stort egenvärde i att växter och djur får existera oberoende av människans behov (CBD, 2010; Mace m.fl., 2011). Enligt Cardinale m.fl. (2012) så råder det numera konsensus inom forskarvärlden om att den biologiska mångfalden påverkar ekosystemens förmåga att producera ekosystemtjänster på åtminstone sex olika sätt: (1) förlusten av biologisk mångfald leder till en minskad förmåga hos ekosystemet att ta till vara på viktiga biologiska resurser, producera biomassa samt bryta ner och återvinna viktiga biologiska näringsämnen; (2) biologisk mångfald ger ekosystemet en högre resiliens och stabilitet; (3) den negativa påverkan som minskad biologisk mångfald har på ekosystem processerna ökar inte linjärt, vilket innebär att till en början kan effekterna vara relativt små för att sedan öka kraftigt i takt med att den biologiska mångfalden sjunker ytterligare; (4) ekosystem med hög biologisk mångfald är mer produktiva då de innehåller fler nyckelarter som har en stor påverkan på produktionen, fler egenskaper hos växter och djur ökar dessutom det totala resursupptaget; (5) förlusten av mångfald av arter över trofinivåerna kan påverka ekosystemens funktion ännu starkare än ifall förlusten av mångfald sker inom trofinivåerna,

vilket innebär att förlusten av t.ex. viktiga toppredatorer kan påverka hela näringskedjan och påverka primärproduktionen. Slutligen (6) så har de levande organismernas individuella egenskaper stor påverkan på ekosystem processerna och ekosystemets funktion att producera ekosystemtjänster. Effekterna på ekosystemet kan se helt olika ut beroende på vilken art det är som dör ut och förvinner (Duffy, 2009; Cardinale m.fl., 2012).

Det finns de som menar på att det största hotet mot den biologiska mångfalden är förlusten av kunskap, samt bristen på indirekt och direkt kontakt mellan människor och naturen. Ett problem som växer då en allt större del av världens befolkning redan bor i, eller kommer att flytta till urbana områden (Miller m.fl., 2006). Något som på sikt kan förvärra situationen ytterligare är ett fenomen som kallas "*environmental generational amnesia*" som kan beskrivas som en generationsmässig minnesförlust av hur naturen en gång var. Med fenomenet menas att de finns en tendens hos människor att använda sig av den naturliga miljö man stötte på i barndomen som en måttstock på hur man uppfattar degraderingen av miljön i ett senare skede av livet. Inte nog med att kontakten med naturen minskar, de möten som faktiskt äger rum tenderar till att vara med en natur av allt sämre kvalitet. Med tiden kommer det leda till en ökad degradering av miljön och ekosystemen (Kahn m.fl., 2002).

Det kan bli svårt att motivera varför man ska bevara naturen när de flesta av världens människor aldrig lärt känna den. Det finns två sätt att lösa problemet, antingen så måste folk bosätta sig på platser nära naturen eller så får man förbättra kvaliteten på de naturinslag människor redan bor på (Turner m.fl., 2004).

3.3.1 Fallstudie i Broken Kettle och Kane County

I en komparativ studie från Broken Kettle, Iowa och Kane County, Illinois, USA undersökte man skillnaderna mellan två naturområden av prärietyp (Miller m.fl., 2006). Den ena parken i Broken Kettle var ett stort naturområde som rymde många djur, fåglar och växtarter. Det var dock inte tillåtet att beträda området vilket också var en anledning till att en del ovanliga och känsliga arter trivdes här. I Kane County utgjordes naturområdena av mindre spridda öar av prärie- habitat vilket resulterade i en något sämre naturupplevelse och en betydligt lägre biologisk mångfald. I Kane County fick dock allmänheten använda områdena för rekreation och friluftsliv vilket visade sig ha en stor positiv effekt för att öka allmänhetens intresse och kunskapsnivå för prärien och dess flora och fauna. Slutsatsen man drog av studien var att det finns både för och nackdelar med stora respektive mindre naturområden och dess tillgänglighet för allmänheten. Det kan därför i en planeringsprocess vara nödvändigt att göra avvägningar mellan olika ekosystemtjänster och andra naturintressen (Farber m.fl., 2002; Setälä m.fl., 2013). I det här fallet ställs i det specifika området biologisk mångfald mot rekreation och friluftsliv samt allmänhetens nya intresse och kunskap för prärien (Miller m.fl., 2006).

3.3.2 Fallstudie i Brisbane

I en fallstudie gjord i Brisbane, Australien jämförde man effekterna på den biologiska mångfalden och hur den påverkades med tanke på om staden var gles- respektive tätbebyggd. Det första exemplet är "*urban sprawl*" d.v.s. glesbebyggda områden som i sin extremaste form kan ses i förorter till USAs storstäder. Gles bebyggelse ger utrymme för

villaträdgårdar och mindre parker där vissa arter kan trivas. Det andra exemplet är att bygga kompakt och tätt som i t.ex. New York. En strategi många städer vänder sig till när ytan för expansion börjar krympa (Sushinsky m.fl., 2013). Malmö stad har anammat denna strategi i sin översiktsplan (Malmö ÖP, 2012). När man bygger tätt skapas det utrymme för ett fåtal men större grönområden (t.ex. Central Park, New York). Skillnaden är att urban sprawl har en lågintensiv påverkan på miljön spridd över en stor yta medan tätbebyggda områden däremot har en högintensiv påverkan på miljön koncentrerad på en mindre yta (Lin & Fuller, 2013; Sushinsky m.fl., 2013). Frågan är hur de båda tillvägagångssätten påverkar den biologiska mångfalden? I Brisbane undersökte man just detta. Man började med att undersöka hur fåglar i Brisbane var fördelade mellan glesbebyggda respektive tätbebyggda områden. Med nya data så simulerade man i en datormodell hur artrikedomen skulle påverkas beroende på om staden växte glest respektive tätt. Resultatet visade på att i båda scenariona så föll artrikedomen men det hela skulle ske något långsammare om staden förtätades istället för att växa glest. Slutsatsen man kom fram till var att effekten av urban sprawl slog ut lokala och ovanligare arter och gynnade nya och stadsanpassade arter. Ett kompaktbyggande resulterade i färre lokala arter som blev utslagna. Om det kompakta byggande planeras väl så kan stora grönområden skyddas och på så sätt ge upphov till en större artrikedom. Något som dock kräver mycket skötsel- och förvaltningsarbete för att det ska fungera över tiden (Sushinsky m.fl., 2013).

3.4 Grönstruktur och urbana ekosystemtjänster

Ett sätt att minska utvecklingstrycket på andra platser långt bortom de urbana områdena är att på plats förbättra livskvaliteten för stadsborna (Merrill m.fl., 2004). Att inkludera naturliga element och gröna ytor i stadsmiljön har visats sig om och om igen ha positiva effekter på människors hälsa och välmående (Grant, 2012). Flera studier har visat på att barn som vistas i naturliga miljöer och ofta kommer i kontakt med naturen har en stor chans att förbättra sin emotionella och kognitiva förmåga (Kellert m.fl., 2002).

Enligt Convention on Biological Diversity (2010) och Borgström m.fl. (2006) kan de gröna ytorna i staden bland annat bidra till:

- Reducerade luftföroreningar.
- Motverka förhöjda temperaturer i stadsmiljö ("urban heat Island").
- Reducera buller.
- Förbättra människors fysiska och psykiska hälsa.
- Bidra med viktig rekreation och kulturvärden för invånarna.
- Reglera vattenflöden.
- Bevara sällsynta arter.
- Lärande.
- Stödja stadsodling (pollinatörer).

Den gröna infrastrukturen kan utgöra en bra grund för att bidra till ekonomisk tillväxt samt främja och bevara naturliga inslag i staden, speciellt om den är väl planerad och rätt underhållen. Lyckas man med det samtidigt som man låter den utvecklas över tiden så öppnas

det upp många möjligheter för att integrera naturvård och förbättring av folkhälsan med den urbana utvecklingen (Tzoulas m.fl., 2007).

3.4.1 Gröna tak och väggar

En metod för att öka arealen av grönytor i staden är att anlägga gröna tak. Tekniskt sett är gröna tak en biomimikry eller grön teknologi där man på konstgjord väg försöker efterlikna den naturliga vegetationen på marken fast på tak, högt uppe på byggnader. Tekniken bygger i sin enkelhet på att man adderar ett lager med jordsubstrat och vegetation på det färdigställda taket. Detta gör att man kan dra nytta av en rad fördelar och ekosystemtjänster som konventionell vegetation vanligtvis bidrar med. De mest framträdande av dessa är förbättrad dagvattenhantering, förbättrad reglering av temperaturen på taket och i byggnaden, motverka ”*heat island*”-effekten samt öka den biologiska mångfalden (Getter m.fl., 2006; Oberndorfer m.fl., 2007). Ett väl designat grönt tak kan fungera som ett tillflykts habitat för ovanliga och hotade arter drabbade av förändrad markanvändning i sina naturliga habitat (Brenneisen, 2006). Det finns två olika typer av gröna tak som går under benämningarna intensiva gröna tak och extensiva gröna tak. Det som skiljer de båda typerna åt är framförallt att intensiva gröna tak har ett tjockt jordsubstrat och försöker efterlikna vanliga markträdgårdar medan extensiva gröna tak har ett tunnare och är mer funktionellt anpassad med växter som inte är lika beroende av underhåll (Oberndorfer m.fl., 2007). Ett komplement till gröna tak är gröna väggar. Genom att plantera växter, blommor och annan vegetation som kan växa vertikalt efter stadens husväggar så kan man öka grönskan ytterligare. Det finns alltså möjligheter att täcka både de vertikala och lodräta ytorna i staden med grönska. Fördelar kan vara sänkta inomhustemperaturer på sommaren och ökat skydd mot UV-ljus som annars skulle bryta ner husfasaden (Oberndorfer m.fl., 2007; Boverket, 2010).

4 Visioner och måldokument

Hållbarhet och hållbar utveckling är två begrepp som det pratas och skrivs om väldigt mycket idag och de ligger ofta till grund för det miljöarbete som bedrivs på nationell, regional och lokal nivå i både i Sverige och stora delar av världen. Även den privata sektorn har anammat begreppet hållbar utveckling och det är ofta ett fundamentalt begrepp i företagens miljö- och CSR (Corporate Social Responsibility) rapporter. Ett problem med ett så ofta använt begrepp som hållbarhet och hållbar utveckling är att olika aktörer ibland kan mena olika saker när begreppet används (Brundtland, 1987).

I rapporten "Our Common Future" (1987) också känd som Brundtland rapporten så kom man överens om hur man i fortsättningen skulle se på begreppet hållbar utveckling, ett synsätt som står sig starkt än idag. Den definition man enades om var:

"Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs".

Hållbar utveckling är enligt Brundtland rapporten uppbyggd på tre pelare eller de tre "E: na", Environment, Economy och Equity. På svenska motsvarar de miljö, ekonomi och jämlikhet, och, alla tre anser lika viktiga för att åstadkomma en långsiktig hållbar utveckling i världen. Det går att koppla Brundtlandsrapportens syn på hållbarutveckling till ekosystemtjänstkonceptet.

I TEEB rapporten (2010) beskrivs ekosystemtjänster som något som till stor del motsvarar det första E:t i definitionen av hållbar utveckling, "Environment". Man har även visat på starka samband mellan ekosystemtjänster, det mänskliga välbefinnandet och välfärd och kan då kopplas ekosystemtjänster även till de båda andra E: na (Helming m.fl., 2013).

4.1.1 Sveriges miljömål

År 1999 fastställde Sveriges riksdag 15 nationella miljö kvalitetsmål vilket år 2005 skulle bli 16 stycken. Miljö kvalitetsmålen syfte är att tydliggöra den miljömässiga delen i begreppet hållbar utveckling. Riksdagen har satt upp ett generationsmål som anger inriktningen för den omställning samhället måste ta för att miljö kvalitetsmålen ska kunna nås. Generationsmålet syfte är att vägleda miljöarbetet i landet på alla samhällsnivåer. Det innebär också att Sverige inte får exportera miljöproblem till andra länder som ett led i att nå våra egna miljö kvalitetsmål. Generationsmålet är i sin tur uppdelat i olika etappmål. Miljö kvalitetsmålen speglar det tillstånd riksdagen vill att den svenska miljön ska uppnå via miljöarbetet (Miljömål, 2013).

I detta arbete så är det femtonde miljö kvalitetsmålet aktuellt, "God bebyggd miljö" där riksdagens definition lyder:

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

Situationen idag innebär att tätorterna har vuxit både befolkningsmässigt och till ytan vilket också har lett till en kraftig förtätning av de centrala delarna i landets städer. Resultatet av detta har varit att tidigare grönområden har bebyggts vilket har lett till minskade möjligheter för bland annat rekreation och naturupplevelser för städernas invånare.

I Skåne har utvecklingen varit liknande och hushållning med både mark och vatten är mycket aktuellt i länet. Det man har kommit fram till är att miljöfrågorna måste integreras i den fysiska planeringen. Det är idag vanligt med markanvändningskonflikter mellan bevarandet av natur- och kulturvärden och ny exploatering (Miljömål I, 2013).

4.1.2 Malmös miljömål

Enligt miljöprogrammet för Malmö stad 2009-2020 så är målsättningen hög, Malmö räknar med att vara världsledande på hållbar stadsutveckling år 2020. För att nå dit planerar Malmö att kontinuerligt arbeta med de aktuella verktyg som finns tillgängliga i dagsläget samt visa på att ett framsynt miljöarbete är lönsamt, både ur ett ekologiskt, ekonomiskt och socialt hänseende. Målet är också att hållbarhet blir något som alla Malmöbor ska få ta del av oavsett vilken stadsdel och socioekonomisk grupp man tillhör. Miljöprogrammet riktar sig främst till Malmös politiker och tjänstemän med syftet att fungera som utgångspunkt för stadens framtida miljöarbete. Tanken är att programmet också ska styra och påverka kommande översiktsplaner där fokus ska komma att ligga på både den sociala och ekologiska delen av Brundtland-kommissionens hållbarhetsprinciper ("Miljöprogram för Malmö stad", 2009).

Enligt Malmö stad så har man redan kommit långt i sitt miljöarbete och i sin strävan för att uppnå en hållbar stadsutveckling. Genom ytterligare satsningar inom området finns det goda möjligheter att dessa kunskaper och idéer sprids vidare samt att det kan tänkas locka till sig både nya företag och invånare till staden. Malmö är berett att gå från enskilda pilotprojekt till att implementera hållbarhetsprinciperna över hela staden. En viktig aspekt i detta arbete är att ständigt föra en dialog och samarbete med alla de relevanta aktörer som finns i området men även dela erfarenheter och kunskaper med städer från andra delar av världen. I sitt arbete med ekosystemtjänster samarbetar Malmö med Stockholm och städerna Fortaleza och Curitiba i Brasilien.

Flera av de mål som Malmö vill uppnå med sitt miljöprogram till 2020, så som att bli en tätare, grönare och mer flexibel stad med hög yteffektivitet, kan kopplas till stadens önskan att börja integrera en ny grönstruktur som i sin tur kan bidra till produktionen av ekosystemtjänster. Ett mer preciserat sådant mål är att Malmöborna ska ha nära till natur präglad av höga biologiska värden.

Vidare är målsättningen med den hållbara stadsutvecklingen att staden ska bli renare och tystare, att de gröna och blå (vatten) kvaliteterna ska utvecklas samt att en god vistelsemiljö ska skapas för samtliga Malmös invånare. Detta innebär att luftföroreningar och buller ska reduceras, parker, grönområden och vattenmiljöer ska bli fler samt innehålla rekreativa och biologiska kvaliteter. Komplement till existerande grönytor kommer att göras genom implementeringen av gröna tak och väggar samt öppen dagvattenhantering. Avslutningsvis är tanken att Malmö ska växa resurssnålt och att vattentillgångarna den lokala naturen samt

rödlistade och hotade arter skall skyddas, vilket innebär bevarandet av den biologiska mångfalden ("Miljöprogram för Malmö stad", 2009).

5 Planering för ekosystemtjänster

För att kunna sätta urbana ekosystemtjänster i ett planeringsalternativ är det viktigt att förstå hur grunderna i Plan- och bygglagen ser ut. Kapitlet tar även upp de svårigheter som ofta dyker upp i planeringsprocessen när det gäller urbana ekosystemtjänster.

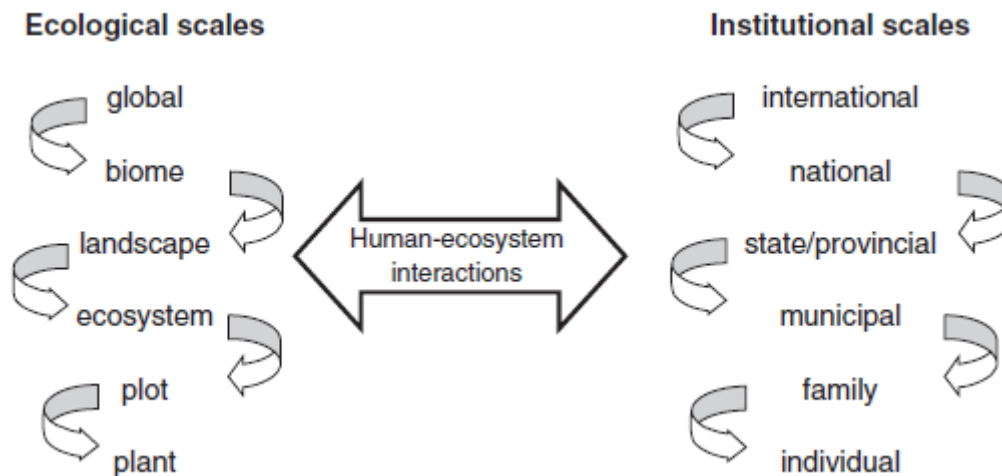
5.1 Skalor i tid och rum

Stadsmiljön karakteriseras av stora rumsliga olikheter i landskapet, störningar skapade av människan och ett stort antal involverade aktörer. Det leder till att det ofta är svårt att planera och förvalta de urbana grönytorerna (Sandström, 2006b). En anledning till att man ofta misslyckas med förvaltningen av naturliga miljöer och resurser är missmatchning av olika skalor. Dessa uppstår när skalan på den ekologiska dynamiken och skalan på förvaltningen i de sociala organisationerna inte stämmer överens och resulterar i en negativ effekt på ekosystemen. Okunskapen om hur ekosystemen fungerar och restriktionerna i olika institutioner leder till att man upprättar olika institutionella ramverk. Ramverken stämmer sedan inte överens med de rumsliga, tidsmässiga och funktionella skalorna som de ekologiska och biologiska systemen är beroende av (Borgström m.fl., 2006; Breuste m.fl. 2013).

5.1.1 Ekologiska skalor

De ekologiska skalorna kan beskrivas på tre sätt: rumsliga, tidsmässiga och funktionella. Med rumsliga skalor menas fysiska attribut som yta, gränsdragningar, storlek och kvantitet. Tidsmässiga skalor handlar om till exempel den tid det tar för att en skog att växa eller den tid på året som pollinerande insekter är aktiva. Funktionella skalor handlar om att ta hänsyn till hur viktiga ekologiska funktioner och processer är sammankopplade samt påverkas av olika störningsregimer (Borgström m.fl., 2006; Breuste m.fl. 2013).

Ekosystemen kan variera mellan alltifrån en liten sjö upp till ett enormt skogslandskap. Man har därför gjort en klassificering av de ekologiska skalorna (Figur 3). Dessa börjar på nivån av den enskilda plantan till grönområdet. De övre nivåerna består av ekosystem och landskap upp till en global skala (Borgström m.fl., 2006; Hein m.fl., 2006).



Figur 3 Ekologiska och institutionella skalor (Hein m.fl., 2006)

Ekosystemen påverkas av alla de processer som sker över tiden och i rummet. Från enskilda växters konkurrens om utrymme och näring på den lilla grönytan. Vidare till mellanskaliga processer som skogsbränder och skadedjursutbrott upp till de storskaliga processerna som klimatet. För det mesta så sätter de storskaliga processerna de fysiska ramarna för de mindre. Däremot kan det vara så att den kumulativa effekten av småskaliga processer leder till stora effekter även på de stora systemprocesserna. Ett exempel på detta är hur mikrobernas nedbrytning av organiskt material påverkar näringscykeln (Hein m.fl., 2006).

5.1.2 Socioekonomisk skala

Institutionerna i samhället kan också delas upp på olika skalor. Hierarkin reflekterar hur de olika aktörerna påverkas vid beslutsfattande vid användningen av kapital, arbete och naturresurser. Som figur 3 visar så är det lägsta nivåerna den enskilda individen och hushållet. Mellansegmentet består av städer och kommuner som i sin tur överskuggas av de nationella och internationella institutionerna.

Leveranserna av ekosystemtjänster påverkar institutionerna olika. För den enskilda individen och hushållet så kan ekosystemtjänster vara en betydande källa till inkomst, mat och bränsle (fiskare, jordbrukare, ekoturism). På stads- och kommunalnivå handlar det ofta om att förvalta och reglera olika ekosystemtjänster för allmänhetens bästa. Tyvärr så sammanfaller de institutionella gränser väldigt sällan med de ekologiska (Borgström m.fl., 2006; Hein m.fl., 2006).

5.1.3 Hierarkisk planering

Ett sätt att överbygga problemen som överlappande skalor innebär är att använda sig av ett tillvägagångssätt utvecklat för skogsproduktionssystem. Metoden kallas hierarkisk planering och inkluderar en omfattande utvärdering och planering i olika skalor och består av tre olika nivåer: strategisk, taktisk och operativ (Borgström m.fl., 2006).

- Den första processen av de tre är den *strategiska nivån*, en process där de långsiktiga målen bestäms. Målen kan vara visioner och övergripande miljömål på statlig och

kommunal nivå, specifika områdesmål eller, som i fallet med detta arbete produktionen av önskade ekosystemtjänster inom ett specifikt område.

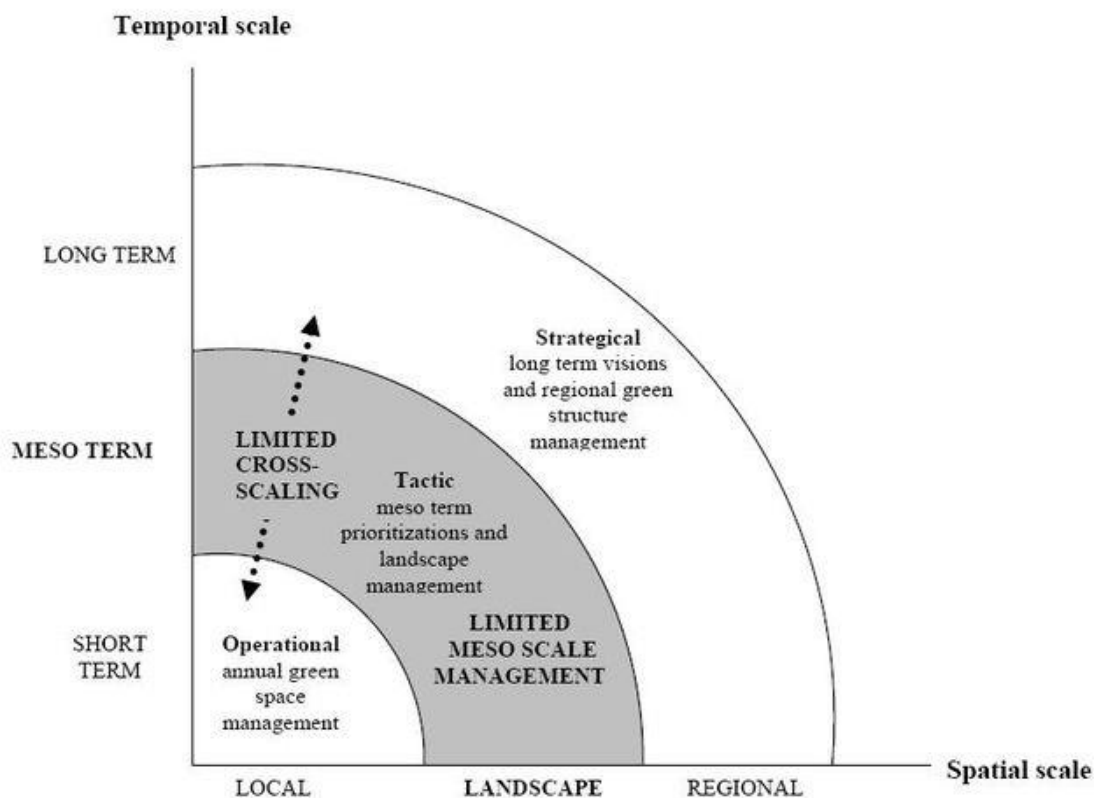
- Den andra processen är *taktisk planering* vilket innebär att man väljer mellan olika alternativ inom ramarna för de strategiska målen. Förutsättningarna är dock att man arbetar under kortare tidsramar och med mindre ytor jämför med de strategiska målen. På denna nivå måste en uppskattning av funktionaliteten av de ekologiska nätverken (grön infrastruktur) för både livskraftiga populationer och ekosystemprocesser ske.
- Det tredje och sista steget i den hierarkiska planeringen är den *operativa nivån*. Här sker en planering för vilka åtgärder och praktiska tillämpningar som ska sättas in på den lokala nivån och under relativt korta tidsperspektiv. Här läggs också stor vikt på att införliva begreppen praktisk hantering, skydd och restaurering.

5.1.4 Missmatchning av de rumsliga och tidsmässiga skalorna

Borgströms m.fl. (2006) visade på att det i Sverige råder en missmatchning mellan förvaltningsmetoder och ekologiska skalor i den kommunala planeringen av urbana grönytor (Figur 4). I studien undersökte man den regionala grönstrukturen av Storstockholm och fem stycken grönområden i dess anslutning. Resultatet visade att kommunerna var medvetna om flera av de olika skaltyperna, däremot förbisågs det att de interagerade och överlappade varandra. Detta gällde även för rumsliga och tidsmässiga skalor på mellannivå, och speciellt i skötsel- och förvaltningsarbetet.

Långsiktiga perspektiv som hållbar utveckling och klimatförändringar har nyligen blivit inkluderade i förvaltningsarbetet för grönytor. Tyvärr visade det sig att de långsiktiga målen hade en mycket begränsad koppling till den operativa planeringsfasen d.v.s. de dagliga rutinerna (Figur 4). En bit som fattades i anknytning till planeringen av grönytor var övervaknings och uppföljningsprogram. Ett uppföljningsprogram skulle kunna användas för att utvärdera den praktiska hanteringen av grönytor i förhållande till strategiska och taktiska målsättningar (Borgström m.fl., 2006).

När det kom till de rumsliga skalorna så hänvisade de flesta förvaltnings- och skötselplanerna till Storstockholms regionala grönstruktur. Medvetenheten av den ekologiska tvärskalheten var i de flesta fall begränsad och ofta hade interaktionerna med det omkringliggande landskapet helt försumrats. Det fanns även stora brister i kommunikationen mellan närliggande aktörer. Även fast det är viktigt att tänka på aspekterna inom de ekologiska gränserna av ett förvaltningsområde så måste den påverkan de omkringliggande landskapstyperna står för tas med i beaktning (Borgström m.fl., 2006).



Figur 4 Visualisering av hur mellanskalor förbises och hur bristfällig interaktion mellan olika skalor är vid skötsel av grönytor (Borgström m.fl., 2006).

En av de kanske viktigaste orsakerna till bristen på tvärskalighet visade sig vara den låga prioriteringen av intermediära skalorna. Både det tidsmässiga och rumsliga. Där hade förvaltningsverksamheten varit helt bortkopplat från det omgivande landskapet. Detta hade lett till att förvaltningsplanerna blivit oförmögna att koppla samman långsiktiga och kortsiktiga mål (Borgström m.fl., 2006).

5.1.5 Skötsel och funktionell missmatchning

Enligt Borgström m.fl. (2006) så antar man att missmatchningen mellan olika skalor är mer benägna att uppträda i en urban miljö då stadslandskapet är väldigt heterogent och utspritt. I stadsmiljön finns det dessutom inte lika mycket plats för den dynamik som ekologin behöver i tid och rum. Stora delar av landskapet präglas nämligen av intensiv markanvändning. En annan anledning är den höga förändrings- och störnings hastigheten. Slutligen så innebär den urbana kontexten att administrativa gränser, snarare än ekologiska sådana, avgör hur grönområden förvaltas. Missmatchningen mellan de ekologiska skalorna och den sociala förvaltningen kan uppstå på olika sätt:

- Rumsliga skalproblem uppstår när ramverken som driver förvaltningsprocessen inte stämmer överens med, eller täcker den ekologiska helheten. Detta kan även bero på att förvaltningsarbetet påverkas av större sociala sammanhang som olika områdens avdelningar, politik, ekonomi och kultur.
- Tidsmässiga skalproblem uppstår när tidsplaner hos planerare och politiker inte är nog anpassade till de rådande ekologiska och sociala förändringarna som sker.

- Funktionella skalproblem uppstår när man i planeringsarbete och i det politiska beslutsfattandet inte tar hänsyn till att ekologiska processer sker över flera skalor inom ekosystemen, samt ignorerar de fundamentala grunderna av ekosystemen som komplexa och anpassningsbara system.

Det urbana landskapet är under ständig förändring, en förändring som består av både biotiska och abiotiska faktorer som artsammansättning, störningsregimer, och temperatur. De tvärskaliga missmatchningen sker när förvaltningsarbetet inte hinner anpassa till dessa förändringar (Zhang m.fl., 2004).

Inom naturresursförvaltning och bevarandet av den biologiska mångfalden så har man börjat förstå vikten av att ta till vara på de ekologiska processerna som t.ex. naturliga störningsregimer. Problemet är att det ofta inte finns tillräckligt mycket utrymme för naturliga störningar, speciellt inte för störningar som verkar över större skalor. Ett annat problem är att urbana grönområden oftast ska vara multifunktionella och förse många olika aktörer med olika tjänster. Ofta inom en liten och begränsad yta. Detta begränsar möjligheten för urbana grönytor att ha en naturlig succession och nivå av störning (Sandström m.fl., 2006a). Detta leder till att man måste göra avvägningar mellan olika värden och tjänster man är utefter. I Borgströms m.fl. (2006) studie så hittades liknande exempel. Det fanns behov av att röja undan biologiskt värdefulla fallna träd ur vissa parker och att reglera vattenflödet i vattendragen för att anpassa naturområden för rekreation. Sammanfattningsvis kan man säga att missmatchningen av olika skalor i urban miljö delvis beror på:

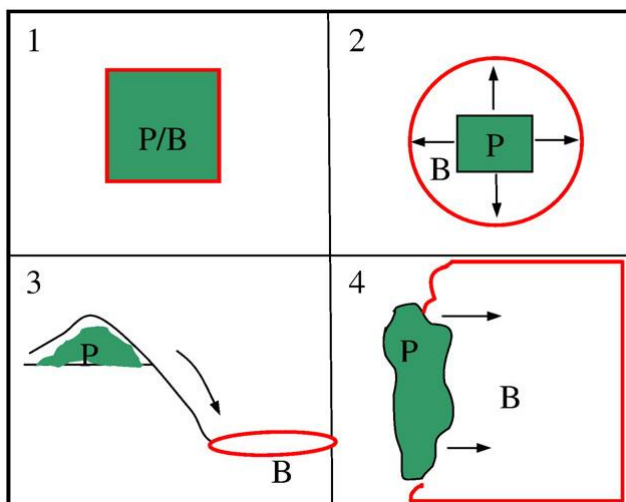
- Det urbana landskapet är extremt heterogent vilket betyder att grönytorna är små och utspridda (Zhang m.fl., 2004).
- Landskapets heterogenitet kombinerat med ett stort antal administrativa gränser kan göra det svårt att koordinera förvaltning och skötsel med matcha dessa med ekologiska processer inom och mellan grönområden (Borgström m.fl., 2006).
- Begränsad kommunikation mellan olika aktörer och intressenter i och omkring olika grönområden (Borgström m.fl., 2006; Wallby, 2013).
- Grönytorna i den urbana miljön kan tyckas vara isolerade men är i själva verket starkt påverkade av det omkringliggande stadslandskapet och hur detta används (Ernstson m.fl., 2010).
- Interaktionerna mellan de olika grönytorna kan vara svåra att se då de är dolda av de drastiska förändringarna i landskapet. Länkarna består ofta av svaga stråk och gröna korridorer vilka kan vara svåra att implementera i planeringen ("Svaga Samband", 2012).
- Den urbana miljön ger inte tillräckligt utrymme för viktiga ekologiska processer och funktioner som naturliga störningsregimer – speciellt inte på en större skala (Ernstson m.fl., 2010).
- Det finns en kravbild på att urbana grönområden ska vara multifunktionella och förse många olika aktörer med olika slags tjänster, ofta inom en liten och begränsad yta (Sandström, 2006a).

5.2 Ekosystemtjänster och dess förhållande till geografin

Precis som skalor påverkar planerings och beslutsprocessen så är de mycket viktiga att ta hänsyn till när det kommer till ekosystemtjänster. När man talar om olika skalor så rör det sig om de fysiska dimensionerna i tid och rum d.v.s. rumsliga och tidsmässiga skalor (Burkhard m.fl., 2012). Ekosystemtjänster är dessutom kopplade till ett ekonomiskt samhällssystem där skalorna varierar från, kortsiktighet och lokal platsnivå till långsiktighet och globalnivå (Costanza, 2008; Grant, 2012; Zhang m.fl., 2013). Till viss del finns det även en koppling mellan vilken skala ekosystemtjänsten är levererad på och vilken/vilka aktörer som drar nytta av den (Hein m.fl., 2006). Att förstå vilka skalor ekosystemtjänsterna verkar på är helt avgörande om man på ett effektivt sätt ska kunna bedriva fysisk planering, miljövård och en hållbar markanvändning (Kremen, 2005; Ernstson m.fl., 2010).

Enligt Fisher m.fl. (2007) är det vid planering för ekosystemtjänster viktigt att tänka på det geografiska läget samt hur landskapet ser ut för att på bästa sätt kunna dra nytta av de ekosystemprocesser och funktioner som finns till hands och underbygger tjänsterna. Det är nämligen långtifrån alltid som ekosystemtjänsten produceras och levereras på samma plats. Tvärtom kan många av de ekosystemtjänster vi människor använder oss av ha sitt ursprung på mycket avlägsna platser. Ett exempel som tas upp av Fisher m.fl. (2007) är när smältvatten eller regnvatten ansamlas i bergen och sedan transporteras ner till avlägsna byar och städer via floder, där det slutligen konsumeras av människor i form av dricksvatten.

Fisher m.fl. (2007) och även Costanza (2008) menar på att ekosystemtjänsternas geografiska egenskaper kan användas när man klassificerar dem. Detta kan senare användas när man i planeringsfasen fattar beslut om hur man ska gå till väga för att erhålla de ekosystemtjänster man eftersträvar.



Figur 5 Fyra illustreringar av hur ekosystemtjänsternas karaktärsdrag i rummet kan se ut. P står för tjänstens "produktions område" och B står för vart tjänstens fördelar kommer till nytta, d.v.s. tjänstens "nyttoområde" (Fisher m.fl., 2007).

Enligt Fisher m.fl. (2007) och Costanza (2008) kan klassificeringarna av ekosystemtjänsternas rumsliga egenskaper se ut enligt följande (Figur 5):

- In situ (1), d.v.s. på användningsplatsen (t.ex. jordmånsbildning, mat produktion, råmaterial).
- Lokal proximal (2), d.v.s. beror av närhet (t.ex. avfallshantering (nedbrytning av organiskt material), pollinering, biologisk kontroll, habitat/skydd, störnings/stormskydd).
- Relaterad till riktning (3,4), d.v.s. relaterad till flöde från produktionskälla till användningsstället (t.ex. vattenreglering och översvämningsskydd, vattentillgång, erosionsskydd).

Förutom de tre ovanstående klassificeringarna som kan kopplas till figur 5 så finns det ytterligare två karaktärsdrag för hur ekosystemtjänster kan bete sig i förhållandet till rummet. Den första beror på användarens rörelse, d.v.s. beroende av flödet av människor till unika naturupplevelser (t.ex. genetiska resurser, rekreationstjänster, kulturella/estetiska värden, utbildning och vetenskap). Slutligen så finns det ekosystemtjänster, framförallt reglerande tjänster (t.ex. klimat reglering, kolinlagring, kulturellt/existensvärde) som är inte är beroende av geografisk närhet utan är globalt non-proximala (Fisher m.fl., 2007). Enligt Kremen (2005) så måste man för att kunna dra nytta av ekosystemtjänsterna och deras rumsliga karaktärsdrag ställa sig frågor som t.ex.:

- Hur ska naturliga habitat och gröna korridorer fördelas i stadens gröna infrastruktur för att pollinering och biologisk kontroll ska kunna bidra till att upprätthålla befintlig vegetation i stadens parker och trädgårdar?
- På vilket avstånd ska dessa habitat ligga för att insekter och fåglar ska kunna förse staden med dessa tjänster?
- På vilket avstånd bör parker ligga från bostadsområden för att så många som möjligt ska kunna utnyttja de rekreationstjänster de erbjuder?

Enligt Costanza (2008) går det dessutom att klassificera ekosystemtjänsterna efter hur tillgängliga de är för olika grupper i samhället (Tabell 1). Detta innebär att vissa nivåer av institutionerna enligt Figur 3 utesluts eller exkluderas från ekosystemtjänsterna. Detta kan bero på att området eller landskap där ekosystemtjänsten uppstår är privat ägd, t.ex. så kan ett företag äga ett skogsområde och använda timret som en råvara för försäljning. Enda sättet att få tillgång till ekosystemtjänsten är att köpa timret av företaget. Det är däremot svårare att exkludera allmänheten från att ta del av de estetiska värdena av en skog eller den rena luft som finns p.g.a. trädens luftkvalitetsreglering. Konkurrensen uppstår när en nivå av institutionerna erhåller förmånerna från en ekosystemtjänst vilket samtidigt innebär att en annan inte kan ta del av tjänsten (Costanza, 2008).

	Exkluderande	Icke-exkluderande
Konkurrerande	Marknadsförda varor (försörjningstjänster)	Allmänna resurser (vissa försörjningstjänster)
Icke-konkurrerande	Klubb ägd mark (Rekreations tjänster, t.ex. en golfbana)	Offentliga varor och tjänster (reglerande- och kulturella tjänster)

Tabell 1. Uppdelning av konkurrerande respektive exkluderande ekosystemtjänster (Costanza, 2008)

Idag sker en degradering av framför allt reglerande, habitat och stödjande tjänster men även till viss del av kulturella och försörjande ekosystemtjänster (MEA, 2005). Fenomenet kallas ”The Tragedy of Ecosystem Services” och beror bland annat på en överkonsumtion av allmänna resurser och bristfälliga ekonomiska incitament – produktion av råvaror på privatägd mark uppmuntras på bekostnaden av ekosystemtjänster som gynnar allmänheten (Lant m.fl., 2008). Fördelarna som ekosystemtjänsterna genererar till samhället kan uppkomma på antingen allmän eller privatägd mark, en bidragande orsak till den rådande situationen. Råvaror producerade av ekosystemen på privatägd mark är exkluderande och det är lätt för ägaren att ta betalt för dessa. Offentliga varor och tjänster däremot är både icke-exkluderande och icke-konkurrerande, vilket gör det möjligt för vem som helst att använda varorna och tjänsterna. Samtidigt går det inte att hindra någon annan från att ta del av dem (Costanza, 2008). Reglerande tjänster kan uppstå på privatägd mark (luftkvalitet, vatten rening, pollinering o.s.v.) och generera en kollektiv vinst för samhället, men kostnaderna för att förvalta det naturliga kapitalet ligger på den privata aktören. Eftersom ägaren inte får någon kompensation för tjänsterna finns det heller inget incitament för denne att fortsätta förse samhället med dem. Svårigheterna med att få ekonomisk kompensation för offentliga varor och tjänster med ursprung från privatägd mark bidrar till en degradering av reglerande tjänster (Lant m.fl., 2008).

5.3 Nivå i planering

Svenska kommuner innehar rätten till planmonopolet enligt plan- och bygglagen och har därför det yttersta ansvaret för den fysiska planeringen av staden (Boverket I, 2010). Eftersom varje kommun har självbestämmanderätt så finns det också en stor variation mellan kommunerna inom riket, en variation som också påverkas av den enskilda kommunens historia, politiska styre och ledningskultur m.m. Detta innebär att landskapsarkitekter och planerare har en stor handlingsfrihet i fråga om den fysiska planeringen så länge de håller sig inom kommunens ramar (Sandström m.fl., 2006b). Vidare så beror de stora skillnaderna kommuner emellan mycket på hur relationerna mellan de lokala politiska och administrativa delarna i kommunerna ser ut. Planerares vilja och förmåga att ta nya initiativ i stadsplaneringen gynnas av att ledande politiker uttrycker sig positivt i frågan och ger stöd åt planerarna (Elander m.fl., 2006). Det finns tre officiella nivåer inom fysisk planering i Sverige, dessa är regionalplanen, översiktsplanen och detaljplanen. Utöver dessa finns även fördjupad översiktsplan och grönplan – båda mer detaljerade och ämnesspecifika delar av översiktsplanen. Både översiktsplanen och detaljplanen är obligatoriska för den långsiktiga planeringen i alla Sveriges kommuner men det är bara detaljplanen som är juridiskt bindande (Sandström, 2002).

Enligt Elander m.fl. (2006) så tycker många planerare och beslutsfattare att översiktsplanen kommer in bilden för tidigt när man vill implementera nya riktlinjer för vissa frågor medan detaljplanen kommer försent. Översiktsplanen tenderar till att vara för övergripande medan detaljplanen inte ger tillräckligt med utrymme för att förverkliga de intentioner man från början hade för grönstrukturen i översiktsplanen. Detaljplanen som ska fungera som ramverk för implementeringen av olika specifika åtgärder och som samtidigt är juridiskt bindande står

utom räckhåll för de planerare och landskapsarkitekter som sätter upp visionerna och målen i översiktsplanen (Wallby, 2013).

Elander m.fl. (2006) förespråkar ett starkare samband mellan översiktsplanen och detaljplanen, en länk som kan förmedla informationen och de övergripande målen i översiktsplanen till rätt genomförda åtgärder i detaljplaner. Det händer nämligen att de övergripande målen i översiktsplanen undergrävs av att beslut fattas under pressade tidscheman, och med kortsiktigt ekonomiskt tänkande vid byggnationer och implementeringen av olika åtgärder på detaljplansnivå. Ett sätt att överkomma detta problem kan vara att introducera en landskapsnivå i planeringen, både i översiktsplanen och i detaljplanen. Detta skulle kunna innebära att både den regionala och lokala kontexten måste tas hänsyn till i planeringsprocessen och att man därför bättre kan kunna inkludera biologisk mångfald och ekosystemtjänster i planeringen (Elander m.fl., 2006).

6 Hyllie som exempel

Enligt Översiktsplan för Malmö, ÖP 2012, så kommer ett av Malmö stads nästa kliv vara att bygga och växa inåt, d.v.s. att förtäta staden, vilket också ska ge ökade möjligheter att länka samman stadens olika delar. Översiktsplanens övergripande mål är att Malmö ska bli en socialt, miljömässigt och ekonomiskt hållbar stad samt att det ska vara en attraktiv plats att verka och bo i. För att möta stadens utmaningar och nå målen så är det nödvändigt med innovation och nytänkande. För att nå detta delmål så är tanken att ekosystemtjänster ska spela en central roll:

”Ett resurseffektivt samhälle och ekologisk uthållighet innebär att på lång sikt säkerställa och tillfredsställa människors basbehov. Natur- och klimatgivna förutsättningar måste beaktas och ekosystemens produktionsförmåga bevaras.”

6.1 Hyllie

Hyllie ligger i södra Malmö och området är planerat att byggas på sedan 1960-talet. Det var dock först i samband med Citytunneln som det tagit fart på allvar. Ambitionen med Hyllie är att skapa Öresundsregionens klimatsmartaste stadsdel som ska rymma både bostäder, arbetsplatser, handel och evenemang i nära anslutning till Öresundsbron. När allt är färdigbyggt ska stadsdelen kännetecknas av en *”blandstad som sjuder av liv”*. Fokus kommer ligga på att skapa en energieffektiv, resurssnål och grön stadsdel. Den mångfunktionella stadsdelen kommer fullt utbyggd dessutom hysa cirka 9000 bostäder och lika många arbetsplatser. Framförallt kommer kommunikationsmöjligheterna till Malmö och Köpenhamn, samt parkmiljöer i kombination med skåniskt kulturlandskap bli avgörande för att skapa en attraktiv stadsdel för boende, besökare och företag (Malmö stad, 2013).

Hyllie har varken hav eller kuperad terräng utan ligger mitt på den skånska slätten. Stadsdelens fördjupade översiktsplan (FÖP) fokuserar därför speciellt på två områden vilka är de gröna och kulturella axlarna som tillsammans löper som ett kors genom Hyllie. Syftet med de båda områdena är att ta tillvara på det kulturarv som finns samt förse stadsdelen med stora grönytor. Axlarna utgör två av fyra bärande strukturer i Hyllie där de två andra består av ett kollektivtrafikstråk och två centrumgator (Hyllie boulevard och Hyllie ålle).

6.1.1 Kulturaxeln

Visionen är att den 1.5 kilometer långa kulturaxeln, löpande från norr till söder, ska länka samman flera av Hyllies viktigaste områden av kulturell- och historisk karaktär med Hyllie centrum. Syftet är att ge en historisk och kulturell förankring av platsen för den framtida exploateringen av området, något som vanligtvis kan vara svårt i stora nybyggda områden. De historiska värdena inom kulturaxeln består av den medeltida bytomten där tre stora gårdar från 1700 och 1800-talet ligger. Inom denna tomt finns även värdefull vegetation, en statarlänga och flertalet mycket gamla grusvägar. Ett sätt att skydda tomten från att försvinna i den moderna bebyggelsen kommer bli användningen av respektavstånd. Den södra sidans respektavstånd kantas av hagar med hästar, getter och får medan den norra sidan kantas av en stor äng. Tillsammans utgör de en levande by med stark identitet. Tanken är också att byn ska länkas samman med stadsdelsparken. Förutom den medeltida bytomten så består området av

ytterligare ett par hundra gårdar som ligger i klassiskt skånskt kulturlandskap (FÖP Hyllie, 2013).

6.1.2 Naturaxeln

Naturaxeln kommer att löpa från öst till väst och korsar kulturaxeln på mitten. Topografin i området leder vattnet ner till området vilket gör det möjligt att anlägga ett mindre vattendrag som ska slingra sig igenom stråket. Tanken är att naturaxeln ska förse Hyllie med ett flertal funktioner som kan leverera ekosystemtjänster till stadsdelen och dess invånare i framtiden. Några av de funktioner man eftersträvar i området är en urban natur och ekologi där bostäder anläggs i anslutning till naturstråket. Dagvattenhantering, vindskydd och rekreationsområden med vilda naturinslag är också på prioriteringslistan. Som en del av dagvattenhanteringen ska området kunna översvämmas under skyfall. Avsikten med naturstråket är också att skapa goda förutsättningar för den biologiska mångfalden. Slutligen så är det viktigt att bevara området intakt ifrån annan exploatering om dessa funktioner ska kunna bli verklighet (FÖP Hyllie, 2013).



Bild 1: Karta över Hyllie (FÖP Hyllie, 2013)

6.2 Grönstruktur och multifunktionalitet

Det finns goda förutsättningar att få till en bra grönstruktur i Hyllie, mycket tack vare den bördiga jorden. Genom att bygga tätt så ska man kunna låta större områden förbli obbyggda. Enligt FÖP Hyllie 2013 så ska grönstrukturen bidra till grönska i bebyggelse, till odling, samt till mötet med det omgivande landskapet. De kanske viktigaste punkterna är dock dagvattenhantering, biologisk mångfald och rekreation.

I Översiktsplanen för Malmö – ÖP 2012 beskrivs grönstrukturen som helheten av stadens sammanhängande grönytor. Dessa kan bestå av större parker- och naturområden kombinerat med mindre parker och torg. Tillsammans bidrar de till möjligheter som rekreation, möten mellan människor, biologisk mångfald, ekosystemtjänster, kulturella och arkitektoniska värden. En god grönstruktur har möjligheterna att öka stadens attraktivitet.

Människor med närhet och tillgång till varierande utemiljöer har visat sig få ett ökat välbefinnande. Dessa miljöer kallas inom planering för sociotoper. En sociotop kan bestå av torg, parker för rekreation och avslappning, mötesplatser, möjligheter till fritidsaktiviteter och motion m.m. Vi mår dessutom bättre ju fler karaktärstyper det finns inom sociotoperna vi har närmast bostaden. Detta ställer krav på att parker och naturområden är tillräckligt stora för att kunna hysa den variation av olika karaktärstyper som behövs.

För att invånarna i Hyllie ska kunna ta del av de positiva hälsoaspekterna som parker och naturområden kan erbjuda så måste dessa vara lättillgängliga. Syftet med en välutarbetad grönstruktur är att åstadkomma ett omfattande promenad- och rekreationsnätverk. Ett sådant nätverk kan bestå av cykelbanor, promenadstråk och gröna kopplingar som länkar samman stadens parker, torg och andra naturområden. För att bryta barriärer så är det extra viktigt att sådana nätverk upprättas i anknytning till bostäder som ligger långt ifrån de befintliga grönområdena.

Stadens yta är ofta begränsad. Det innebär att de parker och naturområden som finns, och dessutom tar upp en stor yta, har stora krav på mångfunktionalitet. Mångfunktionalitet innebär att man på effektivt sätt utnyttjar tillgänglig mark. Nya lösningar måste göra det möjligt att fylla dessa områden med flera olika karaktärstyper och egenskaper. Detta är helt nödvändigt för att möta framtidens krav på en växande befolkning och större behov av urbana ekosystemtjänster. Mångfunktionalitet innebär att t.ex. parker måste användas till både: rekreation, lek, avslappning och dagvattenhantering (Malmö ÖP, 2012).

7 Aktuella Ekosystemtjänster för Hyllie

Denna del fungerar som en kort introduktion till och kategorisering av de urbana ekosystemtjänster som är relevanta för Hyllie. Kategoriseringen av ekosystemtjänsterna och funktionerna som tas upp i detta kapitel grundar sig i klassificeringssystemet av de Groot m.fl. (2010). Ekosystemtjänsternas koppling till grönstrukturen och den rumsliga skalan bygger på Kremen (2005) medan de rumsliga egenskaperna kan kopplas till Costanza (2008). De aktuella ekosystemtjänsterna har valts ut med tanke på den urbana miljön som finns i Hyllie och i samråd med tjänstemän på Malmö stads miljökontor.

7.1 Försörjande

7.1.1 Matproduktion

Den största andelen av matproduktionen i världen sker på landsbygden, i det industriella jordbrukets odlade monokulturer och domesticerade boskap (de Groot, 2002). När matproduktion och odling anpassas till urbana miljöer sker den oftast på stadsnära fält, bakgårdar, hustak och i allmänna grönsaks- och fruktträdgårdar. Även om matproduktionen i städerna står för endast en bråkdel av den totala produktionen så spelar den ändå en stor roll för många stadsbor runtom i världen, framförallt för att öka motståndskraften i samhället samt säkra livsmedelsförsörjningen i kristider. Enligt beräkningar så producerade Kubas huvudstad Havanas urbana trädgårdar 8500 ton jordbruksprodukter, 7.5 miljoner ägg och 3650 ton kött år 1996 (Gómez-Baggethun m.fl., 2013). Urbana odlingar kommer vara av tongivande karaktär i södra Hyllie för både tillfällig och permanenta markanvändning. Odlingarna kommer vara i olika storlekar och uppträda både på mark och tak, horisontalt och vertikalt (Hyllie FÖP, 2013) ([Bilaga 1.1](#)).

7.2 Reglerande

7.2.1 Vattenreglering

En av de viktigaste ekosystemtjänsterna för en stad är tillgången till rent vatten. Rent dricksvatten, möjligheten till att hålla en hög sanitetsnivå, bevattning, vattenlagring och möjligheten till kontrollerad frisättning av vattenflöden är alla av betydande vikt för en hälsosam urban miljö ([Bilaga 1.2](#)). Både yttre och inre ekosystem spelar en central roll för att förse staden med dessa tjänster. I en urban kontext så har vegetationstäckets och skogsområden i stadens avrinningsområden stor påverkan på kvantiteten av tillgängligt vatten (de Groot m.fl., 2002). Ett problem med stadslandskapet är den stora användningen av impermeabla ytor som asfalt och betong vilket sänker kapaciteten för vattnet att tränga igenom marken. Detta leder till en större volym av ytavrinning och ökar risken för översvämningar. För att motverka fenomenet och underlätta för de kommunala avloppsreningsverken kan man plantera fler träd samt anlägga fler grönytor och permeabla vägbeläggningar. Trädskroarna saktar ner översvämningssprocessen medan de permeabla vägbeläggningarna och grönytorerna låter vattnet tränga ned i marken (Bolund & Hunhammar, 1999; Gómez-Baggethun m.fl., 2013).

7.2.2 Klimatreglering

För att reglera den lokala ”heat island”-effekten kan man använda sig av grönytor och öppna vattendrag ([Bilaga 1.2](#)). Det fungerar så att vegetationen kyler ner luften genom den naturliga evapotranspiration medan vattendragen absorberar värme på sommaren och släpper ut den på vintern (Elander m.fl., 2006). Park- och gatuträd hjälper också till att reglera temperaturen genom att erbjuda fukt och skugga (Gómez-Baggethun m.fl., 2013). Urban temperaturreglering för Hyllie kommer framförallt fylla en funktion i framtiden då klimatförändringarna leder till varmare temperaturer. I år (2013) börjar Sveriges meteorologiska och hydrogeologiska institut (SMHI) för första gången gå ut med varning för värmeböljor. Sverige har normalt sett ett relativt kallt klimat och därför ökar också känsligheten för extrem värme. Varningssystemet är anpassat för svenska behov och består av ”meddelande om värmebölja” och en ”klass 1-” och ”klass 2-varning för värmebölja” (SMHI, 2013).

En annan aspekt av luftföroreningar i städerna är utsläppen av växthusgaser: koldioxid, metan, kvävedioxid, klorfluorkarboner (freoner) och marknära ozon. Effekterna är lokala, regionala och globala och är en stor bidragande orsak till klimatförändringarna och även till viss del förstöring av ozonlagret (Gómez-Baggethun m.fl., 2013). Det marknära ozonet bildas när solljus träffar avgaserna från trafiken. Ozonet som bildas påverkar klimatet direkt eftersom det är en växthusgas och indirekt då det reducerar skogens förmåga att ta upp koldioxid med 10 procent. Växter reagerar dessutom negativt på det marknära ozonet (Naturvårdsverket I, 2013; Naturvårdsverket III, 2013).

Planterade park- och gatuträd i städerna fungerar som kolsänkor då de binder koldioxid i sin biomassa genom fotosyntesen. Den totala biomassan av alla träd och växter är direkt kopplat till hur mycket koldioxid det är möjligt att lagra (Gómez-Baggethun m.fl., 2013).

7.2.3 Bullerreducering

Buller är ett stort problem i urbana områden, speciellt i tätbebyggda stadskärnor, och kan orsaka psykologiska och fysiska skador på människors hälsa. Buller uppkommer vid olika aktiviteter i staden som till exempel byggnadsarbeten, flygplatser och via trafiken som är den vanligaste orsaken. Buller är ett oönskat ljud som är en ytterst subjektiv upplevelse och den upplevda störningsgraden varierar mellan olika individer. Det är ljudets karaktär som avgör hur störda vi blir samtidigt som störningsgraden påverkas av i vilken miljö man befinner sig. I en lugn rekreationsmiljö, till exempel en park, där vi räknar med lugn och ro påverkas vi mer negativt om oönskat ljud och buller förekommer. Några negativa effekter av buller är: svårigheter att uppfatta tal; svårighet att vila och sova; stress, samt försämrad koncentrations- och inlärningsförmåga. Rent fysiskt så kan buller leda till höjd hjärtfrekvens och förhöjt blodtryck (Naturvårdsverket II, 2012).

För att reducera bullret i Hyllie så krävs det att vegetationen användes på ett sådant sätt att den kan absorbera, reflektera, avskärma och bryta upp ljudvågor (Gómez-Baggethun m.fl., 2013). Det vill säga att stora grönområden med mjuka markunderlag och stor andel grönska är att föredra. Slutligen så är avstånd till bullerkällan, påverkan från omkringliggande områden,

storlek på grönområdet samt volym och densitet på växtlighet viktiga faktorer för bullernivåerna i ett område (Bolund Hunhammar, 1999).

7.2.4 Luftrening

Dålig luftkvalitet orsakad av luftföroreningar är ett problem både för miljön och också för hälsan. Utsläppen till luft kommer framförallt från trafik, uppvärmning och industriprocesser vilket kan leda till flera olika miljöproblem både lokalt, regionalt och globalt. I Sverige, men även i övriga världen, så är det framförallt städerna som har problem med dålig luftkvalitet. De största problemen för invånarnas hälsa orsakas av olika partiklar och kvävedioxid vilket kan leda till bland annat andnings och hjärt- och kärlsjukdomar. I Sverige orsakar luftföroreningar minst 3000 för tidiga dödsfall årligen vilket i genomsnitt motsvarar en förkortad förväntad livslängd på cirka ett halvår per svensk. Även dioxiner, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), kadmium och kvicksilver sprids via föroreningar till luft (Naturvårdsverket I, 2012).

Grönytor och mycket träd är ett bra sätt att förbättra luftkvaliteten i urbana områden. Växterna filtrerar bort föroreningarna som ozon, svaveldioxid, kvävedioxid, kolmonoxid och partiklar mindre än PM10 (partiklar mindre än 10 mikrometer) från luften. Filtreringen sker i trädens och växternas gren- och lövverk. Filtreringen är dock kopplad till årstiderna och tiden på dygnet ([Bilaga 1.2](#)). Det vill säga att filtreringen äger rum på dagen och under de månaderna på året då löven finns på träden. Vintern är därför den tiden på året då vi är extra känsliga för luftföroreningar. Ett sätt att motverka problemet under vinterhalvåret är att plantera städsegröna växter som barrträd i stadsmiljöer (Bolund & Hunhammar, 1999; Gómez-Baggethun m.fl., 2013).

7.2.5 Avfallshantering

Den urbana ekosystemtjänsten avfallshantering handlar inte om att ta hand om sopor och fast mänskligt avfall utan om gröna och blåa ytors förmåga att filtrera bort, binda och bryta ner näringsämnen och organiskt material. Avfall som bildas naturligt när döda växter och djur men som även kommer ifrån mänskliga utsläpp (de Groot m.fl., 2002). Även utspädning, assimilering, och kemisk omstrukturering är en del i processen när de oönskade ämnena tas om hand i de dammar och vattendrag som finns. Dammar är ett bra exempel där filtrering av mänskligt avfall kan minska nivåerna av föroreningarna i det urbana avloppsvattnet. Strömmande vattendrag, speciellt om meandring och anpassad vattenhastighet är tillämpad, är bra på att binda näringsämnena som härstammar från organiskt avfall (Gómez-Baggethun m.fl., 2013).

7.2.6 Pollination och fröspridning

Oftast så består urbana ekosystem av ett heterogent och fragmenterat mosaiklandskap av olika habitat där den biologiska mångfalden generellt domineras av ett fåtal mycket vanliga arter (t.ex. duvor, maskrosor). Inom vissa taxonomiska grupper kan mångfalden dock vara mycket hög, särskilt för grupper som kan utnyttja de speciella habitat som uppkommer i städer, t.ex. koloniträdgårdar, ödetomter och bangårdar (Niemele, 1999). Urbana ekosystem utgör ett hem för många betydande populationer av fåglar och bin som underhåller de viktiga processerna pollination och fröspridning ([Bilaga 1.2](#)). Forskning har visat att väl förvalta biologisk

mångfald i koloniträdgårdar, kyrkogårdar och stadsparker kan premiera grupper av fåglar och insekter som har en stor påverkan för pollinationen och fröspridningen (Ahrné m.fl., 2009).

7.2.7 Dämpning av naturkatastrofer

Mycket tack vare ett varmare klimat och en större befolkning i världen så drabbas människor och urbana områden i större grad än tidigare av stormar och översvämningar. När dessa väderfenomen slår till sker det fort och kraftfullt och kan leda till enormt mänskligt lidande och materiell förstörelse. Några extrema exempel är orkanen Sandy som slog till mot New York 2012, stormen Katrina som ödelade New Orleans 2005, översvämningarna i Köpenhamn 2011 och nu senast översvämningarna i Tyskland och Tjeckien 2013 (Forbes, 2012).

Det går dock att med hjälp av en robust och väl planerad grön infrastruktur öka de urbana ekosystemens förmåga att reducera de naturliga riskerna som oväder, kraftig nederbörd, torka och stormar innebär ([Bilaga 1.2](#)). Genom att öka de gröna och permeabla ytorna är det möjligt att låta vatten sjunka ner i marken och på så sätt reducera den kraftiga avrinningen. Vegetationen och våtmarker fungerar även som ”svampar” och kan hålla stora mängder vatten. Tjänsten som sådan minskar risken för materiell förstörelse och mänskligt lidande (de Groot m.fl., 2002).

7.3 Kultur- och rekreation

Karaktären och känslan av det naturliga landskapet är faktorer som är mycket viktiga när vi väljer vart vi vill spendera vår fritid ute i det fria. De urbana områdenas grönytor förser invånarna med möjligheter till att motionera, förbättrad mental hälsa och kognitiv utveckling. Gällande kognitiv utveckling så kan grönytor utformas så att de blir lämpliga för miljöundervisning och undervisning om olika djur och växtarter (Kellert, 2002). Den planerade vattenparken i Hyllie är ett exempel på detta. Många människor tenderar till att skapa känslomässiga band till olika platser, något som även gäller för grönytor och urbana ekosystem. Detta kan skapa en känsla av att det är viktigt att bevara dessa områden vilket i sin tur kan leda till en ökad förståelse för miljön som helhet, även utanför stadens gränser (Gómez-Baggethun m.fl., 2013) ([Bilaga 1.3](#)).

8 Bakomliggande ramverk för planeringsverktyget

I detta kapitel introduceras två olika ramverk vars syfte är att fungera som teoretisk grund vid framställningen av planeringsverktyget. Dessa är TEEB och FSSD (*"Framework for Strategic Sustainable Development"*). Synsättet att inkludera ekosystemen och deras tjänster som en faktor i alla politiska beslut (ekosystemtjänstperspektivet) är framtaget för planering på kommunal, regional och nationell nivå (TEEB, 2010). FSSD är ett ramverk som inspirerar till en flexibel arbetsprocess när det kommer till hållbarhetsarbete inom organisationer och kan dessutom anpassas till olika nivåer (Waldron m.fl., 2008). De två ramverken har valts ut för deras förmåga att inkludera ekosystemtjänster och hållbarhet i planeringsprocessen på ett sätt som stämmer bra överens med uppsatsens syfte.

8.1 TEEB - The Economics of Ecosystem and Biodiversity

TEEB har sitt ursprung i United Nations Environmental Programme (UNEP) och dess syfte är att väcka uppmärksamhet samt sprida kunskap om varför det är viktigt att bevara världens ekosystem (TEEB, 2010). Fokus ligger på att koppla ekosystemtjänster och den biologiska mångfalden till ekonomiska fördelar och på så vis hindra ytterligare degradering av världens ekosystem. Ett av målen med TEEB har varit att samla ett brett spektrum av kompetenser inom olika områden och forskningsfält för att kunna vidta praktiska åtgärder. Främst har man lagt tyngden på naturvetenskaplig, ekonomisk och samhällsvetenskaplig forskning vilket under åren också lett till publiceringen av en rad viktiga artiklar och rapporter inom området för ekosystemtjänster och biologisk mångfald (TEEB, 2010). TEEB har hjälpt till att utarbeta ett ramverk för hur ekosystemtjänster ska värderas i praktiken (Naturvårdsverket, 2012).

8.1.1 Ekosystemtjänstperspektivet

Som ett resultat av flera års arbete publicerades år 2011 *"TEEB Manual For Cities: Ecosystem Services in Urban Management"*, ett dokument tänkt som en manual med riktlinjer för lokala beslutsfattare, aktörer och stadsplanerare. Riktlinjerna fokuserar på hur man kan integrera ekosystemtjänster i planerings- och beslutsprocessen. Manualen fokuserar på att få in ekosystemtjänsterna tidigt i stadsplaneringen och i budgetallokeringen. Enligt manualen finns det framförallt tre anledningar till varför det är fördelaktigt för beslutsfattare att fokusera på ekosystemtjänster. För det första blir det direkt synligt om man har fungerande ekosystem som levererar tjänster vilket leder till fördelar för staden och dess invånare. Man får ett kvitto på att satsningar på miljön leder till ökat välmående och det blir lättare att motivera invånare och väljare att fortsätta stadens miljöarbete. Det gör det också möjligt att jämföra olika planeringsbeslut och åtgärder emot varandra genom t.ex. *"cost-benefit analysis"*. Det blir på så sätt lättare att kunna genomföra prognoser och uppskatta vilka efterföljande konsekvenser och effekter olika beslut kan få. Slutligen så bidrar ekosystemtjänster till ökade möjligheter till kommunikation med allmänheten. Genom att koppla miljön till den samhällsekonomiska nyttan vid olika beslut skapar man debatt.

Fokus på ekosystemtjänster leder beslutsfattare till att undersöka kopplingarna mellan människan och miljön samtidigt som det bidrar till bättre balans mellan utvecklings- och miljömål. Det är väldigt viktigt att arbeta lokalt och utveckla ekosystemtjänstperspektivet efter rådande förutsättningar. Det finns ingen lösning som är gångbar överallt. Ett sätt kan

vara att anpassa redan existerande planerings- och beslutsprocesser till att bli mer fokuserade på ekosystemtjänster (TEEB, 2011).

Den andra delen av guiden handlar om hur lokala beslutsfattare kan gå till väga rent praktiskt för att implementera och fokusera på ekosystemtjänster i beslutsfattandet och policyarbetet. Arbetsmetoden som rekommenderas består av sex olika steg (TEEB, 2011):

1. Specificera och kom överens om problem eller policyproblem med aktörer

I det första steget börjar man specificera utmaningar och policyproblem tillsammans med aktörer där användandet av ekosystemtjänster kan vara en del av lösningen. Det är viktigt att man planerar i för tid så att man kan bedöma ifall ekosystemtjänsterna faktiskt fyller en viktig funktion i lösningen av problemet. Här betonas det också att man bör fokusera på utmaningar som är i starkt behov av livskraftiga ekosystem som kan ge fördelar till flera sektorer. Ekosystemtjänster kan också användas till att förbättra en existerande situation eller undvika potentiella framtida problem. Ett sätt att identifiera utmaningar, potentiella förbättringar eller problem är att i ett tidigt skede samverka med aktörer inom kommunen. Fördelarna med en tidig samverkansprocess är att undvika missförstånd, få olika perspektiv på problemet samt öka samarbetsförmågan. Viktiga aktörer är kommunen, allmänheten och olika forskningsinstitut.

2. Identifiera vilka ekosystemtjänster som är mest relevanta

Efter att utmaningarna har identifierats är nästa steg att bestämma vilka ekosystemtjänster som är mest relevanta för de aktörer som finns inom fokusområdet. I detta skede är det dessutom viktigt att rådfråga de aktuella aktörerna för att få bild av vilka ekosystemtjänster som det finns behov av. TEEB-manualen förespråkar att specifika frågeställningar bör ställas för varje enskild ekosystemtjänst. Detta är bra för att ge en tydligare bild av hur relevanta ekosystemtjänsterna är för kommunen. Slutligen så ska aktuella ekosystemtjänster rankas efter hur relevanta de är. Extra fokus ska läggas på de ekosystemtjänsterna aktörerna är mest beroende av.

3. Bestäm vilken information som behövs och välj bedömningsmetoder

I steg tre bestäms vilken information som är nödvändig för att kunna göra en ordentlig utvärdering av de ekosystemtjänsterna som är mest relevanta för fokusområdet. Det är viktigt att tidigt veta om kvantitativ data och statistiska analyser behövs. Att rådfråga och att ta hjälp av berörda aktörer är också viktigt. Det finns flera olika metoder för att värdera ekosystemtjänster. Metoden avgör vilken information och kompetens som kommer att behövas för värderingen. Generellt sett finns det tre sätt att utvärdera eller bedöma ekosystemtjänster: kvalitativt, kvantitativt och monetärt. Det är också viktigt att ta reda på tidsperspektiv, kapacitet och vilka ekonomiska resurser som finns tillgängliga. Slutligen kan det vara väldigt fördelaktigt att tidigt identifiera snabba och enkla åtgärder, så kallade "låg hängande frukter".

4. *Bedöm ekosystemtjänster (samt framtida förändringar)*

I steg fyra så omsätts den bestämda metodiken i steg tre till praktik. Det gör det möjligt att se hur de rådande förhållanden i fokusområdet kommer att påverkas av ekosystemtjänsten. Det är fördelaktigt att bedöma ekosystemtjänsten nutida såväl som framtida värde. För att göra detta så kan man simulera olika framtidsscenarioer där förändringar i kommunen påverkar ekosystemtjänstens relevans och värde. Tidsperspektivet kan också skildra hur värdet för ekosystemtjänsten har ändrats från förr till dagens värde. Steg fyra är den delen i TEEB processen som är det kanske mest tidskrävande. En stor mängd data måste bearbetas och långa utvärderingar utföras, vilket kan innebära att professionella konsulter och experter behöver användas.

5. *Identifiera och bedöm förvaltning och policy alternativ*

Det blir möjligt att använda informationen i olika beslutsammanhang när tillgången och värdet på ekosystemtjänsten är beräknat. Man måste även vara medveten om hur olika scenarier kan påverka värdet i framtiden. Specificera problem och utmaningar blir enklare om kommunens planerare och beslutsfattare vet om vilka scenarier de kan ställas inför. Det blir då lättare att komma fram till effektiva lösningar där ekosystemtjänster spelar en central roll. Ekosystemtjänstperspektivet kan implementeras i besluts- och planeringsprocessen genom att använda sig av den numera tillgängliga informationen. De fördelar ekosystemtjänsterna för med sig kan fungera som bra argument för att vidta rätt åtgärder. ”Cost benefit”-analyser kan användas för att ytterligare fokusera på ekosystemtjänsternas fördelar när de ställs mot konventionella lösningar. Olika tidsperspektiv kan användas där t.ex. restaurering och rehabilitering av ekosystem har visat sig ha en förmåga att kunna betala tillbaka sig över tiden (Palmer & Filoso, 2009)).

6. *Bedöm inverkan av policy alternativet för aktörer*

Det blir först möjligt att veta om man kan minimera eller helt undvika negativ påverkan på aktörerna när alla utvärderingarna har gjorts, d.v.s. när data och information har samlats in för sociala-, ekonomiska- och miljöpåverkningar för det aktuella programmet eller policybeslutet. Det är viktigt att bevaka och undersöka resultatet från besluten i steg fem. Man kollar då på fördelningen och tillgängligheten av de olika tjänsterna ekosystemtjänsterna levererar till olika aktörer och samhällsgrupper. Denna tillgänglighet och fördelning kan se olika ut för olika aktörer. Dessutom kan de anta olika karaktär beroende på vilken tjänst man eftersträvar. Vissa aktörer kan drabbas negativt medan andra gynnas positivt. Det kan vara lämpligt att först använda sig av en kvalitativ analys för att senare om möjligt beräkna det monetära värdet. Det monetära värdet kan senare användas om en eventuell kompensation till någon aktör blir aktuell.

8.2 TNS - The Natural Step

”*Framework for Strategic Sustainable Development*” (FSSD) är ett ramverk som är ämnat till utbildning och ge framtidens ledare kunskap och handlingsförmåga att kunna leda samhället mot hållbarhet. FSSD kallas ofta ”*The Natural Step Framework*” efter den organisation som har varit med och utvecklat ramverket (Waldron m.fl., 2008). The Natural Step (TNS) är ett

globalt nätverk med kontor och medarbetare som delar samma varumärke, värderingar och utbildning inom strategisk hållbar utveckling. TNS grundades 1989 och är en icke-vinstdrivande organisation (NGO) vars syfte är att hjälpa sina partners och klienter att utveckla sitt hållbarhetsarbete. I Sverige samarbetar TNS med Blekingska Tekniska Högskola och Lunds Universitet i ett projekt som heter Alliance for Strategic Sustainable Development (Natural step, 2013).

8.2.1 FSSD – Framework for Strategic Sustainable Development

FSSD bygger delvis på "*The Generic Five Level Framework*" (5LF), ett strategiskt planeringsverktyg som kan användas för planering inom alla sorters komplexa system. Verktuget kan användas för alla systemskalor, från nationell nivå, organisationer och ner till enskilda stadsparker o.s.v. Verktuget bygger på fem olika steg som avhandlas i ordningsföljd på ett enkelt och flexibelt sätt. För att 5LF ska kunna tillämpas i ett system så måste det finnas ett tydligt definierat mål med användningen för metoden, ett så kallat framgångsresultat (Waldron m.fl., 2008).

Det finns fem nivåerna i 5LF; system, framgång, strategisk vägledning, åtgärder och verktyg. FSSD bygger delvis på samma princip men är mer anpassat för hållbarhetsarbete. Det lägger stor vikt på entitetens (system) (1) (nation, stad, organisation m.fl.) förhållande till samhället och biosfären (jordens samlade ekosystem) (Waldron m.fl., 2008). Hänsyn tas även till alla de organisatoriska, sociala (mänskliga behov, självorganisering, ömsesidigt beroende) och ekologiska lagar och regler som styr systemet (konserveringslagar, termodynamikens lagar, principer för biogeokemiska kretslopp, ömsesidigt beroende, dynamisk jämvikt och mångfald) (Waldron m.fl., 2008).

Målet som ska uppnås i entiteten (2) delas upp i tre steg: (i) organisatoriska visioner eller verksamhetsspecifika mål; (ii) hållbarhets principer: eliminering av bidragande till brott mot hållbarhets principen; (iii) ett helhets synsätt på global hållbarhet. Enligt Waldron m.fl. (2002) innebär det att i ett hållbart samhälle så utsätts inte naturen för koncentrationsökningar av ämnen i jordskorpan, från samhällets produktion eller undanträngning med fysiska metoder. Dessutom så innebär det ett samhälle där människor inte är föremål för villkor som gång på gång underminerar deras förmåga att tillgodose sina behov. Kanske den viktigaste aspekten i hela FSSD ramverket är den strategiska (3) användningen av *backcasting* metoden. Backcasting innebär att man först projicerar en målbild eller framgångsvision för planeringsarbetet som man sedan utgår från när man väljer strategi och åtgärder. Det vill säga att varje strategisk åtgärd som väljs ska leda ett steg närmare till det önskade målet för systemet. Robért m.fl. (2002) kallar detta för "landningsplats" i systemet. Detta är en metod som kan användas med framgång speciellt i komplicerade system och passar därför bra in på ett planeringsverktyg för ekosystemtjänster vilka i sig är mycket komplexa. Förutom att ta systemets komplexitet i beaktande så spelar backcasting en ännu större roll när planering, rådande trender och åtgärder är en del av problematiken projektet ställs inför. I FSSD så läggs stor vikt på tre punkter när man arbetar med hållbarhet inom en organisation. Den första är att se till att varje åtgärd som utförs leder närmare det uppsatta målet. Den andra är att undvika återvändsgränder som kan hindra en från att nå målet i framtiden. Slutligen så måste man ställa sig frågan om åtgärden/projektet genererar tillräckligt med resurser både ekologiskt,

socialt, kulturellt, politiskt och ekonomiskt för att kunna fortsätta (Waldron m.fl., 2008). Ett tankesätt som applicerats till arbetsprocessen i planeringsverktyget framtaget i detta arbete. Motsatsen till backcasting är ”forecasting” där kunskapen om dagens trender och planering används till att förutse framtida händelser och problem inom den strategiska planeringen. När detta är gjort försöker man hitta metoder för att eliminera problemen. Skulle forecasting vara den enda metoden som används kan det på lång sikt leda till att grundorsaken till varför problemen uppstår aldrig riktigt tas itu med. Det vill säga att om roten till problemen aldrig löses så kommer det med största sannolikhet uppstå fler problem i framtiden. Backcasting och forecasting bör därför användas som komplement till varandra, vilket också görs mycket effektivt (Robért m.fl., 2002).

När man sätter upp ett mål med planering måste man vara medveten om att man kan stöta på vägskäl i beslutsprocessen. Olika alternativ eller åtgärder kan ställas emot varandra. Det är därför väldigt viktigt att ha en väl underbyggd målsättning, så att man på ett strategiskt sätt ska kunna hantera de för- och nackdelar som varje alternativ innebär. Ett problem är att detta ofta åsidosätts i många försök att nå hållbarhet. Till exempel premieras ofta snabba, enkla och i nuläget effektiva lösningar istället för att fråga sig om det verkligen är rätt steg i den långsiktiga strategin för att nå det övergripande målet (Robért m.fl., 2002).

Ett exempel på detta är debatten kring förnyelsebara energikällor kontra traditionella. Ofta tenderar debatten kretsa runt kortsiktiga konsekvenser och problem som kan uppstå vid implementeringen av förnyelsebara energikällor. Man tar heller inte hänsyn till andra faktorer som teknikens framtida potential eller det faktum att den passar bättre in i strategin för att nå målet av en hållbar energiproduktion och miljö. Det är också värt att poängtera att bara för att tekniken i dagsläget inte alltid är lika bra som konventionella tekniker så innebär inte detta att den inte kommer att utvecklas med tiden. Man är tvungen att börja någonstans och sannolikheten är stor att tekniken kommer att utvecklas i takt med den ökade användningen, vilket i sin tur leder en närmare till målet. Syftet är att dagens trender inte ska bestämma vart vi kommer att hamna, utan endast påverka hastigheten och skalan på övergången till förnyelsebara energikällor. Det vill säga backcasting, där målet påverkar våra handlingar och val istället för tvärtom (Robért m.fl., 2002).

Det fjärde steget bygger på att implementera åtgärder som bidrar till de utsatta målen för entiteten (4). Åtgärderna kan bestå av t.ex. implementeringen av ekosystemtjänstperspektivet i organisationens beslutsprocess, en övergång till förnyelsebara energisystem, eller att utveckla urbana grönstrukturer med mångfunktionalitet i staden. För att genomföra åtgärderna behövs olika verktyg (5), och enligt FSSD så kan dessa kategoriseras i två grupper: system- och kapacitetsverktyg. Systemverktyg som t.ex. artinventeringar, mätning av toxicitet och materialflöden kan användas för att övervaka de faktiska effekterna i entiteten som ska skyddas. Kapacitetsverktyg som FSSD, utbildningsprogram och systemtänkande används istället för att bygga upp en kapacitet för att förstå själva entiteten (systemet) (Waldron m.fl., 2002).

9 Planeringsverktyg för urbana ekosystemtjänster

Som nämnts ovan sker det idag en väldigt snabb tillväxt och förtätning av de urbana områdena runt om i världen. Det innebär att mark i, och runt omkring städerna ständigt ligger i farozonen för exploatering och nybyggnation. Antalet invånare och olika intressegrupper ökar också vilket sin tur ställer högre krav på stadens grönområden att leverera ekosystemtjänster. Ett sätt att lösa problemet är att skapa grönområden med en välutvecklad mångfunktionalitet (Sandström, 2002; Elander m.fl., 2006; Tzoulas m.fl., 2007). Mångfunktionaliteten gör det möjligt för en yta att kunna förse allmänheten, aktörer och staden med flera viktiga ekosystemtjänster samtidigt. Planeringsprocessen måste därför vara väl genomtänkt och med långsiktiga strategier kopplade till de taktiska åtgärdsplanerna. Den snabba expansionen tvingar planerare och beslutsfattare att fatta beslut under tidspress, vilket gör det väsentligt svårare att vidta rätt åtgärder. Flera studier har visat på att man ofta stöter på problem i form av rumsliga, tidsmässiga och funktionella missanpassningar mellan de ekologiska och institutionella skalorna. Problemen uppstår mellan planerings- och beslutsprocessen och de behov som krävs för att man med en långsiktig hållbarhet ska kunna förvalta de urbana ekosystemen (Elander m.fl., 2006). Andra problem har visat sig vara kommunikationsbrist eller brist på förståelse mellan ekologer, planerare och beslutsfattare. Här finns det behov av ett planeringsverktyg. På ett enkelt sätt behöver man kunna förklara kopplingen mellan de ekologiska processerna, leveransen av ekosystemtjänster och en positiv samhällsutveckling samt mänskligt välmående (Wallby, 2013).

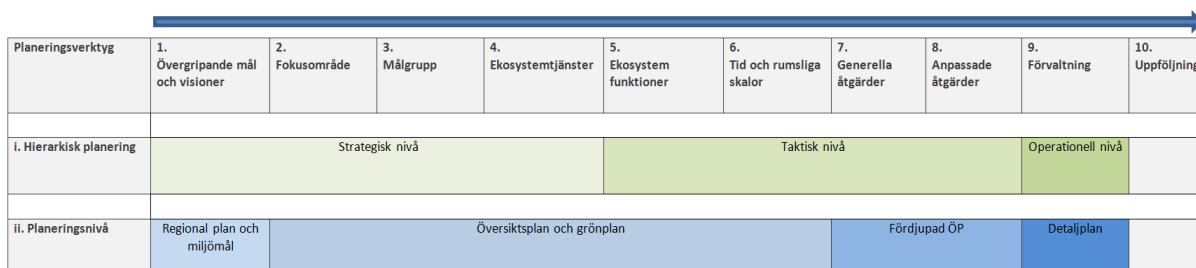
Planeringsverktyget (Figur 3) som redovisas i detta kapitel är det samlade resultatet av litteraturstudien, diskussioner med handledare, workshops och kunskapsutbytet med tjänstemännen på Malmö Stadsbyggnads- och Miljökontor.

9.1 Planeringsverktygets uppbyggnad

Genom litteraturstudien så valdes två ramverk ut för att utgöra grunden till ett planeringsverktyg. Inget av de båda ramverken följs helt strikt, de fungerar som inspiration och teoretisk grund. FSSD och backcasting strategin tillsammans med TEEBs ekosystemtjänstperspektivet står för de strategiska grundprinciperna medan modellen för hierarkisk planering och kaskadmodellen (Figur 1) har använts som inspiration för att överkomma de svårigheter som finns i planeringsprocessen. Vidare så är planeringsverktyget anpassat efter den rådande PBL där en jämförelse med den hierarkiska planeringsordningen gjorts. Planeringsverktyget i sig består av åtta separata steg som alla är väsentliga för planeringsprocessen.

Arbetsprocessen i verktyget är baserat på backcasting (FSSD) I praktiken innebär det att man först projicerar en målbild eller framgångsvision som man sen utgår ifrån när man väljer åtgärder. Det vill säga att varje åtgärd som väljs ut ska leda ett steg närmare det önskade målet för systemet. Robért m.fl. (2002) kallar detta för ”*landningsplatsen*” i systemet. I verktyget (Figur 6) innebär det att man börjar till vänster med de övergripande visionerna och målen. Stegvis arbetar man sig åt höger och ner till vilka åtgärder och förvaltningsmetoder som krävs för att leveransen av ekosystemtjänster ska bli långsiktigt hållbar. Varje steg i

planeringsverktyget är beroende av att det nästkommande steget till höger kan uppfyllas. Den blå pilen illustrerar att arbetsprocessen sker från vänster till höger.



Planeringsverktyg	1. Övergripande mål och visioner	2. Fokusområde	3. Målgrupp	4. Ekosystemtjänster	5. Ekosystemfunktioner	6. Tid och rumsliga skalor	7. Generella åtgärder	8. Anpassade åtgärder	9. Förvaltning	10. Uppföljning
i. Hierarkisk planering	Strategisk nivå					Taktisk nivå			Operationell nivå	
ii. Planeringsnivå	Regional plan och miljömål		Översiktsplan och grönplan				Fördjupad ÖP		Detaljplan	

Figur 6. Planeringsverktyg för urbana ekosystemtjänster (Andersson och Persson, 2013).

Nedan följer en kort beskrivning av de tio stegen (1-10) och av de två färglagda horisontella staplarna (i-ii) placerade underst i planeringsverktyget:

1. Övergripande mål och visioner

När det kommer till visioner, övergripande hållbarhets- och miljömål så grundar sig dessa oftast i Brundtland-kommissionens hållbarhetsprinciper, Sveriges 16 miljömål (t.ex. en god bebyggd miljö) och mer specifika miljömål för den region eller kommun som är aktuell i det enskilda fallet. Det är också fullt möjligt att ha en vision för en stadsdel (t.ex. Hyllie), ett bostadsområde eller ett enskilt grönområde osv. Detta är även något som tas upp i FSSDs andra steg (Waldron m.fl., 2008).

2. Fokusområde:

I detta steg bestämmer användaren vilket eller vilka delområden som är aktuella för målsättningen i steg ett. I FSSD skulle detta kallas systemet och det kan variera stort i skala, alltifrån en hel stad till något så litet som en park eller mindre. Här är det viktigt få en förståelse för det valda fokusområdets status enligt de ekologiska och sociala principerna som anges i FSSD. Detta för att få fram information och data som framtida åtgärdsprogram kan baseras på. Informationen och data kan samlas inom genom olika inventeringar och mätningar.

3. Målgrupp:

Ekosystemtjänster är ett antropocentriskt koncept och det kan enligt definitionen inte existera ekosystemtjänster utan människor (de Groot m.fl., 2002). Det måste finnas någon som kan dra nytta av ekosystemens processer och funktioner. I ett planeringsperspektiv är det dessutom väldigt viktigt att veta vem man planerar för så att rätt åtgärder kan vidtas på ett effektivt sätt (Daily m.fl., 2009). Detta steg gör det dessutom möjligt för användaren att få med det sociala perspektivet i den hållbara utvecklingen av fokusområdet. Att ordentligt tänka igenom för vilken målgrupp som åtgärderna är anpassade för innebär att det går att motverka att vissa grupper utesluts, missgynnas eller glöms bort i planeringsprocessen (Costanza, 2008). Detta kan vara extra viktigt ur ett jämställdhetsperspektiv, eller för att komma åt olika socioekonomiska grupper. Målgrupper kan vara barn, äldre, funktionshindrade, tursiter eller mer allmänt, som de boende i området (Statens folkhälsoinstitut, 2009).

4. *Ekosystemtjänster:*

När fokusområdet har valts ut är det dags att börja identifiera de ekosystemtjänster som skulle kunna bidra till de tidigare uppsatta visionerna och miljömålen. Denna del bygger på ekosystemtjänstperspektivet. Ekosystemtjänsterna som önskas kan både förbättra den nuvarande situationen eller vara en lösning på aktuella problem. Här måste såklart en viss avvägning göras om vad som är rimligt och inte. Det kanske inte är realistiskt att det utvalda fokusområdet har potentialen att leverera samtliga av de existerande ekosystemtjänsterna som finns listade.

5. *Ekosystemfunktioner*

När den eller de ekosystemtjänster som ska ta en närmare målen valts ut så måste de ekologiska processerna som tillhandahåller tjänsten, eller påverkar dess tillgänglighet identifieras, d.v.s. vilka funktioner de urbana ekosystemen måste kunna frambringa för att göra leveransen av tjänsten möjlig (de Groot m.fl., 2002) (Bilagor 1.1-1.3).

6. *Tid och rumsliga skalor:*

För att få en långsiktigt levererans av ekosystemtjänsten måste först de tidsmässiga och rumsliga skalorna under vilka de ekologiska processerna verkar identifieras. Detta är av yttersta vikt för att kunna förstå hur, var, när och under hur lång tid ekosystemtjänsterna kan levereras på (t.ex. kan olika årstider påverka leveransen av ekosystemtjänster). Det ger också ett tillfälle att lyfta blicken för att se hur omkringliggande områden påverkar, och kanske kan utnyttjas för att höja potentialen i fokusområdet.

7. *Generella åtgärder:*

För att kunna skapa förutsättningarna för de ekologiska processerna och funktioner som senare kan leverera ekosystemtjänster så behövs ofta åtgärder vidtas. Generellt innebär det att skapa en grön infrastruktur av hög kvalitet som sammankopplar viktiga rekreations- och grönområden. Åtgärder kan vara att t.ex. anlägga grönområden, gröna tak och väggar, samt att öppna upp stadsmiljön med gröna stråk och korridorer. Skapandet av habitat med rätt vegetation för att locka till sig fåglar och pollinerare, eller anlägga våtmarker för vattenreglering osv. Åtgärderna kommer att skilja sig åt beroende på vilken ekosystemtjänst som eftersträvas i planeringen (Sandström, 2002; Elander m.fl., 2006; Tzoulas m.fl., 2007).

8. *Anpassade åtgärder*

Detta steg är en fortsättning på föregående steg. Fokus ligger på hur de generella åtgärderna som behövs för den aktuella ekosystemtjänsten kan anpassas lokalt, i och omkring fokusområdet och hänsyn måste tas till de lokala förutsättningarna. Detta kan innebära att ekosystemet måste återställas till normal status genom restaurering. Skulle en restaurering inte vara tillräcklig, eller inte ge det resultat som önskas kan det vara värt att tänka om helt och kanske istället anlägga ett nytt grönområde, från grunden. Några exempel på lokalanpassade

lösningar kan vara att använda lokala arter av växter och träd, ta till vara på lokalt viktiga kulturområden eller anlägga grönområden på bekvämt avstånd från stadens bostadsområden. Det kan också innebära mera tekniska lösningar. Istället för att använda standardlösningar så anpassas åtgärden efter de lokala förutsättningarna. Det går då att skapa skräddarsydda lösningar som är lokalt anpassad efter de problem och utmaningar som finns på platsen.

9. Förvaltning:

Det är grönstrukturen som utgör grunden till de urbana ekosystemen, som i sin tur innehar vissa funktioner som kan leda till leverans av ekosystemtjänster (Grant, 2012). För att en kontinuerlig och långsiktig leverans av ekosystemtjänster i det urbana landskapet ska vara möjlig så måste det ständigt ske skötsel och förvaltningsarbete. Uppgiften är att säkra leveransen av samma ekosystemtjänst över en längre tidsperiod och då måste en förvaltningsplan upprättas för fokusområdet. En förutsättning för att samma status på ekosystemet bibehålls eller förbättras år efter år (Borgström m.fl., 2006). Detta innebär att den normala successionen måste kontrolleras samtidigt som normala störningsregimer (t.ex. bete och gräsbränder) antingen måste stimuleras eller förhindras. Vegetationen på en äng kan t.e.x klippas eller slås för att bibehålla den biologiska mångfalden. Andra faktorer som klimatförändringar kan också ställa krav på att nya praktiska åtgärder. Med tiden måste gröna tak och väggar; vattendrag, våtmarker och dammar underhållas, bytas ut eller förbättras (Borgström m.fl., 2006; Tzoulas m.fl., 2007).

10. Uppföljning och utvärdering:

En väsentlig del i konceptet ekosystemtjänster är att ekosystemen ska bidra till människors välmående. Det är också ett av de starkaste argumenten som används när nya grönområden ska anläggas, eller när gamla ska bevaras. Samtidigt så vill politiker och beslutsfattare kunna visa på att deras satsningar har gett resultat och därför krävs uppföljningsprogram (MEA, 2005). Uppföljningsprogrammet ska utvärdera om det uppsatta målet har nåtts, ifall åtgärderna som vidtagits har varit effektiva, och om förvaltningsarbetet har lyckats hålla igång leveransen av ekosystemtjänster över tiden. Ett uppföljningsverktyg kan vara väldigt kraftfullt speciellt i kombination med kvantitativa data (Rodríguez m.fl., 2006).

i. Hierarkisk planering:

Den gröna horisontella stapeln illustrerar under vilken av de tre nivåerna i den hierarkiska planeringen; strategisk, taktisk och operativ nivå, som varje delsteg faller under (se avsnitt 5.1.3 Hierarkisk planering). Genom att göra användaren medveten om detta så går det att minimera risken för missmatchningar av de tidsmässiga, rumsliga och funktionella skalorna (Borgström m.fl., 2006; Andersson och Persson, 2013).

ii. Planeringsnivå:

Den blåa horisontella stapeln indikerar på vilken nivå i planeringen beträffande: miljömål, översiktsplan, grönplan, fördjupad översiktsplan och detaljplan, som de olika stegen oftast infaller under (Andersson och Persson, 2013). Stapeln visualiserar också hur planprocessen sammanfaller med den hierarkiska planeringen. Genom att visa vilken nivå i

planeringsprocessen de olika stegen infaller så kan användaren av planeringsverktyget få en överblick på var det kan tänkas uppstå problem. I figuren är linjerna mellan de olika nivåerna i planprocessen och de hierarkiska planeringsnivåerna väldigt distinkta medan det i verkligheten ofta sker en viss överlappning.

9.2 Återkoppling till Hyllie

För att visa på hur planeringsverktyget kan användas i praktiken så kommer ett exempel användas och ekosystemtjänsten som har valts ut är luftreglering. Luftreglering är beroende av planeringen av rätt träd och vegetationstyper, vilket ger utrymme för att visa på hur olika beslut kan motiveras, samt hur felbeslut kan leda till negativa konsekvenser. Åtgärder som utförs i syfte att förbättra luftkvaliteten går dessutom att kombinera med andra ekosystemtjänster som klimatreglering, bullerreducering, dagvattenhantering och rekreation. Detta kommer att diskuteras i kap 10. Det är dock viktigt att poängtera att det endast rör sig om exempel då inga djupgående undersökningar har gjorts.

1. Övergripande mål och visioner

Innan planeringsarbetet börjar och åtgärder vidtas måste målet för projektet fastställas – vad är syftet med projektet? Sverige regering har fastslagit 16 nationella miljömål som Sveriges alla län och kommuner ska arbeta mot. Varje kommun lägger sedan upp sitt eget miljöprogram för hur de dels ska arbeta med sina egna lokala miljöproblem, men också hur de ska kunna bidra till de nationella miljömålen. Ett av de 16 miljömålen är ”Frisk luft” vars syfte är att förbättra luftkvaliteten i Sverige.

”Luften ska vara sbetet börjar och åtgärder vidtas måste målet för projektet fastställas – va

Malmö stad har sedan valt att i sitt miljöprogram bemöta problemet med bristande luftkvalitet i ett av sina miljömål *”Framtidens stadsmiljö finns i Malmö”*.

- Hållbar stadsutveckling. *”Malmö har en tätposition när det gäller hållbarhetsfrågor i urbana miljöer och ska fortsätta att utvecklas som motor inom detta område.”*
- De gröna och blå kvaliteterna ska utvecklas. *”Malmös parker, grönområden och vattenmiljöer ska utökas, värnas och ha höga rekreativa och biologiska kvaliteter. Stadsmiljön kompletteras med ytterligare grönska och vatten i form av exempelvis vegetationsklädda tak och väggar och öppen dagvattenhantering.”*
- Staden ska bli renare och tystare. *”Cykel-, gång- och kollektivtrafik utgör grunden i transportsystemet och ska tillsammans med utvecklingen av bilpooler ge möjligheter att minska bilberoendet. I Malmö ska trafiksystemet utformas för att minimera luftföroreningar och buller med särskild prioritering av centrala staden.”*
- God vistelsemiljö för alla i Malmö. *”De som bor i Malmö ska ha tillgång till ett boende som är sunt, säkert och tryggt. Alla barn ska ha möjligheter att leka utomhus i hälsosamma och inspirerande miljöer.”*

För att kunna arbeta med miljömålen på ett praktiskt sätt har sedan dessa ambitioner omformulerats till praktiska förslag i Malmö stads fördjupade översiktsplan i Hyllie. En del i Malmö stads miljöarbete är således att i stadsplaneringen satsa på hållbara lösningar som t.ex.

att förstärka de gröna och blå kvaliteter som redan finns. Satsningarna på dessa områden i Hyllie utgör en del i Malmö stads vision om en mer hållbar stadsmiljö.

2. Fokusområde

Hyllie ligger i södra Malmö och ambitionen är att skapa Öresundsregionens klimatsmartaste stadsdel som ska rymma både bostäder, arbetsplatser, handel och evenemang i nära anslutning till Öresundsbron. När stadsdelen är färdigbyggd ska den kännetecknas som en *"blandstad som sjuder av liv"*. Fokus ligger på att skapa en energieffektiv, resursnål och grön stadsdel. Den mångfunktionella stadsdelen kommer fullt utbyggt dessutom hysa cirka 9000 bostäder och lika många arbetsplatser. Framförallt kommer kommunikationsmöjligheterna till Malmö och Köpenhamn; parkmiljöer i kombination med skånskt kulturlandskap, bli avgörande för att skapa en attraktiv stadsdel för: boende, besökare och företag (Malmö stad, 2013).

3. Målgrupp

Även fast det för tillfället inte finns några problem med dålig luftkvalitet i området, så kommer både trafiken och invånarantalet öka i takt med att den nya stadsdelen växer fram. Frisk luft är något som gynnar samtliga invånare i Hyllie. Det finnas dock de som är mer drabbade än andra. Dessa är personer som bor i nära anknytning till kraftigt trafikerade vägar; trafikanter som går och cyklar ofta; barn på förskolor och fritids, som ofta vistas utomhus i nära anknytning till trafikerade vägar.

4. Ekosystemtjänster

Dålig luftkvalitet orsakad av luftföroreningar är ett problem både för miljön och för folkhälsan. Utsläppen till luft kommer framförallt från uppvärmning av bostäder, industriprocesser och från trafik vilket kan leda till flera olika miljöproblem både lokalt, regionalt och globalt (Nowak m.fl., 2006). I Sverige, men även i övriga länder, är det framförallt i städerna som problemen uppstår. Partiklar och kvävedioxid påverkar invånarnas hälsa negativt och kan leda till andnings- och hjärt- och kärlsjukdomar (Becket m.fl., 2000). I Sverige orsakar luftföroreningar minst 3000 för tidiga dödsfall årligen, vilket i genomsnitt motsvarar en förkortad förväntad livslängd på cirka ett halvår per svensk. Även dioxiner, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), kadmium och kvicksilver sprids via föroreningar till luft (Naturvårdsverket I, 2012).

Att anlägga grönytor och plantera mycket träd är ett bra sätt att förbättra luftkvaliteten i urbana områden (Becket m.fl., 2000b; Rowe m.fl., 2011; Morani m.fl., 2011). Urbana träd i nordamerika beräknas förbättra den totala luftkvaliteten med ett medelvärde på cirka en procent i varje stad (Nowak m.fl., 2006). Träden och växterna filtrerar bort föroreningar som ozon, svaveldioxid, kvävedioxid, kolmonoxid och partiklar (PM₁₀ och PM_{2,5})¹ från luften på två sätt. Filtringen av partiklar (1) som sker i trädens och växternas gren- och lövverk; där partiklarna fångas upp ur luften och torr deponeras på lövens yta. Luftföroreningar i gasform (2) tas upp genom lövens klyvöppningar där gaserna sedan omvandlas till syror i lövets celler, eller reagerar med ytor på lövets insida (Nowak m.fl., 2006; Rowe, 2011; Morani m.fl., 2011).

¹ Partiklar mindre än 10 mikrometer och 2,5 mikrometer.

Träd och vegetation kan även indirekt minska halterna av luftburna föroreningar. Under de varma månaderna på året kan träden motverka urban heat-Island effekten genom att kyla ner sin omgivning via sin transpiration och förmåga att ge skugga. Rätt placerade kan träd, vegetation, gröna tak och väggar sänka temperaturen i byggnader och på så sätt minska behovet av luftkonditionering. På vinter halvåret fungerar de isolerande och skyddar mot drag och kyla vilket minskar behovet av värme. Stadens lägre energianvändning kan därmed minska behovet av fossila bränslen (Nowak m.fl., 2006; Becket m.fl., 2000b). Dessutom så har det visat sig att den fysiska effekten träd har (skugga och temperatursänkning) är större än den kemiska när det kommer till reglerandet av koncentrationerna av marknära ozon (Becket m.fl., 2000b). I en studie från USA beräknade man den totala mängden av träds upptag av; ozon, PM₁₀, kvävedioxid, svaveldioxid och kolmonoxid till 711 000 ton vilket motsvarar ett monetärt värde på 3,8 miljarder dollar årligen (Nowak m.fl., 2006).

5. *Ekologiska processer och funktioner*

Ekosystemets funktion av att kunna ta upp och bryta ned luftburna föroreningar och partiklar genom vegetationens lövverk kan bestå av att sänka temperaturen genom skuggning och minskad albedo-effekt så att marknära ozon inte bildas, att luftburna gaser tas upp genom växternas klyvöppningar, eller att partiklar filteras och ansamlas på växternas blad och löv (de Groot m.fl., 2006; Nowak m.fl., 2006; Rowe, 2011; Morani m.fl., 2011).

6. *Processerna i tid och rum*

Träden och växternas förmåga att filtrera luften på luftföroreningar är delvis beroende av tiden på dygnet och tiden på året. Träden och växternas klyvöppningar är endast aktiva på dagen i samband med fotosyntesen. Under natten sker därför ingen rening av gasbaserade luftföroreningar. Likaså tappar vissa träd (lövträd) och andra växter sina blad under hösten, vilka inte återkommer förrän till våren. Detta innebär att under vintermånaderna så blir filtreringen av partiklar lidande. En finsk studie visade dock att skillnaderna mellan årstiderna inte behövde vara särskilt stora (Setälä m.fl., 2012). Medan gaser omvandlas och reagerar inuti lövens celler så sker det endast en torr deponering av partiklar på löven och barrens yta. Denna effekt är endast temporär och ingen permanent metod för att få bort föroreningarna. Vissa av dessa partiklar bär på andra farligare ämnen som kan vara skadliga även på marken, där de hamnar efter att de spolats bort av stora regn (Gómez-Baggethun m.fl., 2013; Nowak m.fl., 2006). Beroende på partiklarnas storlek kan de transporteras olika långt. Generellt så är de största halterna av luftföroreningar kopplade till det geografiska området närmast utsläppskällan (McDonald m.fl., 2007; Setälä m.fl., 2012).

7. *Generella åtgärder*

Luftfiltreringen är till stor del beroende av den totala grönarean och träd har därför en större kapacitet än buskar och gräsmarker (Bolund & Hunhammar., 1999). Att plantera många träd är därför en mycket viktig åtgärd för att komma till bukt med luftföroreningar i städer (Nowak m.fl., 2006; McDonald m.fl., 2007; Morani m.fl., 2010). I New York valde staden att förbättra luften genom ett stort trädplanteringsprojekt. Planerarna utgick från tre faktorer för att få maximal effekt: (1) plantering där befolkningen var som högst; (2) på platser med högst

uppmätta halter av föroreningar; (3) där det inte fanns en hög koncentration av träd sedan tidigare (Morani m.fl., 2010).

Barrskog är effektivare än lövskog på att filtrera luften p.g.a. den större totalytan som kommer i kontakt med luften (Becket m.fl., 2000b). En annan fördel är att de inte tappar sina barr under vinterhalvåret då luftföroreningarna tenderar till att vara som värst. Det har dock visat sig att de är känsligare mot just luftföroreningar och inte lika bra på att ta hand om gaser, därför rekommenderas en blandad trädplantering (Bolund & Hunhammar., 1999; Becket m.fl., 2000b; McDonald m.fl., 2007). Lövträd som ska användas bör vara arter med grova, helst ”klibbiga” löv ytor då de är bäst på att fånga upp partiklar, t.ex. har poppel hårda, släta löv och partiklarna fastnar därför inte lika bra (Becket m.fl., 2000b). Inte heller pil och vide är några bra alternativ. Enligt studier av olika trädarters förmåga att rena luft, och negativa egenskaper som att bidra till allergier och bildandet av VOCs (flyktiga organiska ämnen) jämförts, visade det sig att ask, lärkträd, tall och hängbjörk var mycket dugliga, medan pil och vide kunde till och med försämra luftkvaliteten (McDonald m.fl., 2007).

8. Lokalt anpassade åtgärder

I Hyllie kan man med fördel blanda barr med lövträd och samtidigt gynna den lokala floran. Placeringen av träd bör, precis som i New York, koncentreras till bostadsområden och efter de mest trafikerade vägarna; där utsläppen kan antas vara som störst. För att få så stor upptagningsförmåga av t.ex. PM₁₀ så bör träden planteras individuellt, eller med visst avstånd ifrån varandra; samt ha så stor upptagningsyta som möjligt. Barrträd är att föredra och är dessutom gröna året runt (McDonald m.fl., 2007; Becket m.fl., 2000b). Det är viktigt att ha i åtanke att torrdepositionen av partiklar på löven endast är temporär och spolats bort vid regn och nederbörd. Permeabla marktytor bevuxna av växter med god förmåga till bioretention kan med fördel anläggas på strategiska platser (McDonald m.fl., 2007). Gröna tak och väggar, kombinerat med skuggande träd, bör också anläggas för att sänka temperaturen och minska uppkomsten av marknära ozon (Akbari, 2001).

9. Skötsel och förvaltning:

Ekosystemtjänsten luftreglering är främst beroende av tillgången på träd och grönytor, därför bör även skötseln fokusera på dessa områden. Det innebär att anpassa klippning och kapning av grenar för att upprätthålla estetiska värden, utan att för den delen försämra trädens förmåga att rena luften samt en kontinuerlig återplantering av nya träd för att balansera kommande förluster. Det kan vara lämpligt att genomföra en inventering av vilka träd som finns i staden och över tiden byta ut mindre lämpliga arter mot t.ex. ask, lärkträd, tall och hängbjörk. För att kontrollera spridningen av farliga ämnen i marken så bör svämzoner, diken och andra marktytor under/eller i närheten av stora ansamlingar träd undersökas genom att ta regelbundna markprover. Växter från dessa platser bör periodvis slås eller klippas för att sänka halterna av skadliga ämnen i marken. Gröna tak och väggars status måste kontinuerligt upprätthållas. I Hyllie skulle det även vara möjligt att använda skötsel och förvaltningsmetoder som reducerar både buller och användningen av fossila bränslen. T.ex. skulle motorsågar kunna bytas ut mot ett handdrivet eller eldrivet alternativ och en trimmer

ersättas av en lie, medan en motordriven häcksax kan bytas ut mot en manuell motsvarighet o.s.v. (Johansson m.fl., 2011).

10. Uppföljning och utvärdering:

Åtgärderna bör följas upp genom kvantitativa och kvalitativa mätningar (Daily m.fl., 2009). Intressanta aspekter att utvärdera på sikt kan vara hur åtgärderna påverkat förekomsten av allergier, astma och hjärt- och kärlsjukdomar hos invånarna. Detta skulle senare kunna omräknas till monetära termer och ge beslutsfattare underlag till ytterligare åtgärder (TEEB, 2010). Hur trivseln i stadsdelen är också av intresse, något som kan undersökas via enkätstudier. Resultat som kan jämföras med andra bostadsområden med mindre andel grönytor och vegetation. För att på sikt kunna upprätthålla samma nivå så får inte skötsel och förvaltningsarbetet negligeras. Genom att återknyta till de långsiktiga miljömålen och de positiva hälsoaspekterna, går det att motivera varför pengar ska satsas på ett ordentligt förvaltningsarbete.

10 Analys

Dailys m.fl. (2009) citat *"it is time to deliver"* visar på att det börjar ställas allt större krav på att kunna använda konceptet ekosystemtjänster i praktiken. Konceptets komplexitet och att det är såpass nytt kan dock innebära att det ännu inte är helt moget för uppgiften. En oro är att beslut som kan påverka både ekosystemen och människans hälsa kommer att fattas på bristande grunder om denna utveckling går för snabbt. Planeringsverktyget som har tagits fram i detta arbete är ett exempel på hur man kan arbeta med urbana ekosystemtjänster i stadsplanering. Syftet är att det ska underlätta arbetet genom att undvika de problem som kan uppstå under planeringsfasen. Planeringsverktygets nuvarande utförande har både styrkor och svagheter. Det är därför av stor vikt att känna till dessa innan planeringsverktyget börjar användas i praktiken. I den följande texten kommer dess egenskaper analyseras i form av styrkor, svagheter, möjligheter och eventuella hot.

10.1 Styrkor

En av de största styrkor är verktygets förmåga att kunna förmedla en bild av vilka egenskaper ett fokusområde behöver uppfylla för att kunna börja leverera en specifik ekosystemtjänst. Att dela upp arbetsprocessen i etapper leder till en förenkling för användaren. Det blir enklare att få en överblick av uppgiften utan att överväldigas, något som annars kan leda till passivitet och handlingsförlamning ("Guide", 2013). Användaren uppmuntras dessutom till att kritiskt överväga varje åtgärd för att försäkra sig att den faktiskt bidrar till de långsiktiga målen. Om detta kan efterföljas kommer förhoppningsvis varje åtgärd leda projektet närmare målet samtidigt som återvändsgränder kan undvikas (Waldron m.fl., 2008).

Appliceringen av den hierarkiska planeringsmetodiken, kombinerat med en uppdelning av planeringsprocessen i etapper möjliggör en koppling mellan de långsiktiga miljömålen och de praktiska åtgärderna (Borgström m.fl., 2006). För att kunna upprätthålla leveransen av ekosystemtjänsterna i fokusområdet måste användaren även se till att det finns ett utarbetat förvaltnings och uppföljningsprogram. Utan detta så blir det på sikt omöjligt att nå ett hållbart

resultat (Borgström m.fl., 2006). Planeringsverktyget tillåter även användaren att arbeta på olika skalor, t.ex. stad, stadsdel, bostadsområde, gatunivå och grönområde. Avgränsningen för åtgärderna sker dock inom fokusområdets gränser och varierar i komplexitet beroende på hur stort fokusområdet är. På en större skala, som t.ex. en stadsdel eller en hel stad, kan åtgärderna omfatta anläggningen av fler grönytor som i sin tur är sammankopplade med gröna länkar och stråk ("Svaga Samband", 2012). På en mindre skala eftersträvas åtgärder som är anpassade till de lokala behoven samtidigt som de ska kunna bidra till den övergripande målbilden för hela staden (Elander m.fl., 2006). Det kan innebära att avskärma en grönyta från en bullrig väg med buskar och träd, anlägga en damm för bättre dagvattenhantering, eller skapa habitat för pollinerare och fåglar (Bolund & Hunhammar, 1999).

I Malmö stads fördjupade översiktsplan för Hyllie ligger stort fokus på att skapa mångfunktionalitet inom de grönområden som finns tillgängliga (Hyllie FÖP, 2013). Kravet på mångfunktionalitet bidrar till nya utmaningar då leveransen av ekosystemtjänster påverkas olika beroende på vilka åtgärder som vidtas (McDonald m.fl., 2007). Planeringsverktyget har därför anpassats på ett sådant sätt att det kan hantera planeringen för flera ekosystemtjänster samtidigt. Konsekvensen av detta blir att komplexiteten ökar, vilket ställer högre krav på noggrannhet vid utformningen av åtgärderna inom fokusområdet. Vissa träd och växter kan t.ex. fungera utmärkt som värdväxter för olika fåglar och djur medan de kanske har en sämre förmåga att leverera andra tjänster. Vissa arter är således bättre lämpade för vissa uppgifter än andra (McDonald m.fl., 2007). Syftet med planeringsverktygets arbetsmetodik är att minimera riskerna för att fel art, eller åtgärd väljs ut för att fylla en funktion som den egentligen inte alls är lämpad för. Vegetation bidrar dock i de flesta fallen till leveransen av flera olika ekosystemtjänster samtidigt. Planeringen av fler träd bidrar t.ex. till luftreglering, klimatreglering och vattenreglering (Bolund & Hunhammar, 1999).

Ekosystemtjänster är ett antropocentriskt koncept och utan människor som drar nytta av ekosystemens tjänster så kan inte ekosystemtjänster per definitionen existera (de Groot m.fl., 2002). I planeringsverktyget måste användaren därför i ett tidigt stadium ta hänsyn till detta. Enligt Statens folkhälsoinstitut (2009) så finns de många olika målgrupper, alla med olika behov och önskemål. När ett åtgärdspaket, vars syfte är att stimulera leveransen av ekosystemtjänster, antas så bör målet vara att så många människor som möjligt kan åtnjuta dessa. Människor är dock uppdelade inom staden, både geografiskt och socioekonomiskt, vilket påverkar hur stor andel av invånarna som kan dra nytta av ekosystemtjänsterna (Fisher m.fl., 2007; Costanza, 2008), vilket i sin tur delvis påverkar värdet av tjänsterna – desto fler människor som använder en park för rekreation, ju större blir det samlade rekreativvärdet. Tidigt i planeringsfasen är det därför lämpligt att välja ut en fokusgrupp så att åtgärderna blir så effektiva som möjligt. Ett planeringsverktyg som inte tar hänsyn till denna aspekt bidrar till en större risk att tid och resurser spenderas på fel saker, vilket leder till ett otillfredsställande resultat och långsiktiga miljömål som inte nås (Waldron m.fl., 2008).

10.2 Svagheter

En svaghet är frånvaron av hur kvantifiering och värdering av ekosystemtjänsterna kan appliceras i processen. Att kunna kvantifiera och värdera ekosystemtjänster gör det enklare att motivera investeringar i ekosystemen, samtidigt som det går att ställa olika planerings- och

kostnadsscenarier mot varandra. Uppföljningen av ett projekt blir enklare om resultatet kan mätas (Daily m.fl., 2009; TEEB, 2010). För att bedöma hur mycket en åtgärd har påverkat leveransen av ekosystemtjänsterna måste data, före respektive efter åtgärden genomfördes, finnas tillgänglig; något som är mycket användbart vid analyser och prognoser i beslutsfattande processer (MEA, 2005; Rodríguez m.fl., 2006). Det innebär att planerare och naturvetare på ett bättre sätt kan kommunicera till beslutsfattare varför det är lönsamt att investera i ekosystemen, vilket i sin tur underlättar för beslutsfattare att förklara sina beslut inför allmänheten (TEEB, 2010).

På samma gångsom det är eftersträvansvärt så ställer det stora krav på tillgången av specifik information och data, vilket som kräver mycket bakgrundsarbete och kunskap inom en rad olika ämnesområden (Wallace, 2007). Vissa menar på att det måste ske en kartläggning av ekosystemtjänsterna och skapandet av heltäckande databaser (Burkhard m.fl., 2012). Processen att kunna få tag i rätt information hade då förenklats avsevärt för både forskare och myndigheter. En annan lösning på problemet skulle kunna vara att experter och tjänstemän med rätt kompetenser kopplades in under de steg i arbetsprocessen där behovet uppstår. Tänkbara yrkesgrupper kan vara arkitekter, landskapsarkitekter, ingenjörer, miljövetare, geologer, biologer, ekologer, ekonomer, psykologer, filosofer m.fl. Det hade dessutom varit fördelaktigt om forskare, specialister och yrkesutövare under projektet hade haft regelbundna möten under projektiden. Interdisciplinära samarbeten och forskningsprojekt är dessutom något som uppmuntras i den tillgängliga litteraturen (Kremen, 2005; Daily m.fl., 2009; Sutherland m.fl., 2013).

10.3 Möjligheter

Även om huvudsyftet med planeringsverktyget är att bidra till en koppling mellan de långsiktiga miljömålen, åtgärder och förvaltning så finns det möjligheter till fler användningsområden. Ett sådant är kommunikationsarbete. Eftersom planeringsverktyget visar var i planeringsprocessen arbetet befinner sig så blir det lätt för projektledarna att redovisa för kollegor, partners och beslutsfattare hur långt man har kommit och vad som står på tur att göras. Planerings- och byggprocesser är ofta utdragna över en längre tidsperiod och det händer att involverade aktörer byts ut, ändras eller försvinner på vägen (Wallby, 2013). Planeringsverktyget kan då fungera som en kompass som håller projektet på rätt kurs och ser till att de planerade åtgärderna inte faller i glömska eller stryks. Planeringsverktyget finns där för att ständigt påminna om varför åtgärderna är absolut nödvändiga för att nå de mål som sattes i början av projektet.

10.4 Hot

Det som kan ses som ett hot mot planeringsverktyget och dess användarvänlighet är att varje enskild ekosystemtjänst kräver olika undersöknings- och mätmetoder. Att inte ha tillgång till rätt resurser, information och data kan leda till att fel åtgärder vidtas i beslutsprocessen. Som fallstudierna utförda i USA och Australien har visat så kan resultaten variera mycket beroende på vilken väg som väljs ut i planeringsprocessen. Vissa av besluten går att ändra på medan andra är permanenta. Ett misstag kan leda till långtgående konsekvenser för t.ex. den biologiska mångfalden, eller till uteblivna leveranser av ekosystemtjänster. Planerare och beslutsfattare måste noga tänka igenom vilka åtgärder man ska genomföra för att undvika att

fastna i framtida återvändsgränder. För att illustrera problemet går det att tänka sig ett fall där man vill få en lokal fågelart att bosätta sig i staden. I planeringsfasen glömmar man dock bort att planera de trädarter som fåglarna brukar uppehålla sig i, vilket leder till att fåglarna varken kan hitta boplatser eller rätt sorts föda. Ett ogenomtänkt beslut har lett till att man byggt in sig i en återvändsgränd. Risken finns dessutom att en ändring blir för dyr och skadan blir då irreversibel (Waldron m.fl., 2008). Det utsatta målet med att skapa ett habitat för den specifika fågelarten uppnås därmed inte. Med rätt bakgrundsarbete och expertis hade misstaget varit lätt att undvika. Slutsatsen blir att målbilden måste kopplas till rätt åtgärder.

11 Diskussion

Enligt SWOT-analysen så finns det både en rad styrkor och svagheter med planeringsverktyget. Styrkorna och även möjligheterna är framförallt baserade på två saker: dels att det är lätt att använda; och dels för att det skulle kunna fungera som ett kommunikationsmedel. Verktyget kan på ett enkelt sätt koppla samman de övergripande målen, med de ekologiska processerna och olika former av åtgärder och skötselprogram. En annan positiv aspekt är att det går att använda på olika skalor och med flera ekosystemtjänster samtidigt. Detta gör det möjligt att hitta synergieffekter och planera för multifunktionella ytor. I förvaltningsarbetet kan planeringsverktyget därmed framgångsrikt användas i samband med utvecklingen av översiktsplaner, grönplaner och detaljplaner samt för att undvika kompatibilitetsproblem mellan de ekologiska och institutionella skalorna som beskrivs av bl.a. Borgström m.fl. (2006), Hein m.fl. (2006) och Breuste m.fl. (2013). Svagheter kan kopplas till den brist som finns på tillgänglig data. Framförallt så saknas indikatorer på hur väl ekosystemen levererar tjänsterna, samt måtenheter för dessa. Det hade gjort det möjligt att inkludera en uppföljningsfunktion för att se om tjänsterna motsvarat förväntningarna (de Groot m.fl., 2002).

Som det ser ut idag så finns det för lite forskning om samspelet mellan ekologiska processer, och mellan olika arter (Sutherland m.fl., 2013). Många naturvetare uttrycker också en viss tveksamhet till att ge rekommendationer på bristfälliga kunskapsunderlag. Ofta hänvisar de till naturens egenvärde, eller så utförs inga avvägningar alls. Ekonomer, planerare och beslutsfattare är mer positiva till ekosystemtjänster som koncept i den bemärkelsen och är mer benägna till att göra dessa avvägningar (Boyd & Banzhaf, 2007). En tänkbar anledning kan vara bakgrunden som yrkesrollen utgör och vilka mål man har på de enskilda förvaltningarna. Det är dock bättre att fatta beslut efter den informationen man har istället för att vänta på att forskningen ska mogna och reda ut alla frågetecken (Daily, 1997). Den urbana expansionen kommer inte stanna upp och vänta på forskningen, men det är samtidigt viktigt att vara medveten om osäkerheterna (Grimm, 2008). Det är dock bättre att göra det bästa av det som finns tillgängligt för tillfället, trots att det kan uppstå motgångar på vägen; ett synsätt som Malmö stad även tar upp i sina miljömål (Miljöprogram för Malmö stad, 2009). Med tiden kommer metoderna att bli bättre och misstagen minimeras. De olika parterna måste mötas halvvägs och försöka förstå varandra. Här kan ett planeringsverktyg spela en central roll.

11.1 Hyllie

Hyllie är en stadsdel under utveckling och stora delar av den gröna infrastrukturen som ska sätta sin prägel på området har ännu inte färdigställts. Det finns därmed ett stort utrymme för att skapa goda förutsättningar för att leverera ekosystemtjänster i stadsdelen. Enligt Malmö stads översiktsplan (2012) vill man verka för en förtätning av stadsbilden, samt arbeta med mångfunktionella grönytor. Fördelarna med att bygga tätt är att det gör det möjligt att frigöra större grönområden. I stora grönområden är det sedan lättare att åstadkomma en högre kvalitet än i mindre, mer utsatta grönområden. Detta har visat sig gynna lokala fågelarter samtidigt som den biologiska mångfalden generellt tenderar till att vara högre (Sushinsky m.fl., 2013). Men även om stora grönområden är att föredra i en tätbebyggd stad så måste dessa kompletteras med mindre grönytor, parker och gröna korridorer (Tzoulas, m.fl., 2007; ”Svaga Samband”, 2012). En anledning är att vegetationen och grönskan som förser staden med ekosystemtjänster som t.ex. luftreglering, klimatreglering, bullerreducering och dagvattenhantering måste finnas i nära anslutning till trafikerade vägar gator; arbetsplatser och bostäder (Bolund & Hunhammar., 1999). Att planera för och genomföra dessa åtgärder kan bli betydligt svårare om staden byggs väldigt tätt (Wallby, 2013).

Det finns stora möjligheter att skapa mångfunktionella grönområden i Hyllie både i stor och liten skala. I Hyllie har man valt att fokusera på två stora områden: naturaxeln och kulturaxeln. Tanken är att naturaxeln ska förse Hyllie med ett flertal funktioner som kan leverera ekosystemtjänster till stadsdelen och dess invånare. Några av de funktioner man eftersträvar i området är en urban natur och ekologi där bostäder anläggs i anslutning till naturstråket. Dagvattenhantering, vindskydd och rekreationsområden med vilda naturinslag är också på prioriteringslistan. Avsikten med naturstråket är också att skapa goda förutsättningar för den biologiska mångfalden. Syftet med kulturaxeln däremot är att ge en historisk och kulturell förankring av platsen för den framtida exploateringen av området, något som vanligtvis kan vara svårt i stora nybyggnationsområden. De historiska värdena inom kulturaxeln består av en medeltida bytomt, där tre stora gårdar från 1700 och 1800-talet ligger (FÖP Hyllie, 2013). På den mindre skalan så går det att med relativt enkla medel skapa funktioner som ger förutsättningarna att leverera ekosystemtjänsterna luftreglering, klimatreglering, bullerreducering, vattenreglering och dämpning av naturkatastrofer. De är nämligen alla till största delen beroende av åtgärder som planteringen av träd och buskar (Bolund & Hunhammar, 1999). Det kräver dock stor noggrannhet och precision för att det verkligen ska fungera, samtidigt som kombinationen av rätt arter och geografiska placering är av mycket stor vikt för att kunna maximera funktionerna (Fisher m.fl., 2007; Costanza, 2008).

Alla grönytor i Hyllie är av stor betydelse för stadsdelens invånare. Det blir därför väldigt viktigt att bevara dessa intakta ifrån annan exploatering om dess funktioner ska kunna realiseras. Precis som i alla urbana områden så finns det även i Hyllie många intressenter med egna mål och agendor. Det kommer därför bli en utmaning för miljöförvaltningen och stadsplaneringskontoret att skydda de planerade grönområden ifrån exploatering (Wallby, 2013). Skulle man inte lyckas finns risken att grönytorna degraderas såpass mycket att det blir omöjligt att leverera de ekosystemtjänster som det från början var tänkt. Det är alltså ytterst viktigt att man kan motivera de enskilda grönområdenas existens och visa på deras betydelse

för den totala grönstrukturen (Tzoulas m.fl., 2007). Förutom risken för framtida exploatering i de befintliga grönområdena så kommer planerare behöva göra avvägningar mellan olika ekosystemfunktioner (Farber m.fl., 2002; Setälä m.fl., 2013). För att minimera misstag så bör man se till så att de strategiska målen matchas med väl avvägda, taktiska och operativa åtgärdsförfarande. Ett arbete som innebär att man kontinuerligt följer upp och kontrollerar så att pågående projekt, åtgärd eller skötselåtgärd faktiskt är relevanta för de långsiktiga miljömålen (Borgström m.fl., 2006). Detta är en mycket komplex uppgift som planeringsverktyget kan underlätta avsevärt.

12 Slutsats

I denna avslutande text kommer uppsatsens frågeställningar från avsnitt 1.1 besvaras:

Vilka aspekter måste tas i beaktning för att det på ett framgångsrikt sätt ska gå att integrera ekosystemtjänster som en del i den kommunala planeringsprocessen?

Till att börja med så måste det finnas en förståelse för konceptets komplexitet. I forskningen beskrivs ett starkt samband mellan ekosystemtjänster och mänskligt välbefinnande. Det kan också kopplas till de ekologiska, ekonomiska och sociala aspekterna i hållbarhetsbegreppet (Helming m.fl., 2013). Om ekosystemtjänster ska kunna integreras som en del av planeringsprocessen så kommer det därför ställas stora krav på interdisciplinära samarbeten, vilket i sin tur kommer testa kommunernas förmåga att kommunicera sina målsättningar internt mellan förvaltningarna och till externa aktörer. Det måste också finnas ett långsiktigt tänkande och en röd tråd som kopplar samman de övergripande miljömålen och det dagliga arbetet på förvaltningarna; d.v.s. att de som arbetar med planeringsarbetet och i de beslutsfattande processerna måste förstå varför man vidtar vissa åtgärder och hur de påverkar resultatet på sikt.

Hur bör ett planeringsverktyg vara utformat för att kunna förenkla planeringsarbetet med urbana ekosystemtjänster?

Förutom att planeringsverktyget måste vara anpassat efter plan- och bygglagen så är det fördelaktigt om det är enkelt att förstå och har en tydlig arbetsmetodik. För att överkomma de problem som finns idag med mismatchande skalor, så måste det kunna länka samman de storskaliga strategiska nivåerna med taktiska åtgärds paket och ett operativt förvaltningsarbete. På bästa sätt görs detta om varje nivå delas upp i mindre delar som sedan avhandlas stegvis, vilket gör arbetet mera lättöverskådligt. Det bör också finnas en inbyggd uppföljningsfunktion så att resultatet av åtgärderna kan mätas.

13 Referenser

Forskningspublikationer:

Akbari, H., Pomerantz, M., & Taha, H. (2001). Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar energy*, 70(3), 295-310.

Andersson, J. och Persson A.S. (2013). Verktyg för planering av ekosystemtjänster i stadsmiljö -Arbetsdokument, 2013-03-20. Centrum för miljö och klimatforskning, Lunds universitet, Lund, Sverige.

Apitz, S. E. (2013). Ecosystem services and environmental decision making: Seeking order in complexity. *Integrated environmental assessment and management*, 9 (2), 214-230.

Ahrne, K., Bengtsson, J., & Elmqvist, T. (2009). Bumble bees (*Bombus* spp) along a gradient of increasing urbanization. *Plos One*, 4(5), e5574.

Bastian, O., Syrbe, R. U., Rosenberg, M., Rahe, D., & Grunewald, K. (2013). The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 15-24.

Banzhaf, H S. 2010. Economics at the fringe: Non-market valuation studies and their role in land use plans in the United States. *Journal of Environmental Management*, 91, 592-602.

Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49), 177-229.

Beckett, K. P., Freer Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and wind speed. *Global change biology*, 6(8), 995-1003.

Beckett, K. P., Freer Smith, P. H., & Taylor, G. (2000b). Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture*, 26(1), 12-19.

Brenneisen, S. (2006). Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4(1), 27-36.

Breuste, J., Haase, D., Elmqvist, T. (2013). *Ecosystem Services in Agriculture and Urban Landscapes*, First Edition, 6, 83-104.

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

Borgström, S. T., Elmqvist, T., Angelstam, P., & Alfsen-Norodom, C. (2006). Scale mismatches in management of urban landscapes. *Ecology and society*, 11(2), 16.

Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2), 616-626.

Bruntland, G. (1987). *Our common future: The world commission on environment and development*. Oxford: Oxford University Press.

- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Möller, F. (2012). Mapping ecosystem services supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Chiesura, A., & De Groot, R. (2003). Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics*, 44(2), 219-231.
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350-52.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Daily, G. C. (Ed.). (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21-28.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.
- de Groot, R. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and urban planning*, 75(3), 175-186.
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260-272.
- Duffy, J.E. (2009). Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Front Ecological Environment*, 7(8), 437-444.
- Egunjobi, J. K. (1971). Ecosystem processes in a stand of *Ulex Europaeus* L.: I. Dry matter production, litter fall and efficiency of solar energy utilization. *The Journal of Ecology*, 59(1) 31-38.
- Ehrlich, P. R., & Ehrlich, A. H. (1981). *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. New York: Random House.
- Ernstson, H., Barthel, S., Andersson, E., Borgström, S.T. 2010. Scale-Crossing Brokers and Networks Governance of Urban Ecosystem Services: The Case of Stockholm. *Ecology and Society*, 15(4), 28.

- Farber, S. C. Costanza, R. Wilson, M.A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41, 375-392.
- Faeth, S H. Bang, C. Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York academy of sciences*, 1223, 69-81.
- Fisher, B., & Kerry Turner, R. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5), 1167-1169.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2006). The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, 41(5), 1276-1285.
- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209-1218.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-246.
- Grant, G. 2012. *Ecosystem Services Come to Town: Greening Cities by Working with Nature*, First Edition. John Wiley & Sons, Ltd.
- Grimm, N.B. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319, 756-760.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. D. Raffaelli/C. Frid (Hg.) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge: Cambridge University Press (iE).
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R. S., & Van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), 209-228.
- Helming, K., Diehl, K., Geneletti, D., & Wiggering, H. (n.d). 2013. Mainstreaming ecosystem services in European policy impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 82-87.
- Hill, T., & Westbrook, R. (1997). SWOT analysis: it's time for a product recall. *Long range planning*, 30(1), 46-52.
- Holmes, P. M., & Richardson, D. M. (1999). Protocols for restoration based on recruitment dynamics, community structure, and ecosystem function: perspectives from South African fynbos. *Restoration Ecology*, 7(3), 215-230.
- Johansson, C., Persson, J., Schroeder, H., Gunnarsson, A., Hammer, M., & Gyllin, M. (2011). *Ekologisk uthållig parkskötsel*.

- Kahn Jr, P. H. (2002). Children's affiliations with nature: Structure, development, and the problem of environmental generational amnesia. *Children and nature: Psychological, sociocultural, and evolutionary investigations*, 93-116.
- Kazmierczak, A. Carter, J. (2010). *Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies*
- Kellert, S. R. (2002). Experiencing nature: Affective, cognitive, and evaluative development in children. *Children and nature: Psychological, sociocultural, and evolutionary investigations*, 117-151.
- Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R. S., Verburg, P. H., Heller, I., ... & Haines-Young, R. (2009). Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe. *Environmental Management*, 44(6), 1099-1120.
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology letters*, 8(5), 468-479.
- Kosoy, N., Corbera, E. (2009). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economy*, 69(6), 1228-1236.
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S. 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessments and management. *Comptes Rendus Biologies*, 334, 441-449.
- Lant, C. L., Ruhl, J. B., & Kraft, S. E. (2008). The tragedy of ecosystem services. *BioScience*, 58(10), 969-974.
- Leopold, A. C. (1949). *Sand County almanac: and sketches here and there*. Oxford University Press.
- Liekens, I., Schaafsma, M., De Nocker, L., Broekx, S., Staes, J., Aertsens, J., & Brouwer, R. (2013). Developing a value function for nature development and land use policy in Flanders, Belgium. *Land Use Policy*, 30(1), 549-559.
- Lin, B.B., Fuller, R.A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities?. *Journal of Applied Ecology*, 50, 1171-1168.
- McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., ... & Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8455-8467.
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 19-26.
- Marsh, G. P. (2009). *Man and nature: or, physical geography as modified by human action*. Harvard University Press.

- Merrill, S. B. (2004). The role of open space in urban planning. *Conservation Biology*, 18(2), 294-294.
- Miller, J. R. (2006). Restoration, reconciliation, and reconnecting with nature nearby. *Biological Conservation*, 127(3), 356-361.
- Morani, A., Nowak, D. J., Hirabayashi, S., & Calfapietra, C. (2011). How to select the best tree planting locations to enhance air pollution removal in the MillionTreesNYC initiative. *Environmental Pollution*, 159(5), 1040-1047.
- Mooney, H. A., & Ehrlich, P. R. (1997). Ecosystem services: a fragmentary history. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*, 11-19.
- Niemelä, J. (1999). Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8, 119-131.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3), 115-123.
- Robèrt, K. H., Schmidt-Bleek, B., Aloisi de Larderel, J., Basile, G., Jansen, J. L., Kuehr, R., ... & Wackernagel, M. (2002). Strategic sustainable development—selection, design and synergies of applied tools. *Journal of Cleaner production*, 10(3), 197-214.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnet, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K. Y., Rowe, B. (2007). Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *Bioscience*, 57 (10), 823-833.
- Palmer, M. A., Filoso, S. (2009). Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets. *Science*, 325, 575-576.
- Guide, A. (2013). PROJECT MANAGEMENT BODY OF KNOWLEDGE (PMBOK® GUIDE). In Project Management Institute.
- Pouyat, R. V., Pataki, D. E., Belt, K. T., Groffman, P. M., Hom, J., & Band, L. E. (2007). Effects of urban land-use change on biogeochemical cycles. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, 45-58. Springer Berlin Heidelberg.
- Rodríguez, J. P., Beard Jr, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S., Agard, J., ... & Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11(1), 28.
- Rowe, D. B. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159(8), 2100-2110.
- Sandström, U. G. (2001). Naturen i staden—grönområden och livskvalitet. I: Elander I, red. *Den motsägelsefulla staden*. Lund: Studentlitteratur, 118-45.
- Sandström, U. G. (2002). Green infrastructure planning in urban Sweden. *Planning Practice and Research*, 17(4), 373-385.

- Sandström, U. G., Angelstam, P., & Mikusiński, G. (2006a). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 77(1), 39-53.
- Sandström, U. G., Angelstam, P., & Khakee, A. (2006b). Urban comprehensive planning—identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. *Landscape and urban planning*, 75(1), 43-57.
- Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A. L., Pennanen, A., & Yli-Pelkonen, V. (2012). Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions?. *Environmental Pollution*.
- Setälä, H., Bardgett, R.D., Birkhofer, K., Brady, M., de Ruiter, P.C. de Vries, F.T., Gardi, C., Hedlund, K., Hemerik, L. (2013). Urban and agricultural soils: conflicts and trade-offs in the optimization of ecosystem services. *Urban Ecosystems*, 16(1), 1-144.
- Spangenberg, J. H., & Settele, J. (2010). Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7(3), 327-337.
- Sutherland, W. J., Freckleton, R. P., Godfray, H. C. J., Beissinger, S. R., Benton, T., Cameron, D. D., ... & Wiegand, T. (2013). Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*, 101(1), 58-67.
- Sushinsky, J. R., Rhodes, J. R., Possingham, H. P., Gill, T. K., & Fuller, R. A. (2013). How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts?. *Global change biology*, 19(2), 401-410.
- Turner, W. R., Nakamura, T., & Dinetti, M. (2004). Global urbanization and the separation of humans from nature. *Bioscience*, 54(6), 585-590.
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., & Burkhard, B. (2010). Ecosystem services—A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7(3), 410-420.
- Wallace, K. J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139, 235-246.
- Waldron, D., Robèrt, K. H., Leung, P., McKay, M., Dyer, G., Blume, R., ... & Connell, T. (2008). Guide to the framework for strategic sustainable development. Blekinge Institute of Technology.
- Westman, W. E. (1977). How much are nature's services worth?. *Science*, 197(4307), 960-964.
- Zhang, L., Wu, J., Zhen, Y., & Shu, J. (2004). A GIS-based gradient analysis of urban landscape pattern of Shanghai metropolitan area, China. *Landscape and Urban Planning*, 69(1), 1-16.
- Zhang, Y., Holzapfel, C., Yuan, X. (2013). *Ecosystem Services in Agriculture and Urban Landscapes*, First Edition, 7, 107-121.

Internetkällor:

Boverket. (2010). Mångfunktionella ytor. Klimatanpassning av befintlig bebyggd miljö i städer och tätorter genom grönstruktur. Hämtad från:
http://www.boverket.se/Global/Webbokhandel/Dokument/2010/Mangfunktionella_ytor.pdf

Boverket I. (2010). Allmänt om PBL. <http://www.boverket.se/Vagledning/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Boverket II. (2010). Översiktsplan nytta. <http://www.boverket.se/Vagledning/PBL-kunskapsbanken/Oversiktsplanering/Oversiktsplanens-nytta/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Boverket III. (2010). Fördjupning av och tillägg till översiktsplanen. <http://www.boverket.se/Planera/Kommunal-planering/Oversiktsplanering/Tillagg-till-oversiktsplaner/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Boverket VI. (2010). Vad är en detaljplan. <http://www.boverket.se/Vagledning/PBL-kunskapsbanken/Detaljplanering/Detaljplaneinstrumentet/Vad-ar-detaljplan1/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Boverket V. (2010). Om regionalplanering. <http://www.boverket.se/Vagledning/PBL-kunskapsbanken/Regionplanering/Om-regionplanering/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

CBD. (2010). Global Biodiversity Outlook 3. Convention on Biological Diversity. Finns tillgänglig: <http://www.cbd.int/GBO3>.

Forbes. (2012). What Copenhagen can teach cities about adapting to climate change. <http://www.forbes.com/sites/justingerdes/2012/10/31/what-copenhagen-can-teach-cities-about-adapting-to-climate-change/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

FÖP Hyllie. (2013). Fördjupad översiktsplan för södra Hyllie 2013. Samrådsförslag. Dummy FÖP Södra Hyllie 2013-01.

Malmö ÖP. (2012). Översiktsplan för Malmö – ÖP2012. Planstrategi. Utställningsförslag. Finns tillgänglig:
http://www.malmo.se/download/18.723670df13bb7e8db1bc547/OP2012_planstrategi_utstallningsforslag_web_jan2013.pdf

Malmö stad. (2013). Ett nytt centrum i södra Malmö. <http://www.malmo.se/Medborgare/Stadsplanering--trafik/Stadsplanering--visioner/Utbyggnadsomraden/Hyllie.html>. Hämtad från sida 2013-06-01.

Miljöprogram för Malmö stad. (2009). Miljöprogram för Malmö stad 2009-2020. Finns tillgänglig:
<http://www.malmo.se/download/18.76105f1c125780a6228800031254/Milj%C3%B6program+f%C3%B6r+Malm%C3%B6+stad+2009-2020.pdf>.

MEA. (2005). Millennium Ecosystem Assessment. Global Assessment Report. Finns tillgänglig: <http://www.unep.org/maweb/en/Global.aspx>.

Miljömål. (2012). God bebyggd miljö. <http://www.miljomal.nu/sv/Miljomalen/15-God-bebyggd-miljo/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Miljömål I. (2012). God bebyggd miljö. När vi Skåne läns miljömål?. <http://www.miljomal.nu/sv/Miljomalen/Regionala/Regionalt/?l=12&t=Lan&eqo=15>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Natural step. (2013). Our History. <http://www.naturalstep.org/en/our-story>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Naturvårdsverket. (2012). Sammanställd information om Ekosystemtjänster

Naturvårdsverket I. (2012). <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luft/Utslapp/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Naturvårdsverket II. (2012). <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Buller/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Naturvårdsverket III. (2013). <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luft/Marknara-ozon/Marknara-ozon-skadar-groda-och-skog/>. Hämtad från sida 2013-06-03.

SMHI. (2013). <http://www.smhi.se/nyhetsarkiv/varning-for-varmebolja-infors-1.30684>. Hämtad från sida 2013-06-03.

Svaga Samband. (2012). När, vad och hur? Svaga gröna samband i Stockholmsregionens gröna kilar. Stockholms läns landsting. Rapport 5:2012. Finns tillgänglig: http://www.tmr.sll.se/Global/Dokument/publ/2012/2012_5_r_svaga_samband.pdf.

Synliggöra värdet av ekosystemtjänster. (2013). Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Statens Offentliga Utredningar. Miljödepartementet. Sammanfattning av SOU 2013:68.

Vinnova. (2013). <http://www.vinnova.se/sv/Om-VINNOVA/>. Hämtad från sida 2013-05-06

TEEB. (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Finns tillgänglig: <http://www.teebweb.org>.

TEEB. (2011). The Economics of Ecosystems and Biodiversity. TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management. Finns tillgänglig: www.teebweb.org.

UN Habitat. (2011). Urban World: Waiting for a solution. Urban World Series Vol.4. Finns tillgänglig på <http://www.unhabitat.org>.

Kontaktpersoner:

Birkhofer, K. (2013). Biologiska Institutionen, Lunds Universitet.

Kruise, A. (2013). Miljökontoret, Malmö stad.

Persson, A. (2013). Biologiska Institutionen, Lunds Universitet.

Wallby, K. (2013). Stadsbyggnadskontoret, Malmö stad.

1.1 Bilaga – Försörjningstjänster

Ekosystemtjänster /kategorisering	Funktioner	Leverantörer av Ekosystemtjänster/trofinivåer	Rumslig skala	Rumsliga egenskaper
<i>Matproduktion</i>	Förekomsten av ätbara växter och djur	Specifika växter	Lokal	In situ
<i>Vattenförsörjning (läs vattenreglering i 5.2)</i>	Förekomst av vatten för konsumtion t.ex.	Vegetation, mikroorganismer i mark och vatten samt vattenlevande vertebrater	Lokal-regional	Riktat flöde

1.2 Bilaga – Reglerandetjänster

Ekosystemtjänster /kategorisering	Funktioner	Leverantörer av Ekosystemtjänster/trofinivåer	Rumslig skala	Rumsliga egenskaper
<i>Luftkvalitet</i>	Ekosystemens kapacitet att extrahera aerosoler och kemiska ämnen från atmosfären.	Vegetation, växter och mikroorganismer	Lokal	Tillgänglighet
<i>Klimat</i>	Ekosystemens påverkan på det lokala och globala klimatet genom land användning och biologiskt lindrande processer	Vegetation	Lokal-global	Tillgänglighet
<i>Vatten (Dagvattenhantering)</i>	Träd och grönområdets funktion av vatteninfiltration och gradvis avrinning av vatten	Vegetation	Lokal-regional	Riktat flöde
<i>Pollination och fröspridning</i>	Tillgången och effektiviteten på pollinatörer som t.ex. vild bin	Insekter, fåglar och däggdjur	Lokal	Lokal proximal
<i>Avfallshantering</i>	Funktionen av de biologiska och abiotiska processerna att föra bort eller bryta ner organiskt material och kemiska ämnen	Löv och jord invertebrater; mikroorganismer i jord och vatten	Lokal-regional	Lokal proximal
<i>Dämpning av naturkatastrofer</i>	Träd, våtmarker och grönstrukturens roll att dämpa externa väderlekar som t.ex. skydd mot översvämningar och stormar	Vegetation och våtmarker 14	Lokal-regional 15	Lokal proximal/Riktat flöde

1.3 Bilaga – Kultur och Rekreationstjänster

Ekosystemtjänster /kategorisering	Funktioner	Leverantörer av Ekosystemtjänster/trofinivåer	Rumslig skala	Rumsliga egenskaper
<i>Eстетiskt uppskattning av landskapet</i>	Landskapet innehåller estetiska kvaliteter baserade på t.ex. varierande strukturer, grönska och stillhet	Biologisk mångfald	Lokal	Tillgänglighet
<i>Inspiration för kultur, konst och design</i>	Landskapsegenskaper, varierande naturinslag eller arter som inspirerar till konst och design osv.	Biologisk mångfald	Lokal-global	Tillgänglighet
<i>Rekreation. Möjlighet för turism och rekreations aktiviteter</i>	Landskap med karaktärstyper som erbjuder attraktiva naturupplevelser och möjligheter till rekreativa aktiviteter som t.ex. promenadstråk, löpning, sport, avslappning	Biologisk mångfald	Lokal	Tillgänglighet
<i>Kulturellt arv och identitet. Känsla för plats och tillhörighet</i>	Kulturellt viktiga landskapsegenskaper, kulturella platser och arter	Biologisk mångfald	Lokal-regional 16	Tillgänglighet
<i>Utbildning och vetenskap. Möjligheter för formell och informell utbildning och träning</i>	Karaktärstyper och egenskaper som har speciellt värde/intresse för vetenskap och utbildning	Biologisk mångfald	Lokal-regional	Tillgänglighet

1.4 Referenser bilagor

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260-272.

Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350-52.

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology letters*, 8(5), 468-479.

