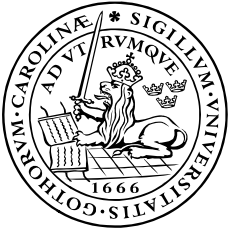


Utvärdering av ramverk för värdering av tätortsnära ekosystemtjänster

– Värdering av ekosystemtjänster i Södra
Skanstull, Stockholm

Evelina Johansson

Examensarbete 2014
Miljö- och Energisystem
Institutionen för Teknik och samhälle
Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

**Utvärdering av ramverk för värdering av tätortsnära
ekosystemtjänster**

Värdering av ekosystemtjänster i Södra Skanstull,
Stockholm

Evelina Johansson

Examensarbete

Juni 2014

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	Juni 2014
	Författare
	Evelina Johansson

Dokumenttitel och undertitel

Utvärdering av ramverk för värdering av tätortsnära ekosystemtjänster
- Värdering av ekosystemtjänster i Södra Skanstull, Stockholm

Sammandrag

Jämfört med andra ekosystem som våtmarker eller skogar så har de urbana ekosystemen blivit relativt lite uppmärksammade. Att integrera vegetation i urbana miljöer bidrar till positiva hälsoaspekter, stärker den biologiska mångfalden samt bidrar till sociala värden. Begreppet ekosystemtjänster har blivit allt mer etablerat de senaste åren och det finns en stor efterfrågan på verktyg för att värdera dessa nyttor som naturen ger.

År 2013 utvecklades ett ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster. Detta ramverk testas i den här studien i samarbete med White arkitekter. Värderingen av ekosystemtjänster görs i Södra Skanstull i samband med utvecklingen av ett planprogram för området.

Värdering av ekosystemtjänster har visat sig vara ett givande för att ge konkreta argument för varför naturen i städer behövs. Det knyter ihop flera funktioner som är viktiga i en stad vilket gör det till ett bra verktyg för multidisciplinär stadsplanering.

Vid värdering är det viktigt att inte bara värdera i ekonomiska termer då dessa resultat sällan kan fånga alla värden som ges av ekosystemtjänster. Osäkerheterna i resultaten är dessutom ofta stora då de baseras på uppskattningar och antaganden. Det gör att ekosystemtjänster lätt kan över- eller undervärderas om resultatet ses som absoluta sanningar.

Den här studien har påbörjat en uppdelning av värden i ekologiska, ekonomiska och sociala värden. Vidare studier krävs för att definiera de här olika värdetyperna.

Nyckelord

Ekosystemtjänster, värden, värderingsmetoder, Södra Skanstull

Sidomfång	Språk	ISRN
1-93	Svenska	ISRN LUTFD2/TFEM--14/5083--SE + (1-93)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	June 2014
	Authors
	Evelina Johansson

Title and subtitle

Evaluation of Framework for Evaluation of urban ecosystem services
 - Valuation of Ecosystem Services in Södra Skanstull, Stockholm

Abstract

Compared to other ecosystems such as wetlands or forests, relatively little attention have been paid to the urban ecosystems. Integrating vegetation in urban environments contribute to positive health aspects, enhancing biodiversity, and contribute to social values. The concept of ecosystem services has become increasingly established in recent years and there is a great demand for tools to quantify these benefits that nature provides.

In 2013, a framework for economic valuation of urban ecosystem services was developed. This framework was tested in this study in cooperation with White architects. The valuation of ecosystem services was made in Södra Skanstull in Stockholm in connection with the development of a planning program for the area.

Valuation of ecosystem services has proved to be fruitful to give arguments for why nature in cities is needed. It ties together several features important in a dense city, which make it a great tool for multidisciplinary urban design.

In valuation it is important not only to evaluate in economic terms since the results rarely can capture the total economic value of the ecosystems. The uncertainties in the results are often large as they are based on estimates and assumptions. This means that ecosystem services can be easily over- or under-estimated and the results are seen as absolute truths.

This study has begun a breakdown of values in ecological, economic and social values. Further studies are required to define these different value types.

Keywords

Ecosystem services, values, valuation methods, Södra Skanstull

Number of pages	Language	ISRN
1-93	Swedish	ISRN LUTFD2/TFEM--14/5083--SE + (1-93)

Förord

Examensarbetet har genomförts under hösten 2013 och våren 2014 på Miljö- och energisystem som tillhör institutionen för Teknik och samhälle vid Lunds tekniska högskola. Examensarbetet är den sista delen av mina studier på civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik med en master i miljösystem.

Examensarbetet har öppnat upp ett område för mig som på många sätt knyter samman teknik, miljövetenskap, samhällsplanering och arkitektur. Ekosystemtjänster har visat sig vara ett ämne som engagerar och berör människor från flera olika instanser och kan vara en plattform för samarbete och dialog inom stadsplanering.

Ett stort tack till Charlotte Malmgren och Jamil Khan, mina handledare på LTH, för era värdefulla synpunkter, alltid snabba svar och ert tålamod med en tidsplanering som ständigt uppdaterats.

Ett stort och särskilt tack också till min handledare Åsa Keane, miljöspecialist på White arkitekter, för dina kloka synpunkter, långa diskussioner, varma personlighet och förhoppningsvis livslånga vänskap. Tack också till Ulrika Stenkula, arkitekt på White arkitekter, för att du med öppna armar introducerade mig i projektet Södra Skanstull.

Jag vill också tacka alla som jag har intervjuat för den tid och kunskap de bidragit med.

Lund, juni 2014

Evelina Johansson

evelinamalinjohansson@gmail.com

Innehållsförteckning

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	6
1. INLEDNING	3
1.1 SYFTE.....	4
1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR	4
1.3 AVGRÄNSNINGAR.....	4
1.4 METOD	5
1.5 DISPOSITION	6
2. TÄTORTSNÄRA EKOSYSTEMTJÄNSTER	7
2.1 EKOSYSTEMPROCESSER OCH EKOSYSTEMFUNKTIONER	8
2.2 SKALA OCH AKTÖRER	9
2.3 SAMLAD LISTA ÖVER EKOSYSTEMTJÄNSTER	9
3. VÄRDET AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	13
3.1 EKOLOGISKA VÄRDEN.....	13
3.2 EKONOMISKA VÄRDEN	15
3.3 SOCIALA VÄRDEN	16
3.4 SLUTSATS	18
4. VÄRDERINGSMETODER.....	20
4.1 KVALITATIVA VÄRDERINGSMETODER.....	21
4.1.1 Landskapsekologisk analys	21
4.1.2 Intressentdialoger	21
4.2 KVANTITATIVA VÄRDERINGSMETODER	23
4.2.1 Naturbedömning.....	23
4.2.2 Funktionella grupper och nyckelarter.....	23
4.2.3 Villkorsrankningsmodellen.....	23
4.2.4 Kvantitativa intressentkartor.....	24
4.3 EKONOMISKA VÄRDERINGSMETODER	24
4.3.1 Hedonistisk prissättning	24
4.3.2 Resekostnadsmetoden.....	24
4.3.3 Marknadsprismetoden.....	25
4.3.4 Justerade marknadsprismetoden	25
4.3.5 Villkorsvärderingsmetoden	25
4.3.6 Ersättningskostnad	25
4.3.7 Begränsningskostnad.....	25
4.3.8 Skadekostnad.....	26
4.3.9 Undvikandekostnad	26
4.3.11 Nyttöverföringsmetoden	26
4.4 SLUTSATSER	26
5. ATT TÄNKA PÅ VID VÄRDERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER I STADSPLANERING.....	29
6. RAMVERK FÖR EKONOMISK VÄRDERING AV TÄTORTSNÄRA EKOSYSTEMTJÄNSTER	31
6.1 SYFTE OCH MÅLDEFINITION.....	31
6.2 INVENTERING	31

6.3 IDENTIFIERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	31
6.4 KATEGORISERING	32
6.5 VAL AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	32
6.6 IDENTIFIERING OCH VAL AV INDIKATORER	32
6.7 APPLICERING AV INDIKATORER	33
6.8 VAL AV VÄRDERINGSMETODER	33
6.9 APPLICERING AV VÄRDERINGSMETODER.....	33
6.10 KVALITETSKONTROLL OCH OSÄKERHETSANALYS	33
6.11 SAMMANSTÄLLNING AV RESULTAT OCH DISKUSSION	33
7. VÄRDERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER PÅ SÖDRA SKANSTULL, STOCKHOLM	34
7.1 SYFTE OCH MÅLDEFINITION.....	34
7.2 INVENTERING	34
7.2.1 <i>Landskapsekologisk analys</i>	34
7.3 IDENTIFIERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	40
7.4 KATEGORISERING	41
7.5 VAL AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	41
7.5.1 <i>Faktor 1: Aktörer</i>	42
7.5.2 <i>Faktor 2: Geografisk skala</i>	44
7.5.3 <i>Faktor 3: Miljömål</i>	46
7.5.4 <i>Resultat</i>	49
7.6 IDENTIFIERING OCH VAL AV INDIKATORER	50
7.7 APPLICERING AV INDIKATORER	51
7.8 VAL AV VÄRDERINGSMETODER	52
7.9 APPLICERING AV VÄRDERINGSMETODER.....	53
7.9.1 <i>Mat från tamdjur</i>	54
7.9.2 <i>Ornamentala resurser</i>	55
7.9.3 <i>Infångning, absorption</i>	56
7.9.4 <i>Filtrering</i>	59
7.9.5 <i>Utspädning, nedbrytning och återcirkulation</i>	60
7.9.6 <i>Pollinering</i>	61
7.9.7 <i>Rekreation & naturpedagogik och hälsa</i>	63
7.10 KVALITETSKONTROLL OCH OSÄKERHETSANALYS	69
7.11 STEG 11 SAMMANSTÄLLNING AV RESULTAT OCH DISKUSSION.....	69
8. DISKUSSION	72
8.1. UTVÄRDERING AV ANVÄNDARVÄNLIGHET OCH FÖRSLAG PÅ UTVECKLING	72
8.2 VAL AV EKOSYSTEMTJÄNSTER FÖR VÄRDERING	74
8.3 VÄGLEDNING OM VAL AV VÄRDERINGSMETOD	74
8.2 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN.....	75
9. SLUTSATS	76
10. LITTERATURFÖRTECKNING	77
8.1 PERSONKÄLLOR	86
BILAGA 1. BERÄKNINGAR LUFTFÖRORENINGAR	87

1. Inledning

Den accelererande urbaniseringen har inneburit ett kraftigt ökat tryck på jordens ekosystem, i såväl global som lokal skala. Människor har blivit allt mer fränkopplade naturen samtidigt som naturen blir allt viktigare för människor i dagens hårdgjorda boendemiljöer.

Ekosystemtjänster främjar inte bara ekosystemen utan skapar i hög grad ekonomisk hållbarhet genom grätistjänster till samhället, liksom social hållbarhet genom rekreation, upplevelser och fysisk aktivitet. För att skapa hållbara stadsmiljöer där alla de här elementen ryms behöver man tidigt ta hänsyn till områdes naturliga förutsättningar och ekosystemtjänster.

Forskningen inom Millennium Ecosystem Assessment visade bland annat att människan under de senaste femtio åren har förändrat ekosystemen i snabbare takt och i större omfattning än någonsin tidigare. Femton av tjugofyra undersökta ekosystemtjänster är i dag hotade eller överutnyttjade. Det gäller bland annat människans användning av färskvatten och uttag av fiskefångster samt natursystemens förmåga att rena vatten och luft, reglering av det lokala klimatet och att buffra mot naturliga störningar och olika typer av faror (Stockholms Läns Landsting, 2013). Genom att beakta ekosystemtjänster har människan möjlighet att göra stora samhällsekonomiska besparingar (TEEB, 2013).

Balansen mellan exploatering och att bevara grönstrukturer är ständigt aktuellt. Indikatorer på luft- och markföroreningar, bullernivåer och biologisk mångfald kan vara ett sätt att uppskatta hur ekosystemtjänster kan produceras på platsen och vilket behov det finns av dessa ekosystemtjänster. Alla möjligheter till att nyskapa ekologiska system bör tas tillvara då de kan förse staden och dess invånare med en rad tjänster. För att uppnå ekologiskt hållbara system är det då viktigt att se till helheten och att säkerställa kopplingen mellan grönska och vatten (WWF, 2013 a). Det minskar ekologiska barriärer och ökar spridningsmöjligheterna inom stadens ekosystem vilket ger en högre resiliens för att säkerställa ekologiska värden på lång sikt.

Ekosystemtjänster som begrepp är relativt nytt och i dag görs många studier och projekt om ekosystemtjänster och hur man kan arbeta såväl på nationell som lokal nivå för att integrera och dra nytta av dessa i samhällsplaneringen (de Groot m.fl., 2002). Ekosystemtjänster definieras som de fördelar som människor kan ta del av från ekosystemfunktioner (de Groot m.fl. 2002; MA, 2003), eller som de direkta eller indirekta bidrag som ekosystemen ger oss människor och som främjar vårt välbefinnande (TEEB, 2010).

Jämfört med andra ekosystem som våtmarker eller skogar så har de urbana ekosystemen blivit relativt lite uppmärksammade. Att integrera vegetation i urbana miljöer bidrar till positiva hälsoaspekter, stärker den biologiska mångfalden samt bidrar till sociala värden. Viktiga urbana ekosystemtjänsterna är flödesreglering i vattendrag, urban temperaturreglering, bullerreduktion, luftrening, dämpning av naturliga extremer, avfallshantering, klimatreglering, pollinering och fröspridning, rekreation och kognitiv utveckling (Söderlind, 2013; Gomez-Baggethun & Barton, 2013). De flesta studier är mest fokuserade på enskilda ekosystemtjänster och monetära värderingsmetoder. Beskrivning och identifiering av symboliska, kulturella, identitet och andra icke-monetära värden är däremot ett relativt outforskat område (Chan m.fl. 2012).

De flesta är nog eniga om att parker och gröna inslag är viktigt i vår boendemiljö och bidrar med viktiga funktioner i en tät stad. Trots det försvinner allt fler och fler grönområden i våra städer samtidigt som andelen boende i tätorter ökar. År 2010 bodde 59,5 % av Sveriges

befolkning i tätorter med mer än 10 000 invånare (SCB, 2010) och det är en siffra som förväntas öka. Argumenten för att exploatera grönområden är oftast av ekonomisk karaktär och de har ofta setts som en sorts reservmark för förtätning (Tallhage Lönn 1999). För att vända den här trenden krävs att det planeras för nya grönområden och att de som redan finns skyddas. En viktig del är att kommuner formulerar mål och visioner som måste förverkligas i översiktsplaner och detaljplaner men det krävs också konkreta argument för vilka tjänster som parker och grönområden bidrar med. Det ekonomiska språket är övertygande och förståeligt för den bredare massa, vilket talar för att göra ekonomiska värderingar av ekosystemtjänster i tätorter.

1.1 Syfte

Syftet med den här studien är att testa och utvärdera ett ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster som utarbetats vid Lunds Tekniska Högskola våren 2013 (Söderlind 2013). Ramverket ska testas på Södra Skanstull i Stockholm där arkitektbyrån White arkitekter på uppdrag av Stockholm stad tar fram ett planprogram för området under 2014. Från utvärderingen ska rekommendationer ges om hur ramverket kan utvecklas. En betydande del handlar också om att reda ut vilka olika former av värden det finns, förutom *ekonomiska*.

Ramverket ska vara ett verktyg för att synliggöra värdet av ekosystemtjänster på en plats, stadsdel eller i en kommun. Värdering av ekosystemtjänster är ett omdebatterat område. Efter pilotprojektet ska rekommendationer ges om vad man bör tänka på vid värdering av ekosystemtjänster.

1.2 Frågeställningar

Frågeställningarna kan delas in i två delar – frågor som rör utvärdering av ramverket samt frågor som rör värderingen av ekosystemtjänsterna i Södra Skanstull.

Utvärdering av ramverk för ekonomisk värdering:

1. Hur användarvänligt är ramverket?
2. Hur kan ramverket utvecklas?
3. Hur väljer man ut ekosystemtjänster för värdering, om det inte är möjligt att värdera alla ekosystemtjänster i ett område (till exempel om det är brist på tid och resurser)?
4. Hur kan ramverket underlätta valet av värderingsmetoder?
5. Vilka användningsområden finns det för ramverket?

Pilotstudien Södra Skanstull:

6. Vilka ekosystemtjänster finns?
7. Om det inte finns tid att värdera alla, hur gör man ett urval?
8. Vilka värderingsmetoder är lämpligast och vad är det som avgör valet?
9. Går det att sätta ett monetärt värde på ekosystemtjänsterna?

1.3 Avgränsningar

Arbetet utgår från ett ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster (Söderlind 2013) som är uppbyggt som en arbetsmetod i elva steg.

Studien avgränsar till begreppet till ”urbana ekosystemtjänster”, som definieras som de varor och tjänster som levereras av urbana ekosystem och dess komponenter. Urbana ekosystem är sådana som finns i städer, där den inbyggda infrastrukturen omfattar en stor del av markytan, eller områden där människor lever tätt tillsammans (Picket m.fl. 2001). Urbana ekosystem omfattar alla ”gröna och blå områden” i städer, inklusive parker, kyrkogårdar, gårdar och trädgårdar, urbana odlingslotter, tätortsnära skogar, våtmarker, floder, sjöar och dammar. Med tanke på att många ekologiska flöden och interaktioner har kopplingar långt utanför städernas gränser, som beror av politiska eller biofysiska skäl, är urbana ekosystem här även definierade som de delar av inlandet som direkt påverkas av de energi- och materialflöden som kommer från stadskärnan och dess förorter, vilket även inkluderas avrinningsområdet, stadsnära skogar och jordbrukslandskap (Picket m.fl. 2001).

Litteraturstudien fokuserar på olika typer av värden som ekosystemtjänster kan uttryckas i samt olika värderingsmetoder.

1.4 Metod

Den första delen av arbetet var att studera ramverket samt Söderlinds metod för att ta fram ramverket. Under hela arbetets gång har diskussioner hållits med Söderlind för att få mer förståelse för ramverkets uppbyggnad samt om hur det kan vidareutvecklas.

I den inledande fasen studerades litteratur som handlar om ekosystemtjänster samt om enskilda ekosystemtjänsters funktion och värden. Den här delen har varit viktig för att få tillräckligt med kunskap för att identifiera ekosystemtjänster i ramverkets första steg, som testades i pilotstudien.

Den största delen av studien har fokuserat på pilotprojektet i Södra Skanstull. När projektet påbörjades fördes diskussioner med Stockholm stad och de planarkitekter som ska ta fram programförslaget för området. Från diskussionerna formades syftet och målet för värderingen. Vid identifieringen av områdets befintliga ekosystemtjänster studerades kartmaterial för att få en överblick och en första uppfattning om naturtyper och funktioner i området. Underlag om brister och kvaliteter i området samt vilka arter som finns hämtades från en landskapsanalys som gjordes under våren 2013 (Jönsson & Arvidsson 2013). Landskapsanalysen var dels bra i inledningsskedet för att få en uppfattning om vilka funktioner som ekosystemtjänsterna i området har, men den har även användas i senare skeden för att beskriva och kvantifiera värdet av utvalda ekosystemtjänster.

Platsbesök har gjorts både under sensommaren och under vintern 2013. Under platsbesöken har fotografering visat sig vara ett väldigt bra verktyg, särskilt för att fånga estetiska värden men också vid artinventeringen. Den biologiska mångfalden är väldigt hög i området och foton har varit till bra hjälp för att identifiera vilka arter som finns. Eftersom ekosystemtjänster är starkt förknippade med grönområden och vegetation ändras de också med årstiderna. Därför har det varit fördelaktigt att göra studien från sommar till vinter för att studera de här förändringarna. Den biologiska mångfalden beror främst på de 26 koloniträdgårdarna som finns i slätten mot Årstaviken. För att få en närmare titt på trädgårdarnas ekologiska värden men också att få höra vilka värden trädgårdarna har för användarna gjordes en intervju med Carl Malmgren den 3 oktober 2013, ordförande i Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening. Malmgren gav en bra bild av vilka upplevelsevärden som trädgårdarna har för såväl dess ägare som för besökare och informationen var betydelsefull för att beskriva och uppskatta ekosystemtjänsternas kulturella värden. Efter platsbesök och intervjuer gjordes en beskrivning av området. Området delades

upp i 11 mindre delar uppdelat efter funktioner som till exempel strandpromenad, idrottsanläggningar eller trafikområden.

Inventeringen av ekosystemtjänsterna utgick till en början från en lista över 47 direkta ekosystemtjänster (Söderlind 2013). Enligt ramverket ska identifierade ekosystemtjänster endast tas från listan. Ekosystemtjänsterna i listan upplevdes som svårtolkade och ej anpassade till urban kontext. Detta var den första punkten i ramverket som behövde utvecklas. För att snabbt få en uppfattning om vilka andra problem som kunde tänkas dyka upp under vägen gjordes ett enkelt test av ramverket. En monetär värdering gjordes av ekosystemtjänsten ”*Buffert och dämpning av massflöden*”. Genom att göra en värdering tidigt upptäcktes flera svårigheter med ramverket och projektet stod inför ett val mellan två metoder: följa ramverket och göra utvärdering efteråt eller utvärdera ramverket allt eftersom. Det första alternativet ses som den mest akademiskt korrekta metoden men då det fanns en oro för att resultaten skulle bli svårtolkade och missvisande valdes den andra metoden. Arbetet med värdering av ekosystemtjänsterna i Södra Skanstull har utgått från de elva stegen i Söderlinds ramverk men ramverket har utvecklats under arbetets gång till ett nytt ramverk under en iterativ process.

Litteraturstudien handlar främst om vilka värden ekosystemtjänster har och vilka värderingsmetoder som kan användas. *Värde* är ett brett begrepp som kan uttryckas i flera olika termer. Söderlinds ramverk handlar om ekonomiska värden som också kan ha en bred innebörd. Efter diskussioner med handledare, planerare på White och Söderlind om vilka värden som är intressanta vid en ekosystemtjänstanalys så delades dessa upp i *ekologiska*, *ekonomiska* och *sociala* värden, där ekonomiska värden främst syftar på kronor och ören – monetära värden. En stor del av pilotprojektet är att komplettera ramverket med en vägledning om vilka värden som kan beskriva respektive ekosystemtjänst samt vilka värderingsmetoder som är lämpliga att använda.

Valet av ekosystemtjänster att värdera baserades på en poängsättningsmetod, där de ekosystemtjänster med högst poäng valdes ut då de ansågs vara de viktigaste i området. Olika värderingsmetoder har testats för att få resultat som redovisas i både kvalitativa, kvantitativa och ekonomiska termer.

1.5 Disposition

Det inledande kapitlet av litteraturstudien, *Kapitel 2 Tätortsnära ekosystemtjänster* ger grundläggande bakgrundsinformation till ekosystemtjänster som begrepp och vikten av att skydda och utveckla ekosystem. Kapitlet går också igenom ekosystemfunktioner, vilka skalor ekosystemtjänster verkar inom och kopplingen till olika typer av aktörer i samhället.

Kapitel 3 Värdet av ekosystemtjänster handlar om vilka olika typer av värden som ekosystemtjänster ger, uppdelat i ekologiska, monetära och sociala värden. Kapitlet avslutas med en diskussion om vilka värden som beaktas vid en ekosystemtjänstanalys. Större vikt ligger på hur man kan förhålla sig till monetära värden.

I *Kapitel 4 Värderingsmetoder* redovisas olika värderingsmetoder uppdelat i kvalitativa, kvantitativa och ekonomiska metoder. Kapitlet ska förhoppningsvis fungera som en hjälp vid valet av metod. Kapitlet avslutas med en översikt av alla värderingsmetoderna och vilka värden som kan resultaten kan uttryckas i.

Kapitel 5 har samlat litteratur om vad man bör tänka på vid värdering av ekosystemtjänster och vilka utmaningar som finns för att integrera det i stadsplanering.

Kapitel 6 Ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster är en sammanfattning av Söderlinds ramverk. Ramverket består av en steg-för-steg-metod.

Kapitel 7 Värdering av ekosystemtjänster i Södra Skanstull i Stockholm redovisar hela arbetet med ekosystemtjänstanalysen i Stockholm. I kapitlet sista del diskutera resultatet och besvarar frågeställningarna 6-9 i 1.2 *Frågeställningar*.

Rapporten avslutas med *Kapitel 8 Diskussion och slutsatser* som besvarar projektets frågeställningar för att utvärdera ramverket samt ge rekommendationer för utveckling.

2. Tätortsnära ekosystemtjänster

Begreppet *ekosystemtjänster* fick ett internationellt genomslag i samband med FNs globala forskningsprogram, Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (MA 2003). Forskningsgruppen bestod av ca 1 500 vetenskapsmän världen över som samlade ihop forskningsresultat om ekosystemens tillstånd och deras kapacitet att leverera tjänster. Syftet var att värdera konsekvenser av de förändringar som påverkar ekosystemen och att arbeta fram metoder som säkrar mänsklig välfärd och hållbar utveckling. Från Millenium Assessment startades TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity, ett internationellt initiativ med stöd från Europeiska kommissionen, som uppmärksammar globala ekonomiska nyttor från ekosystem och biodiversitet (TEEB 2011). TEEB definierar ekosystemtjänster som:

”Ekosystemens direkta och indirekta bidrag till människors välbefinnande” (TEEB, 2011).

Ekosystemtjänster är alltså alla de tjänster som naturen ger oss människor ”gratis”. Exempel på det kan vara pollinering, vattenrening, jordmånsbildning och rekreation. Vad som särskiljer begreppet *tätortsnära ekosystemtjänster* är att det innefattar tjänster från de ekosystem som finns i tätorter och urbana miljöer. Exempel på dessa miljöer är gatuträd, parker, trädgårdar, tätortsnära skogar, jordbruk, våtmarker, sjöar och bäckar. I den här studien avgränsas alltså tätortsnära ekosystemtjänster till de tjänster som ges av naturen inne i en stad eller mindre tätort. Vad som definieras som en stad skiljer sig förstås från land till land men ett riktmärke kan vara ett ekosystem i närheten av människors boendemiljö och som har varit konstruerat av människan. Detta skiljer sig från Söderlinds rapport där det även innefattade områden utanför städer som människorna var beroende av.

Urbana ekosystem fungerar på samma sätt som naturliga ekosystem men har utvecklats under en kortare tid och utsatts för större mänsklig påverkan. Det gör dem mer känsliga för slitage och störningar. Urbana ekosystem består av färre arter och biotoper och har lägre kapacitet att leverera ekosystemtjänster (Bolund & Hunhammar, 1999). Särskilt viktiga ekosystemtjänster i stadsmiljöer är de reglerande och kulturella ekosystemtjänsterna luftrening, bullerdämpning, temperaturregulering, flödesdämpning, rekreation och fysisk och mental hälsa (Gómez-Baggethun & Barton 2013).

När en åtgärd eller förändring av ett ekosystem värderas mäts och dokumenteras först hur individernas/arternas/miljöernas tillstånd inom ekosystemet kan påverkas. Det kan till exempel handla om att räkna hur många fågelpar av nötskrikan det finns (som är viktig för

plantering av ekar) eller beräkna dagvattenflöden. Dessa olika faktorer kallas för indikatorer där till exempel avrinning är ett mått på hur mycket vatten som kan filtreras i marken – en reglerande ekosystemtjänst (Söderlind 2013).

Enligt Wilkinson (2012) är det väldigt lite av stadsplaneringens grundläggande teori som handlar om integrering av ekologiska system. Att skapa välfungerande och produktiva tätortsnära ekosystem är ett steg mot en hållbar stadsplanering. Begreppet ekosystemtjänster kan vara ett sätt att öka förståelsen för varför grön- och blåstrukturer är så viktiga att integrera och förvalta i tätorter eftersom det är ett begrepp som grundar sig på systemtänkande. Systemtänkande är ett sätt att se på världen där allt i den, alla aktörer och komponenter, är kopplade och beroende av varandra. Dessa kopplingar och relationer kan vara direkta eller indirekta där sambanden sällan är linjära. Det gör att systemet lätt blir oförutsägbart och komplext, oavsett om det är en geografisk region, ett företag eller ett ekosystem. Att direkt styra systemet mot en hållbar utveckling är därför svårt men genom att studera regionen, företaget eller ekosystemet ur ett systemperspektiv kan förståelsen för alla ingående kopplingar och relationer bidra till att systemet kan hanteras så att en hållbar utveckling kan uppnås (Walker & Salt, 2006).

Ett första steg för att integrera ekosystemtjänster i beslutsfattande och planering är att öka kunskapen. Framförallt är det kunskapen om de reglerande ekosystemtjänsterna som ofta är låg. Denna grupp reglerande tjänster innefattar ofta mer komplicerade naturprocesser som tas för givet i ett ekosystem och som inte anses vara dess produkt. Exempel på reglerande tjänster i stadsmiljö kan vara ekosystemens förmåga att skapa god luft- och vattenkvalitet, trädens växtlighets betydelse för att reglera temperaturen och våtmarkernas betydelse för att hindra översvämningar (*Stockholms Läns Landsting, 2013*).

2.1 Ekosystemprocesser och ekosystemfunktioner

För att få en djupare förståelse för ekosystemtjänster bör även begreppen ekosystemprocesser och ekosystemfunktioner studeras.

Ekosystemprocesser är komplexa interaktioner inom biotiska och icke-biotiska element i ett ekosystem. Dessa processer leder till definitiva resultat, ekosystemtjänster (Fu 2011). Exempel kan vara möjligheten för vatten att rinna genom marken och samlas i jordens porer som leder till infiltration och fördröjning av dagvatten. Ekosystemprocesser involverar alltså förflyttning av energi och material genom ett ekosystem som till exempel lagring och cirkulation av näringsämnen och biologisk produktivitet (Lyons, Brigham & Schwartz 2005).

Ekosystemfunktioner är den mellanliggande processen som är nödvändig och styrande för slutproduktion, ekosystemtjänst, som ett ekosystem kan ge (Fu 2011). Ekosystemfunktioner har definierats olika i många studier, ibland som interna funktioner i ekosystem och ibland relateras de till de nyttor som tillkommer människor genom de egenskaper som ekosystemet har (de Groot & Wilson 2002). Ekosystemfunktioner definieras som

“Ecosystem functions are the biological, geochemical and physical processes and components that take place or occur within and ecosystem.” (SEQ 2014)

Ekosystemprocesser och processer tolkas därmed som en del av ekosystemfunktioner.

2.2 Skala och aktörer

Med skalor menas fenomen och observationer i den fysiska dimensionen, i tid eller rum (O'Neill & King 1998). Ekosystemtjänster generas på flera olika geografiska skalor (Limburg m.fl. 2002) och förändras över tid. När de olika skalorna ska bestämmas beaktas först och främst det aktuella ekosystemet. Ett ekosystem kan variera och utgöras av allt ifrån en liten damm, ett grönt tak, grönområdena i en särskild stadsdel eller ända upp till en hel boreal skog, en region eller en nation. Vilken geografisk skala ekosystemtjänsten finns på påverkar kopplingen och dess värde för olika aktörer som har intresse av ekosystemtjänsten. Därför bör olika geografiska skalor studeras för att avslöja aktörers synsätt och förhållning till den studerade ekosystemtjänsten (Hein m.fl. 2006).

Genom att studera geografiska och tidsmässiga skalor och aktörer förbättras möjligheten för värdering och möjligheten för ekosystemtjänster som verktyg vid beslutsfattande. Konflikter mellan lokala aktörer och aktörer på större skala kan direkt identifieras och undvikas genom planering. Olika aktörer kan också värdesätta ekosystemtjänster olika högt. Därför är det viktigt att studera ett ekosystem från olika skalor för att inte missa en aktör som får ett värde av ekosystemtjänsterna (Hein 2006).

2.3 Samlad lista över ekosystemtjänster

Det finns olika definitioner av ekosystemtjänster där de samlas i listor uppdelat i de fyra kategorierna, försörjande, reglerande, kulturella och stödjande. Listorna varierar i omfattning och samma ekosystemtjänst kan uttryckas på flera olika sätt. I den här studien har fem olika listor studerats och jämförts, Söderlinds (2013), Naturvårdsverkets (2012), de Groot (2002), Gómez-Baggethun & Bartons (2013) samt TEEB. Söderlinds (2013) och Naturvårdsverket (2012) bygger båda på CICES och innehåller många ekosystemtjänster som både har betydelse i urbana och rurala områden. Ramverket i TEEB (2010) bygger på listan av de Groot m.fl. (2002). Båda listorna kan appliceras på urbana och rurala ekosystemtjänster men listan i TEEB innehåller färre ekosystemtjänster vilket ger var och en av dem en bredare innebörd. Gómez-Baggethun & Bartons (2013) har tagit fram ett ramverk för ekosystemtjänster som anses vara särskilt viktiga i urbana miljöer. Studien baseras sig på TEEB och CICES men precis som TEEB är den ganska kortfattad och ger användaren av ramverket en relativt fri tolkning av ekosystemtjänsternas innebörd.

Det finns för- och nackdelar med alla listorna. Fördelarna med de kortfattade listorna är att de antas vara lättare att kommunicera till personer med väldigt lite kunskap om ekosystemtjänster. Gómez-Baggethun & Bartons (2013) lista upplevs dessutom väldigt relevant då den behandlar urbana ekosystemtjänster. En lång lista föredras i den här studien för att inte riskera att någon ekosystemtjänst missas.

Naturvårdsverkets lista upplevs som omfattande men möjlig att tillämpa i urbana miljöer och tillräckligt pedagogisk utan att det krävs väldigt djup kunskap om alla ekosystemtjänsterna. Naturvårdsverkets lista är därför den som kommer användas i den här studien och redovisas i Tabell 1. Ekosystemtjänsterna är indelade i de tre kategorierna Försörjande, Reglerande och Kulturella. Den fjärde kategorin stödjande ekosystemtjänster, finns inte med i den här listan då de inte anses vara direkta ekosystemtjänster. Direkta ekosystemtjänster definieras enligt Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) som ”en output från ett ekosystem som på ett direkt sätt påverkar människors välbefinnande”(Haines-Young & Potschin 2011). Värdering av indirekta ekosystemtjänster är svår att göra för att det ökar risken för dubbelräkning (Söderlind 2013). Därför finns inte de stödjande ekosystemtjänsterna

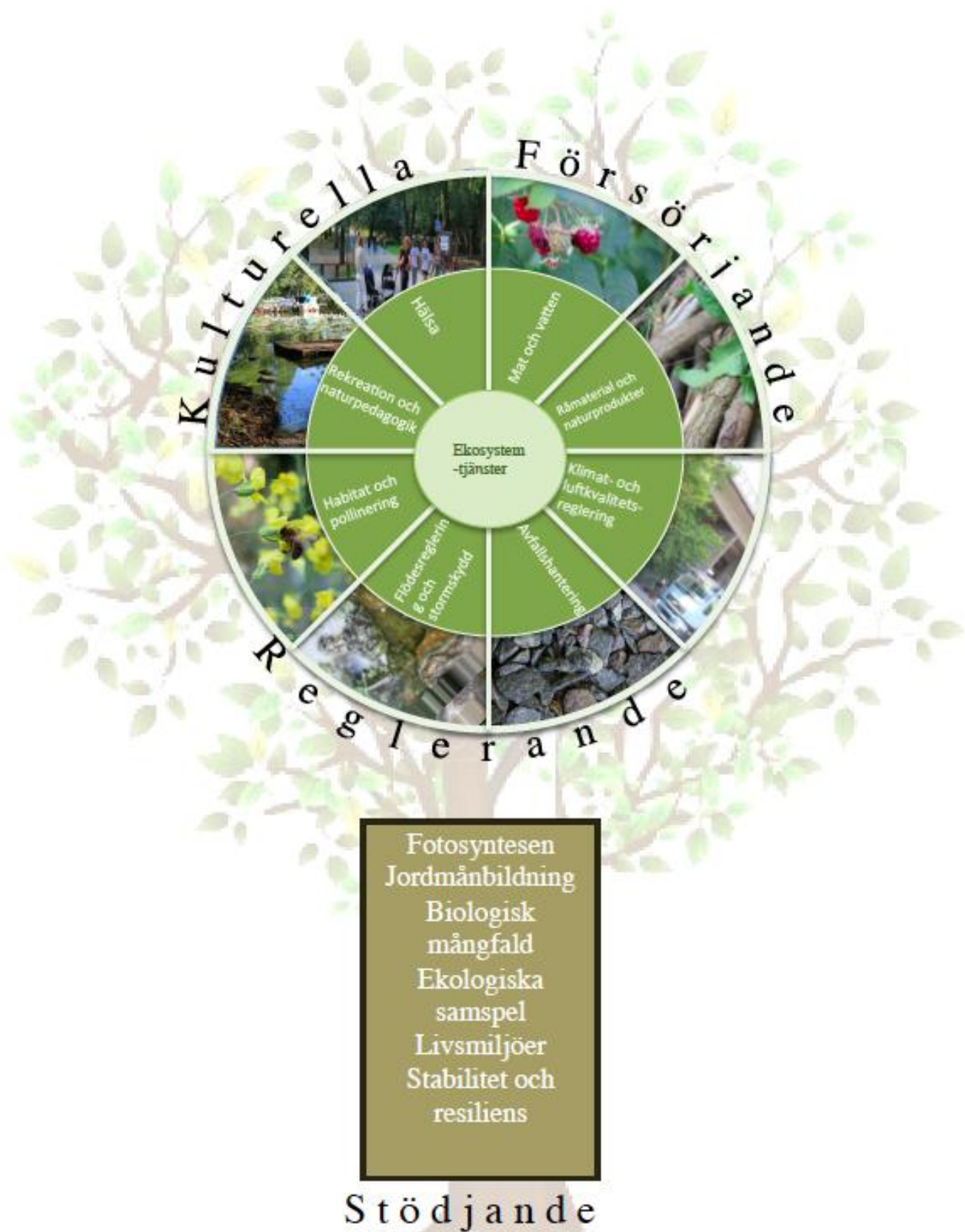
med i Tabell 1. Utöver de fyra kategorierna har ekosystemtjänsterna också delats upp i åtta grupper. Valet av grupper har dels inspirerats från ekosystemtjänsterna från Gómez-Baggethuns lista men också gjorts i samarbete med anställda på White arkitekter. Ekosystemtjänsterna från Naturvårdsverkets lista sorteras in under dessa grupper. Tabellen kan användas som en checklista vid identifiering och värdering av ekosystemtjänster

Tabell 1. Indelning av ekosystemtjänster inspirerad av Naturvårdsverket (2012).

KATEGORI	GRUPP	EKOSYSTEMTJÄNST
Försörjande	Mat och dricksvatten	Livsmedel från odlade landväxter
		Livsmedel från tama landdjur
		Livsmedel från vilda landdjur och växter
		Livsmedel från vilda sötvattensdjur
		Livsmedel från odlade sötvattensdjur
		Livsmedel från vilda sötvattensväxter
		Livsmedel från vilda marina djur
		Livsmedel från odlade marina djur
		Livsmedel från marina växter
		Dricksvatten från ytvatten
		Dricksvatten från grundvatten
	Råmaterial och naturprodukter	Vatten för bevattning
		Vatten för industri
		Vatten för kylning
		Fiberråvaror från växter
		Fiberråvaror från djur
		Ornamentala resurser
		Genetiska resurser hos vilda arter
		Genetiska resurser hos domesticerade arter
		Medicinska och kosmetiska råvaror
		Naturgödsel
		Övriga biobaserade kemikalieråvaror
		Bioenergi från skog
		Bioenergi från jordbruksgrödor
		Övrig bioenergi från växter
		Bioenergi från djur
		Reglerande
Infångning, absorption		
Global klimatreglering (inkl. C-infångning)		
Flödesreglering och stormskydd	Översvämningsskydd	
	Stormskydd	
	Erosionsskydd	
	Skydd mot skred och ras	
	Filtrering	
	Dämpning av avrinning och flöden	
	Reglering av sedimentation	

	Habitat och pollinering	Pollinering
		Fröspridning
		Livsmiljöer för ungstadier
		Livsmiljöer för andra stadier än ungstadier
		Biologisk kontroll av skadegörare (inkl. invasiva arter)
	Avfallshantering	Biologisk efterbehandling m.h.a. växter
		Biologisk efterbehandling m.h.a. mikroorganismer
		Biologisk efterbehandling m.h.a. djur
		Utspädning, nedbrytning, remineralisering och återcirkulation
Kulturella	Rekreation och naturpedagogik	Landskapskaraktär - naturarv
		Landskapskaraktär – kulturarv
		Resurs för forskning
		Resurs för utbildning, muséer, m.m.
		Estetik
	Hälsa	Idrottsaktiviteter
		Organiserat friluftsliv
		Oorganiserat friluftsliv
		Bullerreducering

Figur 1 illustrerar hur listan av ekosystemtjänster är uppbyggd och ska ge förståelse för hur de stödjande ekosystemtjänsterna förhåller sig till de direkta ekosystemtjänsterna. De stödjande ekosystemtjänsterna kan ses som stammen på ett träd och de försörjande, reglerande och kulturella ekosystemtjänsterna kan ses som frukterna man kan skörda på trädet. Utan stam, inget träd och därmed heller ingen frukt. För att kunna skörda frukt behöver hela trädet och alla dess grundförutsättningar omsorgsfullt skötas.



Figur 1. Bilden är en illustration över de ekosystemtjänster som listas i Naturvårdsverkets rapport *Sammanställd information om ekosystemtjänster*. Ekosystemtjänster i trädets krona finns listade i Tabell 1. Källa: egen

3. Värdet av ekosystemtjänster

Värde är ett allmänspråkligt och filosofiskt begrepp. Att värdera kan ha två betydelser, att bedöma ett värde, eller att betrakta något som värdefullt. Begreppet *värdering* kan ses som handlingen att sätta ett (positivt eller negativt) värde på något eller på att utföra en viss handling (SOU 2013:68). Ramverket som utvärderas i den här studien behandlar ekonomisk värdering av ekosystemtjänster men definierar inte exakt vad som ingår i benämningen. Det här kapitlet syftar till att reda ut och dela in olika typer av värden av ekosystemtjänster.

Människors värderingar styr vårt handlande och ligger till grund för normer och val som styr uppbyggandet av det mänskliga samhället. Vad värderingar bygger på är inte alltid helt uttalat, om det är resultatet av objektiva bedömningar eller människans betraktelsesätt. De kan byggas på subjektiva (känslomässiga, kulturella) grunder eller objektiva (mer vetenskapligt baserade). För att uppnå social och ekologisk hållbarhet behöver båda dessa grundval samverka vid uppbyggandet av våra samhällen (SOU 2013:68).

Ett stort forskningsprojekt som involverat hundratals forskare inom naturvetenskapen och samhällsvetenskapen har inom projektet TEEB argumenterat för att det finns flera anledningar till att värdera ekosystemtjänster (TEEB 2010b). Några av anledningarna är

- För att förstå vilka nyttor som biologisk mångfald och ekosystemen levererar (TEEB 2010b).
- Det saknas en marknad för ekosystemtjänster eller de marknader som finns ger inte rätt signaler om värdet av ekosystemtjänsterna (TEEB 2010b).
- Osäkerheter kring ekosystemens framtida förmåga att fortsätta leverera ekosystemtjänster (TEEB 2010b).
- Värdering kan öppna för möjligheter att använda nya och smartare styrmedel än de traditionella (TEEB 2010b).

I litteraturen finns det främst tre uppdelningar av ekosystemtjänsters värden; ekologiska, sociala och monetära värden (Eftec 2005). Följande kapitel *Kapitel 3.1 Ekologiska värden*, *Kapitel 3.2 Monetära värden* och *Kapitel 3.3 Sociala värden*, beskriver definitioner och innebörden av ekosystemtjänsters värde uppdelat på detta sätt.

3.1 Ekologiska värden

Ekologiska värden definieras här enligt Cordell m.fl. (2005) som *”de nyttor som luften, vattnet, jorden, alla växter och alla faktorer som bygger upp naturliga ekosystem förser alla olika typer av livsformer med.”* Ekologiska värden kan tillfalla både människor och andra arter. De nyttor som oftast tillfaller människan är rent vatten och ren luft. Andra arter har oftast fler direkta nyttor på platsen där det ekologiska värdet genereras. Indirekt har detta även ett värde för människan om det är en art som människan har nytta av. Ekosystemen bidrar som mest i sitt naturliga tillstånd när det är friskt och stabilt (Cordell m.fl. 2005). Cole (2000) menar att de största ekologiska värdena finns i vad man skulle kalla för vildmarken, naturliga ekosystem helt orörda av människan.

Det är viktigt att skilja på ett ekosystems inneboende värde och värden som direkt gynnar människan. En art eller individ kan ha ett inneboende värde då dess existens är viktig för att upprätthålla ekosystemets tillstånd (Farber m.fl., 2002). Detta synsätt på naturens egenvärde kallas ekocentrism varifrån många av argumenten i naturvårdsdebatten härstammar ifrån. Egenvärde är på många sätt ett problematiskt begrepp. Marissink (2008) menar att bland filosofer och ekonomer finns många som menar att ingenting kan ha ett värde om inte

människan ger det ett värde och att egenvärdet som sådant inte kan finnas. Att hantera naturens egenvärde är därför mycket svårt och ibland näst intill omöjligt då det är ett begrepp som inte går att kvantifiera (Marissink, 2008). Målet med värdering är ofta att beskriva vilket mål eller syfte en funktion fyller för människans behov och eftersom inte allt i ett ekosystem gör det kan det vara svårt att prata om ekologisk värdering (Farber m.fl., 2002). Det kan vara en anledning till att *värdering* är ett begrepp som ekologer helst inte alls vill använda för att beskriva ekologiska system.

Om man däremot begränsar definitionen av *ekologiskt värde* till vad en art eller individ bidrar med till sitt system och dess tillstånd så kan man använda ekologiskt värde för att beskriva orsakssamband mellan olika delar av ett system. Till exempel kan man beskriva värdet av en viss trädart för att kontrollera jorderosion i en viss sluttning eller värdet av bränder för att återcirkulera näringsämnen i marken (Farber m.fl., 2002).

Ett allt mer använt vetenskapligt förhållningssätt för att analysera sammanvävda sociala och ekologiska system är resiliens. Resiliens kan beskrivas som *"kapaciteten hos ett system, vare sig det är en skog, en stad eller en ekonomi, att hantera förändringar och fortsätta att utvecklas."* Det handlar alltså både om motståndskraft och anpassningsförmåga samt om förmågan att vända chocker och störningar, som en finanskris eller klimatförändringar, till möjligheter till förnyelse och innovativt tänkande. I vårt globaliserade samhälle finns det inget ekosystem som inte blivit påverkat av människan och inga människor som inte är beroende av ekosystemets produkter och tjänster. Hög resiliens är däremot inte alltid förknippat med ett friskt ekosystem med hög kapacitet att leverera ekosystemtjänster. Östersjön är ett väldigt resilient system med ett stadium som är svårt att rubba, även fast så vore önskvärt (Hård av Segerstad 2014).

Att förstå resiliensen i ett ekosystem handlar framförallt om insikten att natur och människa är så starkt kopplade att de bör uppfattas som ett integrerat social-ekologiskt system. Detta resilienstänkande handlar om hur vi bör öka kunskapen för att stärka ekosystemens förmåga att hantera de påfrestningar som klimatförändringar och andra globala förändringar innebär. För ett ekosystem, som en skog, kan detta innebära att klara av stormar, bränder och föroreningar, medan det för ett samhälle kan innebära att hantera politisk oro eller naturkatastrofer på ett sätt som är långsiktigt hållbart. (Stockholm Resilience Center, 2013).

Den ekologiska litteraturen har länge accepterat att fakta om djurliv, biologisk mångfald eller vattenkvalitet inte kan mätas i ett enda mått eller med en universal metod. För att få ett resultat som så rättvist speglar verkligheten som möjligt krävs det flera olika indikatorer används som tillsammans kan beskriva kopplingar och utvecklingstendenser av de studerade objekten. Ofta finns det flera indikatorer som kan användas för att kommunicera samma eller liknande resultat för att beskriva ekologiska förhållanden och förändringar i värde av ekosystemtjänster. Till exempel finns det flera indikatorer för att beskriva rådande förhållanden för djur- och växtliv, så som populationsstorlek, antal avelsdjur, frekvens (till exempel sannolikheten för att påträffa de studerade arterna i området, frekvens av framgångsrik avel), habitatfördelning, livspopulationers vitalitet eller klassningar så som hotad och utrotningshotad (DeShazo & Fermo, 2002).

Vissa arter är viktigare än andra då de kan vara specialister på en viss funktion i ett ekosystem. Dessa kallas för nyckelarter. Vad som är en nyckelart kan variera från olika platser och över tiden. En grupp arter som utför liknande funktioner i ett ekosystem kallas för funktionell grupp. Det kan till exempel vara betande djur på en savann som zebror och

antiloper. Om miljöförhållandena förändras kan vissa funktioner bli viktigare i området och då kan arter, som tidigare ansetts som mindre viktiga, få en nyckelroll. Dessa kan ses som ”naturligt försäkringskapital” för att behålla kapaciteten i systemet. Med nyckelarter i ett ekosystem kan man säkerställa resiliens och ett stabilt ekologiskt värde (Folke m.fl. 1996).

Biologisk mångfald är en understödjande ekosystemtjänst och kan beskriva en del av de ekologiska värdena. Det kan beskrivas som ett mått på antalet olika levande organismer på en plats eller i ett område (SLU 2014). Flera studier visar att miljöer där den biologiska mångfalden är i fokus producerar ekosystemtjänster mer effektivt och är mer resilienta. Exempel på detta är att jordbrukslandskap med hög biodiversitet producerar mer biomassa och är mer motstråndkraftiga mot ohyra (Emmet Duffy, 2008). Ett sätt att mäta ekologiska värden i stadsmiljöer kan vara att jämföra den biologiska mångfalden i konstruerade ekosystem med dess motsvarande naturliga ekosystem (Cole 2000).

Till skillnad mot ekologin har ekonomin utvecklat en rik litteratur om hur man kan optimera användning av kapitaltillgångar. Enligt den ekonomiska teorin kan kapitaltillgångarna optimeras genom att bredda sina tillgångar så att avkastningen kan öka. På så sätt minimerar man också ekonomiska risker. Teorin syftar till att maximera avkastningen och samtidigt minimera risken genom att skapa ett lager eller bank med investeringar som inte är positivt korrelerade med varandra för att på så sätt försöka säkerställa att avkastningen av investeringarna rör sig på ett liknande mönster. Effekten av att bredda sina tillgångar på det här sättet är att minska instabiliteten och på så sätt säkra en konstant positiv avkastning. Översätter man den här teorin till det ekologiska systemet skulle det innebära att den biologiska mångfalden är ens lager eller bank där innehållet är gener, arter och ekosystem med olika egenskaper. Syftet är i så fall att det ekonomiska värdet av ekosystemtjänsterna konstant kan maximeras samtidigt som systemet kan hantera förändringar eller förluster i systemets möjlighet att leverera ekosystemtjänster (Figge 2004). Det underliggande antagandet i den här teorin är att samvariation bland tillgångarna (biologisk mångfald) påverkar variationen för avkastningen (tjänsterna) vid en viss nivå av avkastningarna som tillhandahålls av tillgångar. I ekonomiska sammanhang görs avvägningar i investeringar när dessa variationer sker för att inte påverka avkastningen negativt. Appliceras detta på biologisk mångfald så innebär det att risken för förändringar eller förlust av ekosystemtjänster varierar beroende på sammansättningen av den biologiska mångfalden som omfattas i ekosystemet (Figge 2004).

Slutsatsen är att högre grad av biodiversitet, större ekologiskt värde, ger lägre variationer i tillgången på ekosystemtjänster (Admiraal m.fl. 2013).

3.2 Ekonomiska värden

Inom ekonomin associeras ekonomiskt värde oftast med handel, det vill säga att ett ekonomiskt värde uppstår bara om det finns någon som är villig att betala för en tjänst eller vara (TEEB, 2010). Till skillnad från ekologiskt värde som är en arts eller individs funktion i det ekologiska systemet så beskriver ekonomiskt värde den nytta som direkt eller indirekt ges till människan. Det kallas också användarvärde eller instrumentellt värde. Användarvärde är det värde vi människor sätter på naturen utifrån dess användarfunktion. Användarvärde ska däremot skiljas från börsvärde som är det pris som en vara eller tjänst har på marknaden där det kan köpas och säljas. Instrumentellt värde har en vara eller tjänst som inte har ett egenvärde utan endast värderas utifrån de effekter som varan eller tjänsten ger upphov till (Bakker, 2005). Pollinering är ett exempel på en ekosystemtjänst med instrumentell värde.

Pollineringen i sig genererar inte något värde för människan direkt men effekterna av pollinering, till exempel att få frukt har ett direkt värde (Draper & Severinsson 2012).

Fördelen med ekonomiska värden i jämförelse med ekologiska värden är att de kan kvantifieras i monetära termer och är på så vis jämförbara med andra alternativ (Marissink, 2008). För att få en så rättvis bedömning som möjligt av ett ekosystems monetära värde krävs att det totala ekonomiska värdet, *Total Economic Value*, beräknas (Admiraal, m.fl. 2013) Ekonomiska värden gör det möjligt att jämföra till exempel en park med intressen som konkurrerar om samma mark (Marissink, 2008).

Att monetärt värdera en ekosystemtjänst är ett sätt att visualisera och uppmärksamma ekosystemens betydelse för oss människor. Ekonomisk värdering kan göras för att jämföra med intressen som inte gynnar produktionen av ekosystemtjänster. På så vis kan det bli lättare för beslutsfattare vid avgörande av det mest hållbara alternativet (TEEB, 2013).

Det är viktigt att behålla resilienta ekosystem då det finns en punkt, känd som ”the tipping point”, när ekosystem riskerar att sluta fungera och vi förlorar alla de ekosystemtjänster som vi är beroende av. Ekosystemet har då mist sin resiliens och övergått i ett nytt stadium. Att restaurera ett sådant ekosystem kan bli väldigt dyrt, tidsödande och ibland till och med vara omöjligt. Av den anledningen är det viktigt att ekosystem beaktas tidigt i den urbana planeringen, såväl i politiska som ekonomiska beslut. Ur ett långsiktigt perspektiv är det billigaste alternativet att förse städer med fungerande ekosystem med hög kapacitet att leverera ekosystemtjänster (TEEB, 2013).

TEEB (2010) sammanfattar det som att det kan finnas minst sex anledningar till att göra ekonomiska värderingsstudier

1. Avsaknad av marknader för ekosystemtjänster
2. Bristfälliga marknader och/eller marknadsmislyckanden
3. För vissa ekosystemvaror och –tjänster är det viktigt att förstå och uppskatta existerande alternativ och alternativa användningsområden
4. Osäkerheter kring tillgång och efterfrågan av naturliga resurser, speciellt för framtiden
5. Regeringar kan tänkas vilja värdera snarare än att begränsa, administrera eller använda operativa marknader för design av skyddsprogram för biodiversitet/ekosystem
6. För att kunna utföra en naturresursredovisning är värdering ett krav vid nuvärdesanalysen

3.3 Sociala värden

Förutom att tätortsnära natur bidrar med grundläggande varor för människors överlevnad och med tjänster som de urbana strukturerna är beroende av så bidrar även naturen till pedagogiska och sociala värden (WWF, 2013 a).

Begreppet ”socialt värde” är något som ofta diskuteras, särskilt i samband med förändring av stadsmiljöer eller rekreationområden. Att hitta en definition på vad socialt värde är för något är däremot inte så enkelt. Sociala värden definieras här som en samling av moraliska, andliga, pedagogiska och estetiska värden. Sociala och kulturella värden i det här sammanhanget är direkt knutna till kategorin av kulturella ekosystemtjänster och kan inkludera känsla av plats, gemenskap och identitet, fysisk och psykisk hälsa, social sammanhållning och pedagogiska värden (Chiesura 2004; Chan m.fl. 2012). ”Känsla av plats” kan beskrivas som känslomässiga band mellan människor och naturen (Altman & Low 1992; Feldman 1990; Williams m.fl.

1992; Norton & Hannon 1997) och gemenskap och identitet som social sammanhållning, gemensamma intressen eller grannsamverkan (Bennett 1997; Gotham & Brumley 2002).

Sociala värden av ekosystemtjänster kan uppstå när ett naturområde ger en person upplevelsevärden och en positiv sinnesstämning, till exempel en känsla av lugn och ro. En skogsdunge kan också ha ett historiskt eller religiöst värde (TEEB, 2010). Sociala värden behandlas även inom begreppet ”socialekologi” som är sambandet mellan sociologiska grupper, kulturer, samhällen och den miljö som dessa grupper lever och vistas i (Grove & Burch, 1997). I stadsbyggnadssammanhang innebär detta att integrera sociala och ekologiska tjänster och system samt att integrera ekosystemtjänster med traditionella urbana funktioner (gator, torg, handel, service). I städer innebär det att planera och utforma grönområden både med höga ekologiska värden och som samtidigt är attraktiva mötesplatser. På så sätt kan grönområden och vegetation bidra för att öka välbefinnande och estetik på platser i en stad som ofta är förknippade med stress och gråa miljöer (Barthel m.fl. 2010). Grönkan ska inte vara en avlägsen och separerad del av staden och dess invånare utan snarare integrerad och en del av staden (WWF, 2013 a). Andliga och symboliska värden är oftast förknippade med religiösa byggnader och monument, snarare än natur men på många platser och många ekosystem är den biologiska mångfalden djupt sammanflätad med andliga och symboliska värden (Stokols 1990).

Sociala värden kan många gånger stå i kontrast mot andra värden i stadsmiljön och riskerar att negligeras för att de är svåra att översätta i monetära termer (TEEB 2010). De sociala värdena är väldigt viktiga för det totala ekonomiska värdet. Ett område kan ha väldigt höga ekologiska värden men om det inte är tillgängligt för människor att besöka kan det sociala värdet bli nästan obefintligt. De sociala värden är därför mycket viktiga i stadsmiljön för att de påverkar människors attityder mot ekosystemen och dess tjänster (MA, 2003). På motsvarande sätt kan ett ekosystem med väldigt låga ekologiska värden, till exempel en stor gräsplan, ha stora sociala värden för att det är en plats där många människor kan träffas och umgås (Martinez-Alier m.fl. 1998; Norton & Hannon 1997).

Ekosystemtjänster är, per definition, kollektiva nyttigheter som byggs upp av naturliga ekosystem som kan förse människan med produkter och tjänster. För att fatta rättvisa beslut om vilka kollektiva nyttigheter som ska prioriteras, är det viktigt att veta hur olika sociala grupper påverkas och inte bara hur beslutet påverkar olika konkurrerande ekosystemtjänster. När beslutet är genomfört signalerar det vilken typ av ekosystemtjänst som är mest värd och att dess berörda grupper är de som anses viktigast. Därför är det viktigt att de sociala värdena värderas med metoder som på bästa sätt speglar de kollektiva nyttigheterna. På så sätt skapas förutsättningar för att resultatet ska bli så rättvist som möjligt (Wilson & Howart, 2002).

Sociala och kulturella värden kan vara svåra att fånga och mäta beroende på deras karaktär och att värderingen bygger på kvalitativa bedömningar och resurskrävande metodik (Patton 2002; Chan m.fl. 2012). I vissa fall har forskningen utvecklat metoder för att kvantifiera vissa kulturella värden som känsla av plats (Williams & Roggenbuck 1989; Shamai 1991) och traditionell ekologisk kunskap (Gómez-Baggethun m.fl. 2010) där man använder poängsättning och konstruerade skalor vid värdering. Beroende på situation så kan den här typen av kvantifiering av kulturella värden ibland vara väldigt svår och till och med meningslös. Oftast kräver värdering av sociala och kulturella värden någon form av överläggningsprocess och förankras lokalt hos medborgarna och lokala riktlinjer. Deliberativa metoder och demokratiska processer i de här sammanhangen kan vara svåra att integrera i beslutsfattande processer i urbana områden på grund av mycket stora kulturella och sociala

olikheter. Därför kan man också förvänta sig att resultaten för värdena även kan variera mer än liknande resultat för ekosystem utanför staden (Gómez-Baggethun & Barton 2013).

3.4 Slutsats

Svårigheten med värdering av ekosystemtjänster är att värdena de kan uttryckas i är av olika karaktär och svåra att jämföra med varandra. Ekonomiska värden är mest jämförbara och kan i viss mån fånga även ekologiska och sociala värden. Nackdelarna är att det är väldigt svårt, om inte omöjligt, att fånga ett ekosystems totalvärde i en enda siffra, en prislapp. Risken vid ekonomisk värderingar är att resultatet tolkas som det totala ekonomiska värdet, även fast stora delar inte finns med för att det inte har gått att översätta till kronor och ören.

I teorin om ekologisk resiliens blir betydelsen av biologisk mångfald tydlig. Drivkraften att bevara den biologiska mångfalden har många gånger varit av olika etiska skäl med utgångspunkt i alla arters och individers egenvärden. Ur ett ekosystemtjänstperspektiv och i en ekologisk-ekonomisk bild så är den biologiska mångfalden i stället en viktig produktionsfunktion för att ekosystemen ska ha kapacitet att leverera ekosystemtjänster och varor utifrån människans efterfrågan. Ur det perspektivet borde i stället fokus inom naturvården ligga på bevarandet av viktiga funktioner i ekosystemen. Då behövs funktionell diversitet, det vill säga många arter som utför liknande funktioner. På så sätt kan man försäkra sig om att systemet har kapacitet att långsiktig leverera de varor och tjänster som människan är beroende av och på så sätt kan resiliensen i systemet öka. Artdiversiteten blir därför av mindre intresse då systemet inte är hotat om det finns andra arter, med liknande funktioner, som kan ta över om en art minskar lokalt eller försvinner helt. Med andra ord, i stället för att endast säkerställa antalet arter måste det finnas rätt funktionella grupper som säkerställer de viktigaste funktionerna i ekosystemet så att det kan producera ekosystemtjänster. Olika funktionella grupper är förstås betydelsefulla för olika ekosystemtjänster.

En funktionell grupp är traditionellt förknippad med arter men borde i sammanhanget av ekosystemtjänster även vara andra komponenter i ett ekosystem. Permeabel mark, som jord, sand eller grus, skulle i så fall tillhöra en funktionell grupp som är viktig för att dämpa och rena dagvattenflöden. Precis som resonemanget om att en ökad artdiversitet ger mer produktiva ekosystem så är diversiteten inom de här funktionella grupperna viktiga på samma sätt. Vid rening av dagvatten är det bra med översilningsytor av varierande markbeläggning som på olika sätt kan utjämna och rena flödena.

Den största delen av litteratur som behandlar värdering av ekosystemtjänster har visat på många av svårigheterna med att uttrycka dess värde i monetära termer. Den första anledningen är komplexiteten (Gómez-Baggethun & Ruiz-Peréz 2011; Vatn & Bromley 1994) vilket gör att man inte kan reducera det totala värdet till ett enda mått och inte heller uppdelat på individer eller funktioner (Martín-López m.fl. 2008; Rodriguez m.fl. 2006). Det antropocentriska synsättet i värdering av ekosystem gör att viktiga arter eller mindre system kan undervärderas eller inte värderas alls om de inte har någon direkt funktion för människan (Vatn & Bromley 1994). Man menar också att det finns arter och mindre system som är helt beroende av det lokala ekosystemet och som inte går att ersätta vid störningar. Vilket innebär att det inneboende egenvärdet är oändligt stort och därför inte kan tilldelas ett monetärt värde.

Den andra anledningen till motstånd mot just monetär värdering är att det finns andra sätt att beskriva ekosystemens värden än med det ekonomiska språket. Det bygger på att en individ eller ett system inte endast tillför nytta för människan och vars utveckling naturligt inte beror

av människan. Man menar att om ett system skapas utifrån att skapa största möjliga nytta för människan kan systemet bli beroende av människan för överlevnad (Martinez-Alier m.fl. 1998; O'Neill 2001; Spash & Hanley 1995).

För det tredje, för de flesta ekosystemtjänster finns det ingen marknad där dess värde uttrycks (Martinez-Alier m.fl. 1998; Martinez-Alier & O'Connor 2002). Till exempel vid nyttjandet av mark så finns det ingen marknad för rätten att förorena där den som betalar mest skulle få lov att förorena mest (Vatn & Bromley 1994).

För det fjärde beror monetär värdering på mänskliga faktorer (Jacobs 1997). Delar av dessa metoder och processer för att beräkna värden är baserade på mänskliga preferenser vilket medför att resultaten blir subjektiva. Sådana resultat blir därför svåra att jämföra och dra slutsatser ifrån (Vatn 2005).

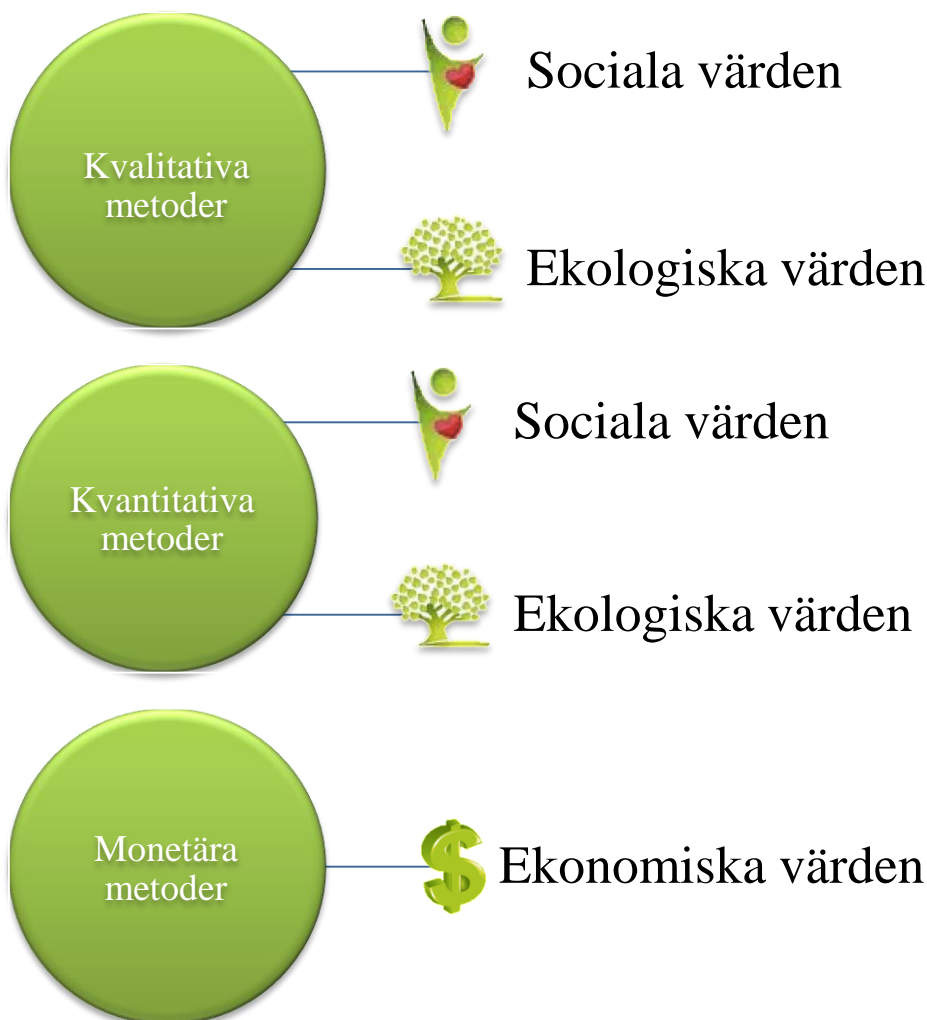
Det största motståndet mot monetär värdering verkar ändå vara mot att värderingen endast bygger på den nytta ekosystemet har för människan på kort sikt. Det tas inte med hur människan nyttjar ekosystemet och hur dess resiliens påverkas på lång sikt. Ett ekosystems resiliens definieras då som *ekosystemets förmåga att upprätthålla tillhandahållandet av ekosystemtjänster in i framtiden* (Holling, 1973). Därmed ger det missvisande resultat vid beräkning av det totala ekonomiska värdet (TEV) (Admiraal m.fl. 2013). En av anledningarna till det här är att det inte ges information till värderaren om hur nyttjandet påverkar ekosystemets potential att producera ekosystemtjänster i framtiden.

4. Värderingsmetoder

Syftet med det här kapitlet är att ge en bakgrund till lämpliga värderingsmetoder.

Värderingsmetoderna beskrivs kortfattat och är hämtade främst från TEEB (2010) och Söderlind (2013). Kapitlet ska fungera som en vägledning vid val av metod utifrån vilka värden den studerade ekosystemtjänsten önskas uttryckas i. Vid tillämpning av någon metod rekommenderas att en mer omfattande bakgrundsstudie görs om den valda metoden.

I princip kan alla ekosystemtjänster värderas och de flesta kan värderas med flera olika värderingsmetoder. Nyttan av ekosystemtjänster kan uttryckas i ekologiska, ekonomiska eller sociala värden (de Groot, m.fl., 2002). Dessa värden kan beskrivas i monetära, kvantitativa eller kvalitativa termer (SOU 2013:68). Det här kapitlet beskriver kvantitativa och kvalitativa värderingsmetoder för att uttrycka ekologiska och sociala värden samt monetära värderingsmetoder för att uttrycka monetära värden. I slutet av kapitlet görs en sammanställning över vilka värderingsmetoder som värderar vilka ekosystemtjänster samt vilka värden som ges av respektive metod.



Figur 2. Värderingsmetoder kan delas upp i kvalitativa, kvantitativa och ekonomiska metoder. Olika metoder kan uttrycka olika typer av värden.

4.1 Kvalitativa värderingsmetoder

Kvalitativa värderingsmetoder är lämpliga för ekosystemtjänster som är svåra att mäta och svåra att översätta i monetära värden (SOU 2013:68). Kvalitativa metoder anses här lämpliga för att bedöma sociala och ekologiska värden av ekosystemtjänster.

Nedan beskrivs ett antal metoder för att göra kvalitativa bedömningar av ekosystemtjänster. I slutet av varje metod beskrivs vilka ekosystemtjänster som är mest lämpliga att värdera.

4.1.1 Landskapsekologisk analys

En landskapsekologisk analys ligger till grund för identifieringen av ekosystemtjänster. Landskapsekologiska analyser används för att peka ut ekologiska samband och funktioner i landskapet. Syftet med inventeringen är att kartlägga och beskriva de ekosystem, biotoper och arealer som finns i det aktuella området (Söderlind 2013). I en landskapsekologisk analys lyfts blicken från ett enskilt naturområde och kopplas till det omgivande landskapet (Calluna 2014). I en landskapsekologisk analys inventeras och kartläggs vilka naturtyper och arter som finns, arter och vilka kopplingar som finns till omgivningen. Det ger förståelse för hur de ekologiska förhållandena på den lokala platsen påverkas och påverkas av omgivningen. Ur ett ekosystemtjänstperspektiv är det också viktigt att studera hur människor nyttjar naturen området och hur tillgängliga de kulturella tjänsterna är. Det kan till exempel handla om att studera hur människor rör sig genom området och vilka platser som är extra populära att vistas på.

4.1.2 Intressentdialoger

Dialog är en viktig beståndsdel för all hållbar verksamhet (Daboub & Calton 2002). I den här kontexten är intressentdialog ett begrepp som beskriver en mängd olika metoder för att studera samband mellan mänskligt välbefinnande i de offentliga rummen och socio-ekonomiska och ekologiska faktorer (TEEB 2010). Intressentdialog kan användas som verktyg för att engagera medborgare och verksamma aktörer som har intresse i ett område eller som på något sätt berörs av om området förändras. I en intressentdialog kan åsikter och lokal kunskap fångas upp som är viktig för att ge full förståelse för hur ett område utnyttjas och vilka brister och kvaliteter som finns (Kaptein & van Tulder 2003). Metod för dialogen beror på sammanhang och vilka aktörer som ska vara delaktiga (TEEB 2010).

4.1.3.1 Medborgarintervjuer

Den vanligaste metoden för den här typen av värdering är intervjuer i fokusgrupper där deltagarna ska svara på vilka värden som en plats eller ett område har för dem. Hur en plats uppfattas är väldigt olika från person till person och resultaten från intervjustudier kan skilja sig väldigt mycket. Därför kan diskussioner i fokusgrupper vara en bättre metod (Wilson & Howarth, 2002). Intervjuer i fokusgrupper görs i en grupp med ca 6 – 8 personer. Personerna får då tillsammans diskutera kring de brister och kvaliteter som en plats eller ett område har. Detta ger kvalitativa resultat för de kulturella ekosystemtjänsterna, så som rekreation, friluftsliv och estetik. Man menar att gemensamma nyttigheter också ska uppskattas i gemensamma forum i stället för att byggas på enskildas personliga preferenser. Genom att människor tillsammans får diskutera kring den kollektiva nyttan så minskar risken för att resultaten bygger på personliga preferenser och behov (Wilson & Howarth, 2002).

Intressentdialogen kräver vanligtvis en moderator som kan samla intressenter och leda diskussionen. Det är viktigt att moderatören är objektiv men har kunskap om området eller platsen som ska diskuteras. Moderatören bör vara en person som har lätt för att få folk att

öppna sig och att samla in information. Därför är det viktigt att moderatorn har en känsla för den socioekonomiska, kulturella och demografiska bakgrunden som finns i området samt hur människorna påverkas av de rådande politiska, ekonomiska och ekologiska förhållandena. Intressentdialogen kan göras med fokusgrupper där moderatorn inleder med en beskrivning av hur området potentiellt planeras att förändras.

4.1.3.1 Intressentkartor

Berörda parter uppmanas att ange vilka platser på en karta som de anser vara viktiga för dem utifrån till exempel utbildning och hälsa. Dessa kartor kan illustrera vilka kulturella aktiviteter som finns i området och vart de finns, vilka som tar del av dem, hur de har förändrats med tiden och hur geografiskt tillgängliga människor tycker att de är. Genom att låta en grupp med människor rita de här kartorna kan man tidigt identifiera konflikter vilket ökar förutsättningarna för att lösa dem. Moderatoren kan låta gruppen diskutera vilka lösningar som kan finnas på de konflikter som identifierats och vilka funktioner som saknas i området (TEEB 2010).

4.1.3.2 Rundturer

Vissa ekosystemtjänster måste upplevas för att kunna beskrivas. I medborgardialoger kan man låta medborgarna leda en rundtur där de pekar ut de platser som de anser vara viktigast i området. En sådan rundtur är även viktig för att få en bild av vilka naturtyper och ekologiska mönster som finns i området. Dessa platsbesök kan även vara bra för att bekräfta resultaten och som kommit fram från intressentkartorna och identifiera ekosystemtjänster som inte kommit fram tidigare.

Rundturer är också en bra metod för att bygga upp förståelse för ekosystemtjänstbegreppet hos beslutsfattare. Den här metoden har använts i Nacka kommun (Nacka 2014) och i samband med ett projekt där White Arkitekter ska rita ett nytt huvudkontor för NCC i Solna (Keane 2014).

4.1.3.4 Säsongs och trendanalyser

Ekosystem och dess kapacitet att leverera ekosystemtjänster förändras över årstider och över tid. En säsongsanalys kan visa årliga variationer i utbudet av ekosystemtjänster medan trendanalyser visar förändringar som sker över en längre tid. Båda analyserna är bra komplement i intressentdialoger för att analysera ekosystemtjänster i boendemiljöer (TEEB 2010).

Säsongsanalyser är bra för att integrera kulturella och socio-ekonomiska faktorer när man studerar sambandet mellan ett ekosystem och människorna som nyttjar det. I dialog med medborgarna kan de ge information om hur området används under hela året och om det finns särskilda aktiviteter som är förlagda till en viss tidpunkt eller vissa händelser (TEEB 2010). En damm eller sjö, som inte är möjlig att bada i på sommaren och som därför har låga sociala värden, kan ha mycket höga sociala värden på vintern om det är möjligt att åka skridskor på den. Kungsträdgården i Stockholm är också ett exempel på en miljö som har särskilt höga sociala och estetiska värden på våren när alla körsbärsträd blommar.

Trendanalyser syftar till att undersöka hur ekosystemtjänster har förändrats över längre tid, till exempel tillgång på rent färskvatten. Medborgare kan då få lista olika händelser under en tid tillbaka som har påverkat deras miljö. Utifrån detta kan man analysera hur dessa händelser har påverkat ekosystemtjänsterna i området.

4.2 Kvantitativa värderingsmetoder

Att identifiera det ekologiska värdet handlar dels om att inventera vilka arter som finns, vilka funktionella grupper och hur deras bestånd ser ut. Det är också viktigt att studera platsens förutsättningar och vilka miljömässiga förhållanden som råder och hur det påverkar de arter och individer som lever i ekosystemet. Kvantitativa metoder handlar också om beräkningar av till exempel arealer, vattenflöden och antal träd.

4.2.1 Naturbedömning

Begreppet *naturbedömning* är ofta kopplat till en landskapsanalys eller planbeskrivningar. Det verkar inte finnas någon allmän definition av vad en naturbedömning är för något och därför görs en fri tolkning i det här sammanhanget. En naturbedömning ses i den här studien som en kvantitativ metod för att studera olika enheter i en miljö. Det kan till exempel handla om att beräkna arealer, uppskatta avrinningsflöden eller krontäckning. Det handlar helt enkelt om att räkna och sätta en siffra på olika enheter i ett ekosystem som ger en indikation på ekosystemtjänsterna. En naturbedömning görs ofta inom ramen för en landskapsanalys och kan användas som ett sätt att mäta biodiversiteten i området.

En artinventering kan också göras inom ramen för en naturbedömning. Det kan antingen handla om hur många arter och individer som finns eller hur stor utbredning de har i området. Vid en artinventering är fokus ofta rödlistade arter men det blir också allt mer fokus på arter som är sällsynta för regionen eller det specifika området (Wijkman, 2013).

4.2.2 Funktionella grupper och nyckelarter

En särskilt viktig del av en artinventering som ska användas för en ekosystemtjänstanalys är att identifiera funktionella grupper och nyckelarter som är viktiga i området. Vissa biotoper har särskilt höga naturvärden och en beskrivning av deras utbredning och kopplingar med andra miljöer kan vara ett sätt att beskriva de ekologiska värdena på platsen. Begreppet nyckelbiotop används ofta för att beskriva ett område med speciell naturtyp som har stor betydelse för skogens flora och fauna (Skogsstyrelsen, 2013). Man skulle därför kunna tänka sig att en nyckelbiotop i stadsmiljöer kan vara områden med stor artrikedom eller med en sällsynt naturtyp.

Nyckelarter är arter som är särskilt viktiga för tillståndet i ett ekosystem eller som bara kan leva under specifika förhållanden. Att identifiera en nyckelart kan därför säga mycket om de ekologiska och geologiska förhållandena på platsen. Om en nyckelart försvinner påverkas hela kedjan av organismer genom att processer och strukturer förstörs (havet.nu, 2013).

Exempel på en nyckelart är sälgen som har minskar i takt med att landskapet blir allt mer anpassat för jord- eller skogsbruk. Sälgen är oerhört viktiga för att vi ska få frukt och bär till hösten då det är en stor källa för mat för pollinatörer. Sälgen brukar också kallas för en biologisk skattkammare då det ofta kryllar av fjärilar, insekter och mindre djur som har sälgen som boplats (WWF, 2013 b). Identifierar man sälgen på en plats kan man därför anta att den biologiska mångfalden är hög och därför bidrar sälgen till ett högt ekologiskt värde.

4.2.3 Villkorsrankningsmodellen

Vid villkorsranking rankar och poängsätter olika intressenter sina relativa preferenser för rekreation i kvantitativa termer. I metoden ombes respondenterna att betygsätta eller

rangordna beslutsalternativ eller genom ett enklare alternativ, välja mellan status quo och ett nytt program (TEEB 2010; Söderlind 2013). Metoden kan användas i dialogprocesser när det finns olika förslag på ett områdes utveckling. Medborgarna kan då ombes ranka vilket av förslaget som de gillar bäst.

4.2.4 Kvantitativa intressentkortor

Intressentkortor kan användas för att få fram både kvalitativa och kvantitativa resultat. Den kvalitativa metoden beskrevs i *Kapitel 4.1.3.1 Intressentkortor* och kan vara en del i en intressentdialog. I metoden kan man låta de olika intressenterna betygsätta olika platser i ett område. Betygen är satta från början där det lägsta betyget kan betyda att det är en plats som man inte alls tycker om och det högsta betyget betyder att platsen är väldigt viktig för personens välmående och livskvalitet. Resultaten ska helst kompletteras med kvalitativa svar.

4.3 Ekonomiska värderingsmetoder

Att värdera ekosystem i monetära termer kan vara värdefullt eftersom det innebär att översätta naturliga tillgångar till samma ”valuta” som kan jämföras i andra sammanhang (TEEB, 2013). Det kan till exempel handla om att jämföra värdet av att bevara en park eller att bygga bostäder på marken. Följande metoder är lämpliga i olika sammanhang och valet av metod skiljer sig från fall till fall.

4.3.1 Hedonistisk prissättning

En hedonistisk prissättningsmetod bygger på antagandet att en ekosystemtjänst påverkar en annan marknad, oftast fastighetsmarknaden. Utgångspunkten är då att ekosystemtjänster som t.ex. rekreation och estetiskt tilltalande utsikt speglas i fastighetsvärdet (TEEB, 2010). Ekosystemtjänstens värde beräknas genom prisskillnaden mellan två identiska hus där enda skillnaden är avståndet eller tillgängligheten till ekosystemtjänsten.

Metoden kan appliceras på försörjande och kulturella ekosystemtjänster som till exempel rekreation och estetiska värden av bostäder och tomter nära till exempel sjöar och skogsområden (Söderlind, 2013).

4.3.2 Resekostnadsmetoden

Resekostnadsmetoden är en metod som bygger på information om observerade resor och restid till en plats som erhåller en viss ekosystemtjänst. Ekosystemtjänstens värde antas vara lika mycket som en person är beredd att betala för att besöka och ta del av ekosystemtjänsten, det vill säga människors betalningsvilja. Ekosystemtjänstens värde beräknas som differensen mellan personers betalningsvilja och priset de faktiskt betalar för resan (Norman m.fl., 2011). Detta kan tolkas som det samhällsekonomiska värdet av att platsen bevaras (Nilsson, 2004).

Metoden kan göras genom resvaneundersökningar genom enkäter som skickas ut till besökarna där de får svara på hur långt de rest för att besöka platsen samt vad de betalat för resan (Naturvårdsverket, 2012).

Metoden appliceras främst på kulturella ekosystemtjänster (Söderlind, 2013).

4.3.3 Marknadsprismetoden

Ekosystemtjänsten får sitt värde från det priset som den har på den marknad där den kan köpas och säljas (TEEB, 2010).

Marknadsprismetoder används generellt för att värdera försörjande och reglerande ekosystemtjänster då dessa producerar varor och tjänster som kan säljas på en marknad, t.ex. livsmedel eller rening av avloppsvatten (TEEB, 2010).

4.3.4 Justerade marknadsprismetoden

Skillnaden mellan den här metoden och marknadsprismetoden är att priset på ekosystemvaran/-tjänsten anpassas efter eventuella faktorer som påverkar priset så som skatter, avgifter och subventioner (Atkinson m.fl., 2012).

Metoden kan även användas för att beskriva hur en förändring eller påverkan på ett ekosystem påverkar tillgängligheten på en ekosystemtjänst. En värderingssituation kan vara när en planerad exploatering förväntas ha negativ effekt på habitat som är viktiga för vilda pollinatörer. I närområdet produceras livsmedel som är beroende av pollinering och därmed påverkar skördens utfall. Det justerade marknadspriset beräknas då som värdet av den skörd som uteblir på grund av att pollinatörerna har minskat i antal (Naturvårdsverket, 2012).

4.3.5 Villkorsvärderingsmetoden

Den här metoden går ut på att direkt fråga folk hur mycket de skulle vara villiga att betala för en förändring av en viss ekosystemvara eller tjänst. Värdet på en ekosystemtjänst beräknas utifrån vad respondenter uppgett att de är villiga att betala för en förändring i kvantitet eller kvalitet av en viss ekosystemvara eller tjänst på en hypotetisk marknad. Det är viktigt att grundligt fundera över hur man frågan ställs (Emerton, 2005; Kaval, 2010; Turner, Morse-Jones & Fisher, 2010). Särskilt i Sverige kan det vara viktigt att fundera på frågeställningen vid värdering av allmänna naturområden som alla har rätt att vistas på. Risken för missförstånd kan annars vara stor.

Metoden genomförs generellt genom enkäter som skickas ut till lämpliga personer för att representera en intressegrupp, eller till slumpmässigt utvalda. Metoden kan användas i fokusgrupper, intervjuer och pilottester. Det är rimligt att anta att betalningsviljan ("willingness to pay") är proportionell med inkomsten (Turner, Morse-Jones & Fisher, 2010).

4.3.6 Ersättningskostnad

Beräkning av ersättningskostnader innebär att man beräknar vad det skulle kosta att ersätta en ekosystemtjänst med ett tekniskt alternativ. Även om ekosystemtjänster eller varor inte är marknadsvaror kan det finnas tekniska lösningar som kan köpas och säljas. Kostnaderna för dessa varor kallas ersättningskostnader och kan användas som approximation för originaltjänsten eller varans värde (Emerton 2005; Söderlind 2013). Vattenrening är ett tydligt exempel på när den här metoden är lämplig (TEEB 2010).

4.3.7 Begränsningskostnad

Begränsnings- eller lindringskostnadsmetoden baseras på förhållandet mellan en

ekosystemtjänst och dess konventionella substitut. Till exempel kan nyttan av rening av vatten i en våtmark baseras på kostnaden för en vattenreningsanläggning. Det innebär då att genom rening av vatten i en våtmark begränsar man reningskostnaderna man annars hade haft för ett reningsverk (Emerton, 2005; Schuijt, 2002; TEEB, 2010).

4.3.8 Skadekostnad

Skadekostnadsmetoden beräknar kostnaden för att undvika en skada på en ekosystemtjänst, vilket också kan vara hypotetiskt. Skadekostnaden kan sedan representera kostnaderna för att bevara ekosystemtjänsten i fråga (Bateman m.fl. 2011; Emerton 2011; Söderlind 2013).

4.3.9 Undvikandekostnad

Undvikandekostnadsmetoden beräknar kostnaderna som inte behöver betalas då en viss ekosystemtjänst eller vara fortsätter att existera (de Groot, Wilson & Boumans, 2002; Emerton & Kekulandala, 2003; Kaval, 2010; TEEB, 2010). Ett enkelt sätt att konceptualisera detta är att man tänker sig ett område, som till exempel ett parkområde, om ersätts med en parkeringsplats. Detta skulle då medföra att vissa ekosystemtjänster försvinner, vilka skulle ha ett värde. Värdet av de förlorade tjänsterna är undvikandekostnaden (Kaval, 2010).

Detta är en metod som kan vara väldigt tidskrävande och dataintensiv. För att kunna beräkna den totala undvikandekostnaden måste man veta värdet av alla ekosystemtjänster som finns i området och som eventuellt riskerar att försvinna. Det innebär att andra metoder så som ersättningskostnader, skadekostnader och begränsningskostnader också måste beräknas för den här metoden. Metoden kan också förenklas genom en kvalitativ analys och beskrivning av effekterna på ekosystemtjänsterna av de konsekvenser som det skulle innebära att exempelvis ersätta en park med en parkeringsplats.

4.3.11 Nyttöverföringsmetoden

Nyttöverföring är en relativt billig och tidseffektiv metod för att uttrycka ekosystemtjänster i monetära värden. Metoden uppskattar värdet av ett ekosystem baserat på information från en tidigare studie. På så vis överförs värdet av en ekosystemtjänst, med kunskap om eventuella skillnader, från en redan existerande värdering av en liknande ekosystemtjänst (Cesar, 2000; Kaval, 2010; Spurgeon & Lindahl, 2000; TEEB, 2010). Det är viktigt att man använder överföringsvärden som kommer från liknande studier av liknande ekosystem för att få användbara resultat (Kaval & Loomis, 2003). Rumslig skala är en viktig fråga vid värdeöverföringen till en ekosystemtjänst (TEEB, 2010).

4.4 Slutsatser

Valet av metod beror på syftet med värderingen, för vem ekosystemtjänsten har ett värde samt hur mycket information som finns om ekosystemtjänsten. Alla fungerande ekosystem ger flera ekosystemtjänster men ofta är det bara ett par av dessa som är möjliga att värdera (TEEB, 2013). Därför är det viktigt att i ett tidigt skede avgöra vilken typ av information som behövs för att analysera en ekosystemtjänst samt om metoderna kräver statistiska analyser (inklusive kompetenser och datorprogram).

Värdet av ekosystemtjänster kan och bör uttryckas i både ekologiska, ekonomiska och sociala värden. För att göra det väljs flera olika metoder. Fokus i litteraturen och i sammanhang där ekosystemtjänster diskuteras är oftast monetära värden men från litteraturstudien blir det uppenbart att många funktioner och tjänster inte är så lätta att beskriva i monetära värden. Tvärtom så finns det många fördelar att inte beskriva ekosystemtjänster i kronor och ören då en stor del av ekosystemtjänsternas värden inte kan beskrivas på det sättet. Risken med monetära värderingar är också att man missar vissa ekosystemtjänster för att värderingsmetoderna inte passar till alla ekosystemtjänster. Om dessa tjänster är viktiga för att upprätthålla varan eller tjänsten som har värderats monetärt kan dessa i beslutsfattande riskeras att inte prioriteras, vilket i det långa loppet kan äventyra upprätthållandet av varan eller tjänsten.

Intressentdialoger bedöms vara den metod som passar bäst för att värdera ekosystemtjänster kvalitativt. Styrkan är att man kan få in synpunkter från flera olika aktörer (TEEB 2010). Beroende på hur frågorna ställs kan ekosystemtjänster också värderas i monetära värden. De kan ge mycket information från en rad olika källor från medborgare, kommuner och företag. Intressentdialoger är bra för att i tidiga skeden identifiera eventuella konflikter som kan uppstå och vilka ekosystemtjänster som det råder brist på. Nackdelen är att de kan vara tidskrävande och framförallt kräver en hel del planering och framförhållning (TEEB 2010).

Intressentdialoger är viktiga dels för att det gör planprocessen transparent och ger medborgare och företag insyn och möjlighet att påverka och dels för att det ger beslutsfattare och planerare information som finns tillgänglig hos den lokala befolkningen (TEEB 2010). Det som begränsar metoden är att den är "on site"-specifik, resultaten blir svåra att överföra på andra projekt. Vad som också avgör resultatet är vilka typer av personer som deltar i gruppdiskussionerna. Är det någon som syns och hörs mer än någon annan finns det en risk för att dennes åsikter får större påverkan på resultatet än åsikterna från en person som inte säger så mycket. Vid inbjudan till medborgardialoger av den här typen är det viktigt att klargöra metodens syfte och mål. Annars kan det lätt uppstå besvikelse om medborgarna fått intryck av att ha större påverkan på projektets slutresultat än vad de i slutet kanske får (TEEB 2010).

Tabell 2 sammanfattar vilka värden som kan uttryckas från respektive värderingsmetod. De monetära metoderna måste föregås av ekologiska och/eller sociala värderingsmetoder först, till exempel landskapsekologisk analys och medborgarintervjuer.

Tabell 2. Sammanfattning av vilka värden som kan beskrivas med respektive metod från Kapitel 4 Värderingsmetoder.

Värderingsmetoder	Ekologiska värden	Monetära värden	Sociala värden
Kvalitativa metoder			
Landskapsekologisk analys	X		
Medborgarintervjuer	X		X
Intressentkartor	X		X
Rundturer	X		X
Säsongs- och trendanalyser			X
Kvantitativa metoder			
Naturbedömning	X		
Funktionella grupper	X		
Villkorsrankningsmetoden			X
Kvantitativa intressentkartor			X
Monetära värderingsmetoder			
Hedonistisk prissättning		X	X
Resekostnadsmetoden		X	X
Marknadsprismetoden	X	X	
Justerad marknadsprismetod	X	X	
Villkorsvärderingsmetoden		X	X
Ersättningskostnad	X	X	
Begränsningskostnad	X	X	
Skadekostnad	X	X	
Undvikandekostnad	X	X	X
Nyttoöverföringsmetoden	X	X	X

5. Att tänka på vid värdering av ekosystemtjänster i stadsplanering

En utmaning för att integrera värdet av ekosystemtjänster i planprocessen och beslutsfattande är att säkerställa kommunikationen mellan miljö- och stadsbyggnadsförvaltningar samt andra aktörer som påverkar och påverkas av ekosystemen. Det viktigaste är kanske att synliggöra uppgifter om ekosystemtjänster för planerare så att det är lätt att identifiera känsliga områden och områden som är viktiga för att producera ekosystemtjänster. I oktober 2013 publicerades en rapport på uppdrag av den svenska regeringen som handlar just om att *Synliggöra värdet av ekosystemtjänster*. Rapporten innehåller 21 åtgärder för att nå ut med information till berörda aktörer om ekosystemens värden. Ansvariga för att initiera dessa skulle vara olika statliga myndigheter och organisationer (SOU 2013:68).

Förutom svårigheter i avvägningar mellan geografisk skala, upplösning och noggrannhet så finns det mycket annat att tänka på till följd av diversiteten i stadslandskapet.

Befolkningstäthet. Kombinationen av dålig tillgång på grön- och blåstrukturer i städer och stor efterfrågan på dess tjänster leder till ökad betalningsvilja för att skydda dessa miljöer. Flera studier, som använt *villkorsrankningsmetoden* och *hedonistisk prissättning*, har visat att betalningsviljan för ekosystemtjänster är starkt beroende av befolkningstäthet och avstånd till miljöer som producerar ekosystemtjänster. I en studie där betalningsviljan för våtmarker världen över har uppskattats fanns det ett starkt samband mellan högre betalningsvilja och människor som bor på ett avstånd inom en radie på 50 km (Brander m.fl. 2010). I motsats till det här finns det studier som visar att betalningsviljan varken är linjär eller proportionell mot avståndet till ekosystemtjänsten. I stadsmiljöer kan betalningsvisan vara väldigt lokal och snarare bero på hur människor uppfattar stadsmiljön. I en studie i Minnesota användes hedonistisk prissättning vid studier av fastighetsvärden för att värdera rekreativvärde av en närliggande skog. Resultaten visade att skogen påverkade fastighetsvärdena inom en radie av 250 meter. Från samma studier gjordes uppskattningar av hur andra grönstrukturer påverkade fastighetspriserna men de visade sig ge väldigt olika resultat (Costanza m.fl. 2006).

Tillgång på naturområden. Ju större tillgången är på rekreativmöjligheter desto mindre är efterfrågan och betalningsviljan för enskilda grönområden. Detta visar studier i Storbritannien, Belgien, Litauen, Danmark och Norge där man uppskattat betalningsviljan för rekreativmöjligheter vid sjöar och vattendrag i stadsnära områden (Bateman m.fl. 2011). I tätorter är det också viktigt att ta hänsyn till transportmöjligheter till det undersökta rekreativområdet (Gómez-Baggethun & Barton 2013).

Tekniska ersättningslösningar till ekosystemtjänster. I städer är det, ur ett kortsiktigt perspektiv, ofta mer kostnadseffektivt att investera i tekniska lösningar än att upprätthålla och återställa naturliga system. Dessutom är de reglerfunktioner som kan lösas av ekosystem ofta reglerade av hälso- och säkerhetsnormer och lagstiftning (Barton m.fl. 2012).

Stora olikheter i upplevelsen av samma ekosystem. Ju tätare människor bor desto fler åsikter och perspektiv om det urbana ekosystemet finns det att ta hänsyn till eftersom alla människor upplever miljöer på olika sätt. Dessutom kan ekosystemtjänsterna från samma ekosystem i en stad variera väldigt mycket, dels beroende på fragmentering av grön- och blåstrukturer och dels på grund av problem som luftföroreningar och buller kan vara väldigt lokala (Tyrväinen m.fl. 2005; Escobedo m.fl. 2011).

Konnektivitet. Få studier har studerat det ekonomiska värdet av kopplingar mellan mindre ekosystem, konnektiviteten, inom en stad. Studier från Storbritannien har visat att attraktiviteten för en park ökar om den är kopplad till vegetationsrika gång- och cykelvägar. Studien visade också att attraktiviteten ökar med ytan och att den minsta storleken för en park bör vara två hektar (Coles & Bussey 2000; Tyrväinen m.fl. 2005). En annan studie visar att tätortsnära skogars påverkan på värmeöar bara har effekt på människor inom 200 – 400 meter i vindriktningen. Det innebär att ett nät av tätortsnära skogar bör finnas i en stad för att de tillsammans ska ha någon temperaturreglerande effekt vid värmeböljor (Tyrväinen m.fl. 2005).

Städers tillväxt och osäkerheter i värdeuppskattningar. Många städer och tätorter växer i dag väldigt fort och förändras mycket över tid. Det gör att många frågor dyker upp som rör osäkerheter i värderingar av ekosystemtjänster, som oftast baseras på uppskattningar. Värderingar som baseras på ”trail-retrial”-metoder av flödeskontroll och bevarande av våtmarker har visat statistiskt att betalningsviljan är relativt konstant i 5-årsperioder (Bruower & Bateman 2005). Den snabba tillväxttakten av städer innebär att befolkningstäthet, subjektivitet, substitut till ekosystemtjänster, platsbrist och inkomster varierar mer än på landsbygden och på nationell nivå. Dessa faktorer är viktiga att väga in vid värdering av urbana ekosystem (Costanza m.fl. 2006; Brander m.fl. 2010; Sander m.fl. 2010; Brander & Koetse 2011).

Multipla miljöpåverkande faktorer. I stadsmiljöer finns det många olika orsaker till miljö- och hälsoproblem. Vilka åtgärder som är mest kostnadseffektiva och långsiktigt verkande kan då vara svårt att identifiera. Till exempel problem med pollenallergi som kan utlösas till följd av höga halter av luftföroreningar hos personer som annars inte har allergi (D’Amato 2000). Är pollenallergier en följd av vilka träd som finns, luftföroreningar eller en följd av att allt fler pollenkänsliga väljer att bo i städer?

Cost-benefit analys av rumslig skala. Ekosystemtjänster kan vara särskilt viktiga att beakta i urbana miljöer (Lyytmäki m.fl. 2008; Lyytmäki & Sipilä 2009; Al Escobedo m.fl. 2011). I vissa städer är det möjligt att tänka sig att ekosystemtjänster i huvudsak är lokala och en följd av den höga tätheten. Det kan till exempel handla om allergier till följd av luftföroreningar på platser med mycket trafik, fågelspillning på byggnader eller rotskador i vägkanter och på trottoarer. Dessa lokala problem kan då bero på ekosystemfunktioner som är viktiga för tillhandahållandet av ekosystemtjänster ur en större skala. Till exempel tillhandahålls reglerande ekosystemtjänster på stadsdelsnivå eller regional nivå. När dessa tjänster och otjänster bildar kluster och konkurrerar med varandra är det viktigt att så kallade cost-benefit analyser görs. Oftast görs dessa på en väldigt lokal nivå och risken är då att kostnaderna felaktigt visar att kostnaderna för grönområden överstiger nackdelarna (Gómez-Baggethun & Barton 2013).

Pedagogik. En bild säger ofta mer än tusen ord. Ekosystemtjänster handlar om att förstå helheten och synergieffekter mellan olika funktioner i naturen. Detta är viktigt att tänka på när man redovisar resultaten från en ekosystemtjänstanalys och värdering. Bilder, kartor och diagram kan många gånger vara mer pedagogiskt att använda än löpande text.

6. Ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster

Våren 2013 tog Sanna Söderlind fram ett ramverk i sitt examensarbete vid civilingenjörsprogrammet i ekosystemteknik, vid Lunds Tekniska Högskola. Syftet med ramverket var att utveckla en arbetsgång för att underlätta ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster. Strukturen på ramverket skulle vara lätt att förstå och målet var att en värdering av ekosystemtjänster skulle vara praktiskt genomförbar även för personer med begränsad kunskap. Det slutliga resultatet av en sådan värdering skulle vara en ekonomisk beskrivning av respektive ekosystemtjänsts värde som skulle kunna redovisas på ett transparent och objektivt sätt.

Resultatet av Söderlinds projekt var en ”steg för steg” – metod i elva steg innehållande checklistor och ett antal kontrollfrågor. En fullständig beskrivning finns i rapporten ”*Utveckling av ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster*”. Nedan följer en kort beskrivning av varje steg i metoden.

6.1 Syfte och måldefinition

Det första som görs innan arbetet med värderingen påbörjas är att definiera syfte och mål med värderingen. Sätt även upp gränser för områdets geografiska läge samt definiera begränsningar som tid och resurser. Syftet och målet sätts med hänsyn till studiens begränsningar för att den ska bli realistisk och genomförbar. Det kan också vara bra att definiera avsedda tillämpningar med värderingen och att identifiera eventuella intressenter. Alla begränsningar och avgränsningar eller andra restriktioner som sätts upp i detta delsteg eller som upptäcks under arbetets gång ska noga dokumenteras och redovisas i resultat och diskussion (Söderlind 2013)

6.2 Inventering

I inventeringen kartläggs de ekosystem, biotoper och arealer som ska undersökas för att man ska kunna ta ställning till vad som är intressant för det studerade området.

För att främja objektivitet och transparens bör inventeringen ske utan parallella spekulationer om eventuella ekosystemtjänster.

Det är en stor fördel om man kan göra platsbesök för att bättre förstå området. Inventeringen bör däremot även kompletteras med information som kan hämtas från tidigare studier, böcker, tidsskrifter eller journaler. Informationen kan innehålla naturtyper i området, biotoper, naturvärde, geografisk karaktär, arter, påverkansfaktorer, drivkrafter och samverkningar med andra områden. Det är positivt om information om sociala värden och människors rörelsemönster i området inhämtas från intervjuer (Söderlind 2013).

6.3 Identifiering av ekosystemtjänster

Genom den information som samlats in i inventering identifieras vilka ekosystemtjänster som finns i det studerade området. Detta är en iterativ process och därför kan användaren med fördel gå tillbaka till inventeringen då mer information samlas in och därmed identifiera fler ekosystemtjänster under arbetets gång (Söderlind 2013).

De viktigaste egenskaperna för ekosystemtjänsterna i det här ramverket är att:

1. Ekosystemtjänsten måste vara direkt (för att undvika dubbelräkning. För direkt ekosystemtjänst används CICES (2012) definition för slutlig ekosystemtjänst ("final ecosystem service") som kan översättas till "en output av ett ekosystem som direkt påverkar människors välbefinnande". Ekosystemtjänsten får alltså inte tillhöra kategorin "stödjande ekosystemtjänster".
2. Ekosystemtjänsten måste vara tätortsnära. Detta innebär att ekosystemtjänsten ska kunna förekomma i ett ekosystem eller habitat som återfinns i ett tätortsnära område.

I Tabell 4 i Söderlinds ramverk finns direkta ekosystemtjänster som är översatta från CICES klassifikationssystem. Bara tjänster som finns i denna tabell får väljas ut, då dubbelräkning annars kan uppstå. Även om vissa av tjänsterna i tabellen inte är så vanliga i urban miljö kan de ändå förekomma i tätortsnära områden, då detta per definition inkluderar tätortsnära skogar, åkermark och dylikt. För att undvika att användaren av ramverket fastnar i definitioner och begrepp kompletteras ramverket med en lista med förklaringar av alla ekosystemtjänster i Bilaga 5 i Söderlinds rapport (2013).

6.4 Kategorisering

Efter identifiering av ekosystemtjänsterna görs en kategorisering. Kategoriseringen görs enligt de fyra kategorierna försörjande, reglerande, kulturella och stödjande.

6.5 Val av ekosystemtjänster

I ramverkets femte steg görs ett urval av de ekosystemtjänster som är intressanta för värdering. Valet görs med hänsyn till projektets mål men bör helst innehålla så många som möjligt för att få ett så rättvist resultat i slutet som möjligt. Olika orsaker som budget, kunskap och tid kan begränsa antalet ekosystemtjänster som har möjlighet att noggrant studeras och värderas.

Att selektera vissa ekosystemtjänster är frivilligt men kan ha vissa fördelar. Man kan till exempel välja att fokusera på ekosystemtjänster från en specifik biotop, från ett speciellt ekosystem, från det ekosystem som en på förhand utvald ekosystemtjänst kommer, från en speciell ekosystemtjänstkategori eller utifrån andra kriterium. Att värdera ett helt område eller en hel stad från ett systemperspektiv kan i många fall vara att föredra, men det är naturligtvis mer tids- och resurskrävande (Söderlind 2013).

6.6 Identifiering och val av indikatorer

Indikatorer definieras av Söderlind som "numeriska värden som beskriver tillståndet på en företeelse eller en miljö och används för att summera information om förhållanden av ekosystem". Syftet med att identifiera och välja indikatorer för de valda ekosystemtjänsterna är att tydliggöra sambanden mellan förändring i en ekosystemtjänst och en förändring i människors välfärd. Indikatorerna kan stödja värderingsresultaten och ge ny information som eventuellt inte kommer att uppdagas i värderingen. I viss mån kan indikatorer även bidra till urvalet av lämpliga metoder för värdering genom att öka förståelsen för hur olika ekosystemtjänster kan beskrivas, avspeglas och kvantifieras.

Det här steget är även kompletterat med en lista på lämpliga indikatorer som kan väljas för olika ekosystemtjänster (Söderlind 2013).

6.7 Applicering av indikatorer

De utvalda indikatorerna kvantifieras i aktuell enhet för respektive ekosystemtjänst. Detta steg kan kräva ytterligare inventering. Om någon indikator skulle upplevas som överflödigt, missvisande eller på annat sätt opassande för studien kan den strykas. Det rekommenderas att alla ekosystemtjänsterna tilldelas minst en indikator.

6.8 Val av värderingsmetoder

I detta steg väljs lämpliga värderingsmetoder ut, som i nästa steg appliceras på de valda ekosystemtjänsterna. Syftet är att utreda vilken eller vilka metoder som passar bäst för den specifika ekosystemtjänsten utifrån den specifika situation som föreligger. Då en värdering med indikatorer kan ersättas med vissa kvantitativa värderingsmetoder, och tvärt om, kräver inte ramverket att detta och nästa steg genomförs, förutsatt att en applicering av indikatorer görs. Däremot kan resultaten från värderingsmetoder och indikatorer komplettera varandra och därför rekommenderas att båda stegen genomförs.

Det rekommenderas att samma metoder används för flera ekosystemtjänster. Dels kan det ta tid för en ovan användare att sätta sig in i flera olika metoder men framförallt gör det att resultatet av värderingen av flera ekosystemtjänster blir jämförbara. Se till att datakvalitet, metoder och modellens pålitlighet är goda för att resultaten ska bli så pålitliga och användbara som möjligt, utifrån studiens förutsättningar (Söderlind 2013).

6.9 Applicering av värderingsmetoder

Syftet med det här steget är att hitta kvalitativa, kvantitativa och/eller monetära värden för olika ekosystemtjänster eller för kluster av ekosystemtjänster.

Följ de riktlinjer som gäller för de valda värderingsmetoderna.

6.10 Kvalitetskontroll och osäkerhetsanalys

Det här steget är inte fullt utvecklat i Söderlinds projekt men syftet är att användaren ska reflektera över arbetsgången och resultatens pålitlighet och objektivitet.

I osäkerhetsanalysen ska även diskuteras vilka konsekvenser olika antaganden som gjorts under värderingen kan ha på resultaten. Då det kan vara svårt att förutse vilka svårigheter som kan påträffas, vilka resurser som kommer att krävas och hur lång tid en värdering kan ta, så kan begränsningar i studien uppdagas allteftersom studien fortgår. Dessa begränsningar, avgränsningar eller andra restriktioner bör analyseras och diskuteras i osäkerhetsanalysen (Söderlind 2013).

6.11 Sammanställning av resultat och diskussion

I sammanställningen av resultatet ska indikator- och värderingsresultaten redovisas med hjälp av informationen som samlats in från *Steg 7 Applicering av indikatorer*, *9 Applicering av värderingsmetoder* och *10 Kvalitetskontroll och osäkerhetsanalys*. Resultaten diskuteras i ekonomiska termer: kvalitativa, kvantitativa och/eller monetära. Om användaren vill uppge monetära värden i resultaten måste detta motiveras, samt datakvalitet, metoder och modellens pålitlighet bör påvisas/utvärderas för en god transparens i arbetet.

7. Värdering av ekosystemtjänster på Södra Skanstull, Stockholm

7.1 Syfte och måldefinition

Syftet med pilotprojektet är att identifiera vilka ekosystemtjänster som finns i Södra Skanstull. Alla ekosystemtjänster ska värderas med kvalitativa metoder samt i kvantitativa och monetära termer så långt det är möjligt.

Resultaten ska förhoppningsvis också visa varför det är bra att värdera befintliga ekosystemtjänster i ett område och ge hjälp till arkitekter och planerare i gestaltungsarbetet.

Alla ekosystemtjänster kommer inte vara möjliga att värdera i den här studien och därför görs ett urval. En metod för att underlätta urvalet ska studeras i *Kapitel 7.5 Val av ekosystemtjänster*.

Följande frågeställningar ska besvaras:

1. Vilka ekosystemtjänster finns?
2. Om det inte finns tid att värdera alla, hur gör man ett urval?
3. Vilka värderingsmetoder är lämpligast och vad är det som avgör valet?
4. Går det att sätta ett monetärt värde på ekosystemtjänsterna?

7.2 Inventering

Inventeringen börjar med en förenklad landskapsekologisk analys. Analysen baseras på material från en landskapsanalys som utfördes av Andersson Jönsson Landskapsarkitekter på uppdrag av Stockholm stad våren 2013 (Jönsson & Arvidsson 2013). Landskapsanalysen har kompletterats med kartmaterial samt platsbesök i Södra Skanstull. Inventeringen har varit en iterativ process. Den landskapsekologiska analysen fokuserar på att beskriva grönstrukturerna i området och utifrån detta har ekosystemtjänster identifierats. Information om specifika arter och funktionella grupper baseras på information från landskapsanalysen (Jönsson & Arvidsson 2013).

7.2.1 Landskapsekologisk analys

Södra Skanstull ligger på Södermalms södra spets. Området ligger i den, på vissa delar, branta sluttningen mellan strandpromenaden i söder och den täta staden i norr. Området avgränsas av Ringvägen i norr, Östgötagatan i öst, Årstaviken i söder och av Gräsgatan och koloniträdgårdsområdet Tobakshagen i väst. Området i den här studien är samma område som ett nytt planprogram ska tas fram för av White Arkitekter under våren 2014 med undantag för Eriksdalslunden som inte ingår i planprogrammet.

Södra Skanstull har många olika funktioner och flera olika miljötyper finns i området. I stort upplevs området som svårtillgängligt då kopplingen mellan Ringvägen och Årstaviken är otydlig. De stora broarna som går mellan Söderort och Södermalm präglar området med en särskild karaktär då stora ytor och volymer finns under broarna. Dessa ytor används i dag som upplagringsplats för NCC och är inte tillgängliga för allmänheten. Här finns också ett gammalt järnvägsspår som förr användes av hamnindustrin. Spåret går rakt genom området och in i en tunnel i väster. Spåret utgör en barriär för människor mellan områdets norra och södra delar. De västra delarna av spåret används av den ideella föreningen *Trädgård på spåret*

där man har satt upp växthus och odlingspallar och skapat en urban trädgård. Runt spåren och längs med strandpromenaden tar grönskan stor plats och kan beskrivas vara av vild karaktär. Det finns många stora träd och snåriga buskage. Mellan strandpromenaden och spåret ligger Eriksdalsbadet och en badmintonanläggning.

Kolonilotterna som brer ut sig på sluttningarna i norr och i väst står för en stor del av den totala biologiska mångfalden på Södermalm och är ett annorlunda inslag i den täta stenstaden.

För att ge en fullständig förståelse för området delas det in i 11 mindre områden, på liknande sätt som det görs i landskapsanalysen (Jönsson & Arvidsson 2013). Se *Figur 3* för områdesindelningen.

1. Tullhagenparken och koloniområdet Tullhagen

Tullhagenparken sluttar från Ringvägen ner mot Eriksdalsbadet och gränsar till koloniområdet Tullhagen. I parken finns många stora träd och flera av dem är lönnar och almar. Vissa av träden har håligheter som kan vara av värde för fåglar och fladdermöss. Det finns sittplatser och perennplanteringar men undervegetation saknas till stora delar (Jönsson & Arvidsson 2013). I de västra delarna, närmst Ringvägen, finns gamla fruktträd bevarade efter de kolonilotter som tidigare fanns där. I öster övergår parken till ett gångstråk med buskplanterade slänter (Jonsson m.fl., 2009).

Tullhagen är ett av de sex områdena i Eriksdalslundens koloniområde (Eriksdalslundens 2013). Området består av lummiga trädgårdar med små kolonistugor. Föreningen Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening bildades 1906 och sedan dess har frukt och grönsaker odlats i trädgårdarna. Trädgårdarna är artrika och innehåller ett flertal fruktträd och många blommande och bärande växter. Växterna har värde för många olika djurgrupper, så som insekter och fåglar (Jönsson & Arvidsson 2013).

2. Spårområdet

Från Kajområdet, under broarna och västerut sträcker sig det nedsänkta området som utgörs av de gamla industrispåren som vittnar om platsens industrihistoria. Förutom spåren utgörs området av de branta sluttningarna som delvis är bevuxna med lövsly av björk och lönn. Slänterna är ett område med höga värden knutna till sandmarker. Växtligheten i slänterna består till stora delar av vanligt gräs och blommande örter. Det nedsänkta läget gör att det blir svårtillgängligt för människor men får ett gott mikroklimat då det är vindskyddat och varmt med soliga lägen i de sydvända slänterna. Det behagliga klimatet har värden för många artgrupper, till exempel insekter som fjärilar, bin och skalbaggar. I slänterna finns fynd av sällsynta arter, främst skalbaggar mindre sandvitetvivel och större sandvitetvivel, samt solitära grävande bin som vårsandbi, mosandbi och sandblodbi. Spillning från kanin har påträffats vid fältbesök och kaniner kan hjälpa till att hålla miljöerna öppna genom att de gräver och äter av örter och gräs. Det finns få motsvarande miljöer i Stockholms kommun och flera av de arter som förekommer här har få eller inga andra förekomster i kommunen och flera arter är även ovanliga ur ett regionalt perspektiv (Jönsson & Arvidsson, 2013).

Under hösten 2012 tog stadsborna ett spontant initiativ och tog den västra delen av spåren i anspråk för odlingsprojektet ”Trädgård på spåret”. Odlingen har på den här tiden fått 300 medlemmar och lockar många besökare. På spåret har man byggt odlingslådor av gamla lastpallar och pallkragar där man planterar främst grönsaker. I odlingslådorna finns en stor variation av växter där både privatpersoner, föreningar och skolor engagerar sig. (På Spåret 2013).

Ovanför slänterna i de västra delarna av spåret, där spåret går in i en tunnel, finns en ädellövskog dominerad av alm och lönn. Träden är förhållandevis unga, med inslag av äldre träd. Skogen fortsätter i väster mot Eriksdalslunden (Jönsson & Arvidsson 2013).

3. Tobakshagen

Tobakshagen sluttar från Eriksdalsgatan i norr mer mot strandpromenaden och är precis som Tullhagen en del av Eriksdalslundens koloniområde. Precis som Tullhagen består området av lummiga trädgårdar med små kolonistugor. Området är tillgängligt för allmänheten och de smala gångvägarna används flitigt av besökare och skolbarn (Malmgren 2013). Området har en karaktär som är mycket speciell i storstadsmiljö och skiljer sig markant åt övriga områden på Södermalm. Hela området i Södra Skanstull är generellt väldigt bullerstört men detta är inget man tänker på i koloniområdena. Förutom att bullernivåerna faktiskt är lägre så upplevs framförallt trafikbullret som mindre påtagligt i området. Här är det i stället fågelsång, vindens sus och prassel från lövkronorna som präglar ljudbilden.

4. Eriksdalsbadet och idrottsanläggningarna

Mitt i området ligger Eriksdalsbadet som lockar väldigt många besökare sommartid. Ytorna är till största delen hårdgjorda med plattsättning men även stora gräsytor med enstaka träd.

Badhuset, som är en lång byggnad, vänder sin aktiva sida mot strandpromenaden och innebär en tydlig barriär. Området mellan badhuset och badmintonhallarna upplevs som baksida med stängda fasader och öppna hårdgjorda ytor vilket bidrar till att man känner sig otrygg på platsen (Jönsson & Arvidsson, 2013).

5. Strandpromenaden

Längs med stranden växer flera gamla träd och parkstråket sträcker sig längs med Södermalms strand in under broarna. Platsen är mycket lugn och har utsikt över den gröna förkastningsbranten på andra sidan Årstaviken. Strandpromenaden är en del av det sammanhängande parkstråket Eriksdalslunden – Tantolunden som utgör en del av en viktig grön kil i Skanstull som sträcker sig från Ringvägen ner mot Årstaviken (Jönsson & Arvidsson, 2013) Inom området finns funktioner som strandpromenad, löpning, solbad, hundrastning, båtliv, tennis samt ett utomhusgym. Strandpromenaden är en del av ”Årstaviken runt” som är ett mycket populärt motionsstråk runt hela Årstaviken och som aktiverar människor i hela innerstaden samt Söderort.

6. Slussområdet

Hammarby sluss och området under Skanstullsbron är präglad av sin funktion som sluss och sjöfartsplats. Staket, vägar och nivåskillnader gör att området gör det svårt att orientera sig i och platsen ger ett rörigt intryck (Jönsson & Arvidsson, 2013). På slänterna under bron växer sly, buskar och mindre träd och här finner man även Trädgården som är en populär klubb sommartid. Passagen under Skanstullsbron upplevs som mörk och smal och ger därför ett otryggt intryck.

7. Broarna

Området utgörs av in- och utfarterna till Södra länken samt gång- och cykelstråken mellan Eriksdalsrampen och Skansbron. På grund av buller och hög vägtrafik har området få eller inga vistelsevärden och fungerar endast som genomfart (Jönsson & Arvidsson, 2013).

8. Under broarna

Under broarna går det gamla industrispåret varpå NCC har en upplagringsplats. Platsen är avstängd för allmänheten vilket gör det svårt för människor att röra sig i öst-västlig riktning. Miljön kan beskrivas bestå av ruderatmark med en del buskar och snåriga slänter.

9. Kajtorget

Kajpromenaden, slussen vid White arkitekters kontor och Hamntorget är en öppen hårdgjord plats med utsikt över Hammarby sjöstad och Hammarbyhöjden. Området har en stadsmässig karaktär med gatsten och planterade träd. I beläggningen finns det gamla industrispåret kvar som påminner om platsen som en gammal industrihamn. Verksamheterna runt torget White, Folksam och Tullgårdsskolan, har få entréer mot torget vilket gör att det mister sin funktion som offentligt rum och har få målpunkter (Jönsson & Arvidsson 2013).

10. Folksamkvarteret

Det storskaliga Folksamkvarteret är anonymt och med mestadels hårdgjorda ytor med undantag från den planterade poppelallén (Jönsson & Arvidsson, 2013). Kvarteret är öppet mot kajen och knyter i norr samman med den täta stadsstrukturen.

11. Stadskvarteret

Bebyggelsen längs Ringvägen, Rutger Fuchsgatan och Östgötagatan har tät stadsstruktur och längs den hårt trafikerade Ringvägen finns ett rikt stadsliv med butiker och restauranger. Östgötagatan är en mer stillsam bostadsgata med cykelstråk (Jönsson & Arvidsson, 2013). Den största delen av ytorna är hårdgjorda förutom på innergårdarna där enstaka träd finns.



Figur 3. Karta över de elva olika områdena i södra Skanstull (Google Earth 2014).

7.3 Identifiering av ekosystemtjänster

Ekosystemtjänster i Södra Skanstull har identifierats utifrån den landskapsekologiska analysen i *STEG 2 Inventering* och intervjuer med planerare på White arkitekter. Delar av underlaget grundar sig också på en luftkvalitetsutredning som gjordes 2013 av SLB-analys.

Identifierade ekosystemtjänster utgick från Naturvårdsverkets lista, se Tabell 1, och har sammanställts i *Tabell 3*. Fyra försörjande ekosystemtjänster, 13 reglerande ekosystemtjänster och åtta kulturella ekosystemtjänster, totalt 27 ekosystemtjänster identifierades.

Ekosystemtjänsterna är starkt kopplade till de lummiga trädgårdarna, stora träden, de slybevuxna slänterna och strandpromenaden.

Tabell 3. Identifierade ekosystemtjänster i Södra Skanstull.

KATEGORI	GRUPP	EKOSYSTEMTJÄNSTER				
Försörjande	Mat och dricksvatten	Livsmedel från odlade grödor				
		Mat från tamdjur				
Reglerande	Råmaterial och naturprodukter	Vatten för kylning				
		Ornamentala resurser				
		Infångning, absorption				
	Avfallshantering	Klimat- och luftkvalitetsreglering	Global klimatreglering			
			Lokal och regional temperaturreglering			
			Biologisk efterbehandling			
		Flödesreglering och stormskydd	Avfallshantering	Utspädning, nedbrytning, remineralisering och återcirkulation		
				Filtrering		
				Vattenmagasinering		
				Översvämningsskydd		
				Erosionsskydd		
				Habitat och pollinering	Avfallshantering	Pollinering
						Fröspridning
Skadedjurskontroll						
Kulturella	Rekreation och naturpedagogik	Livsmiljöer				
		Naturarv				
		Kulturarv (landskap)				
		Resurs för utbildning				
		Estetik				
		Fiske				
		Hälsa	Rekreation och naturpedagogik	Oorganiserat friluftsliv		
				Avslappning		
Bullerdämpning						

7.4 Kategorisering

Eftersom kategoriseringen automatiskt görs i *Steg 3. Identifiering* anses detta steg vara överflödigt. Detta steg anses inte nödvändigt och föreslås därför bör strykas ur ramverket.

7.5 Val av ekosystemtjänster

Att värdera alla ekosystemtjänster skulle vara väldigt tids- och resurskrävande. Därför måste ett val göras av vilka ekosystemtjänster som ska värderas. Det slutgiltiga resultatet ska spegla hela ekosystemet i Södra Skanstull och dess samhällsekonomiska bidrag. En metod för att göra det här valet har prövats där ekosystemtjänsterna poängsätts utifrån tre fraktorer:

- *hur många aktörer som ekosystemtjänsten har betydelse för*
- *på vilken geografisk skala som ekosystemtjänsten verkar*
- *hur ekosystemtjänsten kan bidra till att nå, i det här fallet, Stockholms miljömål.*

Utvärderingen görs i matrisform där ekosystemtjänsterna får poäng i de tre olika kategorierna. Den sammanlagda poängen för varje ekosystemtjänst normaliseras på en skala från 0 – 1. Det görs för att resultatet från de tre faktorerna ska vara jämförbara. Det normaliserade värdet beräknas enligt:

$$p' = \frac{p - \min}{\max - \min},$$

p' = normaliserad poäng

p = den sammanlagda poängen

\max = den högsta poängen i den här kategorin

\min = den lägsta poängen i den här kategorin

Hur poängerna har fördelats kan avläsas i *Tabell 4, 5 och 7*. Den här metoden kan beskrivas som en kvantitativ metod för att bedöma vilket behov som finns av de ekosystemtjänster som har identifierats. Resultatet säger nödvändigtvis inget om kvaliteten av ekosystemtjänsterna. Det görs i *Kapitel 6.13 STEG 9 Applicering av värderingsmetoderna* när ekosystemtjänsterna värderas.

Nedan följer en förklaring till varje faktor inklusive en matris som visar hur varje ekosystemtjänst har poängsatts. I slutet av det här kapitlet redovisas resultatet av de sammanlagda poängen samt en diskussion om vilka ekosystemtjänster som ska värderas. Valet kan gå till på olika sätt men i den här studien ska en ekosystemtjänst ur varje grupp, se *Tabell 1*, värderas och valet görs utifrån vilken som får högst sammanslagen poäng.

Metoden bör genomföras i workshop (Keane 2013) tillsammans med berörda aktörer, planerare och personer med olika tekniska och ekologiska kompetenser. I den här studien grundar resultaten sig till stor del i subjektiva bedömningar. En motivering för hur varje ekosystemtjänst har bedömts vore därför lämplig men anses allt för tidsödande.

7.5.1 Faktor 1: Aktörer

Den första faktorn som styr betydelserna av ekosystemtjänsterna är vilka aktörer som berörs. Den här faktorn har valts utifrån resonemanget att en ekosystemtjänst inte är en ekosystemtjänst om den inte är tillgänglig och har betydelse för människor. Det innebär också att ju fler människor som är beroende av ekosystemtjänsten, desto större betydelse får den.

I den här metoden har varje ekosystemtjänst fått ett poäng för varje aktör som den har betydelse för. En ekosystemtjänst skulle kunna få som mest elva poäng då elva aktörer har identifierats. De elva aktörerna är kommunen (Stockholm stad), Eriksdalsbadet/Badmintonhallen, Folksam, Besökare, Barn i skola/förskola, Koloniägare, Trädgård på spåret, Yrkesverksamma, Huset under Bron och Båtklubbem.

Bedömningarna utgick från vilken direkt påverkan ekosystemtjänsterna har på aktörerna. Till exempel anses *global klimatreglering* inte ha någon direkt påverkan på mer än *Kommunen* även fast alla verksamheter och människor på ett eller annat sätt är beroende av ekosystemtjänsten.

Tabell 4. Matrisen visar vilka aktörer i Södra Skanstull som respektive ekosystemtjänst har betydelse för.

Vilka aktörer är beroende av respektive ekosystemtjänst?	Kommunen	Eriksdalsbad et/Badminto nhallen	Folksam	Boende	Besökare	Barn i förskola/sko la	Koloniägare	Trädgård på spåret	Yrkesverksa mma	Huset Under Bron (Trädgården)	Båtförening en	Poäng	Norm. poäng
Mat från odlade grödor							1	1				2	0,1
Mat från tamdjur			1					1	1			3	0,3
Vatten för kylning			1									1	0,0
Ornamentala resurser						1	1	1				3	0,3
Infångning, absorption	1			1	1	1	1	1	1			7	0,8
Global klimatreglering (inkl. kol-sänkning)	1											1	0,0
Lokal och regional temperaturreglering	1	1	1	1						1		5	0,5
Biologisk efterbehandling							1					1	0,0
Utspädning, nedbrytning av markföroreningar	1											1	0,0
Filtrering	1	1	1	1			1	1		1		7	0,8
Vattenmagasinering	1	1	1	1			1	1		1		7	0,8
Översvämningsskydd	1	1			1		1			1	1	6	0,6
Erosionsskydd	1				1	1	1	1			1	6	0,6
Pollinering	1		1				1	1				4	0,4
Fröspridning	1						1	1				3	0,3
Skadedjurskontroll	1			1			1	1				4	0,4
Livsmiljöer	1						1	1				3	0,3
Naturarv	1			1	1	1	1	1	1			7	0,8
Kulturarv	1						1	1				3	0,3
Resurs för utbildning	1					1						2	0,1
Estetik				1	1							2	0,1
Fiske					1							1	0,0
Oorganiserat friluftsliv	1	1	1	1	1	1	1		1			8	0,9
Avslappning	1		1	1	1	1			1			5	0,5
Bullerdämpning	1			1	1	1			1			5	0,5

Ekosystemtjänsterna *Infångning, Filtrering, Vattenmagasinering, Naturarv* och *Oorganiserat friluftsliv* är de ekosystemtjänster som är av störst betydelse för aktörerna i området. Resultaten bygger som sagt på subjektiva bedömningar och beror också på hur ekosystemtjänsterna är definierade. Till exempel definieras *Avslappning* som

”Passivt erhållna hälsoeffekter såsom att trädbevuxna miljöer har blodtryckssänkande effekter och att utsikt över vatten och vågskvalp har lugnande effekter.” (Naturvårdsverket 2012).

Och avser i det här fallet den avslappnande effekt som ges av trädbevuxna miljöer i utsikten från bostäder och kontorsfönster. Ekosystemtjänsten har då betydelse för alla människor som har utsikt över trädbevuxna miljöer eller vatten från sin arbetsplats eller bostad. Därför anses inte koloniägarna och Trädgård på spåret vara beroende av denna ekosystemtjänst.

Ekosystemtjänsterna *Livsmedel från vilda sötvattensdjur* och *Vatten för kylning* har fått sämst betyg i den här kategorin. *Livsmedel från vilda sötvattensdjur* syftar på hobbyfisket som besökare i området kan ägna sig åt. *Vatten för kylning* används bara av Folksams byggnader och får därför lågt poäng.

7.5.2 Faktor 2: Geografisk skala

Den andra kategorin som påverkar ekosystemtjänsternas betydelse i området är skala. Ekosystemtjänsternas betydelse bedömdes utifrån fyra skalor, *Södra Skanstull, Södermalm, Stockholm stad* och *Stockholms region/Sverige*. Vid en ekosystemtjänstanalys är det viktigt att ”lyfta blicken” för att få förståelse för en ekosystemtjänsts betydelse ur ett större perspektiv. Ett vanligt exempel är *pollinering* som är en viktig ekosystemtjänst för att bevara den biologiska mångfalden. Pollinerare lever över stora områden och har därför betydelse för större områden än vad som i det här fallet studeras.

Högst poäng fick de kulturella ekosystemtjänsterna, *Oorganiserat friluftsliv, Estetik* och *Kulturarv* vilket hänger ihop med att det finns ett populärt motionsstråk som människor från många delar av regionen kommer till. Reglerande ekosystemtjänster som *pollinering* och *fröspridning* rankas också högt då de har viktiga funktioner för alla områden som gränsar till Södra Skanstull. De försörjande ekosystemtjänsterna fick lägst poäng. De ekosystemtjänstvaror som finns försörjer en väldigt begränsad del av befolkningen och det sker i stort sett ingen export av varor från området.

Tabell 5. Matrisen visar i vilken geografisk skala som respektive ekosystemtjänst verkar.

På vilken skala verkar ekosystemtjänsten?	Södra Sknastull	Södermlan	Stockholm stad	Stockholms region/Sverige	Poäng	Norm. poäng
Mat från odlade grödor	1				1	0,0
Mat från tamdjur	1				1	0,0
Vatten för kylning	1				1	0,0
Ornamentala resurser	1				1	0,0
Infångning, absorption	1	1			2	0,3
Global klimatreglering (inkl. kol-sänkning)				1	1	0,0
Lokal och regional temperaturreglering	1				1	0,0
Biologisk efterbehandling	1				1	0,0
Utspädning, nedbrytning av markföroreningar	1	1			2	0,3
Filtrering	1	1			2	0,3
Vattenmagasinering	1	1			2	0,3
Översvämningsskydd	1				1	0,0
Erosionsskydd	1				1	0,0
Pollinering	1	1			2	0,3
Fröspridning	1	1			2	0,3
Skadedjurskontroll	1				1	0,0
Livsmiljöer	1				1	0,0
Naturarv	1				1	0,0
Kulturarv	1			1	2	0,3
Resurs för utbildning	1				1	0,0
Estetik	1	1			2	0,3
Fiske	1				1	0,0
Oorganiserat friluftsliv	1	1	1		3	0,7
Avslappning	1				1	0,0
Bullerdämpning	1				1	0,0

7.5.3 Faktor 3: Miljömål

Den sista kategorin beskriver hur viktiga ekosystemtjänsterna i Södra Skanstull är för de miljömål som Stockholms stad har satt upp. Den 30 januari 2012 antog Stockholms kommunfullmäktige det miljöprogram som definierat stadens miljömål. Miljöprogrammet innehåller sex inriktningsmål och 29 delmål och under dessa finns indikatorer som visar utvecklingen av stadens utveckling (Stockholm stad 2012). Anledningen till att Stockholms stads miljömål valdes, i stället för att Sveriges miljömål, var att dessa var mer konkreta och relevanta för de beslutstagare som i det här fallet har ansvar för utvecklingen av området.

Tabell 6 visar alla inriktningsmål inklusive delmål. De delmål som är markerade med ett kryss i den tredje kolumnen är delmål där ekosystemtjänster anses vara ett verktyg för att målet ska uppnås.

Tabell 6 Stockholm stads miljömål, indelade i inriktningsmål och delmål. De delmål där ekosystemtjänster anses vara ett verktyg för att nå målen har markerats med X.

Inriktningsmål	Delmål	Koppling till ekosystemtjänster
Miljöeffektiva transporter	Stadens egna transporter och resor	
	Stadens egna fordon och upphandlade transporttjänster	
	Miljökvalitetsnormerna för luft	X
	Gång- och cykelresande	
	Kollektivtrafik	
	Miljöbilar och miljöbränslen	
	Trafikbuller	X
Giftfria varor och byggnader	Innehåller av miljö- och hälsofarliga ämnen i varor	
	Utsläppen av miljö- och hälsofarliga ämnen från byggnader	
	Ekologiska livsmedel	
	Spridningen av miljö- och hälsofarliga ämnen	
	Andelen miljöklassade byggnader ska öka	
Hållbar energianvändning	Stadens egen energianvändning	
	Miljömärkt el	
	Energianvändning i nyproducerade byggnader	X
	Energieffektivisering vid ombyggnad	
	Utsläpp av växthusgaser	

Hållbar användning av mark och vatten	Stärka den biologiska mångfalden	X
	Grön- och vattenområden för rekreation	X
	Intrång i övriga grön- och vattenområden	X
	Anpassning av mark och vatten till klimatförändringar	X
	Skötseln av grön- och vattenområden	
	Vattenkvalitet i sjöar och vattendrag	X
Miljöeffektiv avfallshantering	Stadens eget avfall	
	Farligt avfall	
	Avfall från boende och verksamma	
Sund inomhusmiljö	Inomhusmiljön ska bli bättre	
	Radonhalterna inomhus ska minska	
	Buller inomhus	

Ekosystemtjänsterna i Södra Skanstull har kopplats till miljömålen *Miljö kvalitetsnormerna för luft, Energianvändning i nyproducerade byggnader, Stärka den biologiska mångfalden, Grön- och vattenområden för rekreation, Intrång i övriga grön- och vattenområden, Anpassning av mark och vatten till klimatförändringar* och *Vattenkvalitet i sjöar och vattendrag*.

I *Tabell 7* redovisas den sammanlagda poängen som respektive ekosystemtjänst ges beroende på hur många av delmålen som de kan bidra till att uppfylla.

Ekosystemtjänsterna *Bullerdämpning, Kulturarv, Naturarv* och *Lokal och regional temperaturreglning* fick högst poäng i den här kategorin. Dessa ekosystemtjänster är de som bidrar till att uppfylla mer än ett av miljömålen.

Tabell 7 Matrisen visar hur ekosystemtjänsterna kan bidra till att uppnå Stockholms Stads Miljömål.

Vilka miljömål berörs?	Miljökvalitet snormer luft	Buller	Energianvändning i byggnader	Biologiska mångfalde	Grön- och vattenområden för rekreation	Klimat-anpassning	Vattenkvalitet i sjöar	Buller inomhus	Poäng	Norm. poäng
Mat från odlade grödor				1					1	0,0
Mat från tamdjur				1					1	0,0
Vatten för kylning			1						1	0,0
Ornamentala resurser				1					1	0,0
Infångning, absorption	1								1	0,0
Global klimatreglering (inkl. kol-sänkning)						1			1	0,0
Lokal och regional temperaturreglering			1			1			2	0,5
Biologisk efterbehandling							1		1	0,0
Utspädning, nedbrytning av markföroreningar							1		1	0,0
Filtrering							1		1	0,0
Vattenmagasinering							1		1	0,0
Översvämningsskydd						1			1	0,0
Erosionsskydd						1			1	0,0
Pollinering				1					1	0,0
Fröspridning				1					1	0,0
Skadedjurskontroll				1					1	0,0
Livsmiljöer				1					1	0,0
Naturarv				1	1				2	0,5
Kulturarv				1	1				2	0,5
Resurs för utbildning					1				1	0,0
Estetik					1				1	0,0
Fiske					1				1	0,0
Oorganiserat friluftsliv					1				1	0,0
Avslappning					1				1	0,0
Bullerdämpning		1						1	2	0,5

7.5.4 Resultat

I Tabell 8 sammanfattas resultatet från alla tre kategorierna. I resultatet har de normerade poängen slagits samman för att de tre kategorierna ska bli jämförbara. Några av ekosystemtjänsterna får därför noll poäng, vilket inte ska misstolkas som att de inte fått poäng i kategorin.

Tabell 8 Sammanställning av de totala poängen för respektive ekosystemtjänst.

Ekosystemtjänster	Grupp	Aktörer	Geografisk skala	Miljömål	Totalt
Mat från odlade grödor	Mat och dricksvatten	0,1	0,0	0,0	0,1
Mat från tamdjur	Mat och dricksvatten	0,3	0,0	0,0	0,3
Vatten för kylning	Råmaterial och naturprodukter	0,0	0,0	0,0	0,0
Ornamentala resurser	Råmaterial och naturprodukter	0,3	0,0	0,0	0,3
Infångning, absorption	Klimat- och luftkvalitetsreglering	0,8	0,3	0,0	1,1
Global klimatreglering (inkl. kol-sänkning)	Klimat och luftkvalitetsreglering	0,0	0,0	0,0	0,0
Lokal och regional temperaturreglering	Klimat och luftkvalitetsreglering	0,5	0,0	0,5	1,0
Biologisk efterbehandling	Avfallshantering	0,0	0,0	0,0	0,0
Utspädning, nedbrytning av markföroreningar	Avfallshantering	0,0	0,3	0,0	0,3
Filtrering	Flödesreglering och stormskydd	0,8	0,3	0,0	1,1
Vattenmagasinering	Flödesreglering och stormskydd	0,8	0,3	0,0	1,1
Översvämningsskydd	Flödesreglering och stormskydd	0,6	0,0	0,0	0,6
Erosionsskydd	Flödesreglering och stormskydd	0,6	0,0	0,0	0,6
Pollinering	Habitat och pollinering	0,4	0,3	0,0	0,7
Fröspridning	Habitat och pollinering	0,3	0,3	0,0	0,6
Skadedjurskontroll	Habitat och pollinering	0,4	0,0	0,0	0,4
Livsmiljöer	Habitat och pollinering	0,3	0,0	0,0	0,3
Naturarv	Rekreation och naturpedagogik	0,8	0,0	0,5	1,3
Kulturarv (landskap)	Rekreation och naturpedagogik	0,3	0,3	0,5	1,1
Resurs för utbildning	Rekreation och naturpedagogik	0,1	0,0	0,0	0,1
Estetik	Rekreation och naturpedagogik	0,1	0,3	0,0	0,5
Fiske	Rekreation och naturpedagogik	0,0	0,0	0,0	0,0
Oorganiserat friluftsliv	Hälsa	0,9	0,7	0,0	1,5
Avslappning	Hälsa	0,5	0,0	0,0	0,5
Bullerdämpning	Hälsa	0,5	0,0	0,5	1,0

Den sammanlagda poängen för varje ekosystemtjänst ska ses som ett sätt att illustrera behovet av respektive tjänst i Södra Skanstull. Behovet baseras då på hur många olika aktörer som kan ha nytta av ekosystemtjänsten, i vilken geografisk skala som den har verkan samt hur många miljömål som den kan bidra till att uppfylla. Det här resultatet säger däremot inget om kvaliteten på ekosystemtjänsterna, det vill säga vilken grad av kapacitet som ekosystemet levererar tjänsterna. Resultatet visar vilken betydelse ekosystemtjänsterna har för vem och varför men alltså inte hur mycket.

Eftersom ekosystem är så komplexa system så är det viktigt att ett systemperspektiv beaktas vid bedömning och hantering av ekosystem. Därför anses en värdering inte endast fokusera på ett par ekosystemtjänster utan bör innehålla värdering av ekosystemtjänster från ett brett perspektiv. De ekosystemtjänster med högst poäng ur varje grupp, ska en noggrannare värdering göras för.

I grupperna *Rekreation och naturpedagogik* och *Hälsa* har ekosystemtjänsterna *Kulturarv* respektive *Oorganiserat friluftsliv* fått högst poäng. Värderingen i den här studien kommer inte endast fokusera på dessa två tjänster utan görs utifrån alla ekosystemtjänster i två grupperna. Det görs utifrån resonemanget att alla ekosystemtjänsterna i dessa grupperna är svåra att separera på.

En värdering görs av ekosystemtjänsterna

1. Mat från tamdjur
2. Ornamentala resurser
3. Infångning, absorption
4. Filtrering
5. Utspädning, nedbrytning, remineralisering och återcirkulation
6. Pollinering
7. Kulturarv
8. Oorganiserat friluftsliv

7.6 Identifiering och val av indikatorer

För att göra det tydligt med vad som menas med respektive ekosystemtjänst görs en definition nedan av respektive tjänst som valts ut för värdering:

- *Mat från tamdjur* definieras som honung som produceras i de bikupor som finns på Whites tak och hos Trädgård på spåret.
- *Ornamentala resurser* definieras som de blommor och växter som odlas och plockas i koloniträdgårdarna för dekoration.
- *Infångning, absorption* definieras som den renande effekt träd har genom att partiklar och luftföroreningar kan fastna och absorberas på trädens lövtyta.
- *Filtrering* är en viktig urban ekosystemtjänst för att hantera dagvattenflöden. Dagvatten är tillfälligt avrinnande regn- eller smältvatten. Vatten kan filtrera genom porösa jord- och växtskikt och sugas upp av vegetationen.

- *Utspädning, nedbrytning och återcirkulation* syftar på kompostering som finns i koloniträdgårdarna.
- *Pollinering* är en mycket viktig tjänst, två tredjedelar av den mat vi äter är beroende av en fungerande pollinering (Barthel m.fl. 2010).
- *Kulturarv* definieras här som ett landskap med särskild historisk och kulturell betydelse. I Södra Skanstull är det odlingsmöjligheterna med koloniträdgårdar och Trädgård på Spåret som symboliserar områdets odlingshistoria.
- Inom kategorin *Hälsa* är det ekosystemtjänsten *Oorganiserat friluftsliv* som fått högst poäng. *Oorganiserat friluftsliv* definieras här som de utomhusaktiviteter som invånarna spontant kan ägna sig åt i naturlandskapet.

Söderlind eftersträvar i sitt ramverk att skapa en lista eller bibliotek över alla indikatorer kopplade till ekosystemtjänster. Det man slås av när man studerar listorna är att indikatorer indirekt identifierats redan i *STEG 5 Identifiering av ekosystemtjänster*. De naturmiljöer och funktioner som levererar ekosystemtjänster har redan identifierats genom att man identifierade ekosystemtjänsterna. Om användaren inte har kunskap om indikatorer för levererande enheter skulle en ekosystemtjänst inte identifierats. I det här steget är det därför endast enheten för indikatorn som bestäms.

Tabell 8. Indikatorer för respektive ekosystemtjänst.

EKOSystemTJÄNST	INDIKATOR
Mat från tamdjur	Mängd honung som produceras i bikuporna (kg/år)
Ornamentala resurser	Platser med dekorationsblommor att plocka (antal)
Infångning, absorption	Yta (m ²) träd med potential att absorbera NO ₂ och PM ₁₀
Filtrering	Infiltrerbar yta (m ²)
Utspädning, nedbrytning, remineralisering, återcirkulation	Lokalt omhändertagna dagvattenmängder (m ³) Reningskostnad (kr/m ³)
Pollinering	Platser populära för pollinerare (antal bikupor)
Naturarv & Oorganiserat friluftsliv	Preferenser från människor som bjuds in till att delta i fokusgruppsintervjuer (ca 25 st)

7.7 Applicering av indikatorer

Det här steget tolkas endast som en kvantifiering av indikatorerna, vilket i sig är definierat som en värdering i den här studien. Det här steget stryks därför ur den här studien och genomförs i *STEG 9 Applicering av värderingsmetoder*.

7.8 Val av värderingsmetoder

I valet av värderingsmetod har det huvudsakligen varit tillgången på befintlig data och tidsåtgång som har styrt valet av värderingsmetod. Flera ekosystemtjänster ger flera värden, ekologiska, sociala och/eller monetära. Ekologiska och sociala värden anses i den här studien kräva kvalitativa eller kvantitativa metoder medan monetära värden kräver monetära värderingsmetoder. Alla värden är dock inte alltid möjliga att beskriva för varje ekosystemtjänst om inte data finns tillgänglig som krävs för den önskade metoden. Det gäller framförallt kvantitativa och monetära värderingsmetoder där det krävs relativt mycket data för att resultaten ska bli tillförlitliga. I det här fallet i Södra Skanstull har det inte funnits så mycket så kallade hårda data att hämta och därför kommer ekosystemtjänstanalysen till stor del bestå av en kvalitativ värdering som görs för alla de valda ekosystemtjänsterna. De kvalitativa värdena beskrivs utifrån de tre kategorierna i *STEG 5 Val av ekosystemtjänster*.

Odling som sker i Södra Skanstull görs främst för nöjes skull. Man kan därför säga att *Mat från tamdjur* främst har sociala värden men förstås också ekologiska eftersom den stora variationen av grödor är betydande för den biologiska mångfalden. Kvalitativa metoder bedöms därför som lämpligast för att uttrycka värdet av ekosystemtjänsten. Den landskapsekologiska analysen bedömdes här som tillräcklig men skulle förstås kunna kompletteras med en artinventering för att få reda på exakt vilka grödor som odlas. Kvantitativa metoder skulle förstås också vara möjliga men resultaten anses inte tillräckligt beskriva de sociala värdena som ekosystemtjänsten har.

Ornamentala resurser bedöms på liknande sätt som *Mat från tamdjur* främst ha ekologiska och sociala värden. Den landskapsekologiska analysen ligger till grund för att kunna göra en kvalitativ värdering. Att försöka värdera den här typen av ekosystemtjänst i ekonomiska termer känns irrelevant då blommorna i området inte förekommer på någon marknad och är tillgänglig för så få människor att nyttja.

Infångning, absorption är en ekosystemtjänst som på senaste har upplevts vara ”i ropet” och beskrivs som betydande för människors hälsa och därmed ha betydande påverkan på samhällsekonomin. Med det som grund och resultatet från luftkvalitetsutredningen som gjordes i området under 2013 görs ett försök att monetärt värdera ekosystemtjänsten. Undvikandekostnadsmetoden anses lämplig och en studie från USA används som metod. I studien har man studerat vilka samhällsekonomiska kostnader som samhället sparar in genom urbana trädsluftrenande effekter.

Filtrering bedöms ha ekologiska värden. Med en övergripande avrinningsanalys ska *Filtrering* uppskattas i kvantitativa termer.

Utspädning, nedbrytning, remineralisering, återcirkulation bedöms här ha ekologiska värden och monetära värden. En kvantitativ metod används för att uppskatta dagvattenflöden som kan fördröjas och potentiellt renas i grönytorna. Ersättningskostnadsmetoden används för att monetärt uppskatta värdet av att ersätta ekosystemtjänsten med en teknisk lösning.

Pollinering bedöms främst ge ekologiska värden i Södra Skanstull. Lokalt är ekosystemtjänsten viktig för odling av frukt och grönsaker i området men den har även betydelse på en större skala då pollinering kan flyga långt. I det här projektet avgränsas värderingen av *pollinering* till att beskrivas i kvalitativa termer.

Naturarv och *Oorganiserat friluftsliv* bedöms båda ha rekreativ betydelse med sociala värden. En intressentdialog bedöms som lämplig metod för bedömning av dessa ekosystemtjänster. Intressentdialogen görs med boende i anslutning till området i samband med den socialkonsekvensbeskrivning som White arkitekter ska utföra inför programarbetet i området. Ekosystemtjänsterna *Naturarv* och *Oorganiserat friluftsliv* ingår i kategorierna *Rekreation & naturpedagogik* respektive *Hälsa*. I en intressentdialog antas det vara svårt att endast fånga upp värdet av *Naturarv* och *Oorganiserat friluftsliv* ur dessa kategorier. Resultatet av metoden bör därför ses som en sammanvägd värdering av alla ekosystemtjänster ur kategorierna *Rekreation & naturpedagogik* och *Hälsa*.

I Tabell 9 redovisas vilka värderingsmetoder som används samt vilka typer av värden som uttrycks.

Tabell 9. Valda ekosystemtjänster för värdering, vilka värderingsmetoder som ska användas samt vilka värden som resultaten ska uttryckas i.

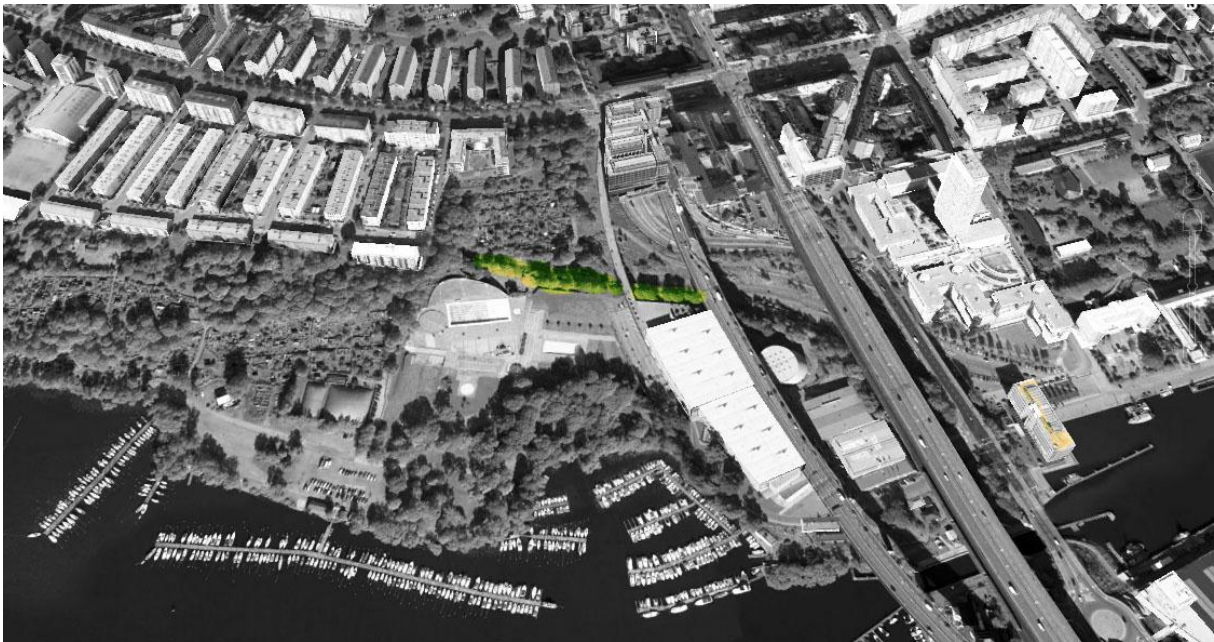
EKOSYSTEMTJÄNST	VÄRDERINGSMETODER	VÄRDEN
Mat från tamdjur	Kvalitativ, Landskapsekologisk analys	Ekologiska Sociala
Ornamentala resurser	Kvalitativ, Landskapsekologisk analys	Ekologiska Sociala
Infångning, absorption	Monetär; Undvikandekostnadsmetoden	Ekologiska Monetära
Filtrering	Kvantitativ; Avrinningsanalys	Ekologiska
Utspädning, nedbrytning, remineralisering, återcirkulation	Monetär, Ersättningskostnadsmetoden	Ekologiska Monetära
Pollinering	Kvalitativ; Landskapsekologisk analys	Ekologiska
Naturarv & Oorganiserat friluftsliv	Kvalitativ; Medborgardialog Kvantitativ; Villkorsrankningsmetoden Monetär; Betalningsviljemetoden	Sociala Monetära

7.9 Applicering av värderingsmetoder

Alla ekosystemtjänster som valts för värdering värderas först i kvalitativa termer utifrån de tre faktorerna *aktörerna*, *geografisk skala* och *Stockholm stads miljömål*. Värderingen grundar sig i fakta från landskapsanalysen, platsbesök, intervjuer och diskussioner med verksamma i området och på White arkitekter samt medborgardialogen där närboende intervjuades i fokusgrupper.

Där det har varit möjligt, har ekosystemtjänsterna även värderats i kvantitativa och/eller monetära termer.

7.9.1 Mat från tamdjur



Figur 5. De upplysta områdena visar vart ekosystemtjänsten *Mat från tamdjur* finns i Södra Skanstull.

Betydelse för aktörer

Honung produceras i bikupor hos Trädgård på spåret och på White arkitekters hustak. Bikuporna sköts av Bee Urban, ett företag som upplåter fadderskap av bikupor till företag och organisationer i storstadsmiljöer (Bee Urban, 2014). I Stockholms innerstad finns 12 företag med totalt 22 bikupor. Tre av dessa finns i Södra Skanstull, två på Whites tak och en hos stadsodlingen Trädgård på spåret.

Enligt Karolina Lisslö (2014) som var med och grundade Bee Urban producerar en bikupa ca 20 kg honung per år. Bikuporna tas om hand av Bee Urbans personal och honungen tappas på burkar som sen tillfaller företagen. Det skulle innebära att från de tre bikuporna ges ca 120 burkar, á 500 g, honung per år, 80 burkar från Whites bikupor och 40 från Trädgård på spåret. Honungen används för eget bruk hos verksamheterna eller som gåvor till kunder och samarbetspartners.

Betydelse i den geografiska skalan

Eftersom konsumenterna av honungen är verksamma lokalt i Södra Skanstull har honungen endast betydelse i lokal skala.

Betydelse för Stockholm Stads miljömål

Bikuporna är exempel på privata aktörers initiativ som ger bättre förutsättningar för att uppnå Stockholms stads delmål ”*Stärka den biologiska mångfalden*”. Med bikupor i området ger det tillskott av honungsbin som pollinerare, vilket ökar förutsättningar för den odling som finns. Bina pollinerar både odlade grödor och växter som växer vilt i området. Den ökade frukt- och frösättning som blir en följd av binas pollineringsarbete förbättrar villkoren för både fåglar, däggdjur och andra insekter. Bina gör den ekologiska väven tätare (Biodlarna, 2014). Det innebär att biodlingen i Södra Skanstull på sikt kan vara en del av en viktig åtgärd för att stärka den biologiska mångfalden i Stockholm.

7.9.2 Ornamentala resurser



Figur 6 De upplysta områdena visar vart ekosystemtjänsten *Ornamentala resurser* finns i Södra Skanstull.

Till *Ornamentala resurser* räknas naturprodukter som människan kan använda på många kreativa, konstnärliga, färgsprakande och innovativa sätt som dekoration. Dessa inkluderar snäckor, stenar, ägg, pärlor, koraller och blommor som används som dekorationer, eller stenblock och gammal ved för trädgårdsanläggning (SEQ, 2014). Att samla in eller köpa dekorationer av detta slag representerar sambandet mellan människan och naturens produkter och uppskattningen av dess praktiska användning och uppskattning av dess estetiska bidrag. Vissa produkter kan samlas som souvenirer och ha sentimentala värden från resor eller upplevelse som har haft särskild betydelse för människor.

Betydelse för aktörer

Blommor av dekorativ betydelse finns framförallt i koloniträdgårdarna och i pallkragarna hos Trädgård på spåret och har därför endast direkt betydelse för koloniägarna. En del blommor, som till exempel vitsippor, växer även vilt i slänterna mellan Tullhagen och Tobakhagens koloniträdgårdar och finns därför även tillgängliga att plocka även för andra människor som besöker området.

I Eriksdalslundens koloniträdgårdar har man odlat grönsaker, blommor och frukt sedan föreningen bildades 1906. De blommor och naturprodukter som går att plocka för dekorativa syften synliggör långt från alla de funktioner som koloniträdgårdarna bidrar med, både till invånarna i Stockholm och till andra delar av Södermalms ekosystem. Antalet arter som växer och odlas är otaliga och är starkt beroende av koloniägarna och deras brukande av marken. *Ornamentala resurser* får därför här symbolisera det värde och de otaliga produkter som ges från dessa trädgårdar.

Betydelse i den geografiska skalan

Eftersom *ornamentala resurser* anses vara begränsad till framförallt koloniträdgårdarna och dess ägare anses ekosystemtjänsten endast ha betydelse lokalt i Södra Skanstull. Det bör dock

poängteras att samma ekosystemfunktioner som ger ekosystemtjänsten *ornamentala resurser* ger även andra ekosystemtjänster som i sin tur är betydelsefulla i en större skala.

Betydelse för Stockholms stads miljömål

Eftersom *Ornamentala resurser* i Södra Skanstull definieras som de blommor och övriga växter som odlas i koloniträdgårdarna är en så stor del av den biologiska mångfalden anses ekosystemtjänsten vara bidragande för att uppnå målet om att *stärka den biologiska mångfalden*.

7.9.3 Infångning, absorption



Figur 6: Karta över Södra Skanstull. Områden viktiga för ekosystemtjänsten *infångning, absorption* belysta med sin gröna färg. Dessa ytor täcks av buskar och/eller träd som är minst 1,5 m höga.

Vegetation kan ha två renande funktioner, dels som fysisk barriär mellan föroreningskällan, som oftast är biltrafik, eller genom att det bildas luftströmmar som kan ventilera och på så sätt späda ut och sprida föroreningarna så att halterna minskar till acceptabla nivåer (Bolund & Hunhammar 1999). *Infångning, absorption* definieras som den renande effekt träd och buskar kan ha på luften genom att träden absorberar luftföroreningar på trädets bladyta eller genom att partiklar kan fastna på bladytorna.

Betydelse för aktörer

Luftföroreningar har en betydande negativ effekt på människors hälsa. Studier de senaste åren har visat att effekterna uppstår även vid lägre nivåer. Ett stort antal studier som genomförts i Stockholm, och även på andra platser i världen, visar att det finns tydliga samband mellan höga halter luftföroreningar och människors hälsa. Det handlar främst om nedsatt lungfunktion, astma- och bronkitsymton som i många fall leder till sjukhusinläggningar och i vissa fall även dödsfall. För redan sjuka människor kan en liten belastning på lungorna till följd av höga föroreningshalter leda till att människor avlider dagar eller veckor tidigare än vad de annars skulle ha gjort (Stockholms Läns Landsting 2006).

En särskilt utsatt grupp för luftföroreningar är barn. Barn andas på grund av sin högre ämnesomsättning mer än vuxna i förhållande till sin kroppsvikt och befinner sig oftare

utomhus. På så vis blir de mer exponerade för föroreningarna. Studier har visat att barn som går i skola eller bor i områden med höga luftföroreningar i större grad har astma eller problem med nattlig hosta eller pipande och väsande andning (Stockholms Läns Landsting 2006). I Södra Skanstull ligger två skolor, Tullgårdssolan och Eriksdalsskolan, och det bor cirka 26000 personer i området (Stockholm stad 2014).

Tidsaspekten är viktig också att ha med här då träden bara har en renande effekt den tiden på året när det finns löv på träden.

Betydelse i den geografiska skalan

Luftföroreningar transporteras med luftrörelser över korta och långa avstånd. Vegetation är känt för att ha en mildrande effekt av luftföroreningar genom absorption, avsättning och reaktion. Lokalt höga koncentrationer eller långvarig exponering för lägre koncentrationer kan ha negativ effekt på människor, djur och växter (Bolund & Hunhammar 1999).

Ekosystemtjänsten bedöms ha främst lokala effekter i området Södra Skanstull men också på vissa delar av Södermalm då partiklar inte sprids om de filtreras bort på plats.

Betydelse för Stockholms stads miljömål

Infångning, absorption i Södra Skanstull har en bidragande roll för Stockholm att uppnå delmålet för *miljökvalitetsnormer för luft*. I Stockholms miljöprogram för 2012-2015 står det att delmålet innebär:

”Halterna av partiklar (PM10) ska klara normvärdet 50 µg/m³ och får överskridas högst 35 dygn per år. Verksamma åtgärder för att minska partikelhalterna är bränslesnål körning och användning av dubbfria vinterdäck som minskar direktmissionen av slitagepartiklar från vägbanan. Andra åtgärder är hastighetssänkning, bättre halkbekämpning och renhållning. Halterna av kvävedioxid ska klara gränsvärdet 60 µg/m³. För att miljökvalitetsnormen ska klaras får gränsvärdet inte överskridas mer än 7 dygn per år.”

Undvikandekostnadsmetoden

Värderingen avgränsas till NO₂ och PM₁₀ då det endast fanns tillgänglig data för dessa föroreningar. De områden i Södra Skanstull som har anses ha förmåga att absorbera dessa föroreningar är områden med buskar och/eller träd som är minst 1,5 m höga. Indikatorn är således den yta (m²) som täcks av den här typen av vegetation. I Figur 6, synliggörs dessa grönområden med sin gröna färg.

Resultaten härleds från en studie gjord av D. Nowak, D. Crane och J. Stevens år 2006, *Air Pollution removal by urban trees and shrubs in the United States*. I studien tog man fram en modell för hur mycket föroreningar som kan filtreras bort genom parker och grönområden i 51 amerikanska städer. Beräkningarna baseras på uppgifter om föroreningshalter (µg/m³), avsättningshastighet (cm/s) och krontäckning (m²). I slutet multipliceras den mängd (ton) föroreningar som beräknas absorberas av träd med ett pris (kr/ton) på samhällskostnaden som föroreningarna bidrar med. Beräkningarna gjordes med avseende på NO₂, PM₁₀, SO₂ och CO. I den här studien begränsas beräkningarna till att kvantifiera mängderna NO₂ och PM₁₀ som uppskattningsvis kan renas från luften av träd och buskar i Södra Skanstull. Begränsningen görs för att det är endast dessa föroreningars koncentration i Södra Skanstull som det finns tillförlitlig information om.

För utförliga beräkningar se *Bilaga 1 Beräkningar luftföroreningar*.

Den totala mängden PM₁₀ som absorberas av vegetationen i Södra Skanstull beräknas vara ca 340 kg/år. Den totala mängden NO₂ som absorberas av vegetationen i Södra Skanstull beräknas vara mellan 168 – 253 kg/år.

I Nowak m.fl. (2006) studie multipliceras föroreningsmängderna med ett värde (\$US/ton) som beskriver den samhällsekonomiska kostnaden av utsläppen. Värdet, eller prislappen, baseras på en tidigare studie (Murray m.fl. 1994) som utrett vilka kostnader som utsläppen medför till samhället. Kostnaderna räknas om till svenska värden, SEK, för 2014. En svensk studie (SIKA 2009) hittas där värdet för NO₂ men inte för PM₁₀. I den studien stämmer värdet för NO₂ bra överens med värdet som räknats ut från den amerikanska studien och därför anses den studien vara tillförlitlig och resultaten kan användas i de här beräkningarna.

Värdet multipliceras med mängden luftföroreningar som beräknats absorberas av träd och buskar. Resultatet kan tolkas som den kostnad samhället undviker till följd av grönområdena i det studerade området. Tabell 10 redovisar värdena uttryckt i \$US år 2006, omräknat till SEK år 2014, samt resultatet för Södra Skanstull.

Tabell 10. Den samhällsekonomiska kostnaden per ton och år för utsläpp av NO₂ respektive PM₁₀. Tabellen visar också värdet av ekosystemtjänsten *infångning, absorption* av NO₂ och PM₁₀ i Södra Skanstull.

Förorening	Värde, \$US/år (2006) (Nowak m.fl. 2006)	Värde, SEK/år (2014) (SCB 2014)	Resultat Södra Skanstull (SEK/år)
NO ₂	6 752	55 482	9 320 – 14 036
PM ₁₀	4 508	37 043	12 595

Det sammanlagda värdet som grönskan i Södra Skanstull har av att fånga upp och absorbera NO₂ och PM₁₀ beräknas vara ca 22 000 – 27 000 SEK/år. Det samhällsekonomiska värdet av ekosystemtjänsten *infångning, absorption* kan tyckas väldigt litet. Det är dock viktigt att inte tolka resultatet som det totala värdet av grönskans renande effekt på luften. För det första antas *absorption, infångning* stå för en mindre del av trädens renande effekt och för det andra visar resultatet bara värdet av trädens absorberande förmåga av två luftföroreningar, bland flera. Det monetära värdet av den luftrenande effekten kan därför förväntas vara högre än vad det här resultatet visar.

7.9.4 Filtrering



Figur 8 Karta över Södra Skanstull. Områden viktiga för ekosystemtjänsten *Filtrering* är belyst med gröna färg.

Betydelse för aktörer

Utan grönområdenas filtrerande förmåga skulle större dagvattenflöden uppstå, vilket dels skulle betyda en större belastning på kommunens vattenledningsnät men också en ökad risk för översvämningar vid nederbörd. Översvämningar utgör nödvändigtvis inte ett problem men problemen uppstår när de orsakar en värdeförlust på till exempel fastigheter. En värdeförlust uppstår sällan när grönområden översvämmas medan stora värden kan gå förlorade om ett bostadsområde blir översvämmat. Därför är det viktigt med grönområden i staden som kan hjälpa till att jämna ut flödena. Med detta som bakgrund anses då alla boende och verksamheter i området, med undantag från båtförbundet, vara beroende av ekosystemtjänsten *filtrering*. *Filtrering* är förstås även viktig för koloniägarna och Trädgård på Spåret för att de ska ha möjlighet att odla.

Betydelse i den geografiska skalan

Grönområdena i Södra Skanstull anses inte bara vara viktiga för att filtrera vatten som lokalt uppstår i område, utan även för vatten som transporteras dit. Södra Skanstull ligger i en svacka och anses därför också vara av betydelse för närliggande områden på Södermalm för att dagvatten som uppstår där kan rinna till Södra Skanstull och tas upp av mark och växter.

Betydelse för Stockholms stads miljömål

Filtrering bedöms vara en viktig ekosystemtjänst för att vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag i Stockholm ska förbättras. Delmålet innebär bland annat att

”Miljöstörande effekter av dagvatten minskar”

där andelen boenheter och fastigheter där dagvatten omhändertas lokalt genom fördröjning, självrening och infiltration anges som indikator.

Avrinningsanalys

En förenklad avrinningsanalys gjordes för att uppskatta hur stora dagvattenflöden som uppstår i området idag. Beräkningarna baseras på en avrinningsytan på ca 200 000 m² och 600 mm regn per år. Området är uppdelat efter markbeläggning i fem olika områden, se Tabell 11. Det

totala dagvattenflödet uppskattas till ca 50 000 m³/år. 80 % av flödena kommer från hårdgjorda ytor (tak, väg och stensättning) även fast dessa ytor endast tar upp ca 35 % av den totala ytan i området. Grus och vegetation kan infiltrera och suga upp 60 % respektive 90 % vilket har en stor effekt på dagvattenflödena i Södra Skanstull.

Det innebär att även om bara små ytor exploateras med hårdgjorda ytor så kan dagvattenflödena öka markant. För att kompensera detta kan ytor som idag är grusade beläggas med vegetation eller vägar kan stensättas. Gröna tak har också en fördröjande effekt av dagvattenflöden.

Tabell 11 Uppskattade dagvattenflöden för olika områden med olika markbeläggning i Södra Skanstull.

Markbeläggning	Avrinning	Area (m ²)	Flöde (m ³ /år)
Tak	90 %	20 000	14 000
Väg	80 %	30 000	16 000
Stensättning	70 %	20 000	9 000
Grus	40 %	20 000	5000
Vegetation	10 %	110 000	6 000
Totalt		200 000	50000

7.9.5 Utspädning, nedbrytning och återcirkulation



Figur 9 Karta över Södra Skanstull. Områden viktiga för ekosystemtjänsten *Utspädning, nedbrytning och återcirkulation* är belyst med grön färg.

Utspädning, nedbrytning och återcirkulation har stor betydelse för reglering av avfall och föroreningar i sjöar och vattendrag. Ämnen, från bland annat trafiken, späds ut, bryts ned och lagras i jord och i växter och kan på så sätt rena vattnet. I jorden finns en stor mängd organismer som bryter ned organiska ämnen och omsätter dem i kretsloppet. Funktionen påverkas bland annat av belastningen och därmed av den omgivande miljön (Naturvårdsverket 2012).

Betydelse för aktörer

Stockholm stad anses här vara den enda aktören som direkt är beroende av ekosystemtjänsten. *Utspädning, nedbrytning och återcirkulation* har avgörande betydelse för vattenkvaliteten i Årstaviken. Rening av föroreningar i dagvattnet i Södra Skanstull anses vara viktigt för detta, vilket Stockholm stad är högst ansvariga för.

Betydelse i den geografiska skalan

Utspädning, nedbrytning och återcirkulation anses här ha verkan i samma geografiska skala som *filtrering*. Grönområdena i Södra Skanstull anses kunna rena dagvatten som rinner dit från närliggande områden också förutom det dagvatten som uppstår lokalt.

Betydelse för Stockholms stads miljömål

Utspädning, nedbrytning och återcirkulation är också, precis som *filtrering* viktig för att uppnå miljömålet om förbättrad vattenkvalitet i sjöar och vattendrag.

Ersättningskostnadsmetoden

Ersättningskostnadsmetoden har använts för att beräkna vad ersättningskostnaden skulle vara för att rena allt dagvatten som idag kan renas lokalt i grönytorna i Södra Skanstull. Kostnaden för rening av dagvatten beror på en mängd olika saker som föroreningar och föroreningshalter, behov av pumpning, anläggningens storlek och reningsmetod. Ett schablonvärde på 2,0 – 5,0 kr/m³ har därför använts i beräkningarna (Persson 2013).

Från avrinningsberäkningarna under *Filtrering* uppskattas dagvattenmängden som idag fördröjs och renas i grönytorna till 65 000 m³/år. Om detta skulle ersättas med ett reningsverk skulle kostnaderna uppgå till ca 130 000 – 325 000 kr/år.

7.9.6 Pollinering



Figur 10 Karta över Södra Skanstull. Områden viktiga för ekosystemtjänsten *Pollinering* är belyst med gröna färg.

Ekosystemtjänsterna som dessa arter utför ger landskapseffekter eftersom humlor och fåglar gärna rör sig över stora områden, lokala odlingar ger därför upphov till ökad pollinering, fröspridning och skadeinsektsbekämpning även i omkringliggande områden (Andersson, et al., 2007).

Bin, och i viss mån blomflugor och fjärilar, är de viktigaste pollinatörerna, både av vilda och odlade växter. Arternas egenskaper skiljer sig åt i val av växter, hur de rör sig i blomman, aktivitetsperiod över dygnet och säsongen. Detta påverkar deras förmåga att pollinera. Jordgubbar måste besökas av både stora och små insekter för att ge stora, välformade bär. Tomater pollineras bäst av humlorna som kan lösgöra det hårt bundna pollenet, och växter med djup blomkalk av insekter med lång sugsnabel. Frukträd blommar på våren och besöks då av humlor som är aktiva även kyliga vårdagar. Arterna kompletterar alltså varandra och tillsammans ger de fullgod pollinering av ett stort antal växter. Arter skiljer även i känslighet för miljöförändringar och sjukdomar. Därför bidrar större artrikedom till lägre mellanårsvariation i pollinering. På samma sätt som man sprider riskerna med en varierad aktieportfölj behövs en mångfald av pollinatörer för att säkerställa god pollinering även i framtiden.

Betydelse för aktörer

Pollinering anses vara av betydelse för Stockholm stad för att de har ett övergripande ansvar för arter särskilt viktiga för den biologiska mångfalden. Koloniägarna och Trädgård på spåret är förstås också mycket beroende av *pollinering* för att få goda skördar. Förutom att dessa ekosystemvaror som odlas har stora sociala värden och bidrar till områdets identitet och ett sällsynt landskap i den täta stenstaden, så är det starkt bidragande till den biologiska mångfalden. De artrika trädgårdarna är därmed särskilt viktiga för pollinerare som trivs bäst i miljöer med hög diversitet och blommor som blommar i omgångar under säsongen. De vill också ha hög blomtätthet och passande boställen. Blommorna, och artdiversiteten generellt i trädgårdarna, är även viktigt för *fröspridning* då fåglar lockas av mängden insekter och annat ätbart samt förekomsten av boplatser. Det finns stor kunskap hos koloniägarna som gärna odlar blommor som lockar till sig pollinerare och sätter gärna upp fågelholkar och fågelbad (Malmgren, 2013-10-03).

Betydelse i den geografiska skalan

I området finns både livsmiljöer för pollinerande insekter, bland annat bikupor, och för deras skull är de artrika miljöerna i koloniträdgårdarna viktiga födoplatser. Ett bi kan däremot flyga upp till 3 kilometer från sitt bo (Andersson m.fl. 2007).

Bikupor finns på två platser i området. Gemensamt för de båda platserna där kuporna är placerade är att det inte är några stora mängder honung som produceras. Bikuporna och honungen blir i stället en symbol och en del av verksamheternas miljöpolicy och CSR-arbete. Hos Trädgård på spåret däremot fyller bina en direkt funktion – pollinering av grödor som odlas där. Många kommersiella grödor ger ökad avkastning då bin finns tillgängliga för pollinering. Bikuporna ger alltså både honung och bra marknadsföring för verksamheterna där de är placerade. Dessutom ökar de förutsättningarna för pollinering som är en viktig ekosystemtjänst, både lokalt, regionalt och nationellt.

En huvudorsak till minskningen av bin är att blommande miljöer som ängar, betesmarker och fältkanter minskat. Dock erbjuder privata trädgårdar, koloniområden, ruderatmarker och naturlika parker gynnsamma miljöer för bin. Jämfört med slättlandskapen kan urbana miljöer

alltså utgöra en refug för dessa viktiga insekter, så länge denna typ av miljöer får finnas kvar eller tillåts öka inom stadens gränser.

Betydelse för Stockholms stads miljömål

Pollinering är viktigt för att stärka den biologiska mångfalden i Stockholm stad. Honungsbiet har ansetts vara den viktigaste pollinatören för grödor. En given åtgärd för ökad pollinering har därför varit att tillföra honungsbin. Ny forskning visar istället att vilda insekter är betydligt viktigare än man tidigare trott samt bidrar till minskad mellanårsvariation i pollinering. En mångfald av arter agerar alltså buffert, vilket är särskilt viktigt när ekosystemen påfrestas av klimat- och landskapsförändringar. Honungsbiet är en enda art, men i Sverige finns nästan 300 arter vildbin (vara 250 är ensamlevande arter och 39 är humlor) och i hela världen finns ca. 20.000 arter bin. Mångfalden av bin är dessvärre hotad: 30 % av vildbina är rödlistade och 13 arter utrotade i Sverige. Humlesamhället har på 70 år gått från en jämn fördelning av flera arter till att domineras av endast två arter. Bin pollinerar då de samlar föda (nektar och pollen) från blommor.

7.9.7 Rekreation & naturpedagogik och hälsa



Figur 11. I de gröna områdena identifieras ekosystemtjänsterna *Oorganiserat friluftsliv* och *Naturarv*.

Betydelse för aktörer

Rekreation & naturpedagogik och *Hälsa* har betydelse för de flesta som bor, verkar och vistas i Södra Skanstull. För kommunen anses det vara angeläget att bevara och skydda dessa områden då det finns en stark koppling till bättre hälsa och ökat välbefinnande för invånarna (Fredman m.fl 2008; Norman m.fl. 2010). För idrottsverksamheterna runt Eriksdalsbadet anses dessa ekosystemtjänster vara relevanta utifrån det naturnära läget som ökar deras attraktivitet. För verksamheter som Folksam och White kan tillgången på motionsstråk vara viktig för sina anställda. Flera kontor har dessutom utsikt över park, träd och vatten vilket forskning har visat vara viktiga faktorer för att sänka stressnivån för de som jobbar i kontorslandskap. Forskning har också visat att yrkesverksamma med utsikt mot växtlighet har en bättre inställning mot arbetsplatsen generellt än de som inte har utsikt (Lottrup m.fl. 2013). Liknande betydelse anses grönområdena i Södra Skanstull ha för boende och besökare. Forskning visar att människor som bor nära grönområden är fysiskt aktiva i högre utsträckning och att det är närheten samt variation av arter och naturtyper som är de viktigaste

faktorerna (de Jong m.fl. 2012). För barns fysiska aktivitet är det viktigt med ”ostädade” grönområden då dessa anses vara mest attraktiva för barn (Johansson m.fl. 2009). Just ”ostädade” passar bra in på en del platser i Södra Skanstull. I områdets nordvästra del finns en skogsdunge med stockar, stenar och stubbar att bygga med och klättra på som kan anses vara en bra utemiljö för barn. *Rekreation* anses också ha betydelse för koloniägare och odlarna hos Trädgård på spåret. För koloniägarna ser man också mycket positivt på att koloniområdena är tillgängliga för besökare. Malmgren, ordförande i Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening säger i en intervju att han uppskattar att besökare har möjlighet att kunna gå genom området och att barn kan leka på stigarna och de små gatorna som slingrar sig mellan trädgårdarna. Han menar även att koloniägarna ofta får frågor från besökare och framförallt nyfikna barn. På så vis menar han att odlingarna har en pedagogisk betydelse för människorna som vistas i och runt koloniträdgårdarna.

Betydelse i den geografiska skalan

Betydelsen av *Naturarv* bedöms ha lokal betydelse. Det är endast i området som människor tar del och har uppskattning av ekosystemtjänsten. Däremot *Oorganiserat friluftsliv* bedöms vara av betydelse även för Södermalm och för hela Stockholms stad. Strandpromenaden i Södra Skanstull är en del av ett motionsstråk runt hela Årstaviken som aktiverar stockholmarna både från Södermalm och från andra sidan Årstaviken.

Betydelse för Stockholms stads miljömål

Ekosystemtjänsten *Rekreation & naturpedagogik* bedöms ha betydelse för delmålet *Grön- och vattenområden för rekreation*.

Delmålet säger att:

”Intrång i oersättningsbara funktioner undviks.

Åtgärder för att stärka funktioner i och mellan områden, till exempel svaga kopplingar görs i samband med nyplanering. Det kan vara nyanläggning eller upprustning av parker, lekplatser eller gång- och cykelvägar.”

(Stockholm stad 2012).

En av indikatorerna som Stockholm använder vid uppföljning av delmålet är andelen av invånarna som är nöjda med tillgången till parker och naturområden i sin stadsdel. Tillgång till *Rekreation* bedöms här som en viktig faktor som påverkar hur nöjda invånarna är med stadens grönområden. Enligt Stockholms stads hemsida sjönk andelen av invånarna på Södermalm som var nöjda med tillgången på park- och grönområden från 85 % till 81 % mellan 2007 till 2010.

Resultaten bygger på en intressentdialog som gjordes för att värdera de boendes uppskattning av grönområdena. I metoden värderade 23 boende i och runt Södra Skanstull sin uppskattning av alla de funktioner och värden som de anser att grönområdena i Södra Skanstull har. Det gör det svårt att dela upp värderingen i bara en ekosystemtjänst. Ekosystemtjänsterna ur kategorierna *Rekreation och naturpedagogik* och *Hälsa* bedöms stämma bäst in på de ekosystemtjänster som medborgare främst anser bidrar till deras välbefinnande. Därför görs analysen av alla ekosystemtjänster ur båda kategorierna i det här avsnittet.

Fokusgruppsintervju med närboende

I fokusgruppsintervjuerna användes värderingsmetoderna ”*Willingness-To-Pay*” samt *Villkorsrankningsmetoden*. Resultaten kompletteras med fritextsvar samt kommentarer från gruppdiskussionerna.

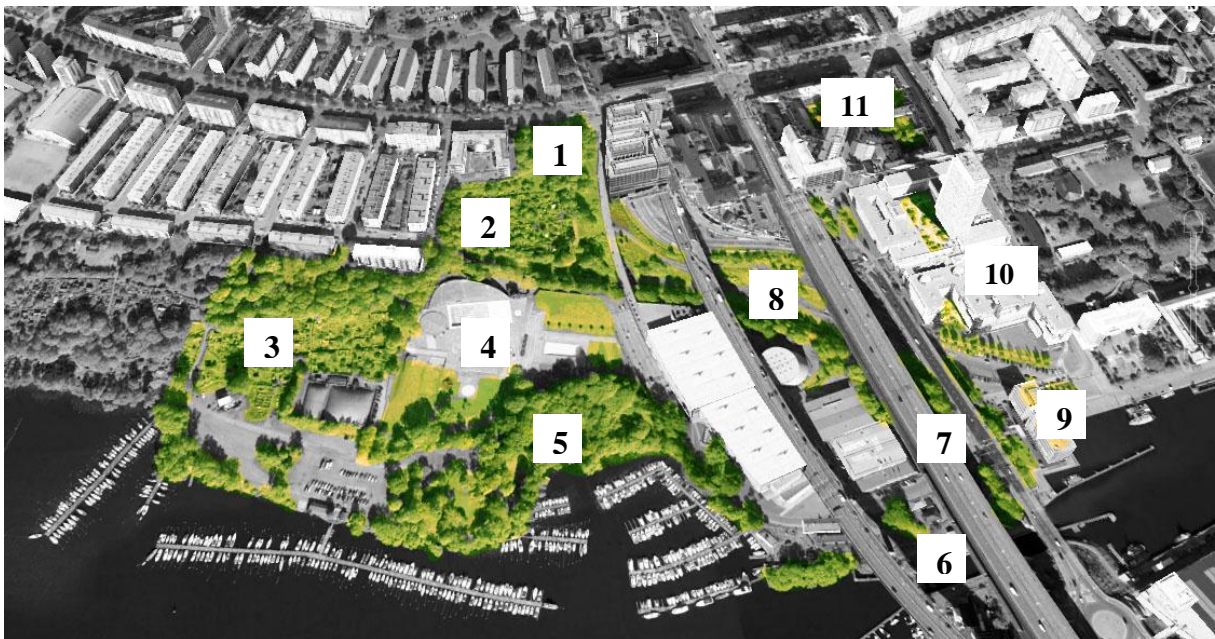
I samband med att White arkitekter i Stockholm genomförde en socialkonsekvensanalys gjordes värderingsstudien som tillhör det här projektet. Fyra fokusgrupper med ca 6 – 10 deltagare i varje grupp intervjuades. Deltagarna bestod av boende i och runt Södra Skanstull och delades in i fyra grupper, sorterade i ålderskategorierna 19 – 34 år, 35 – 49 år, 50 – 65 år, 65 – 80 år.

I fokusgrupperna samlades deltagarna runt en stor karta över området. Till att börja med fick deltagarna placera ut gröna och röda klistermärken på de platser de tyckte om respektive som de tyckte mindre om. Intervjuerna pågick under ungefär en och en halvtimme där deltagarna fick diskutera kring en rad frågor som konsulter från White hade tagit fram. Frågorna handlade om vilka platser som deltagarna oftast vistades på, vilka kvaliteter och brister som de ansåg finns i området, hur området skiljer sig från andra områden i Stockholm samt vilka funktioner som de känner saknas i området. Under diskussionerna fördes anteckningar på vad som sades. Efter gruppdiskussionerna delades en enkät ut med syfte att värdera ekosystemtjänsterna i kvantitativa och monetära termer. Enkäten bestod av två delar, en del där deltagarna fick värdera elva olika platser i området på en skala från 1 – 4 (*villkorsrankningsmetoden*) och en del där deltagarna fick uppskatta vad de skulle vara villiga att betala för att bo nära naturen som finns i Södra Skanstull.

De elva platserna som fick poängsättas av deltagarna syns i Figur 12. Platserna är indelade efter samma områdesindelning som gjorts i Figur 3.

Deltagarna betygsatte platserna som

- 1 = En plats jag helst undviker
- 2 = Platsen är oviktig för mig
- 3 = En plats jag gärna besöker
- 4 = Platsen är viktig för mig
- X = Jag har aldrig besökt platsen



Figur 12. Platser i Södra Skanstull som deltagarna i fokusgrupperna fick värdera på en skala från 1- 4.

Tabell 12 nedan visar hur många svar varje plats fick för respektive poäng.

Tabell 12. Resultatet från värderingsstudien där deltagarna (totalt 23 st) har poängsatt elva platser i Södra Skanstull på en skala 1 – 4. Resultatet redovisas nedan i antal (#) och procent (%).

PLATS	BETYG									
	X		1		2		3		4	
	(#)	(%)	(#)	(%)	(#)	(%)	(#)	(%)	(#)	(%)
TULLHAGENPARKEN	-	-	1	4,3	2	8,7	5	22	12	52
TULLHAGEN	-	-	-	-	5	22	6	26	15	65
ERIKSDALSLUNDEN	-	-	-	-	-	-	6	26	17	74
ERIKSDALSBADET	3	13	-	-	9	39	5	22	6	26
STRANDPROMENADEN	-	-	-	-	-	-	7	30	16	70
SLUSSEN	-	-	1	4,3	5	22	13	57	4	17
BROOMRÅDET	2	8,7	11	48	4	17	4	17	2	8,7
UNDER BROARNA	6	26	9	39	6	26	2	8,7	-	-
KAJTORGET	-	-	-	-	3	13	16	70	4	17
FOLKSAMKVARTERET	13	57	3	13	6	26	1	4,3	-	-
RUTGER FUCHSGATAN	6	26	-	-	10	43	5	22	2	8,7

Resultaten från studien kan inte anses statistiskt säkerställt. Resultatet kan tolkas som en fingervisning om de boendes uppfattning om de elva olika platserna i Södra Skanstull. Från deltagarnas fritextsvar och vad som kom fram ur gruppdiskussionerna ges dessutom en bra bild av hur vegetationen påverkar de boendes upplevelse av olika platserna.

De mest populära platserna i området (grå staplar) är Eriksdalslunden och strandpromenaden där 74 % respektive 70 % av deltagarna gav platserna högsta poäng (4). Dessa platser är även de platser som kan anses ha störst variation av arter och naturtyper inom området. Resultatet stämmer då väl överens med det som de Jong m.fl. kom fram till i sin studie.

Några kommentarer om Eriksdalslunden:

”Området skulle beskrivas som landet mitt i stan.”

Kvinna, 19 – 34 år

”Man vill gärna gå genom kollonilotterna för att man tycker det är trevligt att gå i grönskan och för att få variation i den stadsmiljö man vistas i.

Det finns lummiga mystrappor ner vid kollonilotterna och där skulle jag protestera om de skulle tas bort.”

Kvinna, 19 – 34 år

”Det bästa är att det är nära och att det finns grönområden som man mår bra av. Man bor mitt i smeten men ändå mitt i naturen. Det är som att bo i en liten by.

Man kan vara mitt i stan och så efter 20 meter blir det helt TYST, det är så magiskt!”

Man, 35 – 49 år

Några kommentarer om strandpromenaden:

”Strandpromenaden är livsviktig för mig då jag har gått här mycket som rehabilitering när jag var sjuk.”

Kvinna, 65 – 80 år

”Det är natur som växer lite som den vill. Den måste man vara försiktig med. Däremot är det både fotgängare, cyklister och löpare så det kan vara svårt att ta sig fram på så liten yta.”

Man, 65 – 80 år

”Den lilla bryggan nere vid viken är den enda platsen man kan bada och det är synd att det inte finns fler.”

Man, 35 – 49 år

De minst populära platserna är broområdet och under broarna där 11 % respektive 9 % av deltagarna gav lägst poäng (1). Broområdet kan anses som den minst ”gröna” platsen då det kan klassas som ett trafikområde med endast hårdgjorda ytor. Under broarna går det gamla industrispåret och här har NCC sin uppläggningsplats. Området är avspärrat för allmänheten och kan därför anses som otillgängligt.

Några kommentarer om broområdet:

”Jag cyklar väldigt mycket och tycker det är viktigt att det ska bli bättre för cyklister. Det är kaos med biltrafiken vid Skansbron. Det är alltid trafikstockning vid rondellen.”

Man, 35 – 49 år

”Man måste tänka igenom vart man ska stoppa bilarna, en bilist kör tills det blir stopp. Vi vill ju inte ha fler bilar i området, snarare mindre. Jag är orolig för att bilarna tar sig in i området när man bygger nytt. Gör man det möjligt för bilarna så kommer de.”

Kvinna, 65 – 80 år

”Knyt ihop grönområdena. Kan man inte plantera träd på broarna? Gör tydligare vart man går, vart man cyklar och vart man åker bil.”

Kvinna, 35 – 49 år

”Dra in gatulivet mellan broarna. Var inte rädd för att exploatera men behåll det gröna.”

Kvinna, 35 – 49 år

Kommentarer om området under broarna:

”Inte så charmigt under broarna, rätt sunkigt. Fin utsikt vid kajen. Området vid spåren känns som en konstant byggarbetsplats.”

Man, 19 – 34 år

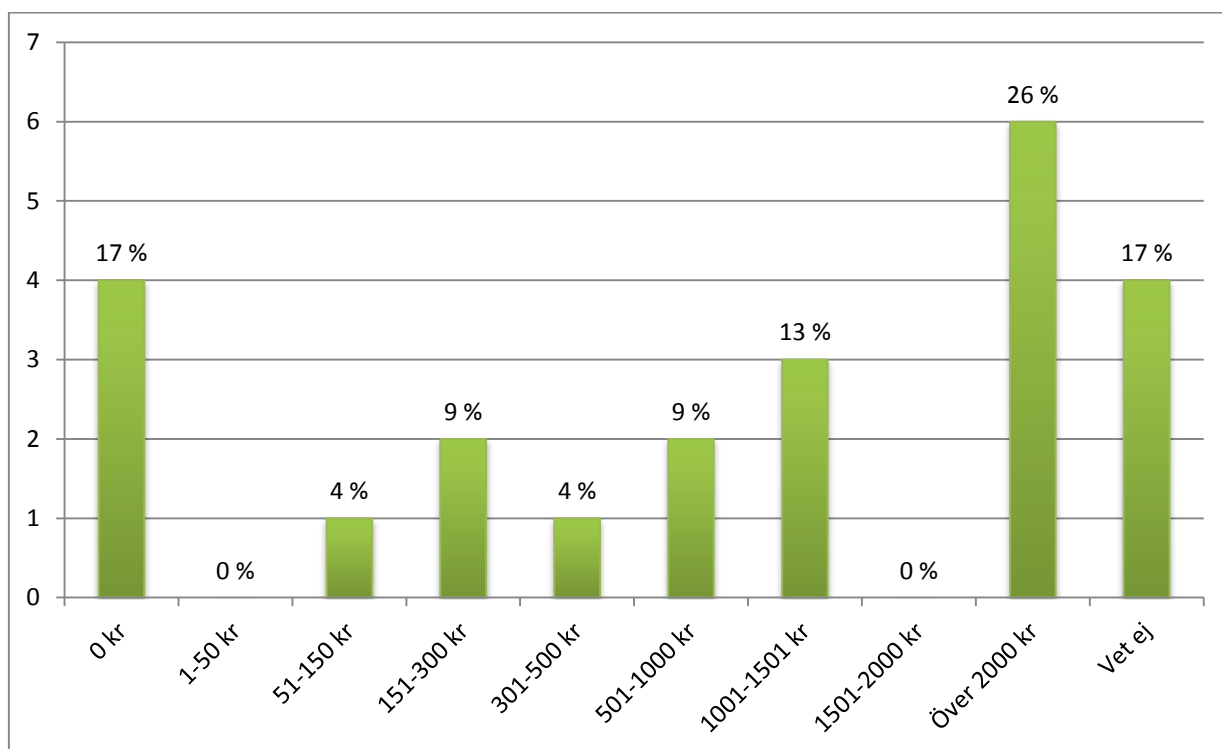
”Området under bron är inte så trevligt och spåret är inte heller så roligt. Det fyller liksom ingen funktion. Hela området under bron känns tråkigt. Det känns som det finns mycket yta som man kan utnyttja till något annat, gärna någon mer idrott.”

Man, 35 – 49 år

I enkäten som delades ut till deltagarna ställdes också frågan

”Uppskatta vad du skulle tycka det vore värt att betala för att bo nära grönområden så som det ser ut i Södra Skanstull i dag. (Per månad)”

Figur 14 visar hur svaren på frågan fördelade sig. Resultatet visar att det är en stor variation mellan vad människor skulle vara beredda att betala för att bo nära grönområdena i Södra Skanstull i dag. När enkäten delades ut blev det direkt uppenbart att deltagarna hade svårt att förstå syftet med frågan och kände en oro över vad svaret skulle användas till. Det kan förklara variationen mellan svaren. En del uttryckte en oro över att kommunen skulle vilja ta betalt för att nyttja området om de visste att människor tyckte att det var värt mycket pengar för att vistas där. Andra verkade tycka att det var en bra metod att visa beslutsfattarna hur mycket de uppskattar området i dag. Det kan vara anledningen till att en stor del, 26 %, av deltagarna svarade att de skulle vara beredda att betala mer än 2000 kronor/månad för att bo nära Södra Skanstull. Baserat på resultatet skulle medelvärdet för vad de boende var beredda att betala för att bo nära Södra Skanstull, tack vare de gröna rekreationsområdena, vara 301 – 500 kr/person/mån.



Figur 14. Resultatet av hur många och hur mycket (kr/mån) som de boende skulle vara beredda att betala för att bo nära ett rekreationsområde så som Södra Skanstull ser ut i dag.

7.10 Kvalitetskontroll och osäkerhetsanalys

Syftet med detta steg är att identifiera osäkerheter i resultatet från värderingen. Syftet med den här studien var främst att testa ramverket som Söderlind tog fram i sitt examensarbete men också för att värdera ett antal ekosystemtjänster i Södra Skanstull som tillsammans skulle kunna spegla hela ekosystemet. Studien har varit relativt omfattande då de valda ekosystemtjänsterna för värdering har varit väldigt olika i sin karaktär, vilket har inneburit en stor variation i ingående data. Det har därför inte funnits tillräckligt med tid för att detaljerat värdera någon ekosystemtjänst vilket ger stora osäkerheter i resultaten.

Det har blivit tydligt i studien att ju högre krav på detaljeringsgrad av resultaten, desto mer tid och resurser krävs för att resultaten ska bli tillförlitliga. Resultaten för ekosystemtjänsterna *infångning* och *utspädning*, *nedbrytning* och *återcirkulation* anses vara mest osäkra. Resultaten beror på grova uppskattningar av indikatorerna och det finns stora risker med att använda schablonvärden. Den monetära värderingen av *rekreation* anses också osäker då resultatet grundas på svar från endast 23 personer. De monetära värderingarna bör dock inte direkt avvisas på grund av deras stora osäkerheter, utan kan ses som en fingervisning av dess reella värde.

Resultatet för värderingen av *filtrering* anses också osäkert då det bygger på en mycket förenklad avrinningsanalys.

Förutom att större mängder data skulle samlats in, för att minska osäkerheterna i resultaten, så borde även ekosystemtjänsterna studerats under längre period. Då skulle man kunna studera hur årstidsvariationerna påverkar ekosystemtjänsterna och också behovet av dem. Exempelvis kan det tänka sig att behovet av *infångning* av partiklar är större på vintern när partikelhalterna är som störst, på grund av dubbdäcksanvändningen. På vintern har också alla träden tappat sina löv och eftersom det inte finns någon betydande del barrträd i området så kan man tänka sig att den här ekosystemtjänsten nästintill är obefintlig vid den här tiden.

7.11 STEG 11 Sammanställning av resultat och diskussion

Tabell 13 presenterar vilka ekosystemtjänster som identifierats i Södra Skanstull och vilka som valts för värdering, vilka aktörer de har betydelse för, i vilken geografisk skala de verkar samt vilka miljömål de bidrar till att uppfylla.

Tabell 13 De viktigaste resultaten från värderingen.

Ekosystemtjänst	Värderad	Aktör	Geografi	Miljömål	Värderingsmetod	Kvantitet/Ekon omsikt värde
Livsmedel från odlade grödor		Koloniägare, Trädgård på spåret	Skanstull	Ökad biologisk mångfald		
Mat från tamdjur	X	White arkitekter Trädgård på spåret	Skanstull	Ökad biologisk mångfald	Kvalitativt	
Vatten för kylning		Folksam	Skanstull	Energianvändning		
Ornamentala resurser	X	Koloniägare	Skanstull	Ökad biologisk mångfald	Kvalitativt	

Infångning, absorption	X	Boende och verksamma	Skanstull	Luftkvalitet	Kvalitativt och ekonomiskt (undvikandekostnadsmetoden)	22 000 – 27000 kr/år
Global klimatreglering		Kommunen	Stockholm/Sverige	Klimatanpassning		
Lokal och regional temperaturreglering		Kommunen, boende och verksamma	Skanstull	Energianvändning		
Biologisk efterbehandling		Koloniägare	Skanstull	Vattenkvalitet		
Utspädning, nedbrytning, remineralisering och återcirkulation	X	Stockholm stad	Skanstull Södermlam	Vattenkvalitet	Kvalitativt och ekonomiskt (ersättningskostnadsmetoden)	130 000 – 325000 kr/år
Filtrering	X	Stockholm stad Fastighetsägare	Skanstull Södermalm	Vattenkvalitet	Kvalitativt och kvantitativt	Minskat dagvattenflöde med 60% - 90%
Vattenmagasinering		Kommunen, fastighetsägare	Skanstull, Södermalm	Vattenkvalitet		
Översvämningsskydd		Kommunen, Erikdalsbadet	Skanstull	Klimatanpassning		
Erosionsskydd		Kommunen	Skanstull	Klimatanpassning		
Pollinering	X	Stockholm stad Odlare	Skanstull Södermalm	Ökad biologisk mångfald	Kvalitativt	
Fröspridning		Kommunen, koloniägare	Skanstull, Södermalm	Biologisk mångfald		
Skadedjurskontroll		Kommunen, koloniägare	Skanstull	Biologisk mångfald		
Livsmiljöer		Kommunen, koloniägare	Skanstull	Biologisk mångfald		
Naturarv	X	Boende Verksamma Motionärer Barn	Skanstull Södermalm Stockholm	Grönområden för rekreation	Kvalitativt, kvantitativt (medborgardialog), ekonomiskt (betalningsviljemetoden)	301 – 500 kr/person/mån
Kulturarv (landskap)		Kommunen, koloniägare, Trädgård på spåret	Skanstull, Stockholm/Sverige	Biologisk mångfald, grönområden för rekreation		
Resurs för utbildning		Kommunen, barn	Skanstull	Grönområden för rekreation		
Estetik		Boende, besökare	Skanstull, Södermalm	Grönområden för rekreation		
Fiske		Besökare	Skanstull	Grönområden för rekreation		
Oorganiserat friluftsliv	X	Kommunen, boende, besökare, verksamma	Skanstull, Södermalm, Stockholm	Grönområden för rekreation	Se <i>Naturarv</i>	Se <i>Naturarv</i>

Avslappning		Kommunen, besökare, boende, verksamma	Skanstull	Grönområden för rekreation		
Bullerdämpning		Kommunen, boende, verksamma	Skanstull	Trafikbuller		

Ekosystemtjänsterna har varit skilda i sin karaktär vilket ställt krav på olika tillvägagångssätt vid värdering. Värderingsmetoderna har varit mer eller mindre krävande vilket har gjort att mer tid har lagts ner på vissa ekosystemtjänster än andra. Mycket tid har också gått åt till att sammanställa resultaten på ett transparent och pedagogiskt sätt.

I Södra Skanstull är det de kulturella ekosystemtjänsterna som har de största värdena som går att uttrycka i ekonomiska termer. Området är väldigt populärt för boende och för besökare från hela Stockholm. Vad man kan tänka på är att tillgängliggöra området bättre för att gående lättare ska kunna ta sig dit. Stora träd och täta buskage är viktiga element i området. De har en viss renande effekt på luft och bidrar till fördröjning av dagvatten men de är också viktiga för att ”maskera” den hårda infrastrukturen. Variationen i sig är en viktig komponent i Södra Skanstull. Det handlar inte bara om variation av blommande växter och livsmiljöer utan om en variation av funktioner på nästan varje plats. Alla ekosystemtjänster finns nästan överallt i området för att naturen är så utbredd och är så variationsrik. En slänt är därför inte bara värdefull för häckande fåglar eller utrotningshotade arter utan är bullerdämpande och renande av luft och vatten. Det är förvisso det här som hela begreppet ekosystemtjänster handlar om men blir så tydligt i ett område som Södra Skanstull. Vid utveckling av området är detta därför oerhört viktigt att ha med sig. När dessa ytor exploateras är det inte bara en yta som ska kompenseras, utan alla de funktioner som ytan idag har.

En stor utmaning var att välja vilka ekosystemtjänster som skulle värderas. Målet var att resultatet från värderingen skulle användas som argument för att bevara och utveckla grönområdena i Södra Skanstull. Då kändes det viktigt att argumentera för de ekosystemtjänster som var viktigast i området. En metod för att bedöma vilka ekosystemtjänster som var viktigast/som det finns störst behov av arbetades fram. Metoden baserades på att poängsätta ekosystemtjänsterna utifrån tre kategorier. Resultatet blev väldigt subjektivt då bedömningen främst har gjorts efter egna omdömen och passar bättre att göra i dialog med olika aktörer. Valet av ekosystemtjänster att värdera skulle kunna göras på flera andra sätt, till exempel att man plockar ut en ekosystemtjänst från olika platser i området, ur en specifik ekosystemtjänstkategori eller de ekosystemtjänster som har särskild betydelse för en viss aktör.

Inga ”djupdykningar” har gjorts någon av ekosystemtjänsterna och resultaten ska snarare ses som fingervisningar än som sanningar, särskilt de ekosystemtjänster som har värderats i kvantitativa och/eller monetära termer.

En viktig lärdom har varit att när ekosystemtjänster ska kvantifieras eller värderas ekonomiskt i kronor och ören bör en sådan värdering baseras på statistiskt säkerställd data som helst samlas in under minst ett år. Vid den här typen av värdering är det också väldigt viktigt att definiera avgränsningar. Tre olika ekosystemtjänster värderades i ekonomiska termer, *infångning*, *nedbrytning*, *naturarv/oorganiserat friluftsliv*. Gemensamt för de tre är att resultaten upplevs som de mest intressanta för att det är så lätt att relatera till. De visar också tydligt på svagheter i ekonomisk värdering. *Infångning* och *nedbrytning* värderades till ca

25 000 kr/år respektive ca 300 000 kr/år. Båda har störst betydelse för kommunen och det är inga stora ekonomiska värden det handlar om vilket kan göra dem till mindre intressanta. Däremot det samlade värdet av de kulturella tjänsterna, bland annat *naturarv* och *oorganiserat friluftsliv*, värderades väldigt högt i betalningsviljestudien som gjordes med närboende. Dessa ekosystemtjänster värderades till ca 300 – 500 kr/person/mån vilket ger oerhört stora totalsummor med tanke på att det bor ca 25 000 personer i området. Den vanligaste kritiken till den här typen av värderingsmetoder är att människor oftast överskattar sin betalningsvilja. Oavsett så visar resultatet att människor värderar det väldigt högt att bo nära Södra Skanstull så som det ser ut idag, vilket är viktigt att beakta när området ska förändras.

Ekonomisk värdering har visat sig vara väldigt övertygande och lätt att kommunicera. Däremot är det också väldigt farligt då resultaten är lätta att misstolka. Istället rekommenderas att hitta indikatorer på ekosystemtjänster som går att kvantifiera och som är lätta att följa upp. På så sätt skulle man göra det möjligt att jämföra en nuvarande situation och olika alternativ, som man oftast har när man planerar ett nytt område.

8. Diskussion

Det här kapitlet ska besvara och diskutera resultatet utifrån frågeställningarna för utvärdering av ramverket. Frågeställningarna som berör pilotstudien i Södra Skanstull diskuteras i föregående *Kapitel 7.11 STEG 11 Sammanställning av resultat och diskussion*.

8.1. Utvärdering av användarvänlighet och förslag på utveckling

Ramverket har upplevts som en enkel arbetsmetod att följa men uppgiften att identifiera och värdera ekosystemtjänster kräver någon som är insatt i detta och som har ett multidisciplinärt tänkande. Genom att välja ekosystemtjänster på liknande sätt som gjordes i den här studien kan man främja samarbete mellan olika instanser och områden som är viktiga i samhällsplanering. Ekosystemtjänsterna som valdes ut för värdering har här värderats med subjektiva antaganden. De har berört olika områden från botanik, dagvattenhantering, luftkvalitet till hälsa och psykologi på ett sätt som förutsätter dialog mellan olika experter och intressenter för att få mer objektiva resultat.

Ramverket anses tillämpligt inom flera områden av samhällsplanering kopplat till markanvändning. En utredning enligt alla nio stegen ger en komplett ekosystemtjänstanalys men delar av metoden kan också plockas ut och genomföras separat. Oavsett om bara ett par eller alla stegen i ramverket genomförs rekommenderas att en person insatt i ekosystemtjänster som begrepp är drivande av frågan från inledande skeden till uppföljning av projekt. Det är viktigt att personen har ekologisk kompetens men också ett sinne för hållbarhetsfrågor ur ett brett perspektiv och gärna fokus från en samhällsekonomisk synvinkel. Inventering och val av ekosystemtjänster rekommenderas starkt att genomföras i samband med representanter från alla inblandade aktörer och särskilt beslutsfattare och projektledare. Vid identifiering av indikatorer och värdering är det viktigt med tillförlitlig information vilket gör det extra viktigt med ett nära samarbete med tekniska specialister och ekologer i tidigare skeden. För vidareutveckling av ekosystemtjänster i projektet kopplas landskapsarkitekter bäst in och personer med kunskaper i botanik. Fördelarna med metoden är att flera olika kompetenser behövs vilket möjliggör samarbete mellan olika instanser. Nyckelkompetenser och personer är inte fler än de som redan i dag jobbar i exploateringsprojekt och samhällsplanering, vilket underlättar integrering av metoden i befintliga planeringsprocesser.

Nedan utvärderas varje kapitel för sig för att sedan ge förslag på ny struktur för ramverket. Under varje kapitel ges även rekommendationer på vilka kompetenser som behövs.

Steg 1 Syfte och måldefinition bör göras tidigt i ett projekt som ett samarbete mellan alla projektledare. Här är en work shop lämplig som metod som leds av en person som är ansvarig för hållbarhetsarbetet i projektet.

Steg 2 Inventering och *Steg 3 Identifiering av ekosystemtjänster* bör göras av personer med ekologisk kompetens och i samband med en landskapsanalys. Det görs lämpligen i samband med att övriga förutsättningar för projektet identifieras. I det här skedet av processen har man underlag som kan vara tillräckliga för att fortsätta ett projekt och en värdering är inte nödvändig. Om *Steg 5 Val av ekosystemtjänster* görs enligt en poängsättningsmodell som i den här studien kan också behoven av ekosystemtjänster för det specifika projektet identifieras. Den informationen indikerar vilka miljöer och strukturer som är viktigast och vilka kritiska punkter som finns.

Steg 4 Kategorisering och *Steg 7 Applicering av indikatorer* anses kunna strykas ur ramverket. *Steg 4* görs automatiskt i *Steg 3* vid identifiering av ekosystemtjänster och blir därför överflödigt i ramverket. För att arbetsgången i ramverket ska vara lätt att följa är det fördelaktigt om all värdering, såväl kvalitativ, kvantitativ och ekonomisk, görs i samma kapitel. I *Steg 7* kvantifieras valda indikatorer för ekosystemtjänsterna, vilket här har setts som en typ av värderingsmetod och bör därför ingå i *Kapitel 9 Applicering av värderingsmetoder*. På så sätt underlättar man för läsaren när all värdering samlas i samma Kapitel

Genom att fortsätta med övriga steg i ramverket ges mer detaljerad information om kvaliteten av ekosystemtjänsterna vilket kan göra det lättare att göra avvägningar i projektet. *Steg 6 Identifiering av indikatorer*, *Steg 8 Val av värderingsmetoder*, *Steg 9 Applicering av värderingsmetoder* och *Steg 10 Kvalitetskontroll och osäkerhetsanalys* görs lämpligen av olika personer med teknisk eller ekologisk kompetens inom vart och en av de utvalda ekosystemtjänsterna. Då är det viktigt att alla personerna har varit inblandade från början och är insatta i syftet och målet med värderingen. Personen som har det övergripande ansvaret för ekosystemtjänstanalysen är med fördel insatt i de olika värderingsmetoderna och inom olika tekniska frågor som rör ekosystemtjänster. Den ansvariga personen sammanställer alla resultat och redovisar i *Steg 11 Sammanställning av resultat och diskussion*.

Den nya strukturen för ramverket ser därför ut som följer:

STEG 1 Syfte och måldefinition
STEG 2 Inventering
STEG 3 Identifiering av ekosystemtjänster
STEG 4 Val av ekosystemtjänster
STEG 5 Identifiering av indikatorer
STEG 6 Val av värderingsmetoder
STEG 7 Applicering av värderingsmetoder
STEG 8 Kvalitetskontroll och osäkerhetsanalys
STEG 9 Sammanställning av resultat och diskussion

Under arbetets gång har viss kritik uppfattats mot ekosystemtjänster som begrepp, främst bland landskapsarkitekter. Man menar att det bara är ett nytt sätt att förklara naturens nyttor och att det inte är något nytt jämfört med hur planerare och landskapsarkitekter traditionellt jobbar med urbana grönfrågor. Delar av den här kritiken stämmer men ekosystemtjänster anses vara mer än de nyttor som naturen levererar till människor. Begreppet kan också ses som ett sätt att kommunicera ekologiska samband och ge argument för bevarande och utveckling av grön- och blåstrukturer. Ramverket ska därför ses som ett verktyg för att lyckas med detta.

8.2 Val av ekosystemtjänster för värdering

En viktig frågeställning i det här projektet handlar om hur man gör valet av vilka ekosystemtjänster som ska väljas ut för värdering. Ett sådant val kan man vara tvungen att göra om det inte finns tid eller resurser att värdera alla ekosystemtjänster i ett område. Syftet med värderingen av ekosystemtjänsterna i Södra Skanstull var att belysa värdet av ekosystemtjänster utifrån både ekologiskt, socialt och ekonomiskt perspektiv. Eftersom det inte fanns tid att göra det för alla ekosystemtjänsterna testades en metod för att bedöma vilka ekosystemtjänster i området som var viktigast. Denna del blev betydligt större i projektet än vad som det initialt var tänkt. Syftet med att bedöma vilka ekosystemtjänster som är viktigast i ett område eller region har varit att de ska vara fokus vid valet av vilka ekosystemtjänster som ska värderas. Antagandet görs då att de resurser, ekosystemtjänster i det här fallet, som det sätts ett värde på löper mindre risk att negligeras vid beslutsfattande. Bedömningen av vilka ekosystemtjänster som är viktigast utgår främst ifrån hur många människor som de har ett värde för samt hur viktiga de är för att upprätthålla ekosystemet i sig. Det sistnämnda kan man beskriva som hur ekosystemtjänsten bidrar till ekosystemets resiliens. I *Kapitel 7.5 Steg 5 Val av ekosystemtjänster* påbörjas en metod för att identifiera behovet av de ekosystemtjänster som har identifierats i projektområdet. Metoden utgår från ett poängsystem som ger ekosystemtjänsterna poäng utifrån tre faktorer, vilka *aktörer* som de har ett värde för, i vilken *geografisk skala* som de verkar samt hur många av *Stockholms miljömål* som de kan bidra med att uppfylla. Den första och tredje faktorn sätter ekosystemtjänsten helt i ett antropocentriskt perspektiv, för vem och hur många de har värde för och hur människan kan använda ekosystemtjänsterna för att nå de miljömål som är satta av människan. Den andra faktorn är ett försök för att illustrera ekosystemtjänstens bidrag till resiliensen i ekosystemet. Resiliens beror bland annat på kopplingar till andra ekosystem och det är där den geografiska skalan kommer in. Antagandet görs att ju större område som ekosystemtjänsten verkar desto viktigare är den för att upprätthålla resiliensen och stabiliteten ur ett socio-ekologiskt perspektiv. Valet av vilka ekosystemtjänster som skulle värderas gjordes utifrån de som fick högst poäng i varje grupp. Den här delen av metoden byggde på antagandet att genom att välja ekosystemtjänster ur olika grupper så speglas det sammanvägda resultatet i slutet som bäst, utan att ha värderat alla ekosystemtjänster. Detta är ett försök att minska risken tveksamheter, osäkerheter och för att vissa nyttor eller funktioner i området negligeras.

8.3 Vägledning om val av värderingsmetod

När valet av ekosystemtjänster för värdering är gjort görs valet av värderingsmetod. Det är svårt att ge en rekommendation om exakt vilka värderingsmetoder som är lämpliga och när eftersom det är beroende på projektets syfte och tillgången på information. Snarare handlar det om för vem resultatet ska presenteras och vilka värden som då är lämpliga att presentera. En första rekommendation är att alltid börja med en kvalitativ värdering. Börja med att studera kartor, befintligt material om ekologiska förhållanden och gör gärna en intressentdialog så tidigt som möjligt. Man ska inte heller underskatta att utnyttja sina sinnen

förmåga att värdera förhållandena på en plats. Använd synen, hörseln och känseln. Till exempel om det upplevs som om en skogsdunge dämpar bullret från en motorväg, så kan det säkert vara så. Många värden kan ofta vara svåra att mäta och därför är det viktigt att besöka platsen och intervjua människorna som dagligen vistas där. På så sätt kan man bedöma om ekosystemtjänsterna på platsen har ekologiska, ekonomiska eller sociala värden. Uppdelningen av värdebegreppet på detta sätt har varit viktigt i den här studien och syftet har varit att göra det enklare att hitta lämplig värderingsmetod. Genom att bedöma vilken typ av värde man vill uttrycka sina resultat i ska det förhoppningsvis göra det enklare för användaren att avgränsa sig i sin värdering. Det gör också det lättare att tidigt bedöma vad som är de viktigaste bidragen av en ekosystemtjänst på en specifik plats.

Valet av värderingsmetod är förstås även beroende av valet av indikatorer som nästan uteslutande handlar om tillgänglig information, till exempel buller, föroreningshalter och ekologiska inventeringar. Nackdelarna är att sådan information ofta bygger på utredningar inte är anpassade att ge information för att göra analyser av ekosystemtjänster. Till exempel görs luftkvalitets- och bullerutredningar för stora områden. Den informationen är då svår att använda för att värdera ekosystemtjänsterna *luftrening* och *bullerdämpning* i till exempel en gatusektion. Ett annat fokus på skala på dessa utredningar bör därför efterfrågas.

8.2 Användningsområden

De främsta målgrupperna för det här ramverket är de som jobbar med stadsutveckling på kommunal och regional nivå i Sverige.

Att fokusera på ekosystemtjänster kan stödja stadens förvaltningar på minst tre olika sätt. För det första, sambandet mellan naturen och kommunala tjänster blir tydligt. Till exempel så ansvarar kommunen för att leverera rent vatten till sina medborgare. Om kommunen fokuserar på att bevara och stärka ekosystemtjänster som gynnar vattenförsörjning blir det tydligare för kommunen vilken kapacitet som finns i det naturliga systemet, till exempel en närliggande skogs möjlighet att rena vatten. Denna skog kan då bli en del av stadens strategi att rena vatten. Att beakta ekosystemtjänster gör det lättare för beslutsfattare att förutse konsekvenserna av politiska beslut.

För det andra möjliggör integrering av ekosystemtjänster i beslutsfattande för ökad kommunikation mellan allmänheten och alla instanser som på något sätt har nytta av ett ekosystem. Eftersom ekosystemtjänster som begrepp är så tvärvetenskapligt är det lättare att fånga upp alla aspekter av ett beslut, både ekologiska, ekonomiska och sociala. Om det breda utbudet av ekosystemtjänster betraktas utifrån konsekvenserna av att naturresursernas utbud förändras, är det mer troligt att detta kommuniceras till alla intressenter och på så vis kan man uppnå mer effektiva och hållbara beslut.

För det tredje kan värdering av ekosystemtjänster användas för att öka medvetenheten om naturens betydelse. Det kan användas i ekonomiska redovisningar, vid prioriteringar i markanvändningsfrågor, utvecklingsstrategier och i rättstvister. Kostnaden för värdering av ekosystemtjänster ökar med den geografiska skalan, då kravet på biofysisk information ökar, och med politiska krav på noggrannhet och tillförlitlighet. Kraven på noggrannhet och tillförlitlighet i värderingsmetoden ökar successivt från att jobba med visioner och handlingsplaner, till att inkludera grön infrastruktur som kommunala tillgångar i ekonomiska redovisningar, till prioriteringar för markanvändningen vid till exempel placering av nya stadsdelar, till strategier för att ta fram instrument för att konstruera nya stimulansmedel för

finansiering av allmännyttiga tjänster, eller slutligen till beräkning av krav på skadestånd eller kompensering i rättstvister vid oönskad förändring av markanvändning.

För det tredje kan ekosystemtjänstanalyser bidra till en mer holistisk planering av Sveriges städer och kommuner. För att göra en värdering av ekosystemtjänsterna som berör en fastighet räcker det inte att endast analysera ekosystemtjänsterna på den specifika fastigheten eller kvarteret, man måste lyfta blicken (Gómez-Baggethun & Barton 2013).

9. Slutsats

Värdering av ekosystemtjänster är både svårt och väldigt intressant. Det är ett bra begrepp för att visa den mångfunktionella nyttan av naturen och vilka samhällsekonomiska värden som det ger oss. Siffror och prislappar är övertygande och lätta att jobba med men är mycket tidskrävande att ta fram och innehåller ofta stora osäkerheter. Under arbetets gång har det däremot upplevts som att det finns stor förståelse för dessa osäkerheter. Själva värderingen i sig verkar öppna upp ögonen på människor och ge dem nya perspektiv på urban natur. Då spelar det inte så stor roll om de faktiska siffrorna stämmer eller inte.

Styrkan med begreppet är dess förmåga att knyta samman olika frågor och att det underlättar ett multidisciplinärt arbete inom stadsutvecklingen. I projektet har diskussioner förts med personer med kompetens inom såväl ekologi, sociologi, psykologi, ekonomi arkitektur, botanik och inom en rad tekniska områden som VA-teknik, buller och byggteknik. En återkommande diskussion under projektet har varit gränsen mellan forskningen och praktiken. Många upplever begreppet som allt för akademiskt och komplext samtidigt som man vill se mer forskning på området. Under litteraturstudien upplevdes forskningsområdet för ekosystemtjänster stort där man på olika sätt beskriver begreppet och hur man bör arbeta med det. Det som saknas är däremot fler konkreta exempel där man försökt värdera olika ekosystemtjänster. Även fast det finns många invändningar mot monetär värdering och prislappar på naturen så finns det ändå en stor efterfrågan på schablonvärden. Det som då är mer intressant kan vara ekologiska och sociala värden uttryckta i kvantitativa termer. Det skulle till exempel kunna handla om vilka luftföroreningar som kan renas av träd, hur många människor som är intresserade av stadsodling eller hur mycket regnvatten som kan fördröjas i olika typer av gröna tak.

Den största nyttan med ramverket är att det är en metod som underlättar samordning av människor från olika discipliner, byggherrar, kommunala tjänstemän och medborgare att tillsammans diskutera de här frågorna som på många olika sätt rör stadsutveckling. Det görs både vid identifiering och i kvalitativ värdering av ekosystemtjänster. Har man väl fått till de här samarbetsformerna finns det sen goda förutsättningar för att tillsammans även diskutera andra frågor som rör stadsutveckling, till exempel trafikfrågor. Det är genom samarbete och kommunikation som jag tror att man på riktigt kan börja bygga den hållbara och gröna staden.

10. Litteraturförteckning

Admiraal, J., Wossink, A., de Groot, W., de Snoo, G. (2013) *More than total economic value: How to combine economic valuation of biodiversity with ecological resilience*. *Ecological Economics* 89 (115 – 122)

Altman, I., Low, S.M. (1992) *Human Behavior and Environment*, 12. Plenum, New York.

Atkinson, G., Batemang, I., Mourato, S. (2012) *Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity*. *Oxford Review of Economics Policy* 28(1): 22-47

Bakker, K. (2005) *Neoliberalizing nature? Market environmentalism in water supply in England and Wales*. *Annals of the Association of American Geographers* 95, 542–565.

Barthel, S., Colding, J., Ernstsson H., Erixon, H., Grahn, S., Marcus, L., Kärsten, C., Torsvall, J. (2010) *Q-book albano 4*. Stockholm Resilience center, KTH, KIT

Barton, D.N., Lindhjem, H., Magnussen, K., Holen, S. (2012) *Valuation of ecosystem services from Nordic watersheds. From awareness rising to policy support? (VALUESHED)*. TemaNord. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, p. 506.

Bateman, I.J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Ščeponavičiūtė, R., Semėnienė, D. (2011) *Making benefit transfers work: deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe*. *Environmental and Resource Economics* 50, 365–387

Bee Urban, Hämtat 2014-02-25
<http://www.beeurban.se/om-oss>

Bengtsson, J., Engelhardt, K., Giller, P., Hobbie, S., Lawrence, D., Levine, J., Vila, M., Wolters, V. (2002) *Slippin' and slidin' between the scales: the scaling components of biodiversity–ecosystem functioning relations*. In: Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. Oxford University press Inc., New York, pp. 209–220.

Bengtsson, A. (2012) *Ekosystemtjänster från urbana grönytor*, Institutionen för Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola

Bennett, L. (1997) *Neighborhood Politics: Chicago and Sheffield*. Garland Pub, New York.

Bernatzky, A. (1983) *The effects of trees on the urban climate*. In: *Trees in the 21st Century*. Academic Publishers, Berkhamster, pp. 59–76 Based on the first International Arbocultural Conference.

Biodlarna. Hämtat 2014-02-25
<http://www.biodlarna.se/website1/1.0.1.0/24/1/>

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

Brander, L.M., Koetse, M.J. (2011) *The value of urban open space: meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results*. Journal of Environmental Management 92, 2763–2773

Brander, L., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Nunes, P.A.L.D., Schaafsma, M., Wagtendonk, A. (2010) *Scaling up ecosystem services values: methodology, applicability and a case study*. Working paper, 430 (Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM)).

Brouwer, R., Bateman, I.J. (2005) *Temporal stability and transferability of models of willingness to pay for flood control and wetland conservation*. (W03017) Water Resources Research 41

Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotnick, N. (2011) *Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services*. Journal of Applied Ecology 48, 1079–1087.

Calluna (2014) *Biologisk infrastruktur*. Hämtat 2014-02-10
http://www.calluna.se/naturvard/biologisk_infrastruktur_-_landskapsekologiska_analyser

Chan, K.M.A., Satterfield, T., Goldstein, J. (2012) *Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values*. Ecological Economics 74, 8–18.

Chiesura, A. (2004) *The role of urban parks for the sustainable city*. Landscape and Urban Planning 68, 129–138.

Cole, D.N. (2000) *Paradox of the primevil: Ecological restoration in wilderness*. Ecological restoration, 18(2), 77.

Coles, R.W., Bussey, S.C. (2000) *Urban forest landscapes in the UK – progressing the social agenda*. Landscape and Urban Planning 52, 181–188

Cordell, H.K., Murphy, D., Ritters K.H., Harvard, J.E., (2005) *The natural ecological value of wilderness*. In: The Multiple Values of Wilderness: 205 – 249.

Costanza, R., Wilson, M., Troy, A., Voinov, A., Liu, S., D'Agostino, J. (2006) *The Value of New Jersey's Ecosystem Services and Natural Capital*. Gund Institute for Ecological Economics, University of Vermont for New Jersey Department of Environmental Protection. (July 2006).

Daboub, A.J., Calton, J.M., (2002) *Stakeholder Learning Dialogues: How To Preserve Ethical Responsibility in Networks*. Journal of Business Ethics 41 (1-2), 85 – 98.

D'Amato, G., (2000) *Urban air pollution and plant-derived respiratory allergy*. Clinical and Experimental Allergy 30, 628–636

De Groot, R.S., Wilson, M., Boumans, R. (2002) *A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services*. Ecological Economics 41, 393–408.

De Jong, K., Albin, M., Skärbäck, E., Grahn, P., Björk, J. (2012) *Perceived green qualities were associated with neighborhood satisfaction, physical activity, and general health: Results from a cross-sectional study in suburban and rural Scania, southern Sweden*. *Health & Place*, Volume 18, 1374 – 1380.

DeShazo JR., Fermo G. (2002) *Designing choice sets for stated preference methods: the effects of complexity on choice consistency*. *J Environ Econ Manag* 44(1):123–143

Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S., Tilman, D. (2006) *Biodiversity loss threatens human well-being*. *PLoS Biology* 4 (8), e277. Hämtat 2014-01-09
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>.

Draper, E., Severinsson, F. (2012). *Ekosystemtjänster – En studie om hur lärarstudenter resonerar om människans beroende av naturen*. Högskolan i Jönköping (HLK). Hämtat 2013-01-10
<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:506109/FULLTEXT01.pdf>

Emmet Duffy, J. (2008) *Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems*. *Front Ecol Environment* 2009; 437–444, doi:10.1890/070195

SLB-Analys (2013) *Bedömning av luftföroreningshalter för nuläget 2013, Södra Skanstull, Stockholm*. Av: Eneroth, K. Stockholm och Uppsala Läns luftvårdsförbund.

Eftec (2005) *The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A Literature Review*. Final report for the Department for Environment, Food, and Rural Affairs. Eftec, UK.

Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening. Hämtat 2014-03-10
<http://www.eriksdalslunden.se/>

Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening, Hämtat 2013-10-02
<http://www.eriksdalslunden.se/startpage.htm>

Escobedo, F.J., Kroeger, T., Wagner, J.E. (2011) *Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices*. *Environmental Pollution* 159, 2078–2087

Farber, S., Costanza, R., Wilson, M. (2002) *Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services*. *Ecological Economics* 41 (375 – 392)

Feldman, R.M. (1990) *Settlement identity: psychological bonds with home places in a mobile society*. *Environment and Behavior* 22, 183–229.

Figge, F. (2004) *Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity*. *Biodiversity and Conservation* 13, 827–849.

Folke, C., Holling, C.S., Perrings, C. (1996) *Biological Diversity Ecosystem and the human scale*. *Ecological Applications* 6(4)

Fredman, P., Boman, M., Lundmark, L. & Mattsson, L. (2008) *Friluftslivets ekonomiska värden – en översikt*. Forskningsprogrammet Friluftsliv i förändring, Rapport nr. 5

Fu, B.-J., Su, C.-H., Wei, Y.-P., Willett, I.R., Lu, Y.-H. & Liu, G.-H. (2011) *Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures*. *Ecological Research* 26: 1 – 14.

Gamborg, C., Rune, F., (2004) *Economic and ecological approaches to assessing forest value in managed forests: ethical perspectives*. *Society and Natural Resources* 17, 799–815.

Givoni, B., 1991. Impact of planted areas on urban environmental quality: a review. *Atmos. Environ.* 25B (3), 289– 299. Citerad i Bolund & Hunhammar, 1999.

Gómez-Baggethun, E., Mingorría, S., Reyes-García, V., Calvet, L., Montes, C. (2010) *Traditional ecological knowledge trends in the transition to a market economy: empirical study in Doñana natural areas*. *Conservation Biology* 24, 721–729.

Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Perez, M. (2011) *Economic valuation and the commodification of ecosystem services*. *Progress in Physical Geography* 35, 613–628.

Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N (2013) *Classifying and valuing ecosystem services for urban planning*. *Ecological Economics* 86, 235-245

Gotham, K., Brumley, K. (2002) *Using space: agency and identity in a public-housing development*. *City and community* 1, 267–289.

Grove, J., Burch, W. (1997) *A social ecology approach and applications of urban ecosystem and landscape analyses: a case study of Baltimore, Maryland*. *Urban Ecosystems*, 259 – 275

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

Havet.nu (2013)
<http://www.havet.nu/?d=252> Hämtat 2013-12-07

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: 209-228

Hobbs, R.J., Yates, S., Mooney, H.A. (2007) *Long-term data reveal complex dynamics in grassland in relation to climate and disturbance*. *Ecological Monographs* 77, 545–568.

Holling, C.S. (1973) *Resilience and stability of ecological systems*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1–23.

Hooper, D.U., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M.O., Buchmann, N., Degrange, V., Grime, P., Hulot, F., Mermillod-Blondin, F., Roy, J., Spehn, E., Peer, L. (2002) *Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning*. In: Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. Oxford University press Inc., New York, pp. 195–208.

Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Stanley Harpole, W., Reich, P.B., Scherer-

- Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E., Loreau, M. (2011) *High plant diversity is needed to maintain ecosystem services*. Nature 477, 199–202.
- Johnander, V. (2010) *Framtidens stadsträd för en fungerande grönstruktur*. Examensarbete vid Institutionen för Stad och Land. Uppsala: Sveriges Lantbruks Universitet
- Jonsson, M., Mehlis, K., Kempendahl, K. (2009) *Parkplan Södermalm*, sid 53, Stockholm stad
- Jönsson, A., Arvidsson, V. (2013) *Skanstull, Södermalm – Landskapsanalys*. Andersson Jönsson Landskapsarkitektur, Stockholm.
- Kaptein, M., van Tulder, R. (2003) *Toward Effective Stakeholder Dialogue*. Business and Society Review 108(2), 203 - 224
- Kallis, G., Gómez-Baggethun, E., Zografos, C. (2013) *To value or not to value? That is not the question*. Ecological Economics 94 (97-105)
- Karlson, U., Kroer, N., Willumsen, P. (1996) *Forureningsbekæmpelse med mikroorganismer*. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser
- Killander-Braun, L., Poppelin, P. (2006) *Bland blommor och busliv – Eriksdalslunden 100 år*, Stockholm: Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening
- Kärnefelt, I., Bengtson, S-A. (2006) *Arternas rika värld – varför bevara biologisk mångfald?* Fauna och Flora 101(1): 2-15
- Lottrup, L., Grahn, P., Stigsdotter, U. (2013) *Workplace greenery and perceived level of stress: Benefits of access to a green outdoor environment at the workplace*. Landscape and Urban Planning 110, 5-11.
- Lyons, K.G., Brigham, C.A. & Schwartz, M. W. (2005) *Rare species and ecosystem functioning*. Conservation Biology 19: 1019 – 1024.
- Marissink, M., (2008) *Mångfaldens värde*. Biodiverse, Nr 4
<http://www.biodiverse.se/articles/mangfaldens-warden>, Hämtat 2013-12-07
- MEA (2003) *Ecosystem and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Millenium Ecosystem Assessment. Hämtat 2013-11-23
http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf
- MA, Millennium Ecosystem Assessment (2003) *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press.
- Maher, B., Ahmed, I., Davison, B., Kurloukovski, V., Clarke, R. (2013) *Impact of Roadside Tree Lines on Indoor Concentrations of Traffic-Derived Particulate Matter*. Environmental Science & Technology. Centre for Environmental Magnetism & Palaeomagnetism, Lancaster Environment Centre, Lancaster University, Lancaster, United Kingdom

- Martinez-Alier, J., O'Connor, M. (2002) *Distributional issues: an overview*. In: van den Bergh, J. (Ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, UK (Paperback edition).
- Martinez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J. (1998) *Weak comparability of values as a foundation for ecological economics*. *Ecological Economics* 26, 277–286.
- Martín-López, B., Montes, C., Benayas, J. (2008) *Economic valuation of biodiversity conservation: the meaning of numbers*. *Conservation Biology* 139, 67–82.
- Mayer, H., Kuppe, S., Holst, J., Imbery, F. & Matzarakis, A. (2009) *Human thermal comfort below the canopy of street trees on a typical Central European summer day*. I: Mayer, H. & Matzarakis, A. (red.) *5th Japanese-German Meeting on Urban Climatology*. Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg Nr. 18: 211–219.
- McCann, K.S. (2000) *The diversity–stability debate*. *Nature* 405, 228–233.
- Nacka (2014) *Att nå ut*. Hämtat 2014-03-10
[http://www.lansstyrelsen.se/stockholm/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/klimat-och-energi/klimatanpassning/konferenser-och-seminarier/Gr%C3%B6nstruktur%20och%20klimatanpassning%2011%20feb%202014/Johan ochLiselottNacka.pdf](http://www.lansstyrelsen.se/stockholm/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/klimat-och-energi/klimatanpassning/konferenser-och-seminarier/Gr%C3%B6nstruktur%20och%20klimatanpassning%2011%20feb%202014/Johan%20ochLiselottNacka.pdf)
- Nationalencyklopedin. Hämtat 2013-03-06
<http://www.ne.se/v%C4rde/346926>
- Naturvårdsverket (2012) *Sammanställd information om ekosystemtjänster*. Naturvårdsverket
- Naturvårdsverket (2012b) *Styrmedel för att nå miljökalitetsmålen*. Rapport 6415.
- Naturvårdsverket (2013) *Förslag till hur en handlingsplan för grön infrastruktur kan tas fram på regional nivå*, NV-03367-13
- Nilsson, C. (2004) *Samhällsekonomiskt underlag till Miljöpropositionen*. Konjunkturinstitutet, Dnr. 42-3-04
- Norman, J., Mattsson, L., Boman, M. (2011) *Rekreativvärden i Skånes och Blekinges skogar – Hur viktig är ädellövsskogen?* SLU, Fakta Skog nr 2, 2011
- Norman, J., Annerstedt, M., Boman, M. & Mattsson, L. (2010) Influence of outdoor recreation on self-rated human health: Comparing three categories of Swedish recreationists. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, pp. 234-244.
- Norton, B.G., Hannon, B. (1997) *Environmental values: a place based theory*. *Environmental Ethics* 19, 227–245.
- 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* 4 115-123.
- O'Neill, J. (2001) *Representing people, representing nature, representing the world*.

Environment and Planning C 19, 483–500.

Patton, M.Q. (2002) *Qualitative Research and Evaluations Methods*, 3rd edition. Sage Publications, Thousand Oaks, California.

Perruso, L., Weldon, R.N., Larkin, S.L. (2005) *Predicting optimal targeting strategies in multispecies fisheries: a portfolio approach*. Marine Resource Economics 20, 25–45.

Peterson, G., Allen, G.R., Holling, C.S. (1998) *Ecological resilience, biodiversity, and scale*. Ecosystems 1, 6–18.

Peterson, G., Carpenter, S.R., Brock, W.A., (2003) *Uncertainty and the management of multistate ecosystems: an apparently rational route to collapse*. Ecology 84, 1403–1411.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Costanza, R. (2001) *Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas*. Annual Review of Ecology and Systematics 32, 127–157.

Picot, X. (2004) *Thermal comfort in urban spaces: impact of vegetation growth. Case study: Piazza della Scienza, Milan, Italy*. Energy and Buildings 36:329–334.

På Spåret (2013) Hämtat 2013-10-02
<http://pasparet.org/om-oss/>

SAEFL (2003) *Modelling of PM10 and PM2,5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010*. Environmental documentation No. 169 Air. Bern: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.

Sander, H., Polasky, S., Haight, R.G. (2010) *The value of urban tree cover: a hedonic property price model in Ramsey and Dakota Counties, Minnesota, USA*. Ecological Economics 69, 1646–1656

SCB (2014) Prisomräknaren. Hämtat 2014-03-05
<http://www.scb.se/prisomraknaren/>

Schläpfer, F., Tucker, M., Seidl, I. (2002) *Returns from hay cultivation in fertilized low diversity and non-fertilized high diversity grassland*. Environmental and Resource Economics 21, 89–100.

SEQ (2014) Hämtat 2013-02-27
<http://www.ecosystemservicesseq.com.au/step-5-services/ornamental-resourcesT>

Shamai, S. (1991) *Sense of place: an empirical measurement*. Geoforum 22, 347–358.

SIKA (2009) *Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 4*. PM 2009:3. Hämtat 2014-05-05.
http://www.trafikverket.se/PageFiles/51331/asek_4_varden_metoder_transportsektorns_samhallsekonomiska_analyser_sr2009_3.pdf

Skogsstyrelsen (2013) *Nyckelbiotoper är livsmiljöer för hotade arter*
<http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Skog-och-miljo/Biologisk-mangfald/Nyckelbiotoper/> Hämtat 2013-12-07

SLU (2013) *Biologisk mångfald*. Hämtat 2014-03-10.
<http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/centrum-for-biologisk-mangfald-cbm/biologisk-mangfald/>

SOU (2013:68) *Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster*. Stockholm: Fritze

Spash, C.L., Hanley, N. (1995) *Preferences, information and biodiversity preservation*. Ecological Economics 12, 191–208.

Sportfiskarna (2012) *Standardiserat nätprovfiske i Årstaviken 2012*. Stockholm: Miljöförvaltningen

Johansson, A.-K., Kollberg, S., Bergström, K. (2009) *Grönområden för fler – en vägledning för bedömning av närhet och attraktivitet för bättre hälsa*. Statens folkhälsoinstitut, Östersund.

Statistiska Centralbyrån (2010) *Tätorter 2010*, Sid 4, Tabell B
http://www.scb.se/statistik/MI/MI0810/2010A01/MI0810_2010A01_SM_MI38SM1101.pdf

Stockholms Läns Landsting (2006) *Arbets- och miljömedicin – Luftföroreningar och hälsa*.
<http://www.folkhalsoguiden.se/upload/Milj%C3%B6/Milj%C3%B6%20-%20infomaterial/Faktablad%20-%20Luftf%C3%B6roreningar%20och%20h%C3%A4lsa.pdf>

Stockholms Läns Landsting (2013) *Ekosystemtjänster i Stockholmsregionen*

Stockholms Läns Landsting, *Totalhalt dygn – befolkning*. Hämtat 2013-10-03
http://slb.nu/exponering/IM10_070308_befol_tohalt/

Stockholm Resilience Center (2013) *What is resilience?* Hämtat 2013-01-20
http://www.stockholmresilience.org/download/18.2f48c3c31429b6ad0a61cde/1388130768344/SRC_whatresilience_sida.pdf

Stockholm stad (2012) *Stockholms miljöprogram 2012-2015*.

Stockholm stad (2014) *Statistik om Stockholm* Hämtat 2014-05-05
<http://www.statistikomstockholm.se/index.php/detaljerad-statistik>

Stokols, D. (1990) *Instrumental and spiritual views of people–environment relations*. American Psychologist 45, 641–646.

Stolt, E., 1982. Vegetationens förmåga att minska expositionen för bilavgaser (The ability of vegetation in decreasing exposure to car fumes). Göteborgs Universitet på uppdrag av Göteborgs Hälsovårdsavdelning.

Svenskt Vatten (2004) *Dimensionering av allmänna avloppsledning P90*. 1651-4947

- Tallhage Lönn, I. (red) (1999) *Gröna områden i planeringen*. Boverket.
- Söderlind, S. (2013) *Utveckling av ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster*. Lunds Tekniska Högskola. Examensarbete 1102-3651
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2011) *Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. London: Earthscan.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010) *Ecological and Economic Foundations*. London: Earthscan.
- TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010b) *for Local and Regional Policy Makers*. London: Earthscan.
- Tilman, D., Wedin, D., Knops, J. (1996) *Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grasslands ecosystems*. Nature 379, 718–720.
- Turner, R. K., Morse-Jones, S., Fisher, B. (2010) *Ecosystem valuation: A sequential decision support system and quality assessment issues*. Annals of the New York Academy of Science 1185: 79-101
- Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K., de Vries, S. (2005) *Benefits and uses of urban forests and trees*. In: Konijnendijk, C., Nilsson, K., Randrup, T., Schipperijn, J. (Eds.), Urban Forests and Trees. Springer
- Vasseur, D.A. (2007) *Spectral Analysis Unmasks Synchronous and Compensatory Dynamics in Plankton Communities*. Ecology 88, 2058–2071.
- Vatn, A. (2005) *Rationality, institutions and environmental policy*. Ecological Economics 55 (2005), 203–217.
- Vatn, A., Bromley, D. (1994) *Choices without prices without apologies*. Journal of Environmental Economics and Management 26, 129–148.
- Walker B. & Salt D. (2006). *Resilience Thinking – Sustaining Ecosystems and People in a Changing World*. Washington: Island Press.
- Wejbro, M. (2010) *Börja Lyssna! Ljuds betydelse för utemiljön*. SLU Alnarp
- Wilkinson C. (2012) *Social-ecological resilience: insights and issues for planning theory*. Planning Theory, 11(2), 148-169.
- Williams, D.R., Roggenbuck, J.W. (1989) *Measuring place attachment: some preliminary results*. Paper presented at the NRPA Symposium on Leisure Research, San Antonio, TX.
- Williams, D.R., Patterson, M.E., Roggenbuck, J.W. (1992) *Beyond the commodity metaphor: examining emotional and symbolic attachment to place*. Leisure Sciences 14, 29–46.

Wilson, M.A., Howarth, R.B. (2002) *Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation*. *Ecological Economics* 41, 431-443

WWF (2013 a) *Vatten och grönska i staden ger flerfaldiga värden*.

<http://www.wwf.se/vrt-arbete/hllbara-stder/ekosystemtjnster-och-biologisk-mngfald/vatten-och-grnska-i-staden-ger-flerfaldiga-vrden/1515787-hllbara-stder-3b-vatten-och-grnska-i-staden-ger-flerfaldiga-vrden> Hämtat 2013-12-07

WWF (2013 b) *Sälg – livets frukost*

<http://www.wwf.se/vrt-arbete/arter/1237640-slg-nyckelart-i-naturen> Hämtat 2013-12-07

Yachi, S., Loreau, M. (1999) *Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96, 1463–1468.

8.1 Personkällor

Bratel, Yaël. Samhällsplanerare, White, Stockholm, 2013-12-02

Gedge, Dusty. CIRIA/livingroofs.org, Stockholm 2013-09-12

Hård av Segerstad, Louise. Kommunikationsstrateg, Albaeco. 2014-03-05

Malmgren, Carl. Ordförande Eriksdalslundens koloniträdgårdsförening, 2013-10-03

Myrdal, Embla. Utredare, VA SYD, Malmö, 2013-09-18

Persson, Kenneth M. Professor Vattenresurser, LundsTekniska Högskola 2013- 09-20

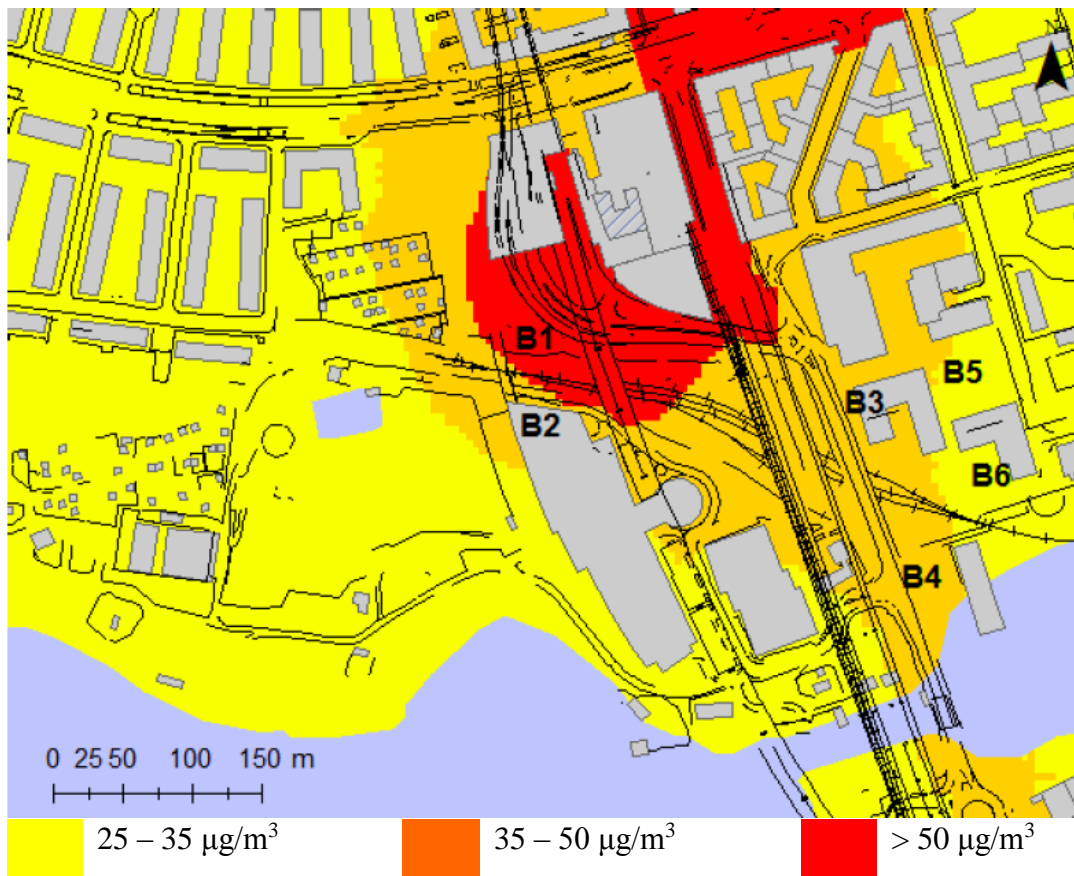
Lisslö, Karoline, Med-grundare till Bee Urban, 2014-02-25

Wijkman, Jan. Ekolog, White, Stockholm, 2013-12-07, 2013-01-10

Keane, Åsa. Miljöspecialist, White, Stockholm. Kontinuerliga diskussioner under hösten 2013 och våren 2014

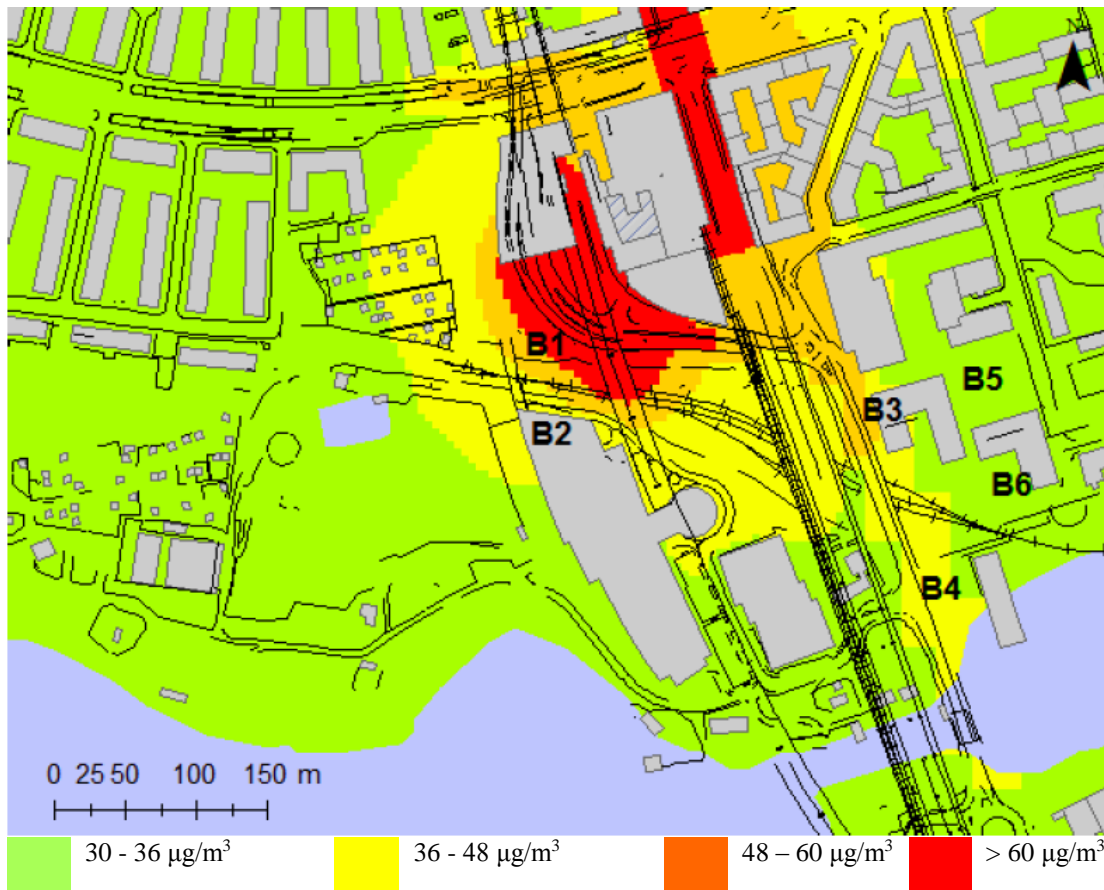
Bilaga 1. Beräkningar luftföroreningar

I Stockholm är trafiken den största källan till luftföroreningar. Avgaserna innehåller kväveoxider (NO_x), bensen (C_6H_6) och små partiklar från förbränningen av bränslet. Trafiken bidrar också till en stor del av de inandningsbara partiklarna, PM_{10} , som uppstår vid slitage av vägbanor, däck och andra bildelar. I samband med programarbetet för Södra Skanstull gjorde SLB-analys, på uppdrag av Exploateringskontoret i Stockholm, en utredning av luftkvaliteten. Rapporten omfattar en bedömning av halterna av partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid (NO_2) i omgivningsluften vid Södra Skanstull. Figur 15 är tagen ur denna rapport och visar dygnsmedelhalten för det 36:e värsta dygnet av PM_{10} (SLB-analys 2013).



Figur 15. Beräknade halter av PM_{10} år 2013. Kartorna redovisar dygnsmedelhalterna av PM_{10} för det 36:e värsta dygnet 2 meter över mark. Normvärdet som inte får överskridas är 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I kartan är även utritat potentiella platser för bostadshus (B1-B6) (SLB-Analys 2013).

Figur 16 visar beräknade dygnsmedelhalter för NO_2 för det 8:e värsta dygnet, 2 meter över mark år 2013. Normvärdet som inte får överskridas är 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 16. beräknade dygnsmedelhalter för NO₂ för det 8:e värsta dygnet, 2 meter över mark år 2013. Normvärdet som inte får överskridas är 60 µg/m³. I kartan är det även utritat potentiella platser för bostadshus (B1-B6) (SLB-analys 2013).

Figur 15 och 16 visar att de högsta föroreningshalterna finns runt Söderledstunnelns mynningar på Johanneshovsbron och där Skanstullsbron korsar Ringvägen. Halten föroreningar är starkt beroende av mängden trafik. Hur vegetationen, träd och buskar, påverkar halten av föroreningar är svår att tolka från luftkvalitetsutredningen gjord av SLB-analys. Båda figurena visar att de områdena med lägst föroreningshalter också korrelerar med de områden med mest och tätast vegetation. Resultatet beror förstås främst på att biltrafiken också är som lägst i de här områdena men en viss mängd föroreningar som sprids i området absorberas eller fastnar sannolikt på träd och buskar. I analysen hade det varit önskvärt om luftkvaliteten även kunde analyseras på en mer detaljerad nivå. På så sätt skulle det kunna avgöras om det finns faktorer på lokal nivå som har påverkan på luftkvaliteten, förutom trafikmängderna.

I studien definieras ”krontäckning” som den markyta som täcks av träd och buskar. Inom planområdet i Södra Skanstull uppskattas den här ytan till 180 000 m² och definieras som alla träd och buskar med en höjd på minst 1,5 meter. Markrean uppskattas med hjälp av kartmaterial från eniro.se samt kompletteras med inhämtad information från platsbesök i området. Den totala ytan för området är 280 000 m². Krontäckningen (%) beräknas därför till 64 %.

Mängden (M; i ton/år) föroreningar som absorberas beräknas som fluxet (F; i g/(m²*s)) i nedåtgående riktning över en viss area (A; m²) under ett år. F beräknas som produkten av föroreningarnas avsättningshastighet (V_a; i m/s) och koncentration (C; i µg/m³).

Avsättningshastigheten definieras som hastigheten som en partikel eller molekyl faller med egen vikt genom en vätska (i det här fallet luft) till följd av gravitationskraften. Härledning av uttrycket görs inte i den här studien och standardvärden för avsättningshastigheten kommer användas för respektive förorening. Den största faktorn för absorption av dessa föroreningar på träd och buskar är lövarea. Därför görs antagandet att rening av luften på detta sätt endast sker under lövsäsong. Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån.

Följande beräkningar görs för respektive förorening, NO₂ och PM₁₀.

Absorption, NO₂:

Södra Skanstull delas in i fyra områden. Indelningen görs efter hur hög koncentration av NO₂ är och baseras på resultaten i luftkvalitetsutredningen från SLB-analys, se Figur 16. Fyra områden identifieras, grönt område, gult område, orangea områden och rött område.

Mängden (M) beräknas för vart och ett av de fyra områdena enligt:

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd}$$

där

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2},$$

C_{NO_2} = den lägre dygnsmedelhalten (µg/m³) i spannet inom vart och ett av de fyra områdena i Figur 16.

V_{dNO_2} = avsättningshastigheten (cm/s). Medelhastigheten för NO₂ varierar mellan 0,29 – 0,44 cm/s (Nowak m.fl. 2006). Mängden M_{NO_2} beräknas för båda avsättningshastigheterna.

$A_{träd}$ = arean (m²) som täcks med träd eller buskar som är minst 1,5 m höga.

Rött område

Det röda området definieras som området i Figur 16 där dygnsmedelhalterna av NO₂ är över 60 µg/m³. I beräkningarna sätts C_{NO_2} till 60 µg/m³. Områdets totala area uppskattas till 30 000 m² med 25 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean ($A_{träd}$) är då 7 000 m².

Uträkningen görs för två avsättningshastigheter 0,29 cm/s och 0,44 cm/s.

$$V_{dNO_2} = 0,29 \text{ cm/s} = 0,0029 \text{ m/s}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 60 \text{ µg/m}^3 * 0,29 \text{ cm/s} = 0,17 \text{ µg/(m}^2*\text{s)}$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,17 \text{ µg/(m}^2*\text{s)} * 7\,000 \text{ m}^2 = 1\,190 \text{ µg/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid $V_{dNO_2} = 0,29$ cm/s beräknas då enligt

$$1\,190 \text{ µg/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 18,8 \text{ kg/år}$$

$$V_{dNO_2} = 0,44 \text{ cm/s} = 0,0044 \text{ m/s}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 60 \text{ µg/m}^3 * 0,44 \text{ cm/s} = 0,26 \text{ µg/(m}^2*\text{s)}$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,26 \text{ µg/(m}^2*\text{s)} * 7\,000 \text{ m}^2 = 1\,820 \text{ µg/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid $V_{dNO_2} = 0,44$ cm/s beräknas då enligt

$$1\,820\ \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 28,7\ \text{kg/år}$$

Mängden NO₂ som absorberas av träd och buskar i det röda området beräknas variera mellan 18,8 - 28,7 kg/år.

Orangea område

Det orangea området definieras som området i Figur 16 där dygnsmedelhalterna av NO₂ är mellan 48 - 60 µg/m³. I beräkningarna sätts C_{NO₂} för enkelhetens skull till 54 µg/m³. Områdets totala area uppskattas till 30 000 m² med 15 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean (A_{träd}) är då 4 500 m².

Uträkningen görs för två avsättningshastigheter 0,29 cm/s och 0,44 cm/s.

$$V_{dNO_2} = 0,29\ \text{cm/s} = 0,0029\ \text{m/s}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 54\ \mu\text{g/m}^3 * 0,29\ \text{cm/s} = 0,16\ \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s})$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,16\ \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s}) * 4\,500\ \text{m}^2 = 720\ \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid V_{dNO₂} = 0,29 cm/s beräknas då enligt

$$720\ \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 11,4\ \text{kg/år}$$

$$V_{dNO_2} = 0,44\ \text{cm/s} = 0,0044\ \text{m/s}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 54\ \mu\text{g/m}^3 * 0,44\ \text{cm/s} = 0,24\ \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s})$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,24\ \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s}) * 4\,500\ \text{m}^2 = 1\,080\ \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid V_{dNO₂} = 0,44 cm/s beräknas då enligt

$$1\,080\ \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 17,0\ \text{kg/år}$$

Mängden NO₂ som absorberas av träd och buskar i det orangea området beräknas variera mellan 11,4 – 17,0 kg/år.

Gult område

Det gula området definieras som området i Figur 16 där dygnsmedelhalterna av NO₂ är mellan 36 - 48 µg/m³. I beräkningarna sätts C_{NO₂} för enkelhetens skull till 42 µg/m³. Områdets totala area uppskattas till 50 000 m² med 33 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean (A_{träd}) är då 16 500 m².

Uträkningen görs för två avsättningshastigheter 0,29 cm/s och 0,44 cm/s.

$$V_{dNO_2} = 0,29\ \text{cm/s} = 0,0029\ \text{m/s}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 42\ \mu\text{g/m}^3 * 0,29\ \text{cm/s} = 0,12\ \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s})$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,12\ \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s}) * 16\,500\ \text{m}^2 = 1\,980\ \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid $V_{dNO_2} = 0,29$ cm/s beräknas då enligt

$$1\,980 \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 31,2 \text{ kg/år}$$

$$\underline{V_{dNO_2} = 0,44 \text{ cm/s} = 0,0044 \text{ m/s}}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 42 \mu\text{g/m}^3 * 0,44 \text{ cm/s} = 0,18 \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s})$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,18 \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s}) * 16\,500 \text{ m}^2 = 2\,970 \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid $V_{dNO_2} = 0,44$ cm/s beräknas då enligt

$$2\,970 \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 46,8 \text{ kg/år}$$

Mängden NO₂ som absorberas av träd och buskar i det gula området beräknas variera mellan 31,2 – 46,8 kg/år.

Grönt område

Det gröna området definieras som området i Figur 16 där dygnsmedelhalterna av NO₂ är mellan 30 - 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I beräkningarna sätts C_{NO_2} för enkelhetens skull till 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Områdets totala area uppskattas till 170 000 m² med 40 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean ($A_{träd}$) är då 68 000 m².

Uträkningen görs för två avsättningshastigheter 0,29 cm/s och 0,44 cm/s.

$$\underline{V_{dNO_2} = 0,29 \text{ cm/s} = 0,0029 \text{ m/s}}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 33 \mu\text{g}/\text{m}^3 * 0,29 \text{ cm/s} = 0,10 \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s})$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,10 \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s}) * 68\,000 \text{ m}^2 = 6\,800 \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid $V_{dNO_2} = 0,29$ cm/s beräknas då enligt

$$6\,800 \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 107 \text{ kg/år}$$

$$\underline{V_{dNO_2} = 0,44 \text{ cm/s} = 0,0044 \text{ m/s}}$$

$$F_{NO_2} = C_{NO_2} * V_{dNO_2} = 33 \mu\text{g}/\text{m}^3 * 0,44 \text{ cm/s} = 0,15 \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s})$$

$$M_{NO_2} = F_{NO_2} * A_{träd} = 0,15 \mu\text{g}/(\text{m}^2*\text{s}) * 68\,000 \text{ m}^2 = 10\,200 \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden NO₂ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år, vid $V_{dNO_2} = 0,44$ cm/s beräknas då enligt

$$10\,200 \mu\text{g/s} * \frac{3600*24*365}{2} = 160 \text{ kg/år}$$

Mängden NO₂ som absorberas av träd och buskar i det gröna området beräknas variera mellan 107 - 160 kg/år.

Totalt

Den totala mängden NO₂ som absorberas av vegetationen i Södra Skanstull beräknas vara mellan 168 – 253 kg/år.

Absorption, PM₁₀:

Absorption av PM₁₀ i Södra Skanstull beräknas på samma sätt som för NO₂. Indelningen av området görs efter hur hög koncentration av PM₁₀ är och baseras på resultaten i luftkvalitetsutredningen från SLB-analys, se Figur 15. Tre områden identifieras, rött område, orangea område, och gult område. Observera att indelningen av områdena inte är samma som i beräkningarna för NO₂, se skillnad mellan Figur 15 och 15. Det röda området är samma i båda figurerna, det orangea området i Figur 15 motsvarar ungefär samma area som täcks av det orangea och gula området tillsammans i Figur 16, det gula området i Figur 15 motsvarar det gröna området i Figur 16.

Mängden ($M_{PM_{10}}$) beräknas för vart och ett av de tre områdena enligt:

$$M_{PM_{10}} = F_{PM_{10}} * A_{trääd}$$

där

$$F_{PM_{10}} = C_{PM_{10}} * V_{d_{PM_{10}}},$$

$C_{PM_{10}}$ = den lägre dygnsmedelhalten ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i spannet inom vart och ett av de tre områdena i Figur 15.

$V_{d_{PM_{10}}}$ = avsättningshastigheten (cm/s) antas vara konstant 0,50 cm/s (SAEFL 2003).

$A_{trääd}$ = arean (m^2) som täcks med träd eller buskar som är minst 1,5 m höga.

Rött område

Det röda området definieras som området i Figur 15 där dygnsmedelhalterna av PM₁₀ är över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I beräkningarna sätts $C_{PM_{10}}$ till $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Områdets totala area uppskattas till 30 000 m^2 med 25 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean ($A_{trääd}$) är då 7 000 m^2 .

Avsättningshastigheten, $V_{d_{PM_{10}}}$, är konstant 0,50 cm/s = 0,0050 m/s.

$$F_{PM_{10}} = C_{PM_{10}} * V_{d_{PM_{10}}} = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3 * 0,50 \text{ cm/s} = 0,25 \mu\text{g}/(\text{m}^2 * \text{s})$$

$$M_{PM_{10}} = F_{PM_{10}} * A_{trääd} = 0,25 \mu\text{g}/(\text{m}^2 * \text{s}) * 7\,000 \text{ m}^2 = 1\,750 \mu\text{g/s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden PM₁₀ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år beräknas då enligt

$$1\,750 \mu\text{g/s} * \frac{3600 * 24 * 365}{2} = 27,6 \text{ kg/år}$$

Mängden PM₁₀ som absorberas av träd och buskar i det röda området beräknas vara 27,6 kg/år.

Orangea område

Det orangea området definieras som området i Figur 15 där dygnsmedelhalterna av PM₁₀ är mellan 35 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I beräkningarna sätts $C_{PM_{10}}$ för enkelhetens skull till $42,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Områdets totala area uppskattas till 70 000 m^2 med 33 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean ($A_{trääd}$) är då ca 23 000 m^2 .

$$F_{PM_{10}} = C_{PM_{10}} * V_{d_{PM_{10}}} = 42,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 * 0,50 \text{ cm/s} = 0,21 \mu\text{g}/(\text{m}^2 * \text{s})$$

$$M_{PM_{10}} = F_{PM_{10}} * A_{träd} = 0,21 \mu\text{g}/(\text{m}^2 * \text{s}) * 23\ 000 \text{ m}^2 = 4\ 830 \mu\text{g}/\text{s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden PM₁₀ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år beräknas då enligt

$$4\ 830 \mu\text{g}/\text{s} * \frac{3600 * 24 * 365}{2} = 152 \text{ kg}/\text{år}$$

Mängden PM₁₀ som absorberas av träd och buskar i det orangea området beräknas vara 152 kg/år.

Gult område

Det orangea området definieras som området i Figur 15 där dygnsmedelhalterna av PM₁₀ är mellan 25 - 35 µg/m³. I beräkningarna sätts C_{PM₁₀} för enkelhetens skull till 30 µg/m³.

Områdets totala area uppskattas till 170 000 m² med 40 % krontäckning. Den vegetationstäckta arean (A_{träd}) är då ca 68 000 m².

$$F_{PM_{10}} = C_{PM_{10}} * V_{d_{PM_{10}}} = 30 \mu\text{g}/\text{m}^3 * 0,50 \text{ cm}/\text{s} = 0,15 \mu\text{g}/(\text{m}^2 * \text{s})$$

$$M_{PM_{10}} = F_{PM_{10}} * A_{träd} = 0,15 \mu\text{g}/(\text{m}^2 * \text{s}) * 68\ 000 \text{ m}^2 = 10\ 200 \mu\text{g}/\text{s}$$

Lövsäsongen i Stockholm uppskattas till halva året, 6 mån. Mängden PM₁₀ som absorberas av vegetationen inom det här området i Södra Skanstull per år beräknas då enligt

$$10\ 200 \mu\text{g}/\text{s} * \frac{3600 * 24 * 365}{2} = 160 \text{ kg}/\text{år}$$

Mängden PM₁₀ som absorberas av träd och buskar i det orangea området beräknas vara 160 kg/år.

Totalt

Den totala mängden PM₁₀ som absorberas av vegetationen i Södra Skanstull beräknas vara ca 340 kg/år.