

Monetär värdering av biologisk
mångfald. En sammanställning av
metoder och erfarenheter

Magnus Sjöström

KONJUNKTURINSTITUTET (KI) gör analyser och prognoser över den svenska och ekonomin samt bedriver forskning i anslutning till detta. Konjunkturinstitutet är en statlig myndighet under Finansdepartementet och finansieras till största delen med statsanslag. I likhet med andra myndigheter har Konjunkturinstitutet en självständig ställning och svarar själv för bedömningar som redovisas.

Konjunkturläget innehåller analyser och prognoser över svensk och internationell ekonomi. **The Swedish Economy** sammanfattar rapporten på engelska.

Analysunderlag består av ett omfattande sifferunderlag i tabellform och publiceras i anslutning till Konjunkturläget. Analysunderlaget publiceras endast på KI:s hemsida i samband med Konjunkturläget i juni.

Lönebildningsrapporten ger analyser av de samhällsekonomiska förutsättningarna för svensk lönebildning. Rapporten är årlig och sammanfattningen översätts till engelska.

I serien **Specialstudier** publiceras rapporter som härrör från utredningar eller andra uppdrag. Forskningsresultat publiceras i serien **Working Paper**. Flertalet publikationer kan laddas ner från Konjunkturinstitutets hemsida, www.konj.se.

Förord

I januari 2006 fick Konjunkturinstitutet ett regeringsuppdrag från Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet med följande lydelse: ”Konjunkturinstitutet skall, efter samråd med Naturvårdsverket, Sveriges lantbruksuniversitet och andra intressenter som till exempel Beijerinstitutet, göra en sammanställning av olika ekonomiska metoder för monetär värdering av biologisk mångfald samt ställa samman erfarenheter av användning av dessa metoder. En analys bör göras av metodernas svagheter och styrkor och deras lämplighet för värdering av biologisk mångfald, samt om det finns möjlighet att inkludera marginalkostnads-/marginalnyttoberäkningar. Om möjligt bör förslag lämnas på sammanhang där det finns behov av monetär värdering av biologisk mångfald. Syftet med studien är att på sikt kunna internalisera miljökostnader i form av förlust av biologisk mångfald i olika relevanta sammanhang, t.ex. i konsekvensanalyser. I uppdraget ingår också att identifiera eventuella kunskapsluckor utifrån ekonomiska värderingsmetoder. Uppdraget skall slutredovisas senast 30 december 2007.”

Två referensgrupper har bistått Konjunkturinstitutet i arbetet med regeringsuppdraget. Den ena gruppen har bestått av aktiva forskare från ekonomi och ekologi och den andra av representanter för ett antal centrala myndigheter och intresseorganisationer. Båda grupperna har träffats två gånger, en gång i mars och en gång i månadsskiftet augusti respektive oktober och då framfört synpunkter på rapportens utformning och innehåll. Utöver detta har de deltagande forskarna bidragit med egen text på temat ”Möjligheter och hinder med ekonomisk värdering av biologisk mångfald”. Dessa texter redovisas i slutet av rapporten och har varit en del av det material som Konjunkturinstitutet utgått ifrån inom uppdraget. Respektive forskare har själv valt fokuseringsområde utifrån den givna rubriken och de diskussioner som har förts. Forskarnas textbidrag refereras i diskussionen.

I referensgruppen med forskare har följande personer ingått: professor Urban Emanuelsson, Centrum för biologisk mångfald (CBM); professor Ing-Marie Gren Sveriges lantbruksuniversitet (SLU); professor Lena Gustafsson (SLU); professor Leif Mattsson (SLU); och docent Tore Söderqvist, (Enveco Miljöekonomi AB).

I referensgruppen med företrädare för centrala myndigheter och intresseorganisationer har följande personer ingått: Hans Berglund (Världsnaturfonden), Stefan Karlsson (Skogsstyrelsen), Mark Marissink (Naturvårdsverket), Bo Norell (Jordbruksverket), Henrik Scharin (Naturvårdsverket), Maria Schultz (Naturskyddsföreningen) och Anders Sjölund (Vägverket).

Studien avgränsas till svenska förhållanden eftersom ett av syftena enligt uppdraget är att på sikt kunna internalisera förlust av biologisk mångfald i t. ex. konsekvensanalyser. Användar- eller existensvärden som utländska medborgare tillskriver olika aspekter av biologisk mångfald i Sverige behandlas inte särskilt utan antas, där det är relevant, kunna fångas med de metoder som diskuteras i studien.

För att genomföra samhällsekonomiska analyser ska i möjligaste mån alla relevanta effekter kvantifieras och monetariseras. Detta gäller både effekter som leder till kostnader och effekter som leder till intäkter. Målsättningen med detta uppdrag är att ställa samman litteratur om ekonomiska värderingsmetoder och att identifiera deras styrkor, svagheter och lämplighet för att värdera biologisk mångfald. Av denna anledning har Konjunkturinstitutet inte beaktat kostnader för att bevara biologisk mångfald, men ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv är det dock naturligtvis viktigt att beakta olika åtgärder, och deras kostnader, för att uppnå ett visst mål.

Under arbetets gång har det visat sig att det finns en omfattande litteratur om hur biologisk mångfald skall bevaras på ett effektivt sätt, där ekonomisk teori och ekonomisk analys naturligtvis är av central betydelse. Det förefaller därför lämpligt att i det fortsatta miljöarbetet närmare studera hur ekonomiska modeller och analyser kan användas för att skapa kostnadseffektiva åtgärder för att bevara biologisk mångfald.

Författare till rapporten är Magnus Sjöström vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Författaren är tacksam för synpunkter från Johanna Forslund, Henrik Hammar, Eva Samakovlis och Göran Östblom vid Konjunkturinstitutet. Författaren vill också tacka deltagarna i referensgrupperna för synpunkter och givande diskussioner.

Stockholm, den 14 december 2007

Mats Dillén

Generaldirektör

Sammanfattning

Biologisk mångfald är en förutsättning för vår välfärd samtidigt som vi människor på olika sätt bidrar till att den biologiska mångfalden minskar. Minskningen av mångfalden kan påverka produktivitet, stabilitet och resiliens i ekosystem. Därmed påverkas genereringen av en rad nyttigheter och livsuppehållande processer. Av denna anledning har den biologiska mångfalden, och minskningen av densamma, fått stor uppmärksamhet under de senaste decennierna, inte minst via *Konventionen om biologisk mångfald* (CBD) som antogs av FN 1992. I Konventionen om biologisk mångfald definieras biologisk mångfald som ”variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår. Detta innefattar mångfalden inom och mellan arter och i ekosystem.” *Konventionen om biologisk mångfald* som har fått stor internationell spridning med 190 anslutna länder har tre mål:

- Bevarande av biologisk mångfald.
- Hållbart nyttjande av dess beståndsdelar.
- Rättvis fördelning av nyttan av genetiska resurser.

Sverige har även anslutit sig till andra internationella konventioner om biologisk mångfald. I Göteborg 2001 antog Europeiska rådet det sjätte miljöhandlingsprogrammet, vars målsättning bl.a. är att skydda, bevara, återställa och utveckla de naturliga systemens funktion i syfte att hejda förlusten av biologisk mångfald senast 2010. Vid Världstoppmötet i Johannesburg 2002 om hållbar utveckling antogs ett mål om att kraftigt reducera förlusten av biologisk mångfald till 2010 och en handlingsplan med flera åtgärder för att uppfylla *Konventionen om biologisk mångfald*.

Globalt sett påverkas den biologiska mångfalden främst av att olika markområden omvandlas till odlingsmark, vilket innebär att habitat förstörs eller försvinner. I Europa och Sverige, är förhållandet det omvända; den biologiska mångfalden minskar bl. a. som en konsekvens av att jordbruket rationaliseras och att betesmarker inte längre betas. Hoten mot den biologiska mångfalden går också att härleda till ett ohållbart nyttjande av naturresurser, introduktion av främmande arter och föroreningar. På sikt bedöms klimatförändringen vara det största hotet mot den biologiska mångfalden eftersom det finns risk att förändringar sker så snabbt att berörda arter inte hinner anpassa sig efter nya livsbetingelser utan dör ut.

Att bevara biologisk mångfald kräver resurser som har en alternativ användning och ofta ett marknadsbaserat ekonomiskt värde. Orörd mark som odlas upp eller skog som avverkas påverkar den biologiska mångfalden samtidigt som dessa aktiviteter genererar intäkter. Samhällsekonomiskt måste dessa intäkter vägas mot förlusten av biologisk mångfald och detta är ett skäl till varför det är motiverat att försöka värdera den biologiska mångfalden i monetära termer. OECD (2002) identifierar följande sammanhang där ekonomisk värdering av biologisk mångfald kan vara användbart:

- Synliggöra värdet av biologisk mångfald. Öka medvetenhet och visa på betydelsen av biologisk mångfald.
- Bestämning av skadestånd vid förlust av biologisk mångfald.

- Justering av nationalräkenskaper.
- Bestämma avgifter, skatter och böter.
- Beslutsunderlag för markanvändning: Uppmuntra hållbart jordbruk och skogsbruk samt visa värdet av att skydda mark (reservat).
- Begränsning av att främmande arter sprider sig.
- Begränsa eller hindra handel med hotade arter.
- Fastställande av effekter på biologisk mångfald av investering i infrastruktur: vägar, flygplatser och byggnader.
- Bestämma prioritetsordning för olika projekt för att skydda biologisk mångfald inom en given budget.

Utgångspunkten för att monetärt värdera icke-marknadsprissatta varor som t.ex. biologisk mångfald är att det är människans värdering av biologisk mångfald som är väsentlig, vilket innebär ett antropocentriskt förhållningssätt. Det råder knappast enighet i samhället kring huruvida detta är ett rimligt förhållningssätt och även ekonomer emellan finns en diskussion om behovet av att ekonomiskt värdera naturresurser. Det är dock viktigt att notera att även om biologisk mångfald inte värderas monetärt sker en ”värdering” via politiska beslut och överväganden på olika myndigheter. Monetär värdering har den fördelen att en gemensam måttstock används och de överväganden som måste göras blir mer transparanta.

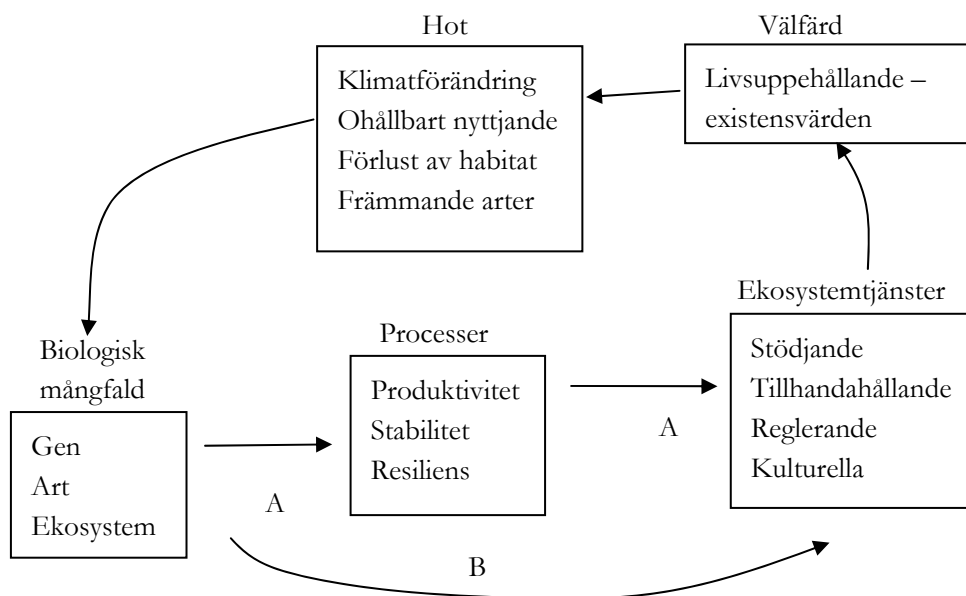
Det totala ekonomiska värdet som kan relateras till biologisk mångfald eller enskilda naturresurser kan delas upp i användarvärde och existensvärde. Användarvärdet avspeglar den nytta som en individ upplever av att nyttja en resurs direkt eller indirekt eller värdet av att resursen sparas för framtida nyttjande (optionsvärde). Användarvärdet kan exempelvis utgöras av rekreativvärde av att besöka ett naturreservat eller värdet av den buffring av näringsämnen som vissa ekosystem tillhandahåller. Existensvärdet är kopplat till själva existensen av en art eller en naturtyp, dvs. även om en individ aldrig räknar med att se en viss art så kan han eller hon ha en betalningsvilja för arten. Detta värde kan dels uppstå för att man själv värderar själva existensen av en art men också för att man vill att andra skall ha möjlighet att uppleva arten (altruism).

Monetär värdering av biologisk mångfald är dock komplicerat. Det finns flera orsaker till detta. För det första omsätts den biologiska mångfalden inte på någon marknad utan olika värderingsmetoder måste användas. Flera av dessa är visserligen välutvecklade och välanvända men kan ändå vara svåra att applicera på biologisk mångfald. För det andra rymmer biologisk mångfald flera nivåer och avser mångfald på gen-, art- och ekosystemnivå. Att ekonomiskt fånga upp och värdera alla relevanta aspekter är naturligtvis en utmaning. För det tredje är de ekologiska processerna som rör gener, arter och ekosystem i många fall endast delvis kända.

Ekosystemtjänstbegreppet är viktigt när det gäller att värdera biologisk mångfald monetärt. Biologisk mångfald påverkar ekosystemtjänsterna direkt via (B) och indirekt via (A) vilket framgår av figur 1 nedan. Ekosystemtjänsterna sträcker sig från existensvärdet hos enskilda arter till livsuppehållande processer och delas i Millennium Ecosystem Assessment (2005) upp i de fyra kategorierna: stödjande, tillhandahållande, reglerande

och kulturella. För den direkta länken finns det etablerade metoder som gör det möjligt att genomföra ekonomisk värdering, det kan t. ex. handla om värdering av enskilda arter eller naturtyper. Exempel på sådana metoder är scenariovärderingsmetoden, choice experiment metoden och produktionsfunktionsmetoden. När det gäller att värdera biologisk mångfald via den indirekta länken består problemet av att det är svårt att kvantifiera hur biologisk mångfald påverkar ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens. Därmed är det också svårt att mäta det indirekta värdet av förändringar i biologisk mångfald.

Figur 1. Sambandet mellan biologisk mångfald, ekosystemtjänster och välfärd.



Källa: Bearbetning av Millenium Ecosystem Assessment (2005) och Söderqvist (2005).

SLUTSATSER I SAMMANDRAG

Det finns tre huvudsakliga motiv till att värdera biologisk mångfald ekonomiskt: synliggöra värden relaterade till biologisk mångfald, förbättra samhällsekonomiska konsekvensanalyser och skapa bättre underlag vid fördelning av miljöbudget.

Det är det ekonomiska värdet av förändringar av nivåer och inte nivåer i sig som är relevanta i policysammanhang. Även om det skulle gå att beräkna ett totalvärde för biologisk mångfald har ett sådant värde mycket begränsad användbarhet, eftersom det inte går att relatera till åtgärder eller frånvaron av åtgärder.

Ekosystemtjänstbegreppet är centralt för ekonomisk värdering av biologisk mångfald, eftersom förändringar i den biologiska mångfalden påverkar människors välfärd via effekter på ekosystemtjänsterna. Det ekonomiska värdet av förändringar i den biologiska mångfalden påverkas därmed av hur vi ekonomiskt värderar förändringar i de ekosystemtjänster som följer av en viss förändring i den biologiska mångfalden.

Ekonomisk värdering av biologisk mångfald tjänar snarare som ett komplement än ett substitut till de överväganden som redan sker idag. Det är viktigt att notera att även om biologisk mångfald inte värderas ekonomiskt så sker det en ”värdering” via myndigheters beslut och politiska processer.

För värdering av olika komponenter av biologisk mångfald, främst arter, finns en etablerad litteratur och väl beprövade metoder. När det gäller att värdera hur ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens påverkas av den biologiska mångfalden är forskningen ännu i sin linda.

De värderingsmetoder som förefaller lämpligast för värdering av biologisk mångfald är produktionsfunktionsmetoden och scenariometoder. Båda behöver dock utvecklas. För produktionsfunktionsmetoden föreligger behov av forskning för att i större utsträckning åstadkomma kvantifiering av effekter på ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens. För scenariometoderna behövs det bl. a. fortsatt metodutveckling kring hur abstrakta begrepp som biologisk mångfald ska kunna kommuniceras och värderas.

Under det senaste decenniet har samarbetet mellan ekologer och ekonomer ökat. Behovet av ett sådant samarbete förefaller vara särskilt stort när det gäller värdering av biologisk mångfald. Ett viktigt skäl till detta är behovet av att identifiera den relevanta skalan för att studera ekonomiska konsekvenser av förändrad biologisk mångfald. Det är viktigt att ett sådant samarbete sker över tid, vilar på god vetenskaplig grund och har hög policyrelevans.

Ju bättre kunskap vi har om ekologiska processer som är relaterade till biologisk mångfald, ju bättre går det naturligtvis att värdera förändringar i den biologiska mångfalden ekonomiskt. Genom att börja värdera biologisk mångfald ekonomiskt kommer

olika processer att initieras och kunskapsluckor kommer att identifieras. Huvudfrågan är därmed inte om det går, utan om vi vill värdera biologisk mångfald ekonomiskt.

UPPDRAGET OCH RAPPORTEN

I januari 2006 fick Konjunkturinstitutet ett regeringsuppdrag från Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet om monetär värdering av biologisk mångfald. Uppdraget innefattar:

- Sammanställning av ekonomiska metoder för värdering av biologisk mångfald samt erfarenheter av att använda dessa metoder.
- Förslag på sammanhang där det finns behov av monetär värdering av biologisk mångfald
- Analys av metodernas svagheter, styrkor och lämplighet för värdering av biologisk mångfald samt möjligheten att inkludera marginalkostnads- och marginalnyttobräkningar
- Identifiering av kunskapsluckor inom ekonomiska värderingsmetoder för värdering av biologisk mångfald.

En fullständig beskrivning av uppdraget finns i förordet.

Rapporten inleds med en beskrivning av de svenska miljö kvalitetsmålen med fokus på *Ett rikt växt- och djurliv*, därefter sker en översiktlig beskrivning av begreppet biologisk mångfald och de allvarligaste hoten mot den biologiska mångfalden som följs av en kortfattad beskrivning av hur man inom nationalekonomi mäter välfärdsförändringar. Efter detta följer en genomgång av olika metoder för ekonomisk värdering och en sammanställning av litteratur om värdering av biologisk mångfald. Rapporten avslutas med en längre diskussion utifrån de fyra frågeställningarna i uppdraget samt ett antal kortfattade slutsatser.

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Sammanfattning	5
Slutsatser i sammandrag	8
Uppdraget och rapporten.....	9
1. Inledning.....	13
2. Miljömål	18
3. Vad är biologisk mångfald?	22
Genetisk nivå	22
Artnivå	22
Ekosystemnivå.....	24
Alfa-, beta- och gammadiversitet.....	26
Hot mot den biologiska mångfalden.....	27
Populationsdynamik.....	30
4. Att mäta välfärd och välfärdsförändringar ekonomiskt	33
Kostnadseffektivitetsanalyser och samhällsekonomiska konsekvensanalyser	33
Välfärdsförändringar.....	34
Diskontering.....	36
Kostnad och nytta av att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster	36
5. Värderingsmetoder.....	39
Produktionsfunktionsmetoden	40
Resekostnad.....	41
Fastighetsvärdeometoden (Hedoniska priser).....	44
Scenariovärderingsmetoden (Contingent Valuation Metoden, CVM)	45
Choice experiment metoden	48
Benefit transfer – “värdeöverföring”	49
Metaanalys	50
Sammanställning av svenska värderingsstudier	52
Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier.....	54
6. Monetär värdering av biologisk mångfald.....	56
Sammanställning av litteratur om värdering av biologisk mångfald	58
Värdering av den biologiska mångfalden som sådan.....	66
7. Diskussion	69
Monetär värdering av biologisk mångfald.....	69
Sammanställning av ekonomiska metoder för värdering av biologisk mångfald samt erfarenheter av att använda dessa metoder.....	71
Förslag på sammanhang där det finns behov av monetär värdering av biologisk mångfald	74
Analys av metodernas svagheter, styrkor och lämplighet för värdering av biologisk mångfald samt möjligheten att inkludera marginalkostnads- och marginalnyttoberäkningar	76
Identifiering av kunskapsluckor inom ekonomiska värderingsmetoder för värdering av biologisk mångfald.	80

8. Slutsatser.....	84
Referenser.....	86
Bilaga 1: Hur kan man värdera biologisk mångfald?	99
Inledning	99
Värdering av biologisk mångfald utifrån ett artperspektiv.....	100
Värdering av biologisk mångfald utifrån ett gen-perspektiv.....	105
Värdering av biologisk mångfald utifrån ett biotop perspektiv	106
Värdering av biologisk mångfald utifrån ett landskapsperspektiv.....	107
Värdering av biologisk mångfald utifrån ett processperspektiv.....	107
Estetik.....	107
Olika geografiska perspektiv vid värdering av biologisk mångfald	108
Betalingssystem.....	108
Den föränderliga kunskapens problematik.....	109
Ekonomisk värdering av s.k. invasiva arter	109
Etik, Försiktighetsprincipen och vikten av att ibland göra ett Val	109
Kort slutsats.....	110
Bilaga 2: Värdering av biologiska mångfald: skadekostnader av främmande arter	111
Sammanfattning	111
Introduktion	111
Principer för värdering av skadekostnader av främmande arter.....	112
Skadekostnader för enskilda arter	115
Kostnader för olika länder	117
Diskussion: betydelse av FIA för Sverige och databehov för skadeberäkningar	119
Referenser	120
Bilaga 3: Vilken ekologisk kunskap behövs för ekonomisk värdering av biologisk mångfald?	123
Sammanfattning	123
Angreppssätt.....	123
Tre olika paradigmer för naturresursernas nyttjande i Sverige	124
Ekosystemtjänster.....	130
Referenser	135
Bilaga 4: Ekonomisk värdering av biodiversitet: Behov, svårigheter och möjligheter, främst med avseende på skog	139
Sammanfattning.....	139
Inledning	139
Behov.....	140
Svårigheter	141
Möjligheter.....	143
Till sist	146
Referenser	147
Bilaga 5: Möjligheter och hinder för ekonomisk värdering av biologisk mångfald	151
Sammanfattning.....	151
Möjligheter och hinder: allmänt	152
Möjligheter och hinder: metoder.....	153
Referenser	156
Titlar i serien Specialstudier.....	158

1. Inledning

Den biologiska mångfalden är en förutsättning för vår välfärd samtidigt som våra mänskliga aktiviteter på olika sätt bidrar till att vi förlorar biologisk mångfald. Under de senaste decennierna har den biologiska mångfalden uppmärksammats både politiskt och vetenskapligt. Vissa biologer menar att den nuvarande förlusten av biologisk mångfald kan karaktäriseras som den sjätte utdöendekrisen. Fem tidigare massdöenden av arter finns kartlagda varav den mest kända är dinosauriernas försvinnande (Simpson, 2007). När den biologiska mångfalden minskar kan detta påverka stabiliteten och resiliens i ekosystem och ekosystemens generering av en hel rad nyttigheter. Exempel på sådana nyttigheter spänner över ett mycket brett spektrum, från t.ex. upplevelsen av enskilda arter till t.ex. filtrering och rening av vatten och andra ekosystemtjänster som är livsnödvändiga. Förlusten av biologisk mångfald kan ge effekt både lokalt och globalt. Det finns dessutom ett dubbelriktat beroende mellan dessa nivåer; lokala förändringar kan ge effekt globalt och trendmässiga förändringar på global nivå kan ge effekt lokalt.

Globalt sett är det huvudsakliga skälet till att den biologiska mångfalden minskar att mer eller mindre orörd mark omvandlas till odlingsmark. Under perioden 1900 till 1980 har mängden odlad mark i Latinamerika ökat med 330 % från 33 miljoner hektar till 142 miljoner hektar, och med 136 % i södra Asien från 89 miljoner hektar till 210 miljoner hektar. USA, Kina och Sovjetunionen har alla haft en ökning av mängden odlad mark mellan 50 % och 60 %, totalt från 369 miljoner hektar till 570 miljoner hektar. Under samma period har den odlade landarealen i Europa minskat med 5 % från 145 miljoner hektar till 137 miljoner hektar, (Pearce och Moran, 1994). Även i Sverige är förlusten av biologisk mångfald relaterad till en ändrad markanvändning, främst nedläggningen av jordbruk som leder till minskat bete och igenväxning. En annan orsak är övergödning och ett hårt utnyttjande av fiskeresurserna som slagit ut den biologiska mångfalden i haven och hotar de marina ekosystemen (Prop. 2004/05:150).

Sverige har anslutit sig till flera internationella konventioner om biologisk mångfald, varav *Konventionen om biologisk mångfald* (CBD) som antogs vid FN:s möte i Rio 1992 är den som har störst internationell spridning med 190 anslutna länder. Konventionen har tre mål:

- Bevarande av biologisk mångfald.
- Hållbart nyttjande av dess beståndsdelar.
- Rättvis fördelning av nyttan av genetiska resurser.

I Göteborg 2001 antog Europeiska rådet det sjätte miljöhandlingsprogrammet, vars målsättning bl.a. är att skydda, bevara, återställa och utveckla de naturliga systemens funktion i syfte att hejda förlusten av biologisk mångfald senast 2010. Vid Världstoppmötet i Johannesburg 2002 om hållbar utveckling antogs ett mål om att kraftigt reducera förlusten av biologisk mångfald till 2010 och en handlingsplan med flera åtgärder för att uppfylla *Konventionen om biologisk mångfald*. EU:s strategi för biologisk

mångfald och de relaterade handlingsplanerna följdes upp 2004. I det arbetet fokuserades det på hur medlemsländerna skall kunna hindra förlusten av biologisk mångfald till 2004 och vilka indikatorer som ska tas fram för att kunna följa upp måluppfyllelsen.

Förlusten av biologisk mångfald kan ur ett ekonomiskt perspektiv sägas bero på avsaknaden av väldefinierat ägande av vissa naturresurser. Många av de tjänster som helt eller delvis är kopplade till biologisk mångfald har inget marknadsvärde och därmed synliggörs inte värdet av biologisk mångfald på samma sätt som för varor, tjänster och naturresurser som är föremål för marknadstransaktioner. Den som fattar beslut om åtgärder som leder till minskad biologisk mångfald berörs inte alls eller endast delvis av de kostnader eller välfärdsförluster som uppstår när den biologiska mångfalden minskar. Mycket av denna problematik är relaterad till det faktum att förändringar av den biologiska mångfalden kan ge konsekvenser långt bort (andra världsdelar) eller i framtiden (kommande generationer). Enligt Pearce och Moran (1994) finns det i huvudsak tre problem som gör att den biologiska mångfalden inte bevaras på ett sätt som skulle vara samhällsekonomiskt optimalt. För det första gör marknadsmisslyckanden på det lokala planet att transaktioner inte sker mellan de som tillhandahåller biologisk mångfald och de som efterfrågar biologisk mångfald. För det andra föreligger ett incitamentsproblem eftersom beslutsfattare har svårt att skapa incitament som gynnar biologisk mångfald och för det tredje finns ett institutionelltproblem eftersom avlägsna nyttotagare av biologisk mångfald inte lyckas skapa incitament att bevara den biologisk mångfald som de gynnas av. Ett exempel på detta kan vara existensvärden för en art som finns i ett annat land eller till och med i en annan världsdel.

Att bevara biologisk mångfald kräver resurser som har en alternativ användning och ofta ett marknadsbaserat ekonomiskt värde. Orörd mark som odlas upp eller skog som avverkas påverkar den biologiska mångfalden samtidigt som dessa aktiviteter genererar ekonomiska intäkter. Samhällsekonomiskt måste dessa intäkter vägas mot förlusten av biologisk mångfald och detta är ett skäl till varför det är motiverat att försöka värdera förändringar i den biologiska mångfalden i monetära termer. Notera att fokus ligger på att värdera förändringar och inte nivåer. Genom att förlusten av biologisk mångfald till följd av mänsklig aktivitet värderas i samma enhet som de varor och tjänster som skapas av dessa aktiviteter är det lättare att väga dessa värden mot varandra. Pearce (2001) menar att ekonomisk värdering av biologisk mångfald är fundamentalt för att skapa incitament till att bevara biologiska resurser, eftersom värdet av de biologiska resurserna på detta sätt synliggörs.

Ett stort antal vetenskapliga artiklar och böcker behandlar olika aspekter av monetär värdering av förändringar i biologisk mångfald. OECD har sedan flera år en arbetsgrupp med fokus på ekonomiska aspekter av biologisk mångfald (Working Group on Economic Aspects of Biodiversity) som har gett ut ett antal böcker på temat (OECD 2001, OECD 2002 och OECD 2004). På uppdrag av brittiska Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) genomfördes för några år sedan ett omfattande arbete för att utveckla metoder för att värdera förändringar i den biologiska mångfalden (Christie m.fl., 2004). Behovet av monetär värdering framgår också av

beslut IV/10 i partskonferensen för Konventionen om biologisk mångfald där det framgår att ”monetär värdering av biologisk mångfald och biologiska resurser är ett viktigt verktyg för att skapa välriktade ekonomiska incitament” (egen översättning). Inom ämnet nationalekonomi finns väletablerade metoder, samhällsekonomiska konsekvensanalyser, för att väga samman olika effekter som uppstår i ett samhälle då olika åtgärder vidtas. Det kan t.ex. handla om att väga ökad säkerhet och minskade resekostnader mot anläggningskostnader för en ny väg. Förutom anläggningskostnaderna kan andra kostnader uppstå som är relaterade till ingreppet i naturen, exempelvis effekter på den biologiska mångfalden. Det kan naturligtvis vara svårt att ekonomiskt värdera minskad restid, ökad säkerhet eller minskad biologisk mångfald, men för de förra har metodutvecklingen pågått en längre tid och i takt med att fokus allt mer riktas mot den biologiska mångfalden är det viktigt att även denna komponent får utrymme i de samhällsekonomiska analyserna. En förutsättning för att kunna beakta (ekonomiskt värdera) biologisk mångfald i den typen av analyser är att det går att kvantifiera effekterna på biologisk mångfald och konsekvenserna av förändrad biologisk mångfald av olika projekt. Ekonomisk värdering av förändringar i biologisk mångfald kan också tjäna som beslutsunderlag för att fördela de medel som används för olika åtgärder för att bevara eller främja den biologiska mångfalden. Under 2005 summerade anslagen för åtgärder för biologisk mångfald till 1 877 miljoner kronor. Enligt Naturvårdsverkets beräkningar avsattes under 2003, 240 miljoner kronor för forskning om biologisk mångfald av de stora forskningsfinansiärerna (SOU 2005:94).

Utgångspunkten för att monetärt värdera icke-marknadsprissatta varor som t.ex. biologisk mångfald är att det är människans värdering av biologisk mångfald som är väsentlig, vilket innebär ett antropocentriskt förhållningssätt. Det råder knappast enighet i samhället kring huruvida detta är ett rimligt förhållningssätt och även ekonomer emellan finns en diskussion om behovet av att ekonomiskt värdera naturresurser. Heal (1999) anger två huvudsakliga skäl mot ekonomisk värdering:

”Ekonomisk värdering är varken nödvändigt eller tillräckligt för naturskydd. Vi bevarar mycket som vi inte värderar och mycket av det som vi värderar bevaras inte.”¹

”Incentiv är vitala för naturskydd: ekonomisk värdering är inte nödvändigt för att skapa de korrekta incitamenten.”²

Det första påståendet bemöter Pearce (2001) genom att påpeka att det största hotet mot den biologiska mångfalden är att människan tar land i anspråk och förändrar ekosystemen och att huruvida ett visst område avsätts för bevarande av biologisk mångfald i stor utsträckning bestäms av den alternativa användningen. Principiellt går det naturligtvis att besluta att ett visst område skall bevaras utan att bestämma alternativkostnaden av bevarandeåtgärden. Pearce varnar dock för ett sådant angreppssätt eftersom ett område inte behöver bli skyddat bara för att någon bestämmer att det ska

¹ Engelskt original: “Valuation is neither necessary nor sufficient for conservation. We conserve much that we do not value, and do not conserve much that we value”.

² Engelskt original: ”Incentives are critical for conservation: valuation is not necessary for establishing the correct incentives”.

det och väcker frågan om bevarandeåtgärder kanske får bättre genomslag genom att de värden som bevaras också synliggörs.

Det andra påståendet får stöd av t. ex. Baumol och Oates (1988) som visat att styrmedel som stimulerar till kostnadseffektiva åtgärder kan bli verklighet utan att man känner till värdet av utsläppen. Pearce (2001) påpekar dock att vinsten av att nyttja naturresurser på ett sätt som missgynnar biologisk mångfald är så stor att om inte värdet av den förlorade mångfalden synliggörs kommer vi inte heller att få tillstånd incitament som gynnar bevarande av biologisk mångfald. Enligt detta resonemang behöver biologisk mångfald alltså inte värderas för att trimma incitamenten utan för att över huvudtaget kunna skapa incitamenten. En orsak till detta som Pearce (2001) lyfter fram är att monetär värdering inte bara ger ett värde på en förändring i en naturresurs eller i den biologisk mångfald utan också ger viss information om den underliggande efterfrågekurvan och därmed information om hur människor kommer att reagera på priser. Pearce (2001) avslutar sitt resonemang om fördelarna med ekonomisk värdering med att påpeka att ekonomisk värdering inte endast är bra för att få fram ett värde, utan att även själva processen för att få fram ekonomiska värden är viktig, eftersom vi då ökar kunskap om vad det är människor värderar, vilka deras motiv är och hur de ställer sig till olika åtgärder för att bevara miljön. Detta är mest påtagligt när s.k. scenariometoder används och Pearce lyfter också fram att i studier av betalningsvilja är det endast en mindre del av frågorna som berör själva betalningsviljan.

OECD (2002) identifierar följande sammanhang där ekonomisk värdering av biologisk mångfald kan vara användbart:

- Synliggöra värdet av biologisk mångfald. Öka medvetenhet och visa på betydelsen av biologisk mångfald.
- Bestämning av skadestånd vid förlust av biologisk mångfald.
- Justering av nationalräkenskaper.
- Bestämma avgifter, skatter och böter.
- Beslutsunderlag för markanvändning: Uppmuntra hållbart jordbruk och skogsbruk samt visa värdet av att skydda mark (reservat).
- Begränsning av att främmande arter sprider sig.
- Begränsa eller hindra handel med hotade arter.
- Fastställande av effekter på biologisk mångfald av investering i infrastruktur: vägar, flygplatser och byggnader.
- Bestämma prioritetsordning för olika projekt för att skydda biologisk mångfald inom en given budget.

En tillämpning av det senare ges t. ex. av Solow m.fl. (1993a) som visar att om syftet är att minimera förlusten av biologisk mångfald så kan det vara motiverat att fokusera på andra arter än de mest hotade, beroende på hur den genetiska variationen mellan arterna ser ut. I Pearce (2001) påpekas att bevarandestrategier ofta går ut på att bevara de mest hotade arterna och som en förklaring anges att bevarandestrategier inte baseras på den viktiga skillnaden mellan biologisk mångfald och biologiska resurser. En annan förklaring till att fokus ofta ligger på de mest hotade arterna kan vara att människor uttrycker preferenser för de hotade arterna och att dessa avspeglas i bevarande-

strategierna. Detta innebär att bevarandestrategier delvis kan vara baserade på människors värderingar av enskilda arter snarare än värderingar av mångfalden som sådan (OECD, 2002). Pearce (2001) framhåller också att om prioriteringen av vilka arter som skall bevaras baseras på risken för utrotning finns det risk att orsaken till utrotningshotet förbises. Vidare finns det risk för att bevarandeåtgärder får begränsat genomslag om de inte påverkar själva orsaken till utrotningshotet. Prioritering mellan olika bevarandeåtgärder måste baseras på kostnadseffektivitetsanalyser, se t.ex. Pearce och Moran (1998), Caldecott m.fl. (1996) och Salafsky och Margoluis (1999).

Syftet med detta uppdrag är att belysa ett antal frågor som är relaterade till monetär värdering av biologisk mångfald och som kan sammanfattas i fyra punkter enligt nedan:

- Sammanställning av ekonomiska metoder för värdering av biologisk mångfald samt erfarenheter av att använda dessa metoder.
- Förslag på sammanhang där det finns behov av monetär värdering av biologisk mångfald
- Analys av metodernas svagheter, styrkor och lämplighet för värdering av biologisk mångfald samt möjligheten att inkludera marginalkostnads- och marginalnyttobräkningar
- Identifiering av kunskapsluckor inom ekonomiska värderingsmetoder för värdering av biologisk mångfald.

Rapporten inleds med en beskrivning av de svenska miljö kvalitetsmålen med fokus på *Ett rikt växt- och djurliv*, därefter sker en översiktlig beskrivning av begreppet biologisk mångfald och de allvarigaste hoten mot den biologiska mångfalden som följs av en kortfattad beskrivning av hur man inom nationalekonomi mäter välfärdsförändringar. Efter detta följer en genomgång av olika metoder för ekonomisk värdering och en sammanställning av litteratur om värdering av biologisk mångfald. Rapporten avslutas med en längre diskussion utifrån de fyra frågeställningarna i uppdraget samt ett antal kortfattade slutsatser.

2. Miljömål

I april 1999 antog riksdagen propositionen *Svenska miljömål – miljöpolitik för ett hållbart Sverige* (prop. 1997/98:145) vilket innebar en ny struktur i miljöarbetet med 15 nationella miljökvalitetsmål som bas. Det övergripande målet för miljöpolitiken är att, i ett generationsperspektiv, lösa de stora miljöproblemen i Sverige. Exempel på miljökvalitetsmål är *Giftfri miljö*, *Frisk luft*, *Levande Skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*. Respektive miljökvalitetsmål specificeras med ett antal delmål. Enligt regeringens bedömning uppnås miljökvalitetsmålen inom en generation genom att hela samhället engageras i arbetet för en hållbar samhällsutveckling. Regeringen konstaterar dock att tre utmaningar är särskilt viktiga: omställningen av energi- och transportsystemet, skapandet av en giftfri miljö och effektiva kretslopp och en hushållning med naturens resurser. Regeringen har därför formulerat tre åtgärdsstrategier kopplade till dessa.

Flera av miljökvalitetsmålen med tillhörande delmål berör biologisk mångfald, men enligt den tidigare regeringens bedömning behövdes en kraftsamling för att t.ex. nå målet att hejda förlusten av biologisk mångfald senast 2010, vilket motiverade ett separat miljökvalitetsmål för biologisk mångfald. På regeringens uppdrag tog Naturvårdsverket (2003) fram förslaget på ett miljökvalitetsmål för biologisk mångfald och i detta arbete analyserades den biologiska mångfaldsaspekten i de övriga miljökvalitetsmålen. Naturvårdsverket konstaterar att flera miljökvalitetsmål och delmål är relaterade till biologisk mångfald och finner bl.a. att ”Om vi inte kan begränsa klimatpåverkan och minimera belastningen av föroreningar kommer många andra åtgärder för att skydda den biologiska mångfalden att bli mindre verkningsfulla.” Naturvårdsverket framhäver också att kopplingen till biologisk mångfald är tydligast för de mål som rör miljökvalitet i olika ekosystem eller miljöer: *Levande sjöar och vattendrag*, *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, *Myllrande våtmarker*, *Levande skogar*, *Ett rikt odlingslandskap*, *Storlagen fjällmiljö* samt *God bebyggd miljö*. Enligt Naturvårdsverkets analys har drygt hälften av delmålen stor relevans för den biologiska mångfalden.

I november 2005 antog riksdagen det nya miljökvalitetsmålet: *Ett rikt växt- och djurliv* (prop. 2004/05:150): Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor skall ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.

I januari 2002 inrättades ett miljömålsråd som är ett organ för samråd och samverkan mellan miljömålsansvariga myndigheter, andra myndigheter och länsstyrelser.³ Miljömålsrådet rapporterar årligen till Regeringen hur arbetet med miljökvalitetsmålen fortskrider. Av de 16 miljökvalitetsmålen bedöms nio som svåra att nå och sju som myck-

³ De myndigheter som ingår är: Naturvårdsverket, Statens Strålskyddsinstitut, Kemikalieinspektionen, Sveriges geologiska undersökningar, Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, Boverket, Riksantikvarieämbetet, Socialstyrelsen, Folkhälsoinstitutet, Försvarsmakten, Fiskeriverket och Energimyndigheten

et svåra att nå. Flertalet av de 72 delmålen bedöms vara svåra eller mycket svåra att nå. Naturvårdsverket är miljömålsansvarig myndighet för *Ett rikt växt- och djurliv*.

I prop 2004/05:150 konstaterar regeringen att avsikten med miljökvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv* inte är att permanenta ett visst miljötillstånd eftersom den biologiska mångfalden är under ständig förändring och utveckling. Vidare konstaterar regeringen att det, mot bakgrund av den stora förlust av biologisk mångfald som sker idag, kommer att bli svårt att nå målet. Sverige bedöms dock ha förutsättningar för att nå målet. I ett generationsperspektiv bör miljökvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv*, tillsammans med biologiska mångfaldsaspekter i övriga miljökvalitetsmål, innebära följande:

- Samhällets insatser för att bevara den biologiska mångfalden bedrivs med ett landskapsperspektiv på förvaltningen av ekosystemen. Ekosystemens buffertförmåga bibehålls, dvs. förmågan att klara av förändringar och vidareutvecklas, så att de kan vara fortsatt produktiva och leverera varor och tjänster.
- Landskapet, sjöar och hav är så beskaffade att arter har sina livsmiljöer och spridningsvägar säkerställda.
- Det finns tillräckligt med livsmiljöer så att långsiktigt livskraftiga populationer av arter bibehålls (gynnsam bevarandestatus).
- I områden där viktiga naturtyper skadats restaureras sådana så att förutsättningarna för den biologiska mångfalden väsentligt förbättras. Det kan t.ex. handla om naturtyper som generellt har minskat kraftigt i yta och utbredning, som fått sina kvaliteter som livsmiljö generellt utarmad, som hyser en stor mångfald av arter eller som hyser genetiskt särpräglade bestånd av arter.
- Arterna är spridda inom bl.a. sina naturliga utbredningsområden i landet så att genetisk variation inom och mellan populationer är tillräcklig.
- Främmande arter eller genetiskt modifierade organismer som kan hota människors hälsa eller hota eller utarma biologisk mångfald i Sverige introduceras inte.
- Den biologiska mångfalden upprätthålls i första hand genom en kombination av hållbart nyttjande av biologiska resurser, bevarande av arter och deras livsmiljöer samt åtgärder för att minimera belastningen av föroreningar och genom att begränsa klimatpåverkan.
- Arter som nyttjas t.ex. genom jakt och fiske förvaltas så att de långsiktigt kan nyttjas som en förnyelsebar resurs, och så att ekosystemens strukturer och funktioner inte påverkas.
- Människor har tillgång till natur- och kulturmiljöer med ett rikt växt- och djurliv, så att det bidrar till en god folkhälsa.
- Det biologiska kulturarvet förvaltas så att viktiga natur- och kulturvärden består.
- Samhället och dess medborgare har en bred kunskap om och förståelse för vikten av biologisk mångfald. Traditionell och lokal kunskap om biologisk mångfald och dess nyttjande bevaras och används när så är lämpligt.
- Sverige deltar aktivt i det internationella miljösamarbetet för att bevara biologisk mångfald.

Miljökvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv* är närmare specificerat i följande tre delmål:

1. Hejdad förlust av biologisk mångfald

Senast år 2010 skall förlusten av biologisk mångfald inom Sverige vara hejdad.

2. Minskad andel hotade arter

År 2015 skall bevarandestatusen för hotade arter i landet ha förbättrats så att andelen bedömda arter som klassificeras som hotade har minskat med minst 30 procent jämfört med år 2000, och utan att andelen försvunna arter har ökat.

3. Hållbart nyttjande

Senast år 2007 skall det finnas metoder för att följa upp att biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt. Senast år 2010 skall biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt så att biologisk mångfald upprätthålls på landskapsnivå.

I Naturvårdsverkets fördjupade utvärdering för miljökvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv* (Naturvårdsverket, 2007a) föreslås att de 2 första delmålen skall vara oförändrade men att det tredje skall formuleras om och ges ett nytt målår enligt följande:

”Senast år 2015 ska biologisk mångfald och biologiska resurser nyttjas på ett hållbart sätt så att arter och ekosystem bevaras och återställs på landskapsnivå.

Det innebär att:

- Ekosystem, processer, naturtyper och strukturer förekommer i en sådan omfattning i landskapet att alla i landet naturligt förekommande arter som inte är hotade fortlever i livskraftiga populationer inom sina naturliga utbredningsområden samt att inga tidigare livskraftiga arter ska bli hotade.
- Ett landskapsperspektiv anläggs vid genomförande och tillämpning av åtgärder och styrmedel i naturvården.
- Hänsyn tas till effekterna på det större landskapet vid åtgärder i areella samt övriga näringar.
- Naturens resiliens (motståndskraft och återhämtningsförmåga) upprätthålls eller ökas.
- Åtgärder som genomförs i arbetet med de övriga miljömålen får ej äventyra den biologiska mångfalden.
- Den av klimatscenarier utpekade förhöjda risken till utdöende ska minskas för de arter och naturtyper som löper störst risk att påverkas negativt av klimatförändringen.
- Andelen naturtyper i art- och habitatdirektivet som har gynnsam bevarandestatus har ökat.”

Vidare föreslås ett nytt och fjärde delmål med följande lydelse:

”Senast år 2015 har befolkningen tillgång till tätortsnära natur med höga friluftslivs-, kulturmiljö- och naturvärden.

Det innebär att:

- Den tätortsnära naturens friluftslivs-, kulturmiljö- och naturvärden bevaras, vårdas och utvecklas, varav minst 150 000 hektar tätortsnära skog har en rekreationssinriktad skötsel

- Den tätortsnära naturens värden och allemansrättens skyldigheter och rättigheter görs kända
- Tätortsnära natur tillgängliggörs för befolkningen oavsett ålder, kön, funktionshinder, etnisk tillhörighet eller tillgång till fordon
- Lokal kunskap tas tillvara genom att dialog förs med markägare och lokala aktörer vid bevarande, vård, utveckling och tillgängliggörande av tätortsnära natur

3. Vad är biologisk mångfald?

I konventionen om biologisk mångfald definieras biologisk mångfald som ”variationsrikdomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår. Detta innefattar mångfalden inom och mellan arter och av ekosystem.”

Den biologiska mångfalden studeras ofta på 3 olika nivåer: gen, art och ekosystem. Innebörden av denna indelning utvecklas nedan. En stor del av litteraturen behandlar dock biologisk mångfald på artnivå och därför har denna fått en framträdande roll även i denna framställning.

GENETISK NIVÅ

Biologisk mångfald på genetisk nivå avser den genetiska variationen inom en art. En minskning av den genetiska variationen innebär t.ex. att en given arts känslighet för förändringar riskerar att öka och att framtida generationer av människor får tillgång till ett mindre omfattande genetiskt material för utveckling av t.ex. mediciner och grödor. Den genetiska variationen utgör grunden för viss bioteknisk utveckling vilket är viktigt för bland annat framställningen av grödor som kan ha stor betydelse för såväl enskilda människor som länder. Debatten om genetisk variation har till stor del handlat om en rättvis fördelning mellan de länder som ”tillhandahåller” den genetiska variationen (främst länder med tropiskt klimat och regnskog) och de länder som nyttjar den genetiska variationen (främst länder med läkemedelsindustri). Detta har uppmärksammats av Konventionen om biologisk mångfald som pekar på behovet av att i synnerhet utvecklingsländer får del av de resultat och ekonomiska värden som skapas inom bioteknik av de genetiska resurser som tillhandhålls av utvecklingsländerna, vi s.k. ABS, access and benefit sharing. Fördelningsaspekter av värdet av genetisk variation och biologisk mångfald i allmänhet har även uppmärksammats av OECD:s arbetsgrupp för ekonomiska aspekter av biologisk mångfald (Working Group on Economics Aspects of Biodiversity) som ägnade sitt möte i april 2006 åt dessa frågor.

ARTNIVÅ

Det råder stor osäkerhet om hur många arter det egentligen finns. Uppskattningen av antalet arter på jorden varierar mellan 5 miljoner och 300 miljoner, varav ca 1.5 miljoner är kartlagda idag (Miller m.fl. 1985). Ryggradsdjur och kärlväxter är de artkategorier som är bäst kartlagda medan t.ex. bakterier och kryptogamer i betydligt mindre utsträckning är katalogiserade (Pimm m.fl. 1995). Avsaknaden av information om olika arters förekomst, antal och genetisk variation påverkar möjligheten att genomföra kostnadseffektiva bevarandeprojekt (Nunes m.fl. 2003).

För att få en samlad bild av tillståndet för olika arter produceras s.k. rödlistor som baseras på en bedömning av hur stor risk det är att en art försvinner inom ett visst område, t.ex. Sverige. Klassificering sker enligt ett internationellt system (Internationella naturvårdsunionen, IUCN) med följande indelning: försvunnen (EX och RE, extinct och regionally extinct), akut hotad (CR, critically endangered), starkt hotad (EN, endangered), sårbar (VU, vulnerable),

missgynnad (NT, near threatened), livskraftig (LC, least concern) och kunskapsbrist (DD, data deficient). I Sverige finns ca 60 000 flercelliga arter och av dessa har hittills ca 20 000 blivit klassificerade enligt kriterierna i rödlistan. Över 4 000 av dessa arter är rödlistade, d.v.s. klassificerade som ej livskraftiga, dvs. tillhör någon av kategorierna försvunnen, akut hotad, starkt hotad, sårbar, missgynnad eller kunskapsbrist. Av dessa bedöms 2 000 vara hotade vilket inrymmer klasserna akut hotad, starkt hotad och sårbar (Prop. 2004/05:150).

Två vanliga mått på biologisk mångfald är artrikedom och artstruktur där den första avser antalet arter inom ett visst område medan den andra avser fördelningen mellan arter inom ett visst område. Om sannolikheten är låg för att två slumpmässigt valda enheter är av samma art innebär det att artstrukturen är hög. Resonemanget illustreras i tabell 1. Låt X, Y och Z vara olika arter som identifieras i två olika områden. I område 1 är artrikedomen relativt hög medan artstrukturen är relativt hög i område 2.

Tabell 1. Illustration av artrikedom och artstruktur.

Område 1: Hög artrikedom	Område 2: Hög artstruktur
X X X X X X	X X X X
Y	Y Y Y Y
Z	

Det s.k. Shannon-Weiner indexet mäter den biologiska mångfalden med avseende på både artrikedom och artstruktur:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i),$$

där S är det totala antalet arter inom ett visst område (artrikedom) och p_i är den relativa rikligheten av art i inom området (artstruktur). Den relativa rikligheten p_i bestäms som antalet individer av art i dividerat med det totala antalet individer inom området. Shannon-Weiner indexet är växande i S , dvs. ju fler arter ju större index. För ett givet antal arter, S , maximeras värdet av H om alla p_i är lika, dvs. maximal artstruktur. Det kan dock vara tidskrävande och besvärligt att fastställa den relativa rikligheten av alla arter inom ett visst område och därför används ibland artrikedom som en approximation av den biologiska mångfalden på artnivå. Sällsynta arter kommer att få ett större genomslag i ett mått som baseras på artrikedomen än vad de skulle ha fått i ett Shannon-Weiner index (Armsworth m.fl. 2004). Ett alternativ till att studera den totala artrikedomen inom ett område är att endast studera artrikedomen för sällsynta arter.

Ett annat viktigt begrepp när det gäller att karakterisera biologisk mångfald är ”skillnaden” (olikheten) mellan olika arter. Speciella mångfaldsindex har konstruerats som tar hänsyn till arternas genetiska olikhet vilket innebär att ju mer olika arterna är genetiskt, ju större vikt tillmäts de (se t.ex. Weitzman, 1992). Solow m.fl. (1993a) påpekar att om man saknar information om olikheten mellan arterna och syftet är att bevara mångfald snarare än enskilda arter finns det stor risk att fel arter skyddas om begränsade resurser gör att inte alla arter kan bevaras. Motsvarande resonemang är tillämpligt på genetisk- och ekosystemnivå.

EKOSYSTEMNIVÅ

Biologisk mångfald på ekosystemnivå avser skillnaden mellan olika ekosystemtyper. Nunes m.fl. (2003) påpekar att det under lång tid varit ett paradigim att artrikedom är viktig eftersom den främjar både produktivitet och stabilitet i ett ekosystem (Odum 1950), men att senare studier ifrågasätter sambandet mellan artrikedom och stabilitet i ekosystemen (Johnson m.fl. 1996). Ekosystemens stabilitet och därmed mångfald, kan istället vara kopplad till ett begränsat antal organismer eller grupper av organismer, som styr och påverkar de kritiska processerna i ekosystem. Dessa processer benämns nyckelprocesser och det är när dessa påverkas eller försvinner som ekosystemens förmåga att absorbera yttre förändringar försämras. Klimatologiska förändringar och mänsklig aktivitet påverkar alltså i så fall ekosystemens stabilitet via nyckelprocesserna snarare än via det absoluta antalet arter i ekosystemen (Folke m.fl., 1996).

Relaterat till stabilitet är begreppet resiliens som har två olika innebörder. Dels avses den tid det tar för ett ekosystem som utsatts för påverkan att återvända till den ursprungliga jämvikten (Pimm, 1984), dels storleken på förändringar som kan absorberas utan att ett ekosystem ändras från en jämvikt till en annan (Holling, 1992).

För att ett ekosystems struktur och processer skall upprätthållas krävs en minsta nivå av mångfald av organismer. Det är dock svårt att ange relevanta mått på mångfalden inom ett ekosystem och kvantifiera effekter av dessa på olika processer och strukturer. Detta innebär att vi än så länge vet ganska lite om hur robusta ekosystemen är. Vidare är gränsen för ekosystemens resiliens vid störning i nyckelprocesserna ofta okänd (Perrings och Pearce, 1994).

Ekosystemen tillhandhåller ett stort antal varor och tjänster, s.k. ekosystemtjänster. Exempel på varor är timmer och fisk. Exempel på tjänster är rening av grundvatten och kontroll av vattenflöden. King och Wainger (2001) kategoriserar de varor och tjänster som ekosystemen tillhandahåller som antingen *aktiva* eller *passiva* och delar sedan in dessa i ett antal undergrupper enligt nedan.

Tabell 2. Kategorisering av varor och tjänster från ekosystem

<u>Kommersiell användning</u>	<u>Undvikande av skador på egendom</u>
Jordbruk	Översvämning
Skogsindustri	Storm, vågor, svallvågor
Fiskeri	Igenslamning/sedimentering
	Övergödning
<u>Rekreation</u>	Angrepp av skadligt ogräs
Fiske	
Bad	<u>Undvikande av risker/kostnader för mänsklig hälsa</u>
Vandring	Kretslopp för näringsämnen
Jakt	Kretslopp för kol
Fågelskådning	Kretslopp för kemiska ämnen
Båtliv	Kretslopp för syre
<u>Gemensam användning</u>	<u>Undvikande av risker för ekosystemens tillstånd</u>
Rening av dricksvatten	Tillhandahållande av biologisk mångfald
Förhindra förorening	Skydd av hotade arter
Kontroll av grundvatten	Skydd av ekologisk infrastruktur
<u>Annan användning</u>	<u>Reglering av klimat</u>
Vetenskapliga möjligheter	Globala klimateffekter
Utbildningsmöjligheter	Effekter på mikroklimat
Kulturellt berikande	
Estetiska upplevelser –doft, ljud, syn	<u>Generella passiva värden</u>
	Existensvärde
	Optionsvärde
	Legatvärde

Källa: Viss bearbetning av King och Wainger, 2001.

De generella passiva värdena har följande innebörd: existensvärde avser värdet av t.ex. ett ekosystem eller en art som inte är förknippat med något nyttjande. Ett exempel är att det finns personer som aldrig räknar med att få se en varg i Sverige men som upplever behovstillsfredsställelse av att veta att det finns varg i Sverige. Optionsvärde avser värdet av att ett ekosystem eller en art finns kvar och därmed gör det möjligt att uppleva dem i framtiden. Slutligen avser legatvärde det värde som vi idag tillskriver ett ekosystem eller en art för att framtida generationer skall få möjlighet att uppleva dem. Tabell 3 nedan redovisar Världsbankens uppdelning av ekosystemtjänster och vilka ekosystem som tillhandahåller dem. Notera dock att storleken eller värdet av ekosystemtjänsterna inte går att härleda från tabellen.

Tabell 3. Ekosystemtjänster från olika ekosystem

Ekosystemtjänster	Ekosystem									
	Jordbruksmark	Torrmark	Skog	Stad	Insjö	Kustnära hav	Marina miljöer	Polartrakterna	Bergstrakter	Öar
Sötvatten			•		•	•		•	•	
Mat/foder	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Virke, bränsle och fibrer	•		•			•				
I nuläget okända produkter	•	•	•		•		•			
Reglering av biologisk mångfald	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Kretslopp för näringsämnen	•	•	•		•	•	•			
Luftkvalitet och klimat	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Hälsa		•	•	•	•	•				
Avgiftning		•	•	•	•	•	•			
Begränsning av naturkatastrofer			•		•	•			•	
Kulturella värden och skönhetsvärden	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•

Källa: Världsbanken, 2004

Variationen mellan olika ekosystem är stor och kan karaktäriseras med ekosystemens struktur och deras verksamma processer. Struktur avser ekosystemets sammansättning av växter, djur, jord, vatten, luft etc., medan processer avser den dynamiska transformeringen av materia och energi mellan levande och icke-levande (abiotiska) system. Exempel på sådana processer är fotosyntesen och interaktionen mellan hydrologiska och geomorfologiska system. De ekologiska processerna genererar livsuppehållande tjänster som assimilering av gifter, cirkulation av näringsämnen, generering av jord, pollinering av växter och balansering av olika gaser i luften. Det är betydligt svårare att kartlägga betydelsen av de bakomliggande processerna än ett ekosystems struktur. Därmed är det också svårt att fastställa ekosystemens funktion i ett visst område t.ex. med avseende på absorbering av utsläpp eller kvarhållande av näringsämnen.

ALFA-, BETA- OCH GAMMADIVERSITET

För att studera och mäta den biologiska mångfalden måste en lämplig avgränsning göras spatalt, eftersom artrikedomen växer med storleken på det område som studeras. När den biologiska mångfalden skall studeras i ett landskap (som antas bestå av flera områden) finns det tre olika aspekter av biologisk mångfald att beakta:

Alfa (α) mångfald som avser den lokala artrikedomen inom ett visst område, eller den genomsnittliga artrikedomen över flera områden inom ett landskap.

Beta (β) mångfald speglar olikheten mellan områdena inom ett landskap. Ju färre arter som områdena har gemensamt inom ett landskap ju högre blir β -mångfalden.

Gamma (γ) mångfald utgör den totala mångfalden inom ett landskap och kan antingen räknas ut separat eller utifrån mångfaldsmåtten α och β .

Om artrikedomen i varje område är liten och områden uppvisar liten variation mellan sig kommer den totala mångfalden att bli låg. På motsvarande sätt ger en hög α -mångfald tillsammans med en hög β -mångfald ett högt värde på γ och därmed en stor total mångfald.

HOT MOT DEN BIOLOGISKA MÅNGFALDEN

Hotet mot den biologiska mångfalden kan sägas härröra från fyra fenomen som är relaterade till mänsklig aktivitet: förlust av habitat, ohållbart nyttjande av naturresurser, introduktion av exotiska arter och klimatförändring (Orians och Soulé, 2001). Den kortfattade beskrivningen nedan av dessa baseras på Armsworth m.fl. (2004).

Förlust av habitat

Förlusten av habitat är relaterad till ändrad mark- eller vattenanvändning och kan klassificeras som: *förändring*, *degradering* och *fragmentering*. Förändring innebär att ett land- eller vattenområde förändras så mycket att ett antal arter inte längre kan existera i området. Exempel på sådana förändringar är orörd natur som ersätts av jordbruk eller används för bebyggelse, åkermark som får annat användningsområde och våtmarker som torrläggs. Degradering innebär att mänsklig aktivitet minskar ett habitats kvalitet utan att habitatet försvinner. Ett exempel är utsläpp som påverkar ett habitat så att vissa arter får minskad chans att överleva eller t.o.m. utrotas lokalt. Ett annat exempel är boskap som genom intensivt bete påverkar vegetationen vilket både kan få effekt för andra djur men också påverka möjligheten för vissa växter att överleva. Slutligen innebär fragmentering att områden delas upp i mindre bitar. Denna uppdelning kan ske på flera sätt, t.ex. genom att mark som tidigare odlades beskogas eller genom att vägar, järnvägar eller andra linjeelement anläggs. Generellt ökar artrikedomen med storleken på det studerade området och det kan vara så att artrikedomen är större i ett visst område än den samlade artrikedomen i flera mindre områden med en motsvarande gemensam yta. De ”öar” som uppstår genom fragmentering kan ha så små populationer att de på sikt inte blir livskraftiga. Olika arter har olika förmåga att sprida sig, och därmed finns kvar, i ett fragmenterat landskap. För en sammanställning av problematiken kring fragmentering se Jordbruksverket (2005).

Ohållbart nyttjande av naturresurser

Ett stort antal naturresurser används direkt för mänsklig aktivitet eller som insatsfaktorer i produktionen av olika varor och tjänster. Fiske och avverkning av skog får här tjäna som typiska exempel på nyttjande av naturresurser. Fiske och avverkning av skog har en direkt och negativ effekt, åtminstone lokalt, på fiskbeståndet respektive tillgången på skog. Nyttjandet av naturresurser kan självklart också ha effekt på andra arter som på något sätt är beroende av de arter som skördas (nyttjas). Olika metoder för fiske och avverkning av skog har olika effekt på andra arter. Vissa fångstmetoder inom fisket ger t.ex. stora mängder bifångst eller påverkar bottenlevande arter. Varken fiske eller skogsbruk behöver innebära ett ohållbart nyttjande av naturresurser utan detta är ju en fråga om storleken på det uttag som sker.

Introduktion av exotiska arter

Mänsklig aktivitet har på olika sätt ökat spridningen av arter mellan regioner och t.o.m. kontinenter. Detta har både skett avsiktligt men också som bieffekt av den omfattande handeln mellan länder genom att arter följer med lastbilar och fartyg etc. Även om inte speciellt många av de arter som sprids etablerar sig i sina nya miljöer är den här typen av artspridning

ändå ett problem, eftersom de som väl lyckas etablera sig i vissa fall riskerar att bli invasiva, d.v.s sprida sig snabbt och på bekostnad av andra arter. Sådan etablering kan alltså påverka strukturen på ekosystem genom att andra arter trängs undan eller t.o.m. dör ut.

Klimatförändringar

Temperatur- och nederbördsförändringar som är relaterade till klimatförändring kan bli så omfattande att många arter inte kan finnas kvar i sina nuvarande miljöer. Vid en långsam klimatförändring skulle vissa arter kunna anpassa sig till den nya miljön genom att sprida sig till nya lämpliga miljöer men vid en kraftig klimatförändring är risken stor att arter som berörs men som inte kan finna nya livsmiljöer utrotas. Möjligheten att finna nya livsmiljöer är delvis beroende av hur fragmenterat landskapet är, dvs. i vilken utsträckning det är möjligt att ”vandra iväg”.

Armsworth m.fl. (2004) påpekar att samtliga fenomen kan ha en förödande effekt på enskilda arter eller ekosystem, men att klimatförändringen är den faktor som på lång sikt kommer att ha ökande betydelse. På kort sikt är det sannolikt habitatminskningen som är det stora hotet mot den biologiska mångfalden på land och i kustnära miljöer (Sala m.fl., 2000) och överfiskningen med tillhörande skadeverkningar mot den biologiska mångfalden i världshaven (Hixon m.fl., 2001).

Millennium Ecosystem Assessment (2005) pekar ut 5 huvudsakliga drivkrafter som orsaker till förlust av biologisk mångfald: habitatförändring, klimatförändring, främmande arter, överexploatering och föroreningar. Dessa drivkrafter är alltså samma som de hot mot den biologiska mångfalden som Armsworth m.fl. (2004) redovisar men med tillägg av föroreningar. Millennium Ecosystem Assessment (2005) gör också en grov uppdelning av vilken effekt de olika drivkrafterna haft på olika vegetationsområden under det senaste århundradet samt vilken den aktuella trenden är. Detta framgår av tabell 4 nedan.

Tabell 4. Huvudsakliga direkta drivkrafter för förlust av biologisk mångfald.

	Habitatförändring	Klimatförändring	Främmande arter	Överexploatering	Förorening
Boreal	↗	←	↗	→	←
Tempererad	↘	←	←	→	←
Tropisk	←	←	←	↗	←
Tempererad slättmark	↗	←	→	→	←
Medelhavs typ	↗	←	←	→	←
Tropisk slättmark och savann	↗	←	←	→	←
Öken	→	←	→	→	←
Insjö	←	←	←	→	←
Kustnära hav	↗	←	↗	↗	←
Marint	←	←	→	↗	←
Öar	←	←	→	→	←
Berg	←	←	→	→	←
Polar	↗	←	→	↗	←

De drivande faktorernas effekt på biologisk mångfald under det senaste århundradet	De drivande faktorernas aktuella effekt
Liten	↘
Medel	→
Hög	↗
Mycket hög	←

Källa: Millennium Ecosystem Assessment (2005)

POPULATIONSDYNAMIK

Data som beskriver ekologiska förhållanden och processer kan vara svåra och dyra att ta fram. Långa tidsserier som beskriver antal individer och fördelning av en viss art inom ett visst område finns endast i begränsad utsträckning. Även om tillgången på data är begränsad har den ekologiska forskningen kartlagt en del samband mellan miljömässiga förhållanden och den biologiska produktionsprocessen. Ett välanvänt samband uttrycker relationen mellan antal arter (S) och storleken på ett visst område (A) och approximeras ofta med följande funktionsform:

$$S = cA^z,$$

där c och z är positiva parametrar. Detta samband korresponderar alltså till den tidigare diskuterade α -mångfalden eftersom sambandet uttrycker artrikedomen för en viss storlek på ett studerat område. Artsammansättningen i ett visst område är svårare att prediktera och har varit föremål för en lång ekologisk debatt, Armsworth m.fl. (2004).

Ur ett ekonomiskt perspektiv har statistiska analyser begränsad användning eftersom förekomst av en viss art på en viss plats inte garanterar att den aktuella arten kommer att finnas kvar på den studerade platsen i framtiden. För att prediktera framtida förekomst av en viss art behöver de dynamiska processerna förstås och modelleras. Detta inbegriper även modellering av vilka konsekvenser ett visst bevarandeprogram får.

Dynamiken i ett slutet system kan förenklat skrivas som:

$$\dot{N}_i = N_i f^i(N_1, \dots, N_S), \text{ för } i=1, \dots, S.$$

Där S är antalet arter som interagerar med varandra, f är tillväxttakten, per capita, för varje art och som framgår av ekvationen ovan kan den bero av tätheten för alla arter, N_i , $i=1, \dots, S$. Interaktionen mellan arterna kan karaktäriseras via första derivatan för en given vektor med arttätheter. Två arter är:

ömsesidigt beroende eller samverkande om $f^i_{N_j} > 0$ och $f^j_{N_i} > 0$,

rovdjur eller parasiterande om $f^i_{N_j} > 0$ och $f^j_{N_i} < 0$,

och konkurrerande om $f^i_{N_j} < 0$ och $f^j_{N_i} < 0$.

Ett specialfall är tillväxten för en art som lever i monokultur vilket innebär att:

$$\dot{N} = Nf(N).$$

När N blir tillräckligt stort kommer $f(N)$ att minska till noll i takt med att arten uttömmar sina tillgängliga resurser. Armsworth m.fl., (2004) påpekar att flera olika funktionsformer för f har tillämpats och att även om de är förenklingar av verkligheten uppstår flera analytiska problem som t.ex. multipla jämvikter och kaos. Även om den här typen av representation av ekosystem kan vara informativa menar Armsworth m.fl. (2004) att det är viktigt att beakta de dimensioner som inte är modellerade och pekar i detta exempel på spatiala olikheter och temporala förändringar.

Enligt Armsworth m.fl. (2004) finns det en omfattande litteratur som behandlar hur den spatiala heterogeniteten påverkar populationsdynamiken. Ett antal exempel på olika aspekter som har studerats är att:

- Miljöförhållanden är heterogena över alla spatiala skalor (Levin, 1992)
- Habitatområden skiljer sig åt vad gäller isolering, geometri och kvalitet (Thomas och Kunin, 1999)
- På individnivå kan tätheten av organismer kännetecknas av sammanklumpning och att organismerna endast interagerar med sina omedelbara grannar (Durrett och Levin, 1994)

Vart och ett av dessa förhållanden kan göra att den observerade populationsdynamiken avviker betydligt från den som kan predikteras med varianter av modellen ovan. En ytterligare spatial aspekt, som Armsworth m.fl. (2003) framhåller, är att vissa organismer under sin levnad eller över årstiderna rör sig mellan olika habitat, för att föröka sig eller söka föda. Detta innebär att flera olika habitat kan behöva beaktas för att skydda en viss art.

Det kan förekomma en kraftig variation över tid i en arts populationsstorlek och täthet och denna variation fångas inte av den typen av modeller som diskuterats ovan. Dessa inrymmer endast endogena fluktuationer av t.ex. en arts populationsstorlek. Armsworth m.fl. (2003) påpekar att det ur ett förvaltningsperspektiv kan vara minst lika viktigt att förstå den kortsiktiga variationen som att fånga den långsiktiga trenden och detta måste beaktas vid valet av modell.

En viktig typ av analys kopplad till populationsdynamik är så kallad metapopulationsmodellering (Hanski 1999). I en sådan analys betraktas en art uppdelad i distinkta delpopulationer som finns i olika ”fläckar” (patcher) i landskapet. Det kan finnas både fyllda fläckar, dvs. där arten förekommer men också tomma, dvs. sådana där miljön är lämplig men där arten för tillfället inte finns. Modellering av populationsstorlek över tiden görs baserat på utdöenden och ”födslar” inom fläckarna, liksom spridning från och till dessa. De senaste åren har metapopulationsbiologin utvecklats så att flera arter kan modelleras samtidigt, inom så kallad ”metacommunity” modellering (Holyoak m.fl. 2005).

Idag är det vanligt inom ekologin att utföra så kallad habitatmodellering där den framtida utbredningen av en eller flera arter förutsägs med hjälp av information om landskapets tänkta utseende i framtiden, baserat på geografisk informationsanalys (GIS) (Scott m.fl. 2002). Till skillnad från metapopulationsmodeller så ger dessa modeller inte bara information om hur vanlig en art kommer att bli i framtiden utan också var i landskapet den kan komma att finnas. En svaghet i sådana habitatmodeller är att arternas spridningsförmåga för det mesta inte beaktas och inte heller hur landskapet förändras över tiden. I de mest avancerade modellerna görs därför försök att beakta arternas spridningsförmåga liksom landskapets dynamiska utveckling över tiden.

Sårbarhetsanalys (PVA; Population Viability Analysis) är ett vanligt redskap inom naturvårdsbiologin som används för att t.ex. kunna förutsäga utdöenderisken för en art inom ett visst tidsintervall (Kindvall 1998, Bessinger & McCullough 2002). Simuleringsmodeller byggs baserade på kunskap om t.ex. total populationsstorlek, ålder för första reproduktion och storlek på årlig reproduktion. Förutom utdöenderisk kan

bedömningar göras om hur stor populationen måste vara för att undvika utdöende och vilka faktorer som verkar vara viktigast för artens populationsdynamik.

4. Att mäta välfärd och välfärdsförändringar ekonomiskt

KOSTNADSEFFEKTIVITETSANALYSER OCH SAMHÄLLSEKONOMISKA KONSEKVENSPANALYSER

Kostnadseffektivitetsanalyser är ett viktigt instrument för att säkerställa att ett visst mål uppnås till lägsta möjliga kostnad. Kostnadseffektivitetsanalyser har den begränsningen att de endast behandlar kostnadssidan av en åtgärd vilket samtidigt förenklar analysen eftersom en värdering av en åtgärds samtliga konsekvenser inte behöver genomföras. Detta kan i vissa sammanhang förenkla analysen väsentligt eftersom värdering kan vara komplicerat och mycket resurskrävande.

Samhällsekonomiska konsekvensanalyser syftar till att kvantifiera och värdera samtliga relevanta konsekvenser av en åtgärd och en sådan analys har ett antal fördelar gentemot en kostnadseffektivitetsanalys. För det första innebär värdering av åtgärdernas konsekvenser att det är möjligt att mer grundligt studera fördelningsaspekter, vilket kan vara värdefullt när vissa blir ”vinnare” och andra blir ”förlorare” av en åtgärd. För det andra innebär samhällsekonomiska konsekvensanalyser att olika åtgärder, även i skilda samhällssektorer, kan vägas mot varandra genom att de värderas i samma enhet, pengar. Detta innebär att det går att avgöra om en viss åtgärd eller ett visst projekt är samhällsekonomiskt lönsamt eller inte. För det tredje, och som en konsekvens av ovanstående, ger samhällsekonomiska konsekvensanalyser en genomlysning av olika åtgärders konsekvenser och kan därmed tjäna som ett instrument för att t.ex. besluta om en viss målsättning i miljöpolitiken.

De tre grundläggande frågeställningarna inom nationalekonomi är: Vad skall produceras, hur skall produktionen ske och för vem skall produktionen ske. Detta gäller inte bara produktionen av olika varor utan också tjänster av alla slag. Om dessa frågeställningar appliceras på bevarandet av biologisk mångfald skulle de kunna ha följande lydelse:

- Vad ska bevaras (och varför)?
- Hur skall bevarandet genomföras?
- För vem uppstår effekter (både av bevarandeåtgärder och förlust av biologisk mångfald)?

Den första punkten, vad ska bevaras, avser mot vad vi i huvudsak ska sätta in åtgärder, vilket inte är liktydigt med att t. ex. arter eller ekosystem som inte är hotade idag saknar betydelse. Om man väljer att avstå från att ekonomisk värdera olika aspekter av biologisk mångfald kan den ekonomiska vetenskapen bidra till att lösa delar av det andra problemet, d.v.s. frågan om hur biologisk mångfald skall bevaras kan analyseras med kostnadseffektivitetsanalyser. Det är dock viktigt att notera att det inte finns ett allmängiltigt mått på biologisk mångfald utan det handlar snarare om att kostnadseffektivitetsanalyser kan användas för att studera vissa aspekter av biologisk mångfald. Ekonomisk värdering av biologisk mångfald gör det möjligt att använda ekonomiska verktyg (samhällsekonomiska konsekvensanalyser) för att belysa vad som skall beva-

ras, eller snarare vad som är viktigast att bevara, och varför (t.ex. existensvärde eller användarvärde) samt vilka eventuella fördelningseffekter som uppstår av olika bevarandeåtgärder. Ekonomiska analyser av dessa frågeställningar utgör naturligtvis endast ett av flera instrument som en beslutsfattare kan använda. Både samhällsekonomiska konsekvensanalyser och kostnadseffektivitetsanalyser är viktiga medel inom miljöpolitiken och vilken metodik som är mest lämpad beror på frågeställningen och möjligheten att kvantifiera och värdera effekterna.

Enligt Sveriges riksdag och regering skall miljöpolitiska åtgärder vara kostnadseffektiva och föregås av samhällsekonomiska konsekvensanalyser. Enligt den genomgång av de miljömålsansvariga myndigheternas regleringsbrev som Samakovlis och Vredin Johanson (2005) har gjort är det endast Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Skogsstyrelsens regleringsbrev som inte innehåller krav på att redovisa åtgärdernas kostnadseffektivitet eller beskriva de samhällsekonomiska konsekvenserna. Naturvårdsverket är miljömålsmyndighet för miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv* och i Naturvårdsverkets senaste regleringsbrev framgår följande under Uppdrag: "Naturvårdsverket skall så långt som möjligt beräkna kostnader för föreslagna åtgärder och analysera de samhällsekonomiska och statsfinansiella effekterna av förslagen inom alla berörda utgiftsområden samt konsekvenser för andra av riksdagen fastställda mål. Detta bör i den mån det är möjligt innefatta monetära beräkningar av direkt eller indirekt nytta av förslagen samt beräkning av marginalkostnad/marginalnytta."

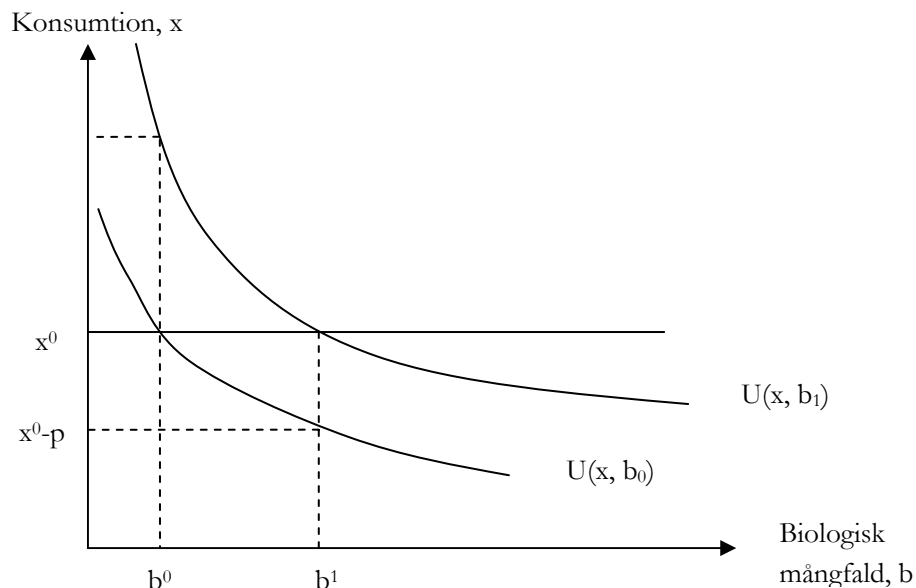
VÄLFÄRDSFÖRÄNDRINGAR

Ur ett ekonomiskt perspektiv bestäms en individs välfärd utifrån de varor och tjänster som finns tillgängliga för honom eller henne. Varorna och tjänsterna har olika attribut och individen väljer utifrån sina preferenser och ekonomiska förutsättningar den kombination som ger störst behovstillfredsställelse. Vissa av dessa varor och tjänster konsumeras via marknadstransaktioner medan andra tillhandahålls av staten, skapas inom familjen eller uppstår genom naturupplevelser etc. Individen antas kunna värdera varor och tjänster i termer av andra varor och tjänster och därmed är det möjligt att tillskriva välfärden ett ekonomiskt värde även om inte alla varor och tjänster är föremål för marknadstransaktioner. Detta innebär också att det är möjligt att ekonomiskt värdera t.ex. naturupplevelser eller enskilda djurarter. Utgångspunkten att värdet av t.ex. naturresurser endast bestäms av människors värdering av dessa är antroposofisk och har mött en del kritik av människor som menar att naturen har ett eget inneboende värde som inte kan mätas ekonomiskt och att beslut bör fattas utifrån ett bredare perspektiv än ekonomiskt värde.

Den välfärdsekonomiska utgångspunkten är att en policyförändring eller en förändring av naturens kvalitet (biologisk mångfald) ger en välfärdsförändring som kan mätas ekonomiskt. Det är alltså värdet av en förändring av den biologiska mångfalden som kan utvärderas inom välfärdsekonomi och inte det totala värdet av den biologiska mångfalden. Mer formellt kan värdet av förändringar i miljön beskrivas på följande sätt. Låt en representativ individs nytta byggas upp av två argument; en sammansatt vara x och biologisk mångfald b . Nyttofunktionen $U(x,b)$ beskriver hur individen kan

uppnå en viss nyttonivå med olika kombinationer av x och b , individen kan alltså byta bort en viss mängd biologisk mångfald mot en viss mängd konsumtion av den sammansatta varan eller vice versa. Låt b_0 representera en nivå av biologisk mångfald och b_1 en högre nivå av biologisk mångfald som uppnås om ett visst bevarandeprojekt genomförs. Om konsumtionen av den sammansatta varan är oförändrad kan nyttoförändringen av den ökade biologiska mångfalden skrivas: $U(x, b_0) - U(x, b_1)$. Om kostnaden för att genomföra bevarandeprojektet är p kronor per individ blir nyttan av att genomföra projektet $U(x-p, b_1)$ och nyttan av att inte genomföra projektet $U(x, b_0)$ och alltså vill den representativa individen genomföra projektet om $U(x-p, b_1) > U(x, b_0)$. Den maximala betalningsviljan för att genomföra projektet kan då bestämmas som $U(x-p_{max}, b_1) = U(x, b_0)$. Omvänt skulle vi kunna utgå från slutläget i analysen och fråga oss hur mycket kompensation individen skulle kräva för att få oförändrad nytta om den biologiska mångfalden minskar. Dessa mått är fundamentala vid värdering av naturresurser och benämns på engelska 'Compensating Variation', CV och 'Equivalent Variation', EV. Den aggregerade betalningsviljan för en förändring, t.ex. av biologisk mångfald, bestäms av inkomstfördelningen och de rådande förhållandena i övrigt. En alternativ inkomstfördelning än den rådande skulle alltså kunna ge en annan aggregerad betalningsvilja för en given förändring av den biologiska mångfalden. Detta är värt att notera men för marginella förändringar av den biologiska mångfalden får inkomstfördelningen och förhållandena i övrigt tas för givna om ekonomisk värdering skall användas som beslutsunderlag.

Figur 2. Nyttan av konsumtion av en sammansatt vara och biologisk mångfald



I en uppmärksam studie beräknar Costanza m.fl. (1997) det totala årliga värdet av jordens ekosystemtjänster som enligt deras beräkningar överstiger värdet av världens samlade nationalprodukter. Studien har ifrågasatts av bl.a. Pearce (1998) som påtalar att grunden för ekonomisk värdering är att marginella förändringar studeras och att så inte kan vara fallet om värdet av de samlade ekosystemtjänsterna värderas. Vidare

påpekar Pearce att värdet av ekosystemtjänsterna knappast kan överstiga den samlade nationalprodukten i världen. Costanza m.fl. bemöter flera av Pearce synpunkter och påpekar bl.a. att eftersom ekosystemen tillhandahåller tjänster som inte är marknadsprissatta och nationalprodukten baseras på marknadstransaktioner kan värdet av ekosystemtjänsterna överstiga det samlade värdet av jordens nationalprodukter (Pearce, 1998).

DISKONTERING

Välfärdsförändringar och även kostnader uppstår i många fall inte endast vid en tidpunkt utan under en hel följd av år. För att göra dessa värden och kostnader jämförbara över tid, t.ex. i en samhällsekonomisk konsekvensanalys, används s.k. diskonteringsfaktorer som typiskt kan skrivas $W_t=1/(1+r)^t$, där r är diskonteringsräntan. Om det är pengar som skall diskonteras är det rimligt att använda någon form av marknadsränta, men om det är framtida värden av t.ex. biologisk mångfald som skall diskonteras är det inte lika enkelt att välja diskonteringsränta. För samhällsekonomiska konsekvensanalyser används ofta diskonteringsräntan 4 procent (Naturvårdsverket, 2004). Höga räntesatser innebär att nuvärdet av framtida värden, eller kostnader blir litet och detta är naturligtvis mer påtagligt ju längre fram i tiden som dessa värden eller kostnader faller ut. Om värden som motsvarar en miljard uppstår om 50 år så är nuvärdet ca 21 miljoner om diskonteringsräntan är 8 procent men 141 miljoner om diskonteringsränta är 4 procent. Valet av diskonteringsränta kan alltså ha stor effekt på utfallet av samhällsekonomiska konsekvensanalyser. För att hantera diskontering över långa tidsperioder har man under senare år börjat diskutera s.k. hyperboliska diskonteringsräntor som innebär att diskonteringsräntan är fallande över tid och alltså att värden eller kostnader som uppstår långt fram i tiden har en lägre diskonteringsränta än de som sker i närtid. Weitzman (1998) har belyst problematiken med diskontering över långa tidsperioder och föreslår en stegvis avtagande diskonteringsränta, som därmed får en hyperbolisk karaktär, enligt följande: för närtid används 3-4 procent, för händelser som inträffar om 25-75 år används 2 procent, för händelser som inträffar om 75-300 år används 1 procent och för händelser som ligger bortom 300 år används 0 procents diskonteringsränta.

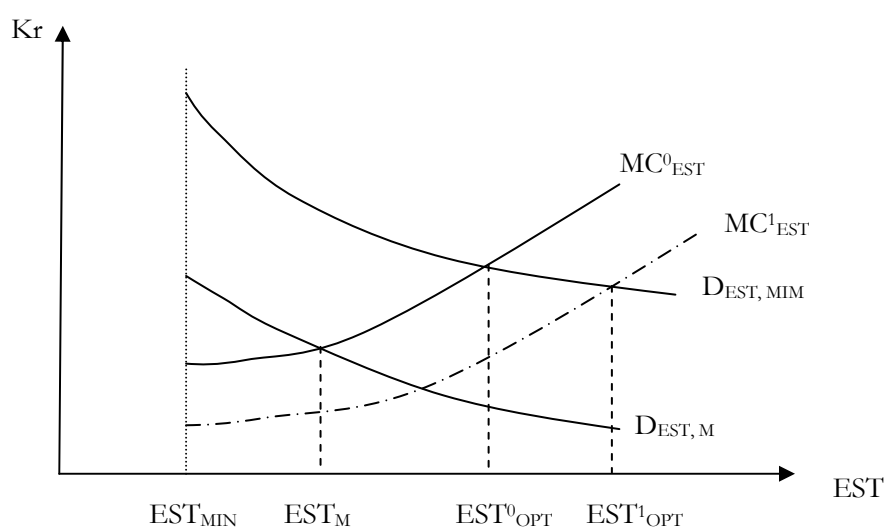
KOSTNAD OCH NYTTA AV ATT BEVARA BIOLOGISK MÅNGFALD OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER

En vanlig utgångspunkt vid ekonomiska analyser är att den optimala kvantiteten av en vara eller tjänst motsvarar den nivå där marginalkostnaden för att tillhandahålla varan eller tjänsten är lika med marginalnyttan av varan eller tjänsten. Givet tilltagande marginalkostnad och avtagande marginalnyttan så kommer en mindre kvantitet inte att vara optimal eftersom marginalnyttan är större än marginalkostnaden och för kvantiteter som är större än den optimala kan man resonera enligt samma princip men då är marginalkostnaden större än marginalnyttan. Nedan förs ett schematiskt resonemang om kostnader och värden relaterade till att bevara biologisk mångfald eller ekosystemtjänster. Framställningen följer Pearce (2007), även i det avseendet att fokus ligger på ekosystemtjänster för att förenkla resonemanget men kopplingen till biologisk mångfald

är naturligtvis stark eftersom den är viktig för att upprätthålla produktionen av ekosystemtjänster.

Vissa ekosystemtjänster omsätts på en marknad och har därmed ett pris. Exempel på sådana kan vara virke och turism. Många ekosystemtjänster omsätts dock inte på en marknad och är därmed inte heller prissatta. Exempel på sådana kan vara existensvärdet, reglering av vatten och buffring av näringsämnen. Frånvaron av synliga kostnader för att nyttja dessa ekosystemtjänster gör att det finns risk att de överutnyttjas, vilket innebär att de nyttjas mer än vad som skulle vara samhällsekonomiskt optimalt. Resonemanget illustreras nedan.

Figur 3. Kostnader och nytta av att bevara ekosystemtjänster



Källa: Viss bearbetning av Pearce (2007)

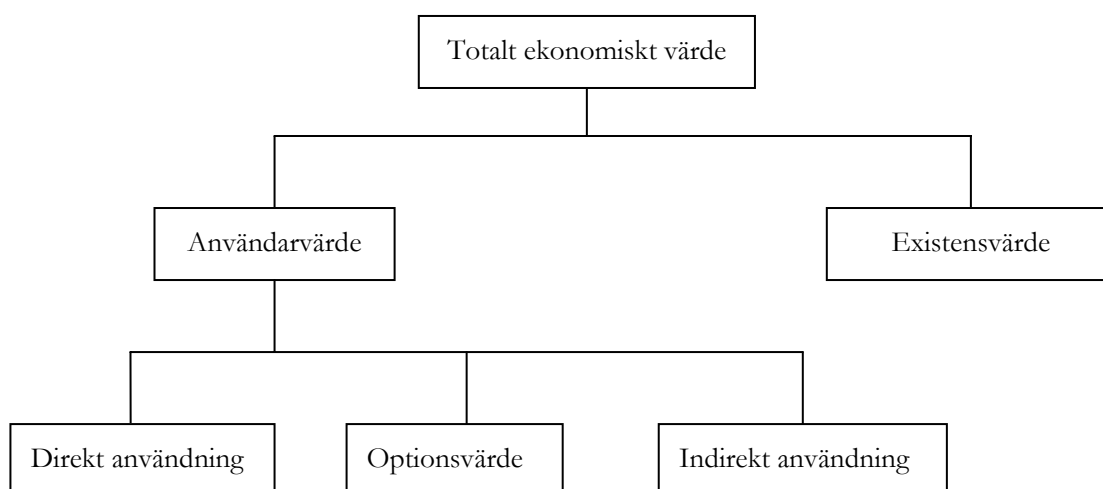
Längs den horisontella axeln mäts flödet av ekosystemtjänster (EST) som här för enkelhetens skull antas kunna vara mätbar i en dimension. Den vertikala axeln uttrycker värdet av ekosystemtjänsterna. $D_{EST, M}$ är efterfrågan för de ekosystemtjänster som omsätts på en marknad och uttrycker den marginella betalningsviljan för dessa ekosystemtjänster. Den övre kurvan, $D_{EST, MIM}$, svarar mot efterfrågan för både ekosystemtjänster som omsätts på en marknad och de som inte gör det och uttrycker på motsvarande sätt den marginella betalningsviljan för dessa. Det faktum att efterfrågekurvorna har negativ lutning uttrycker att marginalnyttan är avtagande, d. v. s. ju mer ekosystemtjänster vi har tillgång till ju mindre blir den marginella betalningsviljan, vilket motsvarar det förhållande som gäller för det flesta varor och tjänster och enligt Pearce (2007) har vi ingen anledning att förvänta oss att det skulle vara annorlunda för ekosystemtjänster. Detta innebär samtidigt att den marginella betalningsviljan för ekosystemtjänsterna ökar när tillgången på ekosystemtjänsterna minskar. I figuren sker dessutom denna ökning med tilltagande hastighet för efterfrågan som fångar både marknadsvärde och icke-marknadsvärde. EST_{MIN} uttrycker en lägsta nivå av ekosystemtjänster som innebär att för nivåer mindre än denna är den marginella betalningsviljan mycket hög.

Marginalkostnaden för att upprätthålla ekosystemtjänster uttrycks av MC^0_{EST} och skulle kunna dekomponeras i två delar, dels direkta kostnader för förvaltning och dels alternativkostnaden för bevarandet av ekosystemtjänsterna, t. ex. som en följd av att vissa ekosystem skyddas via reservat som gör att alternativ användning minskar eller upphör. Den samhällsekonomiskt optimala nivån på tillhandahållandet av ekosystemtjänster är EST_{0OPT} , men genom att endast beakta marknadsvärden som är relaterade till ekosystemtjänster kommer för lite ekosystemtjänster, EST_M , tillhandahållas ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Pearce (2007) betonar att alla ekosystem genererar flöden av tjänster till människan och därmed har också alla ekosystemtjänster ett ekonomiskt värde men att utmaningen är att fastställa hur stort detta värde är. Notera att om marginalkostnaden går att skifta ned (MC^1_{EST}), t. ex. genom att vidta åtgärder för att bevara ekosystemtjänster som har en lägre alternativkostnad, så kommer det att vara samhällsekonomiskt optimalt att bevara en större mängd ekosystemtjänster (EST^1_{OPT}).

5. Värderingsmetoder

Det totala ekonomiska värdet av en naturresurs kan delas upp i användarvärde och existensvärde. Användarvärdet avspeglar den nytta som en individ upplever av att nyttja en resurs direkt eller indirekt eller värdet av att resursen sparas för framtida nyttjande (optionsvärde). Användarvärdet kan exempelvis utgöras av rekreationsvärdet av att besöka ett naturreservat eller att fiska där. Existensvärdet är kopplat till själva existensen av en art eller en naturtyp, dvs. även om en individ aldrig räknar med att se en viss art så kan han eller hon ha en betalningsvilja för arten. Detta värde kan dels uppstå för att man själv värderar själva existensen av en art men också för att man vill att andra skall ha möjlighet att uppleva arten (altruism).

Figur 4. Definition av begreppet totalt ekonomisk värde.



För att mäta naturresursers olika typer av ekonomiska värden har det utvecklats en hel rad metoder som i grova drag kan delas in i två kategorier: metoder som baseras på faktiska valbeteenden (revealed preferences) och metoder som utgår från att studera val baserade på hypotetiska scenarier (stated preferences). Målet med att utveckla scenarier är att skapa en situation som liknar den som finns på marknaden. Efter att respondenten har fått information om scenariet och omständigheterna kring det, ställs hon eller han inför ett *hypotetiskt* val (till skillnad från ett *faktiskt*). Båda metoderna försöker uppskatta värdet av tjänster som inte är föremål för marknadstransaktioner och som därmed inte har något marknadsvärde.

Den första metoden är *indirekt* eftersom den tar sin utgångspunkt i att värdet av en naturresurs kommer att avspeglas i hur mycket pengar människor är beredda att betala t.ex. för att resa för att uppleva ett visst naturområde, eller genom att värdet av en naturresurs kommer att påverka värdet av fastigheter som finns i närheten. Den andra och *direkta* metoden bygger på att människor ställs inför olika scenarier och får då uppge sin betalningsvilja för olika förändringar och attribut. Den indirekta metoden har den fördelen att den baseras på faktiska val men har å andra sidan den begränsning att de värden som kan räknas fram är kopplade till nyttjande och inte fångar existens-

värden. Den direkta metoden kan fånga existensvärden men är å andra sidan inte baserad på faktiska val utan hur personer anger att de skulle bete sig i vissa hypotetiska situationer och hur mycket någon säger sig vara beredd att betala för en vara eller tjänst som inte handlas på någon marknad är mer osäkert än faktiskt genomföra transaktioner.

Ett alternativ till att mäta människors värderingar är att studera kostnader för att genomföra projekt, t.ex. i form av ersättningskostnader (replacement costs) och restaureringskostnader (restoration costs). I vissa fall är det möjligt att ersätta de tjänster som ekosystem genererar med mänsklig produktion eller via ingrepp i naturen. Exempelvis kan det vara möjligt att skapa konstgjorda sjöar med fördämningar. Kostnaden för dessa åtgärder är s.k. ersättningskostnader och kan tolkas som värdet av den tjänst som det ersatta ekosystemet tillhandahåller om följande villkor är uppfyllda (se t.ex. Söderqvist m.fl., 2004):

- Att den av människan replikerade ekosystemtjänsten skall tillhandahålla samma tjänst som den ursprungliga.
- Att den av människan replikerade ekosystemtjänsten skall tillhandahållas på billigast möjliga sätt.
- Att det skall vara klarlagt att människor faktiskt är beredda att betala kostnaden för att replikera ekosystemtjänsten.

Restaureringskostnader är, som namnet antyder, de kostnader som är förknippade med restaurering av ekosystem. Kostnadsbaserade ”värderingsmetoder” behandlas inte närmare i denna rapport eftersom de inte innebär någon egentligen värdering utan kan möjligen ge en nedre gräns för värdet av ekosystemtjänster och liknande. Med kostnadsbaserade metoder kan man alltså avgöra om ett visst projekt har kostnadstäckning men det går inte att avgöra vilket, av flera möjliga, projekt som är mest lönsamt.

PRODUKTIONSFUNKTIONSMETODEN

Produktionsfunktionsmetoden kan användas för att beräkna värdet av ekosystemtjänster som används i produktionen av marknadsvaror. Utgångspunkten är att en ekosystemtjänst används tillsammans med andra insatsfaktorer för att producera en vara eller tjänst som säljs på en marknad och att produktionen av varan eller tjänsten påverkas av kvaliteten på ekosystemtjänsten. Exempelvis kan tillgången på vatten påverka produktiviteten i ett jordbruk eller kvaliteten på vatten kan påverka kostnaden för att rena dricksvatten. En ökad kvalitet på vatten kan i dessa fall mätas som en ökad vinst i jordbruket som en följd av ökad produktivitet, eller som en minskad kostnad i ett reningsverk.

Miljömässiga faktorer kan påverka produktionen på flera sätt: via insatsfaktorernas produktivitet, genom att förändra den vara eller tjänst som produceras och genom att minska tillgången på insatsfaktorer (McConnell och Bockstael, 2005).

Metoden har ett antal begränsningar. För det första är det naturligtvis endast möjligt att värdera de ekosystemtjänster som utgör en insatsfaktor i produktionen av en vara

eller tjänst som omsätts på en marknad. För det andra blir metoden betydligt svårare att tillämpa om det är så att kvaliteten på ekosystemtjänsten påverkar priset på varan eller tjänsten som säljs eller priset på någon av de andra insatsfaktorerna. Vid marginella förändringar som inte påverkar några priser kan miljöförhållanden studeras genom att användas som en okontrollerad insatsfaktor i produktionsprocessen. Större miljöförändringar kan dock förändra produktionsmöjligheterna på ett sådant sätt att det inte endast kan betraktas som ett parametriskt skift vilket också innebär att sådana förändringar är svåra att modellera.

McConnell och Bockstael (2005) konstaterar att miljön har betydelse för många beslut både för konsumenter och producenter, men att metoder för att studera *hur* miljöförändringar påverkar produktionen inte alls har utvecklats på samma sätt som metoder för att mäta välfärdsförändringar som är relaterade till konsumtion av miljö. Detta förklaras med att en förhållandevis liten del av produktionen av varor och tjänster i den industrialiserade världen är relaterade till jordbruk eller till ett nyttjande av biologiska resurser, i kombination med att effekterna på produktion av förändrad miljö hittills har varit små och lokala. De huvudsakliga miljöeffekterna har istället uppkommit som minskad välfärd relaterad till konsumtion av rent vatten, ren luft och rekreation i natursköna områden. Därmed har också metodutveckling främst varit orienterad mot att mäta den typen av effekter. I utvecklingsländerna har dock miljön betydligt större effekt på jordbruket och nyttjande av biologiska resurser eftersom dessa sektorer har relativt större betydelse i dessa länder i kombination med att omfattning av miljöförändringar ofta är större där. Efterfrågan på miljö som konsumtionsvara är dock relativt lägre i utvecklingsländerna eftersom inkomsten är relativt lägre och detta samband har studerats i flera studier via den s.k. MiljöKuznetskurvan⁴.

Teoretiska aspekter av att behandla miljö som en insatsfaktor i produktionen av varor och tjänster finns i t.ex. Freeman och Harrington (1990) och Mäler (1992). Den minskade produktionen inom jordbruket som en följd av lägre ozonhalt och surt regn har studerats av t.ex. Garcia m.fl. (1986) samt Kopp och Krupnick (1987), medan bl.a. Brekke m.fl. (1999) studerar hur jorderosion leder till försämrade mark i Afrika. Förorening av vatten kan leda till minskad tillväxt i fiskbestånd och effekterna av detta för det kommersiella fisket har studerats av bl.a. Kahn och Kemp (1985).

RESEKOSTNAD

Resekostnadsmetoden utvecklades för att uppskatta rekreativvärden. Idén är att den som reser till en viss plats för att t.ex. fiska eller vandra betalar ett implicit pris för de ”tjänster” som platsen erbjuder genom kostnader för att resa till och från platsen och genom att tiden som används för att besöka platsen har ett alternativvärde. Ju bättre fisket är på en viss plats eller ju större naturupplevelsen är av att besöka en nationalpark ju mer är man beredd att betala för att resa till dessa platser.

⁴ I sammanhanget kan det vara värt att betona att en lägre efterfrågan på miljö som konsumtionsvara beroende på låg inkomst inte bör tolkas normativt. Exempelvis kan behovet av en bra miljö vara större i länder med lägre inkomst och deras beroende av rent vatten mer livsavgörande än i rikare länder.

Resekostnadsmetoden har sitt ursprung i ett brev som Hotelling skrev i slutet av fyrtioalet till en nationalparkschef för att besvara frågan hur man skulle kunna bestämma värdet av en nationalpark (Brännlund och Kriström, 1998). Hotelling menade att den kostnad som besökarna har för att besöka parken utgör en nedre gräns för värdet av att besöka parken eftersom de inte skulle företa resan om inte värdet av den överstiger kostnaden. Resekostnadsmetoden avsåg inledningsvis en specifik modell men har över tiden fått en alltmer generell innebörd och avser numera modeller som använder resekostnad som approximation för värde.

Den traditionella resekostnadsmetoden relaterar antalet rekreationsresor som en person gör under en viss tidsperiod till priser, inkomst, övriga socioekonomiska karaktäristika (ålder, kön utbildning etc.) och egenskaper för de platser som resorna sker till. Ett alternativ till att modellera antalet resor till en viss plats är istället att fokusera på det diskreta beslutet att i en viss situation välja ut ett av flera möjliga resmål. Det senare angreppssättet har sitt ursprung i McFaddens "random utility" modell (McFadden, 1974). Kling och Crooker (1999) argumenterar för att dessa olika angreppssätt gemensamt kan beskrivas som modeller för rekreationsefterfrågan och dessa kan delas in i modeller som avser kontinuerliga val (antal resor till en viss plats), eller diskreta val (vilken plats som skall besökas i en viss situation), samt kombinationer av dessa.

Den enkla resekostnadsmetoden innehåller att antal steg som översiktligt beskrivs nedan (OECD, 2002):

- **Val av beroende variabel:** Den beroende variabeln kan antingen vara antal resor från en viss zon (se punkt 2 nedan) eller antal resor som en viss person gör. Det förra angreppssättet innebär att antalet resor per capita studeras. Det finns ingen konsensus kring vilken metod som skall användas. Nedan beskrivs angreppssättet när antal resor per capita i en viss zon är beroende variabel.
- **Zonindelning:** Området runt det resmål som studeras delas in i zoner så att resekostnaden till resmålet är ungefär lika för alla som bor i samma zon. I sin enklaste form görs detta genom att använda ett antal cirklar med olika radie och resmålet som mittpunkt.
- **Urval av besökare:** Respondenter väljs bland dem som besöker det aktuella resmålet. Information om besökarna: socioekonomiska variabler, resekostnad, bostadsort, antal besök på platsen och andra syften med resan samlas vanligen in med hjälp av en enkät.
- **Bestämning av besöksfrekvens för olika zoner:** För varje zon bestäms antal resor per capita i respektive zon.
- **Identifiering av personer som gör resor med mer än ett resmål:** Om en resa har mer än ett syfte t.ex. genom att två resmål besöks är det naturligtvis svårt att identifiera länken mellan värdet av en resa och dess kostnad. Det är därför viktigt att kunna identifiera de personer som haft mer än ett syfte med sin resa.
- **Beräkning av resekostnader:** Den totala resekostnaden bestäms som summan av direkta kostnader som utgifter för resan, inträdesavgifter, övernatt-

ningskostnader och indirekta kostnader som alternativkostnaden för restiden och en värdering av tiden på resmålet.

- **Modellskattning:** Resekostnaden och andra oberoende variabler som socioekonomiska karaktäristiska används för att förklara variationen i besök per zon enligt följande: $V_Z/N_Z=f(C,X)$, där V_Z är antalet besök från zon Z och N_Z är antalet invånare i zon Z . C är resekostnader från zon Z och X är socioekonomiska variabler inklusive medelinkomst för en representativ individ i zon Z .
- **Bestämning av efterfrågekurva:** Utifrån den ovan estimerade ekvationen är det möjligt att konstruera en efterfrågekurva för varje zon och för varje sådan går det sedan att beräkna t.ex. konsumentöverskottet⁵. Det totala konsumentöverskottet kan sedan bestämmas genom att summera över zonerna.

Oavsett om modeller för rekreationsefterfrågan baseras på kontinuerliga eller diskreta modeller finns det ett antal problem att beakta och två av dessa beskrivs kortfattat nedan. Det första gäller hur tid skall värderas och flera olika angreppssätt har använts. Problemet identifierades ursprungligen av Cesario (1976) som värderade tid till en fast andel av lönen. Bockstael m.fl. (1987) menar att lönen inte speglar alternativkostnaden för tid när individer har fast veckoarbetstid (eller liknande), medan Larson (1993) menar att hela lönen är ett korrekt mått på värdet av tid om problemet beaktas på lång sikt. Ett annat problem har att göra med att välfärdsmått som bestäms utifrån statistiskt estimerade parametrar blir slumpvariabler med tillhörande osäkerheter. Därmed är det också relevant att försöka bestämma standaravvikelse för välfärdsmåttet, vilket kan innebära problem pga. ickeelinjäritet i parametrarna. Detta är i och för sig ett generellt problem och det finns väletablerade metoder för att beräkna standardavvikelser för ickeelinjära kombinationer av parametrar. Exempel på sådana metoder är bootstrappmetoden och Taylors linjärisering.

Över tiden har också en förskjutning skett från att betrakta resekostnadsmetoden och scenariovärderingsmetoden som instrument som används separat till att de nu ibland används tillsammans för att mäta välfärd. Detta kombinerade angreppssätt utvecklades och användes först av Cameron (1992) och har därefter fått flera efterföljare. I Camerons studie utökades en resekostnadsundersökning för 3366 fritidsfiskare bl.a. med en fråga om de skulle ha ägnat sig åt fiske i saltvatten även om den årliga kostnaden hade varit X kronor mer än vad de betalar nu. Beloppet X varierades mellan ca 400 kronor 160.000 kronor (50 och 20.000 dollar) inom urvalet.

Resekostnadsmetoden bygger alltså på att de personer som besöker en viss plats har gjort ett val baserat på information om platsen. Personer som upprepade gånger besöker samma plats är naturligtvis mer välinformerade än personer som besöker en avlägsen plats kanske endast en gång under sitt liv. Tisdell (2005) illustrerar detta problem med en studie av besökare till nationalparken Puluma i Australien. Av 451 tillfrågade

⁵ Konsumentöverskottet utgör skillnaden mellan den totala betalningsviljan för en viss kvantitet av en vara eller tjänst och hur mycket man faktiskt betalar för denna kvantitet. Förändringar i konsumentöverskottet används ofta för att illustrera välfärdsförändringar.

besökare uppger 69 % att det inte besökt platsen tidigare. Besökarna i urvalet tillfrågades också om deras kunskap om den aktuella platsen innan besöket och fick ange sina svar på följande skala: obefintlig kunskap, liten kunskap, bra kunskap, mycket bra kunskap och utmärkt kunskap.⁶ Det går naturligtvis inte att generalisera resultaten från en enskild studie men dessa resultat pekar ändå på att det kan finnas betydande skillnader mellan olika individer när det gäller hur mycket information de samlar på sig om platsen de skall besöka och som därmed kan göra resekostnadsmetoden till ett trubbigt instrument.

FASTIGHETSVÄRDEMETODEN (HEDONISKA PRISER)

Hedoniska priser har i huvudsak använts för att studera priser på fastigheter och bostäder. Den underliggande idén är att priset på t.ex. en bostad påverkas av bostadens egenskaper, avstånd till olika typer av service och centra; omgivningens egenskaper; kvaliteten på miljön. Metoden med hedoniska priser används för att bestämma hur värdet på bostaden förändras om något av attributen enligt ovan förändras. Detta innebär att det är möjligt att få fram implicita priser som kan tolkas som betalningsvilja för olika egenskaper som bostaden har. Detta innebär i sin tur att det går att härleda fram efterfrågan på t.ex. miljö kvalitet i form av ren luft och rent vatten vilket gör angreppssättet teoretiskt tilltalande eftersom miljö kvalitet, visserligen via implicita priser, faktiskt omsätts på en marknad. Allt annat lika förväntar vi oss att bostäder i ett område med renare luft har ett högre pris än i ett annat område med sämre luftkvalitet. Genom att kontrollera för olika attribut och egenskaper och jämföra huspriserna i de båda områdena är det möjligt att få fram ett ekonomiskt mått på värdet av ren luft.

Värdet av den marginella betalningsviljan (efterfrågan) för t.ex. miljö kvalitet bestäms genom en tvåstegs procedur. Först skattas en modell som uttrycker sambandet mellan priset på t.ex. en bostad och bostadens egenskaper, inklusive omgivningens attribut och mått på miljö kvalitet. Med en sådan ekvation kan man sedan bestämma det implicita pris på miljö kvalitet som olika hushåll möter. I ett andra steg modelleras detta implicita pris som en funktion av miljö kvaliteten och hushållets socioekonomiska egenskaper (ålder, utbildning, inkomst etc.) och utifrån detta samband kan den marginella betalningsviljan för miljö kvalitet bestämmas. Palmquist (1999) påpekar att det finns en del komplexa problem när det gäller att ekonometriskt skatta det andra steget och att de viktigaste problemen är relaterade till identifikation respektive endogenitet.

Identifikationsproblemet uppstår eftersom man på något sätt måste särskilja efterfrågeekvationen (steg 2) från den hedoniska prisekvationen (steg 1). Enligt Palmquist (1999) är den lösning som de flesta forskare förespråkar att använda data från flera olika områden för att estimeras separata hedoniska prisekvationer. I steg 2 aggregeras data från de olika områdena och parametrarna i efterfrågeekvationen estimeras sedan

⁶ Av de tillfrågade uppger 26 % att de hade liten kunskap och 28 % att de hade obefintlig kunskap om nationalparken innan de besökte den. Dessutom anger 27 % att de mer eller mindre av en slump valde just den aktuella parken. Besökarnas vanor när det gäller att söka information inför semesterresor i allmänhet undersöktes också och 27 % angav att de lägger liten eller ingen tid på att samla information om specifika turistattraktioner i de områden som de besöker och 52 % angav att de lägger måttligt med tid på den här typen av informationsinsamling.

på detta data. En alternativ strategi för att kunna identifiera parametrarna i steg 2 är att lägga på restriktioner på parametrarna i steg 1.

Endogenitetsproblemet uppstår eftersom marginella värden för pris och kvantitet för olika attribut bestäms samtidigt när en person t.ex. köper en bostad. Precis som i andra sammanhang kan det här problemet lösas genom att ersätta de endogena variablerna med andra variabler som i möjligaste mån fångar samma sak (instrumentering), men denna möjlighet begränsas naturligtvis av tillgången på lämpliga instrumentvariabler. Palmquist (1999) framhåller att viktig miljöekonomisk information kan fås fram i båda skattningsstegen vilket är bra eftersom det ofta är svårt att estimerade det andra steget.

Även om metodiken med hedoniska priser vilar på en solid teoretisk grund så har den en del begränsningar, kopplade till att metoden bygger på väl fungerande marknader där agenterna har perfekt information och dessutom är så rörliga att de kan köpa den bostad som bäst motsvarar deras preferenser. Egenskaper som inte är kända på marknaden kan naturligtvis inte värderas med denna metod men kan likafullt ha ett högt värde. Närhet till olika typer av natur och vissa ekosystemtjänster kan mycket väl tänkas påverka priset på en bostad men det är viktigt att notera att den här metoden endast fångar upp användarvärden och alltså inte existensvärden.

Det finns endast ett mindre antal rigorösa studier som baseras på hedoniska priser och är kopplade till värdet av biologiska resurser. Möjligheten att värdera attribut av biologisk mångfald med hjälp av hedoniska priser begränsas väsentligt av att dessa av flera skäl inte uppträder som en komponent i priset på t.ex. en bostad, (OECD, 2002).

SCENARIOVÄRDERINGSMETODEN (CONTINGENT VALUATION METODEN, CVM)

CVM studier baseras på data som samlas in via enkät, telefonintervju eller besöksintervju och syftar till att undersöka betalningsviljan (willingness to pay, WTP) för en viss kvalitets- eller kvantitetsförändring av en vara eller tjänst som inte omsätts på en marknad och därmed inte har något marknadspris. Genom att skapa en hypotetisk marknad och fråga respondenterna om deras betalningsvilja kan t.ex. värdet av en förändring av ett naturområde beräknas. Förutom att metoden har den fördelen att den kan användas för att värdera varor och tjänster som inte har något marknadsvärde har den också den fördelen att den kan fånga upp icke-användarvärden eller s.k. existensvärden. Detta är en viktig egenskap vid värdering av naturresurser eftersom direkta bruksvärdet kan vara litet i förhållande till själva existensvärdet.

Scenariovärderingsmetoden fick stor uppmärksamhet i de juridiska processer som följde efter att tankfartyget *Exxon Valdez* gick på grund utanför Alaskas kust i mars 1989 och släppte ut nästan 40 000 kubikmeter råolja som påverkade nästan 1 600 kilometer kust och orsakade flera tusen djurs död. Efter olyckan stämde staten Alaska Exxon Inc. och båda sidorna kom att anlita ett antal miljöekonomer för att studera värdet av de skador som uppkommit. I detta sammanhang uppmärksammades exi-

stensvärden särskilt. De ekonomer som arbetade för Exxon Inc. uppskattade värdet av skadorna till ett tiotal miljoner US-dollar medan Alaskas ekonomer, med hjälp av en intervjustudie, kom fram till skadorna minst motsvarade 2,8 miljarder US-dollar, (Brännlund och Kriström, 1998). Denna betydande skillnad föranledde National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) att tillsätta en utredning med väletablerade ekonomer för att klarlägga CV-metodens användbarhet när det gäller att bestämma skadeståndsnivåer. I sin slutrapport ger den s.k. NOAA-panelen ett antal rekommendationer för hur en CV-studie ska utformas och de påpekar bl.a. att datainsamlingen bör ske med intervjuer (och inte med enkäter) och att buden som respondenter tar ställning till bör vara av slutna (ja/nej). Det senare innebär att respondenten får ett pris att ta ställning till istället för att svara på frågor av typen ”hur mycket kan du tänka dig att betala för...”. Även om NOAA-panelen rekommenderade datainsamling via intervjuer är det värt att notera att många studier ändå baseras på enkäter, främst av kostnadsskäl. Utifrån en given budget blir alltså dataunderlaget betydligt större med en postenkät än med personliga intervjuer. För en diskussion om för- och nackdelar med olika metoder för datainsamling se t.ex. Bateman m.fl. (2002).

Enligt Kriström (1999) kan genomförandet av en CV-studie delas in i 4 faser:

- Utveckling av studien
- Konstruktion och administration
- Insamling av data
- Analys av data och rapportskrivning

Nedan återges innehållet i de olika faserna utifrån Kriström (1999), där det också framgår att faserna inte är oberoende av varandra och att en CV studie måste vara noggrant planerad.

Utvecklingsfasen behandlar enligt Kriström (1999) flera viktiga aspekter. För det första måste mängden information som respondenterna skall få, samt hur den skall presenteras, beaktas. Det finns studier som tyder på att värderingen påverkas av den information som har givits (se t.ex. Bergström m.fl., 1990). Enligt Cummings m.fl. (1986) förbättras resultaten i en CV studie om (1) respondenterna får tid att tänka efter, (2) respondenterna känner till varan eller tjänsten som skall värderas och (3) respondenterna görs medvetna om komplement och substitut. För det andra måste ett scenario utarbetas som respondenterna får ta ställning till. I en typisk studie finns ett ursprungsläge och slutläge som uppkommer till följd av någon form av förändring. För det tredje måste varan eller tjänsten som skall värderas beskrivas på lämpligt sett. Detta kan ske genom att använda foto, teckningar och text. För det fjärde måste själva värderingsfrågan utvecklas. Metodologiskt finns flera möjligheter men enligt Kriström (1999) är den binära värderingsfrågan vanligast förekommande både i den teoretiska och i den empiriska litteraturen. Denna innebär att respondenter i ett visst delurval får ta ställning till om de är beredda att betala ett visst pris för varan eller tjänsten. Detta pris varierar sedan mellan olika delurval. I vissa fall kompletteras detta bud med att respondenten får ta ställning till ytterligare ett pris där det senare är beroende av hur man svarat angående det första. Harrison och Kriström (1995) argumenterar för att ett sådant förfarande kan vara problematiskt eftersom det kan tyckas märkligt för respon-

denterna att ta ställning till ett nytt pris. För det femte måste värderingsfrågan designas noggrant så att informationen om WTP blir så korrekt som möjligt. Av resonemanget ovan framgick att i en typisk studie får grupper av respondenter ta ställning till olika bud och de frågor som måste analyseras är t.ex. hur stora dessa bud skall vara och hur många olika bud som skall användas. Kriström (1999) påpekar att det numera finns en ganska omfattande litteratur om hur den s.k. budvektorn skall utformas men att en struktur som t.ex. att minimera osäkerheten i den statistiska skattningen kan vara restriktiv ur ett policyperspektiv. För det sjätte måste värderingsfrågan utformas så att det blir tydligt för respondenten hur hans eller hennes värdering av en vara eller tjänst kommer att påverka utbudet av densamma. Om detta inte är tydligt finns det risk för att respondentens värdering mer speglar hans eller hennes värdering av en fråga i allmänhet än den specifika förändring som avses i studien. Relaterat till detta är den s.k. ”free-rider” problematiken som innebär att det kan finnas incitament för respondenten att uppge en annan betalningsvilja än sin faktiska. Om t.ex. det scenario som beskrivs innebär att ett visst projekt kommer att genomföras om den sammanlagda betalningsviljan överstiger kostnaden och respondenten värderar projektet positivt finns det incitament att överdriva betalningsviljan för att säkerställa att projektet verkligen blir av.

I konstruktions- och administrationsfasen bestäms hur data skall samlas in. Detta kan i huvudsak ske på tre olika sätt: via en enkät som skickas ut, via telefonintervjuer eller via intervjuer där respondenten träffar den som ställer frågorna. De olika metoderna har olika för och nackdelar. Brevenkäter är förhållandevis billiga att genomföra men kan bli klumpiga för vissa typer av frågeställningar, vilket kan leda till låg svarsfrekvens. Intervjuer å andra sidan är mycket kostsamma men möjliggör för frågeställaren att enklare anpassa de fortsatta frågorna efter vad respondenten svarar om det är önskvärt. En omfattande vetenskaplig debatt har förts om de olika metodernas lämplighet. Kriström (1999) påpekar att ett lämpligt angreppssätt som ännu inte har så många tillämpningar är att kombinera telefonintervju med en enkät.

Datansamlingen bör enligt Kriström (1999) inledas med att en liten grupp människor (fokusgrupp) diskuterar olika aspekter av de frågeställningar som finns i studien. Efter detta genomförs en pilotstudie som vänder sig till ett urval som motsvarar 10-20 % av den slutliga urvalsstorleken. Pilotstudien genomförs på samma sätt som den slutliga studien är tänkt att genomföras och ger information om hur frågeställningarna fungerar och kan också ge viss information om populationens egenskaper. Av särskild vikt är det att kartlägga hur en budvektor (eller liknande) fungerar eftersom studien ju blir mer eller mindre meningslös om alla accepterar de bud som ges.

I den avslutande fasen sker analys av data och rapportskrivning. Kriström (1999) påpekar vikten av att det framgår hur studien är gjord och hur data har samlats in men konstaterar samtidigt att detta ibland kan vara svårt av platsbrist och att det i ett sådant läge är viktigt att åtminstone värderingsfrågan återges fullständigt. Svarsfrekvensen är viktig för möjligheten att kunna dra korrekta slutsatser. Enligt NOAA-panelen bör svarsfrekvensen vara 70 % men Kriström (1999) menar att det råder osäkerhet kring om den process som behövs för att driva upp svarsfrekvensen till denna nivå

också påverkar kvaliteten på studien samt att de ”sista procenten” i svarsfrekvensen sannolikt är ganska dyra att åstadkomma.

CHOICE EXPERIMENT METODEN

Choice experiment metoden är precis som scenariovärderingsmetoden en scenariometod som bygger på att ett antal respondenter får ta ställning till ett trovärdigt scenario. Eftersom choice experiment metoden på flera sätt påminner om scenariovärderingsmetoden görs en beskrivning här relativt kortfattad. För en mer fyllig beskrivning se t.ex. Alpizar m.fl (2003) eller Louviere m.fl (2000). Principen för en choice experiment studie är att det formuleras ett antal alternativ med olika attribut, vanligen inklusive ett monetärt värde, som respondenterna får välja mellan. Vanligtvis får respondenterna ta ställning till en sekvens av olika alternativ som ställs mot varandra och där attributen varierar. Detta innebär att respondenterna implicit väljer mellan olika nivåer på de presenterade attributen och det är just detta som är metodens stora fördel.

Ett problem med scenariovärderingsmetoden är att den i vissa fall förefaller vara okänslig för storleken på den vara eller tjänst som studeras. Detta problem hanteras bättre med choice experiment metoden som dessutom mer allmänt gör det möjligt att kartlägga värdet av en varas eller tjänsts olika attribut. Metoden har sitt ursprung inom marknadsföring men har allt mer kommit att användas inom nationalekonomi, främst inom miljöekonomi och hälsoekonomi.

Metodologiskt är förfarandet snarlikt det för scenariovärderingsmetoden med tillägget är det för choice experiment metoden naturligtvis är viktigt att analysera vilka attribut och nivåer på attributen som skall undersökas. En lämplig utgångspunkt är tidigare studier och olika experter, men innan den slutliga undersökningen genomförs bör attributen och nivåerna testas med fokusgrupper och en provundersökning.

Alpizar m.fl (2003) pekar ut två huvudsakliga problem med choice experiment. För det första kan attributen och nivåerna på attributen vara mer eller mindre okända för respondenterna, inte minst vid kartläggning av miljörelaterade frågor. För det andra finns det en konflikt mellan å ena sidan en så omfattande kartläggning som möjligt av de olika attributens betydelse och komplexiteten i undersökningen. Om respondenterna ställs inför alltför många val och attribut finns det naturligtvis risk att kvaliteten på de val som görs sjunker, exempelvis har Mazotta och Opaluch (1995) funnit att om respondenterna får beakta mer än 4 till 5 attribut så kan kvaliteten på de angivna valen allvarligt försämrars.

Just nu genomförs två svenska choice experiment studier som behandlar miljöfrågor. Den ena studien genomförs av Mitesh Kataria och Elina Lampi på uppdrag av Naturvårdsverket och syftar till att kartlägga hur människor värderar sex av de 16 miljökvalitetsmålen: *Levande sjöar och vattendrag*, *Levande skogar*, *Ett rikt odlingslandskap*, *Myllrande våtmarker*, *Frisk luft* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård* (Naturvårdsverket, 2007b). I studien identifieras tre genomgående teman i miljökvalitetsmålen: (1) människors hälsa och fritid, (2) djurens och växternas välmående och (3) kulturmiljövärden,

och det är den relativa betydelsen av dessa som undersöks. Enligt studien är betalningsviljan störst för att minska mängden hotade arter. Människor är inte beredda att betala för ökade rekreativmöjligheter i skogar, våtmarker, eller jordbrukslandskap, men för kvalitetsförbättringar som leder till ökad hälsa. För fem av de sex miljökvalitetsmålen finns inte någon betalningsvilja för kulturmiljövärden.

I den andra studien genomförs två parallella choice experimentstudier av Carl-Johan Lagerkvist, Knut Per Hasund och Mitesh Kataria på Institutionen för ekonomi vid SLU i Uppsala. Syftet är dels att skatta hur svenska befolkningen värderar olika attribut i jordbrukslandskapet, dels att göra vissa metodtester. Den ena delstudien värderar både total betalningsvilja och marginell betalningsvilja för mängden sly, förekomsten av rödlistade arter, och typ av objekt (ekhage, strandäng, m.m.) för landets hagmarker. Den andra delstudien värderar attributen typ av objekt, biologisk mångfald, kulturarv och synlighet hos landskapselementen på åkermark. (Hasund, personlig kommunikation)

BENEFIT TRANSFER – "VÄRDEÖVERFÖRING"

Benefit transfer innebär att en uppskattad betalningsvilja för ett objekt används för att värdera ett helt annat objekt, t.ex. inom ramen för en konsekvensanalys. Orsaken är att det oftast är mycket dyrt att genomföra undersökningar av betalningsvilja samtidigt som behovet av monetära värden för olika objekt är stort i policysammanhang. Benefit transfer kan genomföras på olika sätt (se t.ex. OECD, 2001) där den stora skilljelinjen mellan metoderna går mellan om det enbart är värden som överförs eller om det är funktioner. Överföring av värden kan antingen ske som en enkel överföring eller med inkomstjustering. Överföring av funktioner sker antingen genom att den estimerade värderingsfunktionen förs över till ett annat objekt eller genom s.k. metaanalys där flera studier kombineras för att värdera ett nytt objekt. Litteraturen om metaanalyser är förhållandevis omfattande och behandlas därför här under en egen rubrik.

Överföring av värde innebär att den genomsnittliga betalningsviljan per hushåll och år som har räknats fram för ett objekt används för att värdera ett annat. Problemen med den här typen av överföring är naturligtvis att objekten inte är identiska och att personerna i den grupp som värderat ett objekt kan ha andra preferenser än de personer som tillskrivs ett överfört värde. Skillnaderna mellan grupperna kan också bestå av olika ålder, utbildning, inkomst etc. Inte minst om överföring sker mellan olika länder kan inkomstskillnaderna vara betydande och det överförda värdet kan då justeras för inkomstskillnader t.ex. på följande sätt $WTP_B = WTP_A(Y_B/Y_A)^e$, där Y är inkomst och e är inkomstelasticitet för den uppmätta betalningsviljan.

För att ta hänsyn till flera skillnader mellan grupperna kan överföring av värderingsfunktionen ske istället för att endast överföra ett, justerat eller ojusterat, genomsnittligt värde. Låt X , Y och Z vara faktorer som påverkar betalningsviljan enligt $WTP_A = F(X, Y, Z)$ och låt a , β och γ vara parametrar som är skattade i en, i det här fallet enkel linjär, ekvation som förklarar betalningsviljan: $WTP_A = aX + \beta Y + \gamma Z$. Genom att använda dessa parametrar och lokala värden för de faktorer som förklarar betalnings-

viljan kan ett överfört värde beräknas enligt $WTP_B = \alpha X' + \beta Y' + \gamma Z'$, där X' , Y' och Z' är variabler som påverkar betalningsviljan på den plats som värdet skall överföras till.

Wilson och Hoehn (2006) gör en översiktlig beskrivning av de artiklar som ingår i *Ecological Economics* temanummer om benefit transfer och konstaterar inledningsvis att benefit transfer litteraturen tidigare har haft ett skimmer av ”ekonomisk alkemi” över sig eftersom den teoretiska underbyggnaden varit bristfällig. Sedan början av nittioalet har litteraturen om benefit transfer växt kraftfullt och Wilson och Hoehn pekar ut tre viktiga områden där förbättringar har skett. För det första har det teoretiska ramverket blivit bättre, för det andra har nya koncept och metoder utvecklats och för det tredje har empiriska experiment och test använts för att utforska benefit transfer metodens begränsningar. Wilson och Hoehn konstaterar också att den växande litteraturen har inneburit att metaanalyser blivit vanligare samt att metoden fått en större geografisk spridning och att metodiken för överföring mellan länder utvecklats.

METAANALYS

Istället för att överföra värden från endast en värderingsstudie kan värden från flera studier kombineras i en s.k. metaanalys för att få fram en värdering för ett nytt objekt. Datamängden i en metaanalys genereras av resultat från tidigare studier där resultaten från dessa blir enskilda observationer i metaanalysen. Detta angreppssätt gör det möjligt att kontrollera för objektens attribut, socioekonomiska faktorer, värderingsmetod och övriga modellantaganden.

En metanalys kan ha olika syften och van den Bergh och Button (1999) gör följande uppdelning:

- Sammanställa relationer och indikatorer för ett antal likartade studier.
- Beräkna genomsnitt (med eller utan vikter) för värderingar som har gjorts i ett antal likartade studier.
- Jämföra, utvärdera och rangordna ett antal studier utifrån något kriterium eller målfunktion.
- Aggregera resultat från ett antal studier med kompletterande resultat eller perspektiv.
- Identifiera gemensamma element i ett antal studier
- Jämföra olika metoder som har tillämpats på liknande frågeställningar
- Spåra faktorer som gör att liknande studier får olika resultat.

En förutsättning för att det skall gå att genomföra metaanalyser (och andra former av benefit transfer) är för det första att det finns ett antal studier tillgängliga att utgå ifrån och för det andra att det går att överföra värden från en situation till en annan. I det senare fallet är det främst två aspekter som har diskuterats: överföring mellan olika länder och överföring över tid. Nedan diskuterar först problematiken kring tillgången på studier och därefter rumslig och tidsmässig överföring av värden.

Wilson och Hoehn (2006) konstaterar att värdering av miljöaspekter allt mer har blivit ett område där flera ämnesområden som ekonomi, ekologi och sociologi samverkar

vilket har lett till att forskningen rör sig utanför de traditionella vetenskapliga ramarna vilket i sin tur har föranlett att denna frågeställning allt för ofta prioriteras ned jämfört med mer traditionell forskning. En annan orsak som hämmar tillgången på värderingsstudier av miljöaspekter är att tidskrifter prioriterar metodologiska innovationer och heta policyfrågor på bekostnad av studier som replikerar tidigare studier eller använder standardmetoder. Författarna påtalar att detta är problematiskt eftersom det är den senare typen av studier som behövs för att kunna bygga upp omfattande databaser som underlag för metaanalyser och andra typer av benefit transfer. McComb m.fl. (2006) gör en genomgång av Internetbaserade databaser med studier som kan användas för olika typer av benefit transfer. Sammanlagt har författarna identifierat 4 stora och 10 mindre sådana databaser där de stora är Environmental Valuation Reference Inventory med 1500 värderingsstudier, Envalue med 400 studier, Ecosystem Service Database med 300 studier och Review of Externality Database med data från cirka 200 studier. Författarna uttrycker en viss oro för tillgången på relevanta värderingsstudier för att studera olika policyåtgärder och påpekar att tillgången på studier med hög kvalitet förefaller att, i relativa termer, bli alltmer knappa samtidigt som behovet av att genomföra alltmer mångsidiga analyser ökar.

Eftersom marknadspriser för olika varor och tjänster både kan variera över tid och trendmässigt förändras är det rimligt att tänka sig att det samma gäller för priser (värdering) på varor och tjänster som inte bestäms på en marknad utan t.ex. genom värderingsstudier. I metaanalyser används inte sällan värden från studier som genomförts vid olika tidpunkter och det är därmed viktigt att kartlägga om de värden som har räknats fram är intertemporalt stabila. Brouwer (2006) undersöker detta genom att applicera problemet på två scenariovärderingsstudier om värdet av kvalitet på badvattnen som gjorts vid olika tidpunkter och finner att om man tänker sig att de två stickproven är slumpmässigt valda så är det möjligt att överföra värden mellan studierna. Om man däremot använder demografiska variabler och attitydmått för att fånga upp skillnader mellan de båda grupperna så finner Brouwer att värdena i de båda studierna inte är intertemporalt stabila. Ready och Navrud (2006) studerar möjligheten att överföra värden spatialt och drar slutsatsen att de överföringsfel som kan uppkomma vid överföring mellan länder är jämförbara med de fel som kan uppkomma vid överföring av värden inom ett land och de utmanar därmed den tidigare uppfattningen att användbarheten av överförda värden minskar med avståndet mellan tidigare studerade områden och policyområdet.

En stor del av värderingslitteraturen handlar om värdering av våtmarker och det har också gjorts metaanalyser inom detta område (Brander m.fl. 2006; Brouwer och Spaninks, 1999; Woodward och Wui 2001). Nedan ges en sammanfattande beskrivning av studien av Brander m.fl. (2006). I deras litteraturgenomgång identifieras sammanlagt 191 relevanta studier men endast 80 av dessa innehåller tillräckligt med information för att genomföra en metaanalys. Vissa studier behandlar mer än en våtmark och sammanlagt identifierar Brander m.fl. 215 våtmarker, från 25 länder som kan användas som observationer. I 19 av dessa studier finns biologisk mångfald med som en av de tjänster som våtmarkerna producerar. Den beroende variabeln, y , utgörs av det eko-

nomiska värdet per hektar i 1995 års priser och den modell som de formulerar kan förenklat skrivas på följande sätt:

$$\ln(y) = a + X_s b_s + X_p b_p + X_e b_e + u,$$

där X_s är en matris som beskriver hur värderingsstudierna är gjorda (värderingsmetod etc.), X_p är en matris som beskriver respektive våtmarks attribut (typ av våtmark, läge etc.) och X_e är en matris med socioekonomiska förhållanden (BNP per capita, befolkningstäthet etc.). b_s , b_p , och b_e är parametrar som skall skattas och u är en slumpterm. Den skattade modellen får ett R^2 värde på 0.45 vilket alltså innebär att nästan hälften av variationen i data förklaras av modellen. Av de variabler som fångar de tjänster som våtmarkerna tillhandahåller blir jakt, material och ved statistiskt signifikanta med negativt tecken och biologisk mångfald har alltså inte en signifikant effekt. När det är möjligt att kontrollera för värderingsmetoder så blir endast parametern för om CV-metoden har använts signifikant och positivt, vilket är i kontrast med Woodward och Wui (2001) som finner att hedoniska priser och ersättningskostnadsmetoden ger högre värde än CV-metoden. Både BNP per capita och befolkningstäthet har en positiv och signifikant effekt på värdet av våtmark. Brander m.fl. gör också en analys av hur robust deras resultat är för benefit transfer genom att skatta om modellen n gånger med $n-1$ observationer och för varje sådan skattning jämföra det överförda värdet med det faktiska för den observation som utelämnats. Enligt deras resultat är det genomsnittliga överföringsfelet 74 % vilket påstås vara i nivå med resultaten för övriga studier. Avslutningsvis finner Brander m.fl. när de testar robustheten av benefit transfer på sitt data att överföringen överskattar låga värden och underskattar höga värden. Studien utökar den tidigare litteraturen på följande sätt: för det första har de även med tropiska våtmarker, för det andra beaktar de ett bredare spektrum av tjänster från våtmarker, t.ex. biologisk mångfald och för de tredje har de en större geografisk spridning av de studerade områdena än tidigare studier.

SAMMANSTÄLLNING AV SVENSKA VÄRDERINGSSTUDIER

På uppdrag av Naturvårdsverket har Sara Sundberg och Tore Söderqvist vid Beijerinstitutet gjort en sammanställning av ekonomiska värderingsstudier av miljöförändringar i Sverige (Naturvårdsverket, 2004). Studien är baserad på en liknande sammanställning som Töre Söderqvist gjorde 1996 men har sedan kompletterats genom sökning i litteraturdatabaser och genom en enkät som skickats ut till drygt 100 organisationer i Sverige. Sammanställningen är begränsad till empiriska arbeten med fokus på värdering av någon miljöförändring i Sverige. Studien omfattar värderingsstudier av miljöförändringar som påverkar miljö kvaliteten och de varor och tjänster som tillhandahålls via ekosystem etc. men värderingsstudier som fokuserar på förändring av hälsorisker som en följd av miljöförändringar har också tagits med.

Förutom att värderingsstudierna beskrivs sammanfattningsvis i Naturvårdsverket (2004) har det inom ramen för projektet också skapats en enkel databas över de kartlagda studierna: ValueBase^{SWE}. I databasen finns 30 fält som beskriver de olika studierna, exempelvis dokumenttyp (publicerad artikel, rapport, avhandling etc.), vilken typ av värderingsmetod som har använts och vilket år datat har samlats in. Miljöförändringarna beskrivs på fyra sätt: (1) beskrivning av varan eller tjänsten som värderas, (2)

KVALITETSKRITERIER FÖR EKONOMISKA MILJÖVÄRDERINGSSTUDIER

På uppdrag av Naturvårdsverket har Åsa Soutukorva och Tore Söderqvist på Enveco Miljöekonomi skrivit en rapport om kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier (Naturvårdsverket, 2005). Bakgrunden till studien är, som tidigare diskuterats, de ökade kraven på samhällsekonomiska analyser av miljöförbättrande åtgärder i kombination med att det i många fall är väldigt dyrt att genomföra undersökningar för att mäta välfärdsförändringar. Detta innebär att större uppmärksamhet riktas mot redan gjorda undersökningars användbarhet som underlag i samhällsekonomiska analyser och därmed finns också ett behov att systematiskt kunna utvärdera kvaliteten i dessa studier.

I rapporten används fyra dimensioner för att beskriva kvaliteten hos en värderingsstudie:

- Användardimensionen
- Naturvetenskaplig-medicinsk dimension
- Ekonomisk dimension
- Statistisk dimension

Resonemanget kring dessa återges kortfattat här. Användardimensionen beaktas enligt rapportförfattarna genom att identifiera ”objektivt observerbara egenskaper hos värderingsstudierna” som kan användas som kvalitetskriterier. Syftet med detta är att användare inte skall behöva vara experter för att kunna avgöra kvaliteten hos en värderingsstudie.

I den ekonomiska dimensionen finns flera aspekter som är relevanta att belysa och författarna lyfter särskilt fram två. För det första är det viktigt att försöka avgöra om en studie verkligen mäter vad den är avsedd att mäta. I detta sammanhang diskuteras olika mått på välfärdsförändringar (konsumentöverskott, kompenserande variation och ekvivalent variation) och deras koppling till välfärdsteori. För det andra lyfts behovet av att försöka värdera om de antaganden som har gjorts är rimliga. Författarna påpekar att vissa värderingsmetoder vilar på starka antaganden som inte alltid behöver vara rimliga beroende på syftet med studien. Som exempel nämns att resekostnadsmetoden och fastighetsvärdesmetoden begränsas till att värdera användande av vissa naturresurser (och alltså inte existensvärden).

När det gäller den naturvetenskapliga-medicinska dimensionen framhåller författarna dels att det är viktigt att de miljöeffekter som skall värderas kan sättas i relation till underliggande miljöproblem och åtgärder och dels betydelsen av att de miljöförändringar som skall värderas uppfattas på ett objektivt sätt. Som exempel på det senare diskuteras att när människor skall värdera hälsorisker kan de upplevda hälsoriskerna skilja sig från de faktiska.

Den statistiska dimensionen handlar om att minimera de felkällor som kan uppstå och som i huvudsak kan delas in i två kategorier: urvalsfel och icke-urvalsfel. Den förra innefattar den osäkerhet som uppstår till följd av att ett urval studeras (istället för hela populationen) och som kan illustreras med konfidensintervall för uppskattningar av

värden. Det senare är sådana fel som t.ex. uppstår vid datainsamling, bearbetning av data och vid modellering. Som exempel på modellfel nämner författarna det fel som uppstår om en linjär struktur tvingas på icke-linjära samband. Författarna redovisar också översiktligt tekniker och metoder för att minska risken för vissa icke-urvalsfel, exempelvis expertgranskning av frågeformulär och genomförande av pilotstudie innan huvudstudien genomförs.

I resonemanget om kvalitetskriterier avslutar författarna med att konstatera att de fyra dimensionerna inte är oberoende av varandra och illustrerar detta med följande tabell:

Tabell 6. Kvalitetsdimensionernas ömsesidiga kopplingar

	Användning	Naturvetenskap	Ekonomisk teori
Naturvetenskap	Finns så god naturvetenskaplig kunskap att nytta och kostnader kan kopplas ihop?		
Ekonomisk teori	Definition av totala och marginella värden. Hur kan värdena aggregeras?	Finns stora konflikter mellan naturvetenskaplig kunskap och individers preferenser?	
Statistik	Osäkerhet i värderingsresultat.	Kvalitet på miljöeffektsdata.	Insamling av ekonomiska data. Skattning av välfärdsmått.

Källa: Naturvårdsverket (2005)

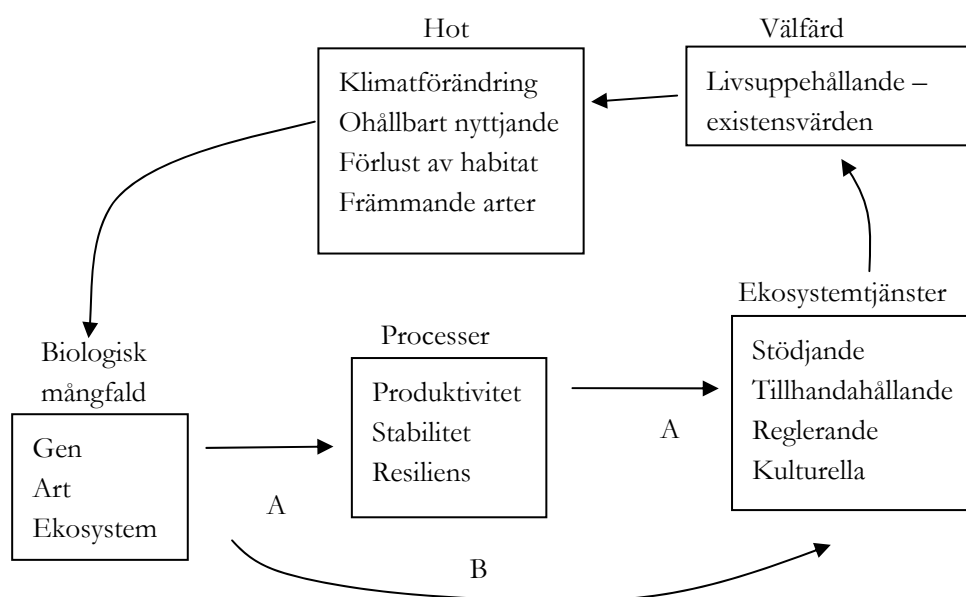
Själva verktyget för att analysera värderingsstudiers kvalitet innehåller 139 kontrollfrågor men flera av dessa är t.ex. specifika för vissa värderingsmetoder och alla frågor är alltså inte tillämpbara på alla studier. Kontrollfrågorna tar upp flera olika infallsvinklar och givet att en användare förmår använda dem fullt ut ger de en mycket god genomlysning av en studies kvalitet. Exempelvis finns det i verktyget 10 grupper av kontrollfrågor (nedan) för att bedöma kvaliteten på studier som baseras på scenariometoder och i varje sådan grupp finns det mellan 1 och 9 konkreta frågor att ta ställning till:

- Acceptans och förståelse för värderingsscenariot.
- Beskrivning av miljöförändringens effekter.
- Information om nollalternativet.
- Vinnare eller förlorare?
- Villkor för betalning och leverans.
- Betalningsvilja eller kompensationskrav?
- Värderingsfunktion.
- Test av hypotetisk snedvridning
- Speciella kvalitetsfaktorer för scenariovärderingsmetoden (CVM)
- Speciella kvalitetsfaktorer för choice experiments.

6. Monetär värdering av biologisk mångfald

Kopplingen mellan ekosystemtjänster och biologisk mångfald är stark och därför är det också viktigt att relatera förändringar i den biologiska mångfalden till förändringar i ekosystemtjänsterna när det gäller att värdera biologisk mångfald monetärt. Detta innebär att de förändringar på ekosystemtjänsterna som uppstår när den biologiska mångfalden förändras måste värderas ekonomiskt, d. v. s. det går inte att värdera biologisk mångfald utan att värdera de ekosystemtjänster som påverkas av den biologiska mångfald som studeras. Biologisk mångfald påverkar ekosystemtjänsterna direkt via (B) och indirekt via (A) vilket framgår av figur 5 nedan. Ekosystemtjänsterna har central betydelse för vår välfärd och sträcker sig från existensvärden hos enskilda arter till livsuppehållande processer och delas i Millenium Ecosystem Assessment upp i de fyra kategorierna: stödjande, tillhandahållande, reglerande och kulturella. Vårt sätt att nyttja naturresurser idag leder dock till att den biologiska mångfalden hotas via t. ex. klimatförändring och förlust av habitat, se t. ex. Millenium Ecosystem Assessment (2005). För den direkta länken finns det etablerade metoder som gör det möjligt att genomföra ekonomisk värdering, det kan t. ex. handla om värdering av enskilda arter eller naturtyper och dessa metoder har behandlats i det tidigare kapitlet. När det gäller att värdera biologisk mångfald via den indirekta länken består problemet av att det är svårt att kvantifiera hur biologisk mångfald påverkar ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens. Därmed är det också svårt att mäta det indirekta värdet av förändringar i biologisk mångfald.

Figur 5. Sambandet mellan biologisk mångfald, ekosystemtjänster och välfärd.

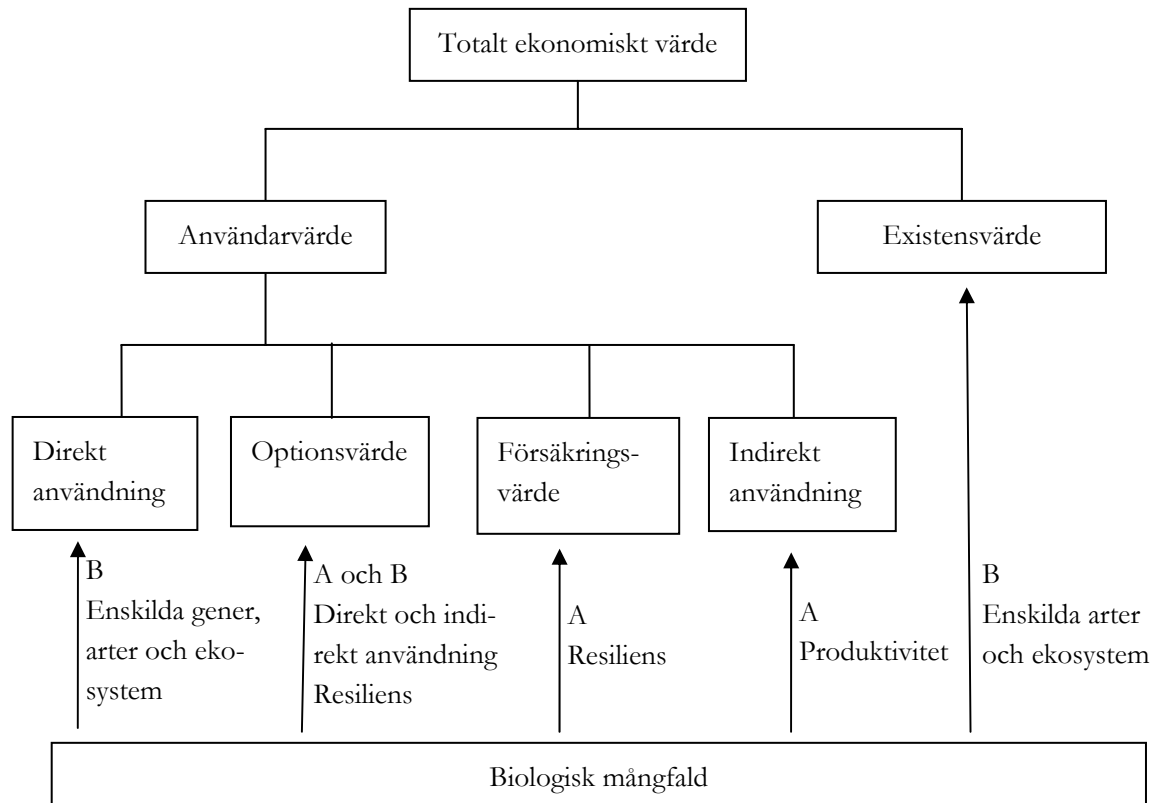


Källa: Bearbetning av Millenium Ecosystem Assessment (2005) och Söderqvist (2005).

I det tidigare kapitlet om ekonomiska värderingsmetoder visades hur det totala ekonomiska värdet av förändringar i biologisk mångfald kan dekomponeras i användarvärde och existensvärde. En grov och schematisk koppling mellan olika värden och

direkt och indirekt värdering enligt resonemanget ovan ges i figur 6 nedan. För att tydliggöra det ekonomiska värdet av resiliens har även ett försäkringsvärde införts.

Figur 6. Totalt ekonomiskt värde och biologisk mångfald.



De användarvärden som är relaterade till biologisk mångfald och som har en direkt användning (B) kan vara enskilda arter som används kommersiellt men också arter som på olika sätt bidrar till rekreation som jakt eller bärplockning. Indirekt användning (A) av biologisk mångfald sker genom att den biologiska mångfalden upprätthåller och påverkar olika processer som genererar flera olika nyttigheter som filtrering av vatten och buffring av näringsämnen. Optionsvärdet är kopplat till framtida direkt eller indirekt användning av ekosystemtjänster och försäkringsvärdet till upprätthållandet av ekosystemtjänster som används idag. Både optionsvärdet och försäkringsvärdet har alltså en stark koppling till ekosystemens resiliens. Ett ekosystem kan ha förhållandevis hög produktivitet idag (monokultur) men försäkringsvärdet kan vara lågt eftersom ekosystemets resiliens är låg. Det finns alltså en risk att produktionen inte kan upprätthållas över tid. Existensvärden fångar värdet av blotta vetskapen av att det finns vissa arter eller ekosystem och är alltså inte kopplade till användarvärden idag eller i framtiden. De metoder som finns tillgängliga idag för att mäta ekonomiska värden, som är relaterade till biologisk mångfald, lämpar sig alltså bäst för att mäta värden enligt B ovan, d. v. s. direkta användarvärden och existensvärden och tillämpning har hittills dessutom främst skett på arter. Problemet med ekonomiska värden enligt A är, som konstaterats ovan, möjligheten att kvantifiera effekterna av förändrad biologisk mångfald på optionsvärdet och den indirekta användningen. Ett mindre

antal studier har visserligen utgått från produktionsfunktionsmetoden men litteraturen domineras av studier som fångar direkta användarvärden och existensvärden. Studier som fokuserar på det ekonomiska värdet av resiliens finns än så länge i mycket litet antal och i huvudsak som teoretiska modeller. Förklaringen till detta är naturligtvis komplexiteten i att kvantifiera hur förändrad biologisk mångfald påverkar resiliensen i olika ekosystemtjänster. Begreppet försäkringsvärde diskuteras i t. ex. Baumgärtner (2007) som också använder en teoretisk modell för att visa hur medel skall fördelas optimalt mellan investering i biologisk mångfald (försäkringsvärde) och finansiella försäkringar. Mäler m. fl. (2007) utgår från dynamisk optimering och behandlar resiliens som en naturkapitaltillgång, nedan kallad resiliensstock, som kan tillskrivas ett skuggpris och därmed användas i välfärdsanalyser. Principen för analysen är att om resiliensstocken är hög så innebär det att tillgången på t. ex. nyckelarter är hög (högt över en kritisk gräns). Detta innebär i sin tur en hög sannolikhet för att ekosystemet kommer att förbli stabilt. Om å andra sidan resiliensstocken är låg, så är ekosystemet mycket känsligare för externa chocker och risken för att t.ex. nyckelarterna utrotas är därmed större. Även om Mäler m. fl. (2007) illustrerar sitt resonemang med ett exempel från Australien, kvarstår problematiken med att i allmänhet kvantifiera effekten på resiliens av förändrad biologisk mångfald. Möjligheten att systematiskt värdera biologisk mångfald i termer av resiliens är därmed i dagsläget mycket begränsad.

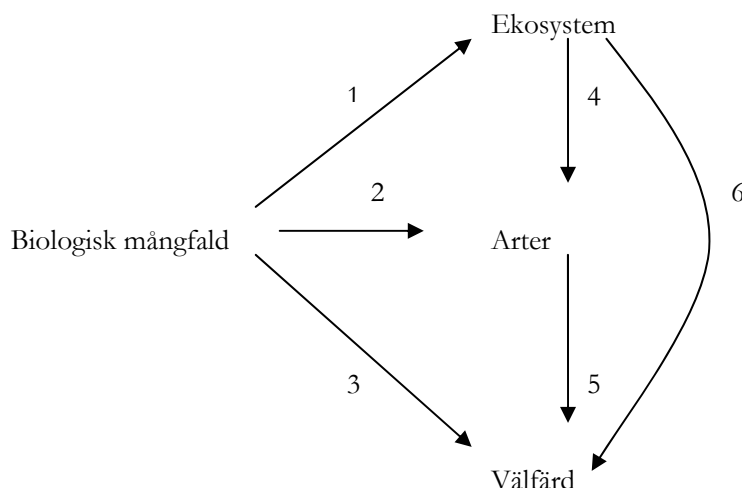
Nedan görs först en sammanställning av olika studier som värderat olika aspekter av biologisk mångfald. Den baseras på den mest aktuella och välrefererade litteraturstudien om ekonomisk värdering av biologisk mångfald av Nunes och van den Bergh (2001). Därefter följer en diskussion om möjligheten att explicit värdera förändringar i själva mångfalden som sådan och inte bara enskilda arter eller ekosystem. I detta avsnitt diskuteras också problematiken med att människor i allmänhet har en ganska vag uppfattning om begreppet biologisk mångfald vilket också gör det svårt att värdera biologisk mångfald utifrån deras preferenser. Det andra avsnittet baseras på Christie m.fl. (2004 och 2006).

SAMMANSTÄLLNING AV LITTERATUR OM VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD

Nunes och van den Berghs (2001) illustration av hur den biologiska mångfalden påverkar välfärden skiljer sig utseendemässigt något från figuren ovan, men återges nedan för att förtydliga det resonemang som de gör om olika kategorier av ekonomiska värden som är relaterade till biologisk mångfald. Den första kategorin, 1→6, avser värdet av biologisk mångfald som skapas genom upprätthållande av ekosystem och de funktioner som ekosystemen genererar: kontroll av vattenflöden och grundvattennivå, upptagning av näringsämnen, bindning av gifter etc. (Turner m.fl. 2000). Den andra länken mellan biologisk mångfald och välfärd, 1→4→5, fångar upp värdet som skapas av biologisk mångfald genom att naturtyper och arter skyddas, vilket kan påverka efterfrågan på rekreation och turism. Biologisk mångfald utgör en insatsfaktor i produktionen av naturresurser som omsätts på marknaden och den tredje kategorin, 2→5, motsvarar värdet av biologisk mångfald för t.ex. farmaceutisk industri och jord-

brukssektorn. Slutligen motsvarar den fjärde kategorin den direkta länken mellan biologisk mångfald och välfärd, som uppstår via existensvärden och altruism.

Figur 7. Ekonomiska värden och biologisk mångfald



Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

Nunes och van den Bergh (2001) illustrerar även sitt resonemang med en tabell som återges nedan (tabell 7). Denna innehåller också en enkel översikt över olika värderingsmetoders lämplighet för att värdera olika aspekter av biologisk mångfald. Biologisk mångfald underkastas endast undantagsvis av marknadstransaktioner och som exempel på sådana nämner Nunes och van den Bergh (2001) kontrakt för genetiskt material som på senare tid börjat tecknas mellan t.ex. läkemedelsindustrin och stater samt vissa intäkter av turism som går att koppla till biologisk mångfald. För huvuddelen av den biologiska mångfaldens attribut måste olika värderingsmetoder, som redovisats ovan, användas. En värdering av biologisk mångfald är komplicerad eftersom innebörden av biologisk mångfald är komplex. Detta innebär att det inte heller finns någon metod som kan sägas vara entydigt mest lämpad för att värdera alla attribut av biologisk mångfald. Metoder som har sitt ursprung i faktiska val, t.ex. resekostnad och hedoniska priser har fördelen av att vara baserade på *faktiska* val. Dessa metoder har dock nackdelen att de endast fångar användarvärden och inte existensvärden, vilket utesluter möjligheten att värdera flera attribut av den biologiska mångfalden, men för dem som är relaterade till användning kan dessa metoder vara lämpliga. Scenariovärderingsmetoden möjliggör värdering av existensvärden och också värdering av förändringar som ännu inte skett. Detta innebär att scenariovärderingsmetoden teoretiskt kan tillämpas på många aspekter av biologisk mångfald men praktiskt begränsas metoden av möjligheten att på ett rimligt sätt få en bred allmänhet att förstå innebörden av de processer etc. som de förväntas värdera. För komplicerade processer kan istället produktionsfunktionsmetoden vara lämplig eftersom det går att värdera vissa ekosystemtjänster. Samtidigt bygger produktionsfunktionsmetoden, precis som övriga metoder, på att det går att kvantifiera effekter, alltså hur den biologiska mångfalden påverkar ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens.

Tabell 7. Ekonomisk värdering och olika kategorier av biologisk mångfald

Kategori av biologisk mångfald	Typ av ekonomiskt värde	Värden som skapas av biologisk mångfald	Metod för ekonomisk värdering. + och – anger den generella användbarheten.
2→5	Mångfald på gen- och artnivå	Insatsfaktor i produktionen inom t.ex. farmaceutisk industri- och jordbrukssektorn.	CV: + TC: - HP: + AB: + PF: + Kontrakt: +
1→4→5	Naturtyper och variation i landskapet	Tillhandahållande av (skydd av) vildmark och områden för rekreation	CV: + TC: + HP: - AB: + PF: + Vinster inom turism: +
1→6	Ekosystemens funktion och flöde av ekologiska tjänster	Kontroll av vattenflöden och grundvattennivå, upptagning av näringsämnen, bindning av gifter etc.	CV: - TC: - HP: + AB: + PF: +
3	Existensvärde och altruism	Arter och naturtyper bevaras.	CV: + TC: - HP: - AB: - PF: -

Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

I tabellen används engelska originalförkortningar eftersom de delvis också är etablerade i den svenska litteraturen. CV är scenariometoder (Contingent Valuation), TC är resekostnad (Travel Cost), HP är hedoniska priser (Hedonic Price), PF står för produktionsfunktionsmetoden (Production Function) och slutligen är AB skyddsutgifter (Averting Behavior).

Nunes och van den Berg (2001) gör en sammanställning av värderingsstudier som berör biologisk mångfald. Även om denna inte är fullständig så ger den en bra översikt över den ekonomiska litteraturen som är relaterad till värdering av biologisk mångfald. Studierna delas upp i ett antal grupper och återges här på samma sätt. Inledningsvis ges en sammanställning av värderingsstudier för enskilda arter och grupper av arter. Efter det sammanställs litteratur om värdering av habitat, följt av värderingsstudier om turism och rekreation. Slutligen behandlas studier av värdet av ekosystemens funktion och ekosystemtjänster.

Värdering av arter

Studier som behandlar värdering av arter återfinns i tabell 8 (enskilda arter) och tabell 9 (flera arter) nedan. Författarna konstaterar att de flesta studier som berör arter har behandlat enskilda arter och påpekar att den typen av studier är problematiska eftersom de inte fångar en arts värdemässiga relation till andra arter (komplement eller substitut). De flesta studierna är baserade på amerikanska förhållanden men som ett exempel på problemet med att värdera enskilda arter påpekar Nunes och van den Berg (2001) att den svenska studien om varg (Boman och Bostedt, 1995) ger ett värde som motsvarar 70 % av värderingen av 300 hotade svenska arter (Johansson, 1989).

Nunes och van den Berg (2001) påpekar att de värden som avser flera arter typiskt är högre än de som endast avser en art, men att skillnaden inte är så stor som man skulle förvänta sig utifrån värdena som avser enskilda arter. Många av de studier som syftar till att värdera en eller flera arter baseras på scenariovärderingsmetoden.

Tabell 8. Värderingsstudier av enskilda arter

Författare	Ämne	Genomsnittlig betalningsvilja (WTP) per hushåll, per år
Stevens m.fl. (1997)	Återinförande av Atlantlax i en flod, Massachusetts	14.38-21.40 US-dollar
Jakobsson och Dragun (1996a)	Bevarande av Leadbeater's Possum, Australien	29 Australiensiska dollar
Boman och Bostedt (1995)	Bevarande av varg i Sverige	700 till 900 Svenska kronor
Loomis och Larson (1994)	Bevarande av gråval USA	16-18 US-dollar
Loomis och Helfand (1993)	Bevarande av olika enskilda arter, USA	Från 13 US-dollar för havssköldpadda till 25 US-dollar för Vithövdad havsörn
Van Kooten (1993)	Bevarande av habitat för sjöfågel i våtmarksregionen i Kanada	50-60 US-dollar per tunnland (Am. "acre")
Bower och Stoll (1998)	Bevarande av trumpettrana (<i>Grus americana</i>)	21-141 US-dollar
Boyle och Bishop (1987)	Två hotade arter i Wisconsin: Vithövdad havsörn och fisken <i>striped shiner</i> (<i>Luxilus chrysocephalus</i>)	Från 5 US-dollar för <i>striped shiner</i> till 28 US-dollar för Vithövdad havsörn
Brookshire m.fl. (1983)	Grizzlybjörn och tjockhornsfår i Wyoming	Från 10 US-dollar för Grizzlybjörn till 16 US-dollar för tjockhornsfår.

Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

Tabell 9. Värderingsstudier av flera arter

Författare	Ämne	Genomsnittlig betalningsvilja (WTP) per hushåll per år
Jakobsson och Dragun (1996b)	Bevarande av alla hotade arter i Victoria, Australien	118 Australiensiska dollar
Desvousges m.fl. (1993)	Bevarande av flyttande sjöfågel längs deras centrala flyttrutt	59-71 US-dollar
Whitehead (1993)	Bevarande program för kustlevande, icke jaktbart vilt.	15 US-dollar
Duffield och Patterson (1992)	Bevarande av fiskevatten i floder i Montana, Canada	2-4 US-dollar (för boende) och 12-17 US-dollar (för ej boende)
Halstead m.fl. (1992)	Bevarande av Vithövdad havsörn (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>), prärievarg och vildkalkon i New England, USA	15 US-dollar
Hampicke m.fl. (1991)	Bevarande av hotade arter i Väst-tyskland	140-250 Tyska mark
Johansson (1989)	Bevarande av 300 hotade arter i Sverige	1275 Svenska kronor
Samples och Hollyer (1989)	Bevarande av munksäl och knölval	9.6-13.8 US-dollar
Hageman (1985)	Bevarande av hotade och sårbara arter i USA	17.73-23.95 US-dollar

Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

Värdering av habitat

Nunes och van den Berg (2001) påpekar att ett problem med värderingsstudier som fokuserar på en eller flera arter är att de ofta saknar en koppling mellan de uppskattade värdena och de områden som måste skyddas för att bevara arterna. Ett alternativ är då att uppskatta värdet av biologisk mångfald genom att undersöka värdet av att bevara olika habitat och exempel på sådana studier finns i tabell 10 nedan.

Tabell 10. Värderingsstudier av naturliga habitat

Författare	Ämne	Genomsnittlig betalningsvilja (WTP) per hushåll
Nunes (1999)	Skydd av vildmarksområde i Portugal	40-51 US-dollar
Wiestra (1996)	Skydd av ekologisk jordbruksmark, Nederländerna	35 gulden
Richer (1995)	Ökenskydd, Kalifornien	101 US-dollar
Brouwer (1995)	Skydd av ängsmark (peat meadow) Nederländerna	28-72 gulden.
Carson m.fl. (1994)	Skydd av bevarandezon för Kakadua och Kakadua National Park, Australien	52 US-dollar (scenario med liten betydelse), 80 US-dollar (scenario med stor betydelse)
Hoevenagel (1994)	Förbättring av habitat för vilda djur i regionen med ängsmark (peat meadow) i Nederländerna.	16 gulden till 46 gulden
Kealy och Turner (1993)	Bevarande av de akvatiska systemen i Adirondack regionen, USA	12-18 US-dollar
Hoehn och Loomis (1993)	Förbättring av våtmarker och habitat i San Joaquindalen, Kalifornien, USA	96-184 US-dollar
Diamond m.fl. (1993)	Bevarande av vildmarksområden i Colorado, Idaho, Montana och Wyoming, USA	29-66 US-dollar
Silberman m.fl. (1992)	Skydd av strandekosystem, New Jersey, USA	9.26-15.1 US-dollar
Bateman m.fl. (1992)	Skydd av våtmarken Norfolk Broads, UK	4-12 Brittiska pund
Boyle (1990)	Bevarande av Illinois Beach State Nature Reserve, USA	37-41 US-dollar
Loomis (1989)	Bevarande av Mono Lake, Kalifornien, USA	4-11 US-dollar
Smith och Desvousges (1986)	Bevarande av vattenkvalitet i Monongahela River Basin, USA	21-58 US-dollar (för användare), 14-53 US-dollar (för icke-användare)
Bennett (1984)	Skydd för naturreservatet Nadgee i Australien	27 US-dollar
Mitchell och Carson (1984)	Bevarande av vattenkvalitet för alla floder och sjöar i USA	242 US-dollar
Walsh m.fl. (1984)	Skydd av vildmarksområde i Colorado, USA	32 US-dollar

Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

Värdering av turism och rekreation

I vissa sammanhang är det möjligt att värdera biologisk mångfald via värdet av att bevara vissa områden för turism och rekreation. Denna typ av värdering har gjorts med flera olika metoder; scenariovärdering, resekostnad, turistintäkter och produktionsfunktionsmetoden.

Tabell 11. Värderingsstudier av turism och rekreation

Författare	Ämne	Mätmetod	Skattning
Moons (1999)	Upplevelse av rekreation i skog i Flandern, Belgien.	Resekostnad	1030 Belgiska franc per resa
Chase m.fl. (1998)	Bevarande av rekreativmöjligheter i tre nationalparker, Costa Rica	CVM	21.60-24.90 US-dollar per besökare
WTO (1997)	Ekoturism i Ecuador	Turistintäkter	255 miljoner US-dollar
Layman m.fl. (1996)	Silverlax i floden Gulkana, Alaska	Resekostnad	17-60 US-dollar per resa
AG Ökotourismus/BMZ (1995)	Gorillaturism i Volcanoes National Park, Rwanda	Turistintäkter	1.02 miljoner US-dollar per år
Choe m.fl. (1996)	Värdet av hälsoprogram på Times Beach, Filippinerna	Resekostnad	1.44-2.04 US-dollar per resa
Mercer m.fl. (1995)	Rekreativvärde av Mantadia National Park, Madagaskar	Turistintäkter	9 och 25 US-dollar per hektar
Norton och Southey (1995)	Bevarande av biologisk mångfald i Kenya	Produktionsfunktion	203 miljoner US-dollar
Pina (1994)	Ekoturisters utgifter i Mexiko.	Resekostnad	60-100 US-dollar per dag
Tobias och Mendelsohn (1990)	Turisters och ekoturisters upplevelse av vilda djur i Costa Rica.	Turistintäkter	1.2 miljoner US-dollar per hektar

Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

Värdering av ekosystemtjänster

Det faktum att scenariovärderingsmetoden är svår att använda för värdering av komplicerade processer, som t.ex. ekosystemtjänster, avspeglas nedan. För värdering av ekosystemtjänster används enligt Nunes och van den Berg (2001) ofta istället metoder som baseras på skyddsutgifter, ersättningskostnader eller produktionsfunktionsmetoden.

Tabell 12. Värderingsstudier av ekosystems funktion och tjänster

Författare	Ämne	Mätmetod	Skattning
Laughland m.fl. (1996)	Värdet av tillgång till vatten från en källa i Milesburg, Pennsylvania, USA	Skyddsutgifter	14 och 36 US-dollar per hushåll
Turner m.fl. (1995)	Värdet av livsuppehållande funktion av ett våtmarksekosystem på en ö i Östersjön, Sverige	Ersättningskostnader	0.4-1.2 miljoner US-dollar
Barbier (1994)	Bevarande av våtmarken Hadejia-Jama, Nigeria	Produktionsfunktion	850-1280 NGN per hektar
Abdalla m.fl. (1992)	Grundvattnekosystem i Perkaise, Pennsylvania, USA	Skyddsutgifter	61 313-131 335 US-dollar
McClelland m.fl. (1992)	Program för skydd av grundvatten, USA	CVM	7-22 US-dollar
Andreasson-Gren (1991)	Kapacitet för rening av kväve på en ö i Östersjön, Sverige	Ersättningskostnader	968 Svenska kronor per kg
Torell m.fl. (1990)	(Naturlig) vattenmagasinerings i ett grundvattenförande skikt, USA	Produktionsfunktion	9.5-10.9 US-dollar per 1200 kubikmeter.
Ribaudo (1989a,b)	Nyttan av vattenkvalitet i tio regioner i USA	Skyddsutgifter	4.4 miljarder US-dollar
Huszar (1989)	Kostnader orsakade av vinderosion för hushåll i New Mexico, USA	Ersättningskostnader	454 miljoner US-dollar per år
King och Sinden (1988)	Värdet av att bevara jordbruksmark i Manilla Shire, Australien	Hedoniska priser	2.28 US-dollar per hektar
Holmes (1988)	Värdet för vattenreningen av ökad grumlighet av vatten p.g.a. jorderosion	Ersättningskostnader	35-661 miljoner US-dollar per år
Walker och Young (1986)	Minskade jordbruksintäkter p.g.a. jorderosion i Palouse regionen, USA	Produktionsfunktion	4 och 6 US-dollar per tunnland.
Veloz m.fl. (1985)	Program för kontroll av jorderosion i ett avrinningsområde, Dominikanska Republiken	Produktionsfunktion	260 dominikanska peso per hektar

Källa: Nunes och van den Bergh (2001).

Även i sin avslutande sammanfattning påpekar Nunes och van den Berg (2001) att det kan vara problematiskt att använda CV-metoden för att värdera effekter på biologisk mångfald av biokemiska processer eller ekosystemprocesser som allmänheten normalt inte kommer i kontakt med. Som exempel på sådana nämns CO₂-lagring, processer som renar grundvatten eller ekosystemens förmåga att hantera störningar. Författarnas huvudsakliga slutsats är att monetär värdering av förändringar i den biologiska mångfalden kan vara relevant om följande villkor är uppfyllda:

- En tydlig nivå av biologisk mångfald är vald.
- En konkret förändring av den biologiska mångfalden är formulerad.
- Förändringen i den biologiska mångfalden är väl definierad och inte för stor.
- Flera discipliner är inblandade för att identifiera direkta och indirekta effekter av förändring i den biologiska mångfalden på människors välfärd.

VÄRDERING AV DEN BIOLOGISKA MÅNGFALDEN SOM SÅDAN

På uppdrag av brittiska Department for Environment, Food and Rural Affairs (defra) har Christie m.fl. (2004) genomfört en studie som behandlar metoder för att värdera förändringar i den biologiska mångfalden. Rapporten är särskilt intressant eftersom den gör en omfattande genomlysning av problematiken kring värdering av biologisk mångfald på uppdrag av en myndighet. Eftersom rapporten är mer eller mindre unik redovisas huvuddragen i rapporten nedan. Syftet med uppdraget var att utveckla ett ramverk för att kunna genomföra kostnadseffektiva och robusta ekonomiska värderingar av förändringar av den biologiska mångfalden på landsbygden i Storbritannien. För att uppnå detta syfte genomförde Christie m.fl. (2004) en genomgång av både ekologisk och ekonomisk litteratur om biologisk mångfald och utvecklade därefter en meny av instrument för att kunna fånga relevanta ekonomiska värden. Inom projektet gjordes också försök med benefit transfer mellan två olika områden.

Christie m.fl. (2004) använder ett antal fokusgrupper bl.a. för att närmare undersöka allmänhetens förståelse för innebörden av ”biologisk mångfald”. Deras slutsats är att människor i allmänhet har liten kunskap om vad som menas med biologisk mångfald men att de flesta kan förstå innebörden om den uttrycks lekmannamässigt. En annan slutsats är att människor i allmänhet inte betraktar biologisk mångfald på samma sätt som ekologer. Detta innebär enligt Christie m.fl. (2004) att det är extra viktigt att noga begrunda hur information presenteras i samband med att komplexa varor eller tjänster ska värderas. Inom ramen för projektet utarbetade Christie m.fl. (2004) en 20 minuter lång PowerPoint-presentation som användes för att beskriva innebörden av biologisk mångfald. I de studier som gjordes inom ramen för projektet baserades undersökningarna på fokusgrupper och intervjuer. I sådana sammanhang är det naturligtvis möjligt att använda en PowerPoint-presentation, men det är självklart inte möjligt vid undersökningar som baseras på enkäter eller telefonintervjuer.

Christie m.fl. (2004) drar följande slutsatser av projektet:

- Försöken med att använda benefit transfer mellan olika områden har inte varit framgångsrika. Det går därför inte att använda resultaten från deras studie för att göra robust benefit transfer från de studerade områdena till andra områden i Storbritannien. Orsaken till varför det inte fungerade så bra är okänd, men författarna spekulerar kring att det kan bero på olikheter i den biologiska mångfalden mellan de studerade områdena.
- Eftersom benefit transfer inte fungerade så bra innebär det att möjligheten att genomföra billiga värderingar av biologisk mångfald begränsas. Författarna påpekar dock att deras angreppssätt generellt gav robusta resultat vilket innebär att det faktiskt går att få allmänheten att förstå innebörden av biologisk mångfald och olika åtgärder för att bevara biologisk mångfald. För att värdera förändringar av biologisk mångfald rekommenderar författarna scenariovärderingsmetoden men för att värdera olika attribut av biologisk mångfald rekommenderar författarna choice experiments.
- Avslutningsvis påpekar författarna att resultatet av den värdering som gjordes av sex fokusgrupper inom ett område i stort sett motsvarar den värdering som gjordes av 400 intervjuade respondenter inom samma område. Av detta drar författarna slutsatsen att fokusgrupper kan vara ett relativt billigt sätt att värdera biologisk mångfald.

Christie m.fl. (2006) utgår från samma undersökning och har som utgångspunkt att den viktiga frågan är inte *om* vi skall försöka värdera biologisk mångfald ekonomiskt utan snarare *hur* vi skall göra det och påpekar att det finns ett stort antal studier som fokuserar på värdering av vissa naturresurser men väldigt få som explicit försöker värdera mångfalden. En förklaring till detta är att folk i allmänhet har en vag uppfattning om innebörden av biologisk mångfald vilket också gör det svårt att mäta attityder och värderingar av biologisk mångfald. Christie m.fl. har gjort en genomgång av den ekologiska litteraturen och identifierar 11 olika koncept som ekologer använder för att mäta eller beskriva biologisk mångfald. Deras slutsats är att det skulle vara extremt svårt att kommunicera dessa koncept till en bred allmänhet och få den att värdera dessa i en värderingsstudie.

Christie m.fl. menar att de olika koncepten för att beskriva eller mäta biologisk mångfald kan delas upp i ekologiska och antropocentriska. De 11 koncepten som identifierats utifrån den ekologiska litteraturen redovisas på rad tre i tabellen nedan och dessa grupper delas sedan in i fyra grupper som författarna anser lämpliga för att kommunicera med allmänheten. Som framgår är indelningen inriktad mot arter men rymmer ändå inte variation inom respektive koncept, vilket naturligtvis är en begränsning. Samtidigt är den här typen av förenklingar mer eller mindre nödvändiga för att kunna undersöka en bred allmänhets preferenser. För att mer fullständigt värdera biologisk mångfald med den här typen av studier behöver upprepade undersökningar göras med olika fokus, t. ex. i syfte att värdera olika typer av ekosystem eller naturtyper.

Tabell 13. Koncept för att beskriva och mäta biologisk mångfald.

Olika koncept av biologisk mångfald										
Ekologiska koncept					Antropocentriska koncept					
Nyckelarter	Paraplyarter	Symbolarter	Ekosystemens funktion	Ekosystemens tillstånd	Ovanliga arter	Hotade arter	Karismatiska arter	”Gulliga” arter	Välkända arter	Lokalt viktiga arter
Habitatkvalitet			Ekosystemprocesser		Ovanliga och okända vilda arter			Välkända vilda arter		

Källa: Christie m.fl. (2006)

I sin studie, som inrymmer värdering med fokusgrupper, CV-metoden och choice experiment finner Christie m.fl. (2006) bl.a. att:

- Resultaten tyder på att allmänheten stödjer projekt som riktar sig mot välkända men ovanliga arter, medan resultaten inte är entydiga för arter som är välkända och vanliga.
- När det gäller arter som är ovanliga och okända för allmänheten tyder resultaten på att de stödjer projekt endast om de är så omfattande att de leder till att berörda arter kan återhämta sig och att de inte stödjer projekt som endast bromsar minskningen i populationer.
- Resultaten tyder också på att respondenterna bryr sig mer om ekosystemfunktioner som tydligt påverkar människor än om ekosystemfunktioner med mindre synbar inverkan på människan.

7. Diskussion

Inledningsvis förs en allmän diskussion om monetär värdering av biologisk mångfald därefter behandlas de 4 centrala delarna i uppdraget enligt nedan och avslutningsvis, i anslutning till att kunskapsluckor diskuteras, skisseras några åtgärder för att stimulera till ökad kunskap om monetär värdering i arbetet med biologisk mångfald. Frågeställningarna i regeringsuppdraget kan uttryckas i följande fyra punkter:

- Sammanställning av ekonomiska metoder för värdering av biologisk mångfald samt erfarenheter av att använda dessa metoder.
- Förslag på sammanhang där det finns behov av monetär värdering av biologisk mångfald.
- Analys av metodernas svagheter, styrkor och lämplighet för värdering av biologisk mångfald samt möjligheten att inkludera marginalkostnads- och marginalnyttobräkningar.
- Identifiering av kunskapsluckor inom ekonomiska värderingsmetoder för värdering av biologisk mångfald.

MONETÄR VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD

Förutom att det finns ett miljömål som direkt behandlar biologisk mångfald (*Ett rikt växt- och djurliv*) är flera av de andra miljömålen (och delmålen) relaterade till biologisk mångfald. Detta gäller t.ex. *Myllrande våtmarker*, *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*. Detta i kombination med att omfattande resurser används för att på olika sätt bevara biologisk mångfald gör att det är viktigt att på olika sätt försöka analysera vilka åtgärder som ska vidtas och vilken effekt dessa har. Ett sätt är att försöka värdera olika aspekter av biologisk mångfald monetärt, men som framgått tidigare i denna rapport, och som också diskuteras nedan, är monetär värdering av biologisk mångfald förenat med många problem. Den huvudsakliga ekologiska problematiken består i att kvantifiera effekterna på ekosystemens produktion, stabilitet och resiliens som följer av en förändrad biologisk mångfald och den huvudsakliga ekonomiska problematiken är relaterad till värdering av förändringar i den biologiska *mångfalden* till skillnad från värdering av förändringar i de biologiska resurserna. Även om det under det senaste decenniet har vuxit fram allt mer forskning om värdering av biologisk mångfald är en väletablerad litteratur om värdering av biologisk mångfald tämligen avlägsen. För värdering av vissa aspekter av biologisk mångfald, som nyckelarter eller olika landskapselement finns redan idag väl beprövade ekonomiska metoder.

Problematiken kring värdering av biologisk mångfald förstärks av att förändringar som sker idag kan ha effekt över lång tid. Detta innebär att preferenser kan komma att ändras vilket i sin tur kan påverka det ekonomiska värdet av biologisk mångfald (Söderqvist, bilaga 5). Den biologiska mångfalden kommer att påverkas av klimatförändringen, t.ex. genom att arter får nya utbredningsområden (Gren, bilaga 2), och därmed kommer värdering av biologisk mångfald att förändras över tid (Gustafsson, bilaga 3). Förändringarna av preferenserna är dock inte specifikt för värdering av biologisk mångfald utan rör alla åtgärder som har konsekvenser långt fram i tiden.

Frågan om samhället i större utsträckning än idag ska försöka värdera biologisk mångfald monetärt är dock inte i huvudsak relaterad till det aktuella kunskapsläget utan snarare till om samhället vill använda värdering av biologisk mångfald som ett instrument för att skapa underlag för att förvalta densamma. Oavsett om det sker en ekonomisk värdering av biologisk mångfald eller inte så är olika överväganden nödvändiga och därmed sker också en ”värdering” av olika aspekter av biologisk mångfald på förvaltande myndigheter eller via politiska beslut. Ekonomisk värdering har den fördelen att en gemensam måttstock används och de överväganden som görs blir mer transparenta. Emanuelsson påpekar (bilaga 1) att ekonomisk värdering av förlust av biologisk mångfald är föga betydelsefullt om den inte kopplas till olika styrmedel. Även om detta påpekande görs när Emanuelsson diskuterar ett internationellt perspektiv så är naturligtvis frågan om vilket genomslag ekonomisk värdering av biologisk mångfald ska ha i olika policysammanhang viktig, inte minst eftersom ekonomisk värdering av biologisk mångfald är kostsamt.

Biologisk mångfald är ett begrepp som omfattar många aspekter, från enskilda gener och arter, via funktioner och processer till ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens. Detta gör det mindre relevant att redovisa endast ett värde för biologisk mångfald i en samhällsekonomisk konsekvensanalys. Det är snarare lämpligt att redovisa ekonomiska värden för flera aspekter av biologisk mångfald, t.ex. uppdelat i direkta och indirekta effekter i enlighet med resonemanget tidigare. Ett sådant förfarings-sätt skulle göra det möjligt att redan idag beakta vissa komponenter av biologisk mångfald i samhällsekonomiska konsekvensanalyser samtidigt som det tydligt framgår vilka komponenter som inte är beaktade. Det förefaller dock viktigt att i samhällsekonomiska konsekvensanalyser, som omfattar biologisk mångfald, definiera vad som avses med begreppet. Det rymmer många dimensioner som inte har en entydig innebörd (Emanuelsson, bilaga 1), även om Konventionen om biologisk mångfalds definition har fått stor spridning.

En kunskapsbas kan sannolikt vidgas genom att man stimulerar olika typer av forskning och reglerar de centrala myndigheternas verksamhet. Behovet av precision vid värdering av biologisk mångfald ska dessutom ses i ljuset av den precision som finns i värdering av andra icke-marknadsprissatta varor och tjänster som förekommer frekvent i samhällsekonomiska analyser som t.ex. buller eller statistiskt liv. Oavsett vad som är föremål för ekonomisk värdering är det viktigt att gemensamma beräkningskonventioner etableras i samhället, för att därmed göra det möjligt att jämföra värden som uppstår i olika sektorer eller delar av samhället.

I en sammanställning av den ekonomiska litteraturen om värdering av biologisk mångfald presenteras ett antal slutsatser som återges nedan (Christie m.fl., 2004):

- Det totala ekonomiska värdet av biologisk mångfald består av både användarvärden i olika former och existensvärden.
- Det finns flera metoder för att värdera förändringar av biologisk mångfald, exempelvis metoder som baserar på faktiska marknadsbeteenden ("revealed preferences"), scenariometoder ("stated preferences") och kostnadsbaserade metoder. Ingen av dessa metoder anses ensam kunna fånga hela det totala ekonomiska värdet av förändringar i den biologiska mångfalden.
- Metoder som baseras på faktiska marknadsbeteenden som resekostnadsmetoden och fastighetsvärdemetoden är begränsade till att mäta användarvärden.
- Scenariometoder (scenariovärderingsmetoden och "choice experiments") kan i teorin fånga både användarvärde och existensvärde. I praktiken kan dock dessa metoder innebära begränsad möjlighet att mäta indirekta värden, t.ex. ekosystemtjänster. Choice experiment metoden har dock den fördelen att den kan fånga värdet av olika komponenter av biologisk mångfald.
- Kostnadsbaserade metoder (ersättningskostnader och restaureringskostnader) tillskriver naturresurser ekonomiska värden genom kostnaden för att återställa eller återskapa skadade områden. Det innebär att dessa metoder inte fångar upp nyttan eller det ekonomiska värdet för individer av förändringar i den biologiska mångfalden.
- Det finns ett stort antal studier som undersöker värdet av enskilda arter och habitat, men få studier angriper problemet med att värdera mångfald som sådan.

SAMMANSTÄLLNING AV EKONOMISKA METODER FÖR VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD SAMT ERFARENHETER AV ATT ANVÄNDA DESSA METODER.

De olika värderingsmetoderna har redovisats separat i kapitel 5 och en sammanställning av metoderna finns i tabell 14 nedan. Det finns betydande forskning kring främst värdering av olika arter, men avsevärt mindre om värdering av själva mångfalden som sådan.

Biologisk mångfald påverkar både ekosystemens produktion av ekosystemtjänster (produktivitet) och ekosystemens stabilitet och resiliens. Av de värderingsstudier som har gjorts av biologisk mångfald berör de allra flesta effekter som är relaterade till förändringar av produktionen av ekosystemtjänster medan endast några få försöker värdera biologisk mångfald i termer av stabilitet eller resiliens. Detta är bekymmersamt eftersom resiliens i flera ekologiska studier (se t.ex. Millennium Ecosystem Assessment, 2005) framhålls som en viktig egenskap hos ekosystem med en stark koppling till biologisk mångfald, men förklaras av att de bakomliggande processerna är komplicerade och svåra att kartlägga eller modellera.

Erfarenheter från praktiska tillämpningar av värdering av biologisk mångfald är mycket begränsade. Med praktiska tillämpningar avses här att ekonomisk värdering av bio-

logisk mångfald har använts som ett instrument för att utforma och utvärdera olika åtgärder. Det finns dock flera studier som framhåller vikten av att biologisk mångfald värderas ekonomiskt i policysammanhang.

Tabell 14. Sammanställning av olika värderingsmetoder

Metod	Tillvägagångssätt	Användbarhet (styrka)	Databehov	Begränsning (svaghet)
”Revealed preference” metoder				
Produktionsfunktion	Kopplar samman förändringar i ekosystem med förändring i produktionen av olika varor och tjänster.	Alla förändringar som ger effekt på produktionen av varor och tjänster	Förändring i ekosystemen. Förändring i produktionen av varor och tjänster producerade varor och tjänster	Data som beskriver hur förändringar i ekosystemen påverkar produktionen av varor och tjänster saknas i stor utsträckning. Fångar inte existensvärden.
Resekostnad	Efterfrågan på rekreation och naturupplevelser härleds från faktiska utgifter för att resa till en eller flera platser.	Värdering av rekreation	Enkätundersökning (eller liknande) för att samla in information om monetära kostnader och tidskostnader för att resa till olika platser. Information om resans längd.	Användningen begränsad till rekreationsvärden. Svår att tillämpa när en resa sker till flera resmål. Fångar inte existensvärden.
Hedoniska priser	Bryter ut effekten av miljöfaktorer på priset på varor där dessa miljöfaktorer ingår.	Luftkvalitet. Vacker omgivning. Kulturella värden.	Priser och karaktäristika för varan.	Kräver omfattande data. Resultaten känsliga för specifikation. Fångar inte existensvärden.
”Stated preference” metoder				
Scenariovärderingsmetoden	Respondenter tillfrågas om deras betalningsvilja för vissa förändringar eller attribut.	Både användar- och existensvärden	Undersökning som presenterar olika scenarier för ett antal respondenter och som gör det möjligt att mäta WTP för olika specificerade tjänster.	Flera potentiella orsaker till bias. Manualer finns dock för hur undersökningar ska utformas för att bli tillförlitliga.
Choice experiment	Respondenter får välja mellan olika alternativ som har snarlika attribut.	Både användar- och existensvärden	Undersökning med respondenter.	Som ovan. Analys av data är generellt ganska komplicerat.
Övriga metoder				
Benefit transfer (inkl metaanalys)	Värden som har uppskattats i en kontext används i en annan.	Alla värden som är kartlagda i liknande studier för andra kontexter.	Värdering av ett annat liknande område (motsvarande) måste finnas.	Kan ge väldigt oriktiga resultat, eftersom många faktorer kan vara olika även om kontexten förefaller vara lika. Ska användas med stor försiktighet.
Hälsokostnader	Kopplar samman förändringar i ekosystem med sjuklighet och dödlighet.	Alla förändringar som påverkar hälsan, främst förening i luft och vatten.	Förändring i ekosystemen. Effekt på hälsa (dos-respons funktion). Kostnader för ohälsa och statistik värdering av liv.	Dos-respons funktioner som kopplar samman miljöförhållanden och hälsotillstånd saknas ofta. Fångar inte existensvärden. Beroende på vad som räknas in i hälsokostnader speglas värden och därmed preferenser.
Aterställandekostnader (och andra varianter som t.ex. kostnader för omlokalisering)	Utgår från kostnader som uppstår för åtgärder som syftar till att ersätta förlorade varor och tjänster	Alla förluster av varor och tjänster	Omfattning på förlust av varor och tjänster. Kostnader för att ersätta dem.	Ska användas med stor försiktighet. Fångar inte existensvärden. Metoden är inte preferensbaserad, d.v.s. kostnader för att vidta vissa åtgärder behöver inte spegla de värden som skapas.

FÖRSLAG PÅ SAMMANHANG DÄR DET FINNS BEHOV AV MONETÄR VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD

Exempel på sammanhang där ekonomisk värdering av biologisk mångfald kan tjäna som beslutsstöd har redovisats under *Monetär värdering av biologisk mångfald*. Av dessa sammanhang framstår tre som särskilt viktiga:

1. Synliggöra ekonomiska värden relaterade till biologisk mångfald. Kollektiva nyttigheter riskerar att nyttjas mer än vad som är samhällsekonomiskt optimalt. Ett sätt att synliggöra detta är att använda ekonomisk värdering för att lättare kunna ställa olika konsekvenser mot varandra, t. ex. vid fördelning av statsbudgeten mellan olika utgiftsområden. Som konstaterats tidigare är en förutsättning för detta att det finns gemensamma beräkningskonventioner som gör olika värden jämförbara. Samtidigt som det finns ett stort behov av att kunna ställa bevarandet av biologisk mångfald mot andra samhällsprojekt finns ett stort problem med att göra så då det är svårt att fånga alla dimensioner av värden som biologisk mångfald genererar. Därmed måste de värden som faktiskt går att få fram oftast anses utgöra en nedre gräns för de värden som är kopplade till biologisk mångfald. Detta faktum är dock inte unikt för just biologisk mångfald.
2. Skapa bättre samhällsekonomiska konsekvensanalyser. Alla signifikanta effekter bör ingå i en samhällsekonomisk konsekvensanalys och om så inte sker blir resultaten missvisande. T. ex. kan ny infrastruktur förkorta restider och ge säkrare resor. Men dessa effekter måste, ur ett samhällsekonomiskt perspektiv, ställas mot intrångets negativa effekter, varav effekter på den biologiska mångfalden kan vara en. Det är dock viktigt att notera att vissa aspekter kan vara mycket dyra att mäta. Även om fokus inte ligger just på biologisk mångfald har t. ex. Vägverket (2007) arbetat med att få med intrångsvärden i de samhällsekonomiska kalkyler som verket gör.
3. Underlag vid fördelning av miljöbudget. Biologisk mångfald behöver värderas för att olika åtgärder för att bevara biologisk mångfald ska kunna ställas mot varandra för att därmed säkerställa att en given budget används på bästa tänkbara sätt. Även detta är komplicerat men det är troligen för detta ändamål som ekonomisk värdering av förändrad biologisk mångfald har störst användbarhet på kort sikt.

För samtliga sammanhang är det nettovärden som är av intresse. En ökad artmångfald kan generera både samhällsekonomiska intäkter och kostnader (Emanuelsson, bilaga 1) och det är naturligtvis inte meningsfullt att endast studera intäktssidan. Ett exempel är älg, rådjur och fälthare som ger användarvärde i form av t. ex. jakt men som också åstadkommer skador på träd. Ett annat är den svenska vargstammen som förefaller generera positiva existens- och användarvärden, men som samtidigt för vissa människor innebär negativa användarvärden i form av oro och merarbete etc.

I Sverige används en stor del av de resurser som avsätts för miljövard till miljöersättning inom jordbruket och till skydd av skogsmark, genom naturvårdsavtal, biotopskydd eller genom reservatsbildning. Därmed är det också särskilt viktigt att dessa och

andra tänkbara åtgärder konsekvensanalyseras. I ett sådant sammanhang kan värdering av biologisk mångfald utgöra en komponent. Olika åtgärder har inte bara en kostnads-sida utan också en intäktsida och olika åtgärder kommer att ha olika effekt på den biologiska mångfalden och därmed också generera olika stora värden relaterade till biologisk mångfald. Konsekvenserna av att prioritera utifrån kostnader eller värden inom bevarandet av betesmarker diskuteras av Livsmedelsekonomiska institutet (2004).

Inte minst när det gäller lokalisering av en viss åtgärd kan monetär värdering av biologisk mångfald utgöra ett instrument. För åtgärder som genererar existensvärden spelar lokaliseringen ingen roll (givet att ett visst syfte nås) men användarvärden kommer att bestämmas av storleken på populationens användare, deras inkomst och andra socio-ekonomiska variabler. Därmed kommer de användarvärden som skapas att vara lokaliseringsbetingade. Notera att detta inte behöver innebära att en viss åtgärd tränger undan en annan åtgärd. Det kan snarare handla om i vilken ordning olika åtgärder ska sättas in. I sitt förslag till ny formulering av det tredje delmålet för *Ett rikt växt- och djurliv* föreslår Naturvårdsverket (2007a) följande lydelse: "(...) alla i landet naturligt förekommande arter som inte är rödlistade fortlever i livskraftiga populationer inom sina naturliga utbredningsområden". Detta mål föreslås vara uppnått till 2015 och vilka åtgärder som ska sättas in och när för att uppnå målet kan analyseras ur ett ekologiskt perspektiv genom att studera vart åtgärderna har störst ekologisk effekt. Detta perspektiv kan kompletteras med en ekonomisk analys som belyser var olika åtgärder har störst ekonomisk effekt. Det handlar sedan inte om att välja antingen eller utan om att använda båda dessa perspektiv som beslutsstöd.

Värdering av biologisk mångfald kan alltså vara ett sätt att fånga och beskriva medborgarnas syn på vissa aspekter av miljöskyddsåtgärder. I den senaste fördjupade utvärderingen föreslår Naturvårdsverket (2007a) också att miljö kvalitetsmålet *Ett rikt växt- och djurliv* ska utökas med ett fjärde delmål som syftar till att främja tätortsnära natur med "höga frilufts-, kulturmiljö- och naturvärden" som därmed alltså sätter användarvärdet i fokus. För att avgöra vilka åtgärder som behöver vidtas och i vilken omfattning behövs information om vad som ger höga frilufts-, kulturmiljö- och naturvärden och här kan ekonomisk värdering vara ett instrument. Sådana studier görs redan idag men i relativt blygsam omfattning. Däremot finns det flera studier som visar på det positiva sambandet mellan god hälsa och naturupplevelser i vid mening (för en översikt se Naturvårdsverket, 2006). När det gäller det ekonomiska värdet av biologisk mångfald kopplat till dessa aspekter är det, som i andra sammanhang, viktigt att notera att ekonomisk värdering tar sin utgångspunkt i förändringar, d.v.s. hur förändras t.ex. frilufts- eller rekreationsvärden av en förändrad biologisk mångfald.

I bilaga 4 till den statliga utredningen *Ett levande kulturlandskap - en halvtidsutvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet* (SOU 2003:105) beskriver Knut Per Hasund en enkel modell för indikatorbaserat miljöstöd för de kollektiva nyttigheter som finns i jordbrukslandskapet. Ansatsen är att med hjälp av en uppsättning indikatorer mäta förekomsten av kollektiva nyttigheter hos respektive beteshage, stenmur och andra landskapselement, för att på så sätt spegla deras värde för den biologiska mångfalden,

kulturarv, landskapsbild, rekreation, etc. Indikatorerna skattas via ett antal enkelt mätbara fysiska variabler som t.ex. typ av hagmark, igenväxtningsgrad, hävdstatus, närheten till tätort och om objektet är synligt från trafikerad väg/järnväg. Genom att koppla indikatorvärdena till en generell ekonomisk värdering (betalningsvilja) av dessa miljövaror kan värdet hos enskilda objekt i landskapet beräknas i en form som är direkt policyrelevant. Den här typen av modeller där olika typer av indikatorer kopplas samman med ekonomiska värden förfaller vara viktig om ekonomisk värdering av biologisk mångfald ska kunna användas i t. ex. förvaltningssammanhang.

ANALYS AV METODERNAS SVAGHETER, STYRKOR OCH LÄMPLIGHET FÖR VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD SAMT MÖJLIGHETEN ATT INKLUDERA MARGINALKOSTNADS- OCH MARGINALNYTTBERÄKNINGAR

I sammanställningen av olika värderingsmetoder i tabell 14 ovan redovisas också de olika metodernas svagheter och styrkor.

En värdering av själva mångfalden som sådan, (och alltså inte värdering av biologiska resurser) är komplicerad av flera skäl, t.ex. den förhållandevis höga abstraktionen i själva begreppet. Av de tillgängliga metoderna förfaller produktionsfunktionsmetoden och scenariometoder vara mest lämpliga. Den förra eftersom den har förutsättning att explicit koppla samman biologisk mångfald med produktionen av ekosystemtjänster och de senare dels för att det är möjligt att ge respondenter viss information och kunskap om biologisk mångfald och dels för att det är möjligt att fånga s.k. existensvärden. Båda metoderna behöver dock utvecklas. För produktionsfunktionsmetoden är utvecklingsbehovet snarast en ekologisk fråga där relationen mellan biologisk mångfald och produktionen av ekosystemtjänster behöver kvantifieras i större utsträckning. För scenariometoderna behövs ytterligare utveckling av metodiken, t.ex. i linje med det arbete som DEFRA (Christie m. fl., 2004) genomfört, för att underlätta för respondenter att förstå innebörden av biologisk mångfald. Det är dock värt att notera att CV-metoden har utvecklats en hel del t.ex. genom metodik för att hantera preferensosäkerhet (Mattsson, bilaga 4).

Även övriga redovisade metoder är dock användbara för att kartlägga olika former av användarvärden och bör också användas för det, inte minst för att stimulera fortsatt modellutveckling. Metaanalysernas generaliserbarhet har diskuterats i kapitel 5 om olika värderingsmetoder, och även om dessa analyser har begränsad prediktiv förmåga så är de viktiga för att analysera relationen mellan olika typer av analysmetoder, eftersom värdering av biologisk mångfald är så komplext att den måste baseras på flera olika studier och metoder.

Söderqvist (bilaga 5) konstaterar att biologisk mångfald har betydelse för människan via två vägar, indirekt via ekosystemens funktion och därmed produktionen av ekosystemtjänster och direkt via ”estetiska eller moraliska skäl, eller på grund av kunskap eller tro på dess funktion i naturen”. Söderqvist menar att produktionsfunktionsmetoden är särskilt lämplig för att undersöka den indirekta betydelsen av biologisk mångfald men noterar samtidigt att det kunskapsunderlag som behövs för sådana studier är

avlägset samtidigt som vi redan nu behöver fatta beslut där biologisk mångfald behöver beaktas. Söderqvist drar därför slutsatsen att värdering av biologisk mångfald i dagsläget i stor utsträckning får baseras på den direkta betydelsen för människan och att dessa värderingar får anpassas i takt med att vår kunskap om den indirekta nyttan ökar. För den indirekta värderingen av biologisk mångfald bedömer Söderqvist att även framgent kommer artinventeringar att vara betydelsefulla men att de traditionella rödlistorna som klassificerar arternas risk för utdöende bör kompletteras med listor som uttrycker arternas funktionella betydelse. Ett sådant arbete är dock tämligen omfattande eftersom funktionen av de flesta arterna än så länge är okänd. Inventeringar måste dessutom göras på ett sådant sätt att de inte bara ger en ögonblicksbild utan också fångar trenden, t.ex. om en viss art befinner sig i en utdöendefas (Gustafsson, bilaga 3). Söderqvists förslag är dock viktigt att analysera närmare eftersom det sätter fokus på arternas funktion. Därmed kan förslaget bidra till det viktiga men svåra arbetet med att kvantifiera olika effekter relaterade till biologisk mångfald.

Enligt uppdraget ska Konjunkturinstitutet analysera om det ”finns möjlighet att inkludera marginalkosnads-/marginalnyttoberäkningar”. Det är i detta sammanhang viktigt att betona att ekonomisk värdering är kopplad till förändringar och inte till nivåer och att dessa förändringar ska vara så små att individer är att beredda att göra avvägningar (se närmare Söderqvist, bilaga 5). Det går alltså inte att beräkna något meningsfullt totalt värde för biologisk mångfald utan en värdering måste ske via marginella förändringar. Det är dock långt ifrån enkelt att identifiera den relevanta skalan för att koppla samman marginella förändringar av den biologiska mångfalden med t.ex. förändringar i ekosystemens produktion av tjänster. I detta sammanhang är förekomsten av s.k. tröskelvärden viktigt att beakta. D.v.s. i ett visst intervall kan små förändringar av den biologiska mångfalden ha liten betydelse för ekosystemens produktion av varor och tjänster men vid vissa tröskelvärden kan stora förändringar uppstå. Detta innebär att den stora kostnaden av en viss minskning av den biologiska mångfalden inte nödvändigtvis uppträder som en minskad produktion av varor och tjänster utan som en ökad risk för att mer omfattande förändring ska ske om den biologiska mångfalden minskar ytterligare. Denna riskökning har en stark koppling till resiliens men måste dock vara kvantifierbar för att vara möjlig att värdera. Dessutom är det naturligtvis av central betydelse att veta vad som händer när ett visst tröskelvärde passeras och ett ekosystem ”flippas”, d.v.s. vilka ekosystemtjänster påverkas och i vilken utsträckning. Förändringar av den biologiska mångfalden måste alltså vara så stora att de går att kvantifiera och modellera men samtidigt så små att effekterna är marginella, för att monetär värdering av biologisk mångfald ska vara tillämpligt på ett bra sätt.

För begränsade projekt (t.ex. i form av intrång) kan den marginella förändringen av de värden som genereras av biologisk mångfald vara noll eller mycket nära noll. Samtidigt kan det ju vara så att flera projekt, som vart och ett har en nästan försumbar betydelse, tillsammans har betydelse för den biologiska mångfalden och produktionen av ekosystemtjänster. Om ett visst projekt har liten betydelse för biologisk mångfald så är det naturligtvis relevant information, men det är också viktigt att kartlägga de samlade effekterna av flera projekt eller åtgärder. Möjligheten att värdera biologisk mångfald ekonomiskt är alltså mycket en fråga om att identifiera den relevanta skalan och för att

göra detta behövs omfattande utbyte mellan ekonomer och ekologer inte minst eftersom det inte går att bestämma en allmängiltig skalnivå för att studera effekter av förändrad biologisk mångfald. För olika förändringar av den biologiska mångfalden kan effekterna få olika geografisk spridning, d.v.s. lokalt, regionalt, nationellt eller internationellt och kopplat till detta är frågan om de relaterade värdena är användarvärden eller existensvärden. En annan aspekt på skalproblematiken är valet av respondenter till t.ex. en CV-studie. Lite förenklat kan valet sägas stå mellan precision och allmängiltighet. Resultat från en lokalt avgränsad studie kan inte skalas upp till att gälla för hela Sverige eller liknande eftersom existens- och användarvärde kan vara betingade av var man bor, (Mattson, bilaga 4). Det är också viktigt att notera att det inte heller är möjligt att genomföra separata studier för flera arter och sedan addera ihop dessa värden för att få fram ett ekonomiskt värde för biologisk mångfald eftersom det då finns risk att man överskrider individens budgetrestriktion. Christies m. fl. (2004) ansats som simultant beaktar flera aspekter av biologisk mångfald, må vara endast på artnivå, är därför ett viktigt bidrag till hur den biologiska mångfalden ska värderas ekonomiskt.

Effekterna av åtgärder som påverkar den biologiska mångfalden rymmer rumsliga aspekter på två sätt. För det första kan effekternas storlek påverkas av miljön, i vid mening, på platsen där en åtgärd genomförs. Dels beroende på vad det är för naturtyp eller ekosystem som påverkas men också beroende på omfattning av tidigare ingrepp, d.v.s. effekterna av att t.ex. en väg anläggs, beror både på vad det är för ekosystem som påverkas och i vilken utsträckning det aktuella området påverkas av annan infrastruktur eller andra typer av ingrepp. För det andra är det ekonomiska värdet av förändringarna delvis relaterat till i vilken utsträckning det är användar- eller existensvärden som påverkas. Användarvärden kommer att påverkas av storleken på den population som berörs och socioekonomiska förhållanden som ålder och inkomst. Det är naturligtvis en stor utmaning att fånga dessa rumsliga aspekter, även i mycket grova drag, men samtidigt är behovet påtagligt och det förefaller därför lämpligt att närmare undersöka i vilken utsträckning geografiska informationssystem (GIS) skulle kunna användas för sådana analyser, kanske inledningsvis främst inriktade mot användarvärden. För detta ändamål och för att utveckla metodiken för värdering av biologisk mångfald i allmänhet behöver tillgängligheten av information från biologiska inventeringar och undersökningar öka betydligt. I dagsläget är denna information spridd på olika myndigheter och i olika format och behöver sammanföras till någon form av gemensam plattform, t.ex. i enlighet med de förslag som lämnas i SOU 2005:94. Även om ett sådant arbete är resurskrävande så är den huvudsakliga problematiken relaterad till att hantera och modellera ekologisk och ekonomisk information på ett sätt som gör den användbar i policysammanhang, t.ex. som underlag för att värdera biologisk mångfald.

I många studier framhålls att det är svårt att värdera biologisk mångfald men samtidigt poängteras behovet av ekonomisk analys av biologisk mångfald för att t.ex. kunna ställa värdet av förlorad biologisk mångfald mot ekonomiska intäkter som följer av ett visst intrång. Den vetenskapliga litteraturen om ekonomisk värdering av biologisk mångfald behandlar uteslutande den ”tekniska” problematiken med värdering, vilket är rimligt eftersom processen för att få fram ekonomiska värden av biologisk mång-

fald kräver avancerade metoder och ytterligare metodutveckling. Vilken betydelse dessa värden kommer att få är naturligtvis inte bara en teknisk fråga utan också en pedagogisk och politisk fråga, d.v.s. även om ekonomer i samarbete med ekologer lyckas räkna fram värden som på ett bra sätt speglar det ekonomiska värdet av biologisk mångfald så innebär det inte per automatik att dessa värden får genomslag i den politik som förs.

Ett potentiellt problem i detta sammanhang kan vara att begreppet biologisk mångfald är ganska abstrakt i kombination med att det krävs tekniskt komplicerade metoder för att mäta det ekonomiska värdet av biologisk mångfald vilket gör att det finns risk för att de värden som räknas fram blir föremål för omfattande metoddiskussioner. Detta problem torde vara särskilt påtagligt om framräknade värden av förlust av biologisk mångfald implicerar åtgärder som påtagligt drabbar vissa människor. Metoddiskussioner är naturligtvis viktiga eftersom de stimulerar utvecklingen av metoder och angreppssätt för att värdera biologisk mångfald, men samtidigt kan det vara betydelsefullt att redan nu börja belysa biologisk mångfald ur ett ekonomiskt perspektiv. Användbarheten av ekonomiska mått på biologisk mångfald är alltså inte bara en fråga om precision i måtten utan också en fråga om hur dessa värden går att kommunicera och använda i beslutsfattande. Som konstaterats tidigare förfaller produktionsfunktionsmetoden och scenariometoder ha bäst förutsättningar att bäst fånga upp olika aspekter av värdet av biologisk mångfald. Samtidigt är dessa metoder tekniskt komplicerade och modellintensiva. Ett alternativ är att istället beräkna kostnader som uppstår vid minskad biologisk mångfald som t.ex. påverkar ett ekosystems funktion. Ett alternativ är då att beräkna kostnaden för att återställa funktionen och ett annat att beräkna kostnader för att man med ett tekniskt substitut ersätter en viss funktion. Kostnader för att ersätta eller återställa ekosystemfunktioner återger alltså inte värden men kan tjäna som en illustration av vilka kostnader som kan uppstå om förändringar i den biologiska mångfalden förändrar ekosystem på ett icke önskvärt sätt. Även för att kunna beräkna kostnader behöver olika effekter kvantifieras, d.v.s. under vilka förutsättningar förändras ett ekosystems funktion och hur mycket? Av denna anledning kan det också vara relevant att beskriva kostnader som är relaterad till förändringar av den biologiska mångfalden. Ett exempel på detta är kostnader som uppstår som en konsekvens av att främmande arter etablerar sig. Gren (bilaga 2) gör en genomgång av denna litteratur och redovisar beräkningar för skadekostnader av främmande arter på 820 miljarder kronor per år i USA och 2390 miljarder kronor per år sammanlagt för Australien, Storbritannien, Brasilien, Indien och Sydafrika. Ur ett policyperspektiv är det dock inte främst nivån på dessa kostnader som är av intresse utan relationen mellan hur dessa kostnader påverkas av olika åtgärder för att minska effekten av främmande arter och kostnaden för att vidta dessa åtgärder.

Vilken värderingsmetod som är mest lämplig kan därför vara en fråga om hur de framräknade värdena ska användas, t.ex. för att synliggöra värdet av biologisk mångfald eller för att fördela en given miljöbudget. Pearce och Moran (1994) drar slutsatsen att samhället knappast kommer att avsätta omfattande resurser för att bevara biologisk mångfald och den fråga vi därmed har att hantera är att använda de tillgängliga resurserna så bra som möjligt. Fördelningen av t.ex. statsbudgeten görs dessutom utan att

många komponenter, som t.ex. försvar, skola eller sjukvård värderas ekonomiskt. Det är snarare politiska ”värderingar” som styr fördelningen av anslag, även om ekonomiska värden kan vara en del av beslutsunderlaget. För att synliggöra värdet av att bevara biologisk mångfald kan därför kostnadsmetoder användas för att jämföra kostnader för bevarandeåtgärder idag mot framtida kostnader om dessa bevarandeåtgärder inte vidtas. Vid ett sådant förfarande är det dock viktigt att betona att kostnaderna inte alls behöver spegla värden. Om istället ekonomisk värdering av biologisk mångfald används för att fördela en given budget kan ekonomiska värden för olika komponenter ställas mot varandra. Då ökar behovet av att de framräknade värdena uttrycker mer än lägstanivåer som är kostnadsbaserade. Vad som är en lämplig värderingsmetod har alltså både en metodologisk eller teknisk och en mer kommunikativ eller processinriktad sida.

IDENTIFIERING AV KUNSKAPSLUCKOR INOM EKONOMISKA VÄRDERINGSMETODER FÖR VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD.

En förutsättning för att kunna värdera biologisk mångfald ekonomiskt är att det går att kvantifiera effekterna av förändringar i den biologiska mångfalden. Detta gäller både om värderingen sker via undersökningar eller via en produktionsfunktion som har biologisk mångfald som ett argument (bland flera). För att kunna värdera den biologiska mångfalden räcker det alltså inte med att utgå från kartläggningar av densamma. Det krävs också predikteringar av vilken effekt, t. ex. på ett visst ekosystems funktion som en viss förändring av den biologiska mångfalden orsakar. Syftet med uppdraget är inte att bedöma den ekologiska litteraturen och ett sådant arbete faller dessutom utanför Konjunkturinstitutets kompetensområde. Behovet av kvantifiering framhålls dock återkommande och diskuteras närmare nedan. För ett mer allmänt resonemang se t.ex. Peters (1991) och Hansson (2003).

En statlig utredning (SOU 2005:94) har belyst kunskapsläget och kunskapsbehovet för att olika aktörer ska kunna prioritera rätt i arbetet med att nå de miljömål som berör biologisk mångfald. Utredaren finner kunskapsläget i stort sett tillfredsställande för *Myllrande våtmarker*, *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap*, mindre tillfredsställande för *Levande sjöar och vattendrag*, *Storslagen fjällmiljö* och *God bebyggd miljö* och inte tillfredsställande för *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. Notera dock att denna bedömning inte är relaterad till ekonomisk värdering utan kunskapsläget i allmänhet. Utredningen fokuserar på inventering och kartering och en avgränsning har skett mot forskningsverksamhet. Regeringen har låtit Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande (Formas) göra en översikt över forskningen om biologisk mångfald (Formas 2005). Inom ramen för Formas uppdrag har 9 företrädare för forskarsamhället och 6 avnämarrrepresentanter intervjuats.⁷ Även om de personer som har intervjuats är namnkunniga inom sina respektive discipliner är det viktigt att notera att studien baseras på underlag från ett mindre antal forskare och avnämare och får där-

⁷ Forskarna representerar Sveriges lantbruksuniversitet, Stockholms universitet, Göteborgs universitet, Lunds universitet samt Mälardalens högskola. Avnämarna representerar Södra skog, Fiskeriverket, Uppsala kommun, Jordbruksverket samt Naturvårdsverket.

med tolkas med försiktighet. Å andra sidan är det ont om den här typen av övergripande sammanställningar vilket gör studien desto viktigare. Formas konstaterar att den svenska forskningen inom biologisk mångfald, både kvantitativt och kvalitativt, har utvecklats positivt under de senaste åren och att *biotoper och artinteraktioner* är den nivå av de 5 s.k. huvudnivåerna som får störst andel medel och det är, enligt Formas, inom denna nivå som avnämarna främst efterfrågar kunskap. Avnämarna efterlyser möjlighet att kunna beställa uppdragsforskning för att ta fram kunskapsunderlag för myndigheternas verksamhet samt forskning om olika åtgärders effekt inom miljömålsarbetet.

Behovet av att kvantifiera olika effekter inom forskningen om biologisk mångfald framhålls på flera ställen i rapporten. Under rubriken *Genetisk variation* konstaterar Formas: ”Bland annat saknas i stor utsträckning kvantitativa utvärderingar av teoretiska förutsägelser, till exempel avseende utdöenderisk i naturliga populationer. De få kvantitativa tumregler som finns, och som tillämpas i naturvårdsarbetet, bygger på många antaganden och är långt ifrån vetenskapligt kvalitetssäkrade.” Under rubriken *Populationer* lyfter avnämarna fram behovet av bättre förståelse för kvantitativa samband inom bevarandebiologi inom miljömålsarbetet. Enligt rapporten anser dock de flesta forskarna att vi har en god kunskap om exempelvis populationsdynamik, men Formas konstaterar: ”I stor utsträckning avspeglar detta att forskarna ofta inte strävat efter att uppnå mer än kvalitativ förståelse av vilka faktorer som påverkar populationer, alternativt bara eftersträvat lokal kvantitativ förståelse”. Några av de representerade forskarna framhåller, enligt rapporten, att det råder brist på långsiktiga och bra populationsundersökningar och att det finns mycket få modeller med tillräcklig detaljrikedom för att göra kvantitativa förutsägelser. I anslutning till detta framhålls det också i rapporten att avnämarna och forskare är överens om att det behövs en kritisk analys av tröskelvärden för organismer i olika miljöer eftersom dessa idag i huvudsak grundas på spekulationer. Avslutningsvis konstateras det under rubriken *Samspel mellan arter i ett ekosystem* att: ”Förståelsen avseende kopplingen mellan biologisk mångfald och ekosystemfunktionen är otillräcklig, det gäller såväl ekosystemens stabilitet som ekosystemtjänster. Sådan kunskap är kritisk för miljömålsarbetet.”

Många ekonomiska värderingsmetoder är tekniskt komplicerade och kräver gedigen erfarenhet för att hanteras på ett sådant sätt så att resultaten blir tillförlitliga. Därmed är det lämpligt att engagera forskare för att stödja centrala myndigheter i arbetet med värderingsstudier. Ett sätt att praktiskt lösa detta har diskuterats av Formas (2005) som föreslår ett system med uppdragsforskning med ett förenklat ansökningsförfarande där t.ex. Formas hjälper till med att matcha ett visst uppdrag mot en viss forskare (via dennes CV). Därefter utformar aktuell forskare och berörd myndighet uppdraget. Ett sådant förfaringsätt bygger dock naturligtvis på att de centrala myndigheterna har anslag för sådan verksamhet. Värderingsstudier är förhållandevis dyra att genomföra och om sådana ska göras av de centrala myndigheterna behövs extra anslag för detta om inte annan verksamhet ska trängas undan. När det gäller ekonomisk värdering av olika aspekter av biologisk mångfald behövs det visserligen mer forskning men också studier som replikerar tidigare resultat eller använder etablerade och väl beprövade metoder på nya data. Sådana studier har ett begränsat akademiskt meritvärde och det

kan därför vara svårt att förmå forskare att delta. Detta innebär att kompetens för att genomföra kvalificerade värderingsstudier måste byggas upp även utanför den akademiska världen. Samtidigt är det naturligtvis viktigt att denna kompetensuppbyggnad sker i nära samarbete med framstående forskare. Detta kan naturligtvis vara svårt att åstadkomma eftersom myndigheterna behöver basera sina överväganden på väletablerade resultat och sammanställningar av flera studier medan aktiva forskare snarare är sysselsatta med att utveckla nya metoder och modeller och av att identifiera nya orsakssamband etc. Det behöver därför byggas plattformar där ekonomer och ekologer kan samarbeta över tid och kan arbeta både vetenskapligt och myndighetsnära. Forskare med spetskompetens kommer dock knappast att finnas i en sådan miljö utan får istället vid behov knytas till verksamheten.

För att stimulera genomförandet av värderingsstudier som är relaterade till de centrala miljömålsmyndigheternas verksamhet, skulle speciella forskningsanslag kunna avsättas för detta ändamål. Dessa anslag skulle kunna utformas så att de enbart täcker kostnaderna för själva datainsamlandet, som ju kan vara förhållandevis dyrt. Anslagen skulle därmed främst rikta sig till doktorander eller forskare med ordnad finansiering. Den vetenskapliga kvaliteten säkerställs genom att anslagen riktar sig till aktiva forskare. Ur myndigheternas perspektiv kan det snarare finnas behov av att replikera tidigare studier än omfattande metodutveckling. Detta gör att ansökningsförfarandet kan göras förhållandevis enkelt. Anslagen kan dock naturligtvis över tid styras mot olika frågeställningar eller problemområden.

Om en värdering av biologisk mångfald ska beaktas systematiskt inom miljövärden eller i samhällsekonomiska konsekvensanalyser behöver sannolikt modeller utvecklas som kan hantera både ekologisk och ekonomisk information. Modeller är alltid i varierande grad förenklingar av verkligheten men används frekvent för att göra olika typer av samhällsekonomiska analyser. I Sverige används exempelvis EMEC (Östblom och Berg, 2006) för att studera effekter av olika miljöåtgärder, främst riktade mot utsläpp i luften, på samhällsekonomin samt SAMGODS och SAMPERS (SIKA, 2004) för att studera transportflöden. Andra modeller är exempelvis MARKAL (se t. ex. Profu, 2007) och RAPS (se t. ex. SCB). För en genomgång av metoder för att studera samband mellan ekonomi och miljö se Ahlroth m. fl. (2003). Under senare år har ett antal modeller och analysverktyg utvecklats för att hantera både ekonomisk och ekologisk information men har än så länge mest haft akademisk betydelse. Fokus ligger inte heller på värdering utan på kostnadseffektivitet men flera är inriktade på rumsliga aspekter vilket är intressant ur ett biologiskt mångfaldsperspektiv. Wilson m. fl. (2007) behandlar hur biologisk mångfald ska bevaras på ett effektivt sätt och finner bl. a. att det går att skydda fler arter genom att vidta en sekvens av riktade åtgärder istället för att enbart fokusera på områdesskydd. Polasky m. fl. (2007) utgår från alternativkostnaden av markanvändning och maximerar bevarandet av biologisk mångfald för en given ekonomisk avkastning av markanvändning samt vice versa. Hur modeller skulle kunna användas för att värdera biologisk mångfald är dock en komplicerad fråga och behöver utredas separat.

Om samhället vill använda ekonomisk värdering av biologisk mångfald som beslutsstöd räcker det dock inte med att frågeställningen behandlas akademiskt och av ett mindre antal ekonomer utan då krävs att värdering av biologisk mångfald blir en del av de centrala myndigheternas ordinarie verksamhet och att frågan alltså behandlas av flera personer på olika myndigheter. Först då kan en adaptiv process få fart som främjar kunskapsuppbyggnad och identifiering av kunskapsluckor. I en sådan utveckling behöver ekosystemtjänstbegreppet få en påtaglig funktion för att bestämma det ekonomiska värdet av förändringar i den biologiska mångfalden. Den biologiska mångfalden påverkar ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens och en minskad biologisk mångfald kan därför på många sätt påverka människors välfärd negativt. Det är dock viktigt att notera att denna välfärdseffekt uppstår via förändringar i ekosystemtjänsterna och det är av denna anledning som det är viktigt att sätta ekosystemtjänsterna i fokus vid ekonomisk värdering av biologisk mångfald. En liten förändring av den biologiska mångfalden kan få stor effekt på generering av ekosystemtjänster men värdet av denna förändring bestäms också av hur vi värderar de ekosystemtjänster som påverkas.

8. Slutsatser

Det finns tre huvudsakliga motiv till att värdera biologisk mångfald ekonomiskt: synliggöra värden relaterade till biologisk mångfald, förbättra samhällsekonomiska konsekvensanalyser och skapa bättre underlag vid fördelning av miljöbudget. Att synliggöra värden är viktigt för att lättare kunna ställa bevarandet av biologisk mångfald mot andra angelägna projekt. Samhällsekonomiska konsekvensanalyser är viktiga som beslutsunderlag, men det är viktigt att alla relevanta aspekter beaktas för att resultaten ska vara användbara. Ekonomisk värdering av biologisk mångfald kan också vara en del av det underlagsmaterial som myndigheter använder för att lokalisera reservat eller för att bestämma storlek på miljöstöd och liknande.

Det är det ekonomiska värdet av förändringar av nivåer och inte nivåer i sig som är relevanta i policysammanhang. Även om det skulle gå att beräkna ett totalvärde för biologisk mångfald har ett sådant värde mycket begränsad användbarhet, eftersom det inte går att relatera till åtgärder eller frånvaron av åtgärder. Det är istället de värdeförändringar som följer av förändrad biologisk mångfald som är viktiga att försöka uppskatta.

Ekosystemtjänstbegreppet är centralt för ekonomisk värdering av biologisk mångfald, eftersom förändringar i den biologiska mångfalden påverkar människors, välfärd via effekter på ekosystemtjänsterna. Det ekonomiska värdet av förändringar i den biologiska mångfalden påverkas därmed av hur vi ekonomiskt värderar förändringar i de ekosystemtjänster som följer av en viss förändring i den biologiska mångfalden.

Ekonomisk värdering av biologisk mångfald tjänar snarare som ett komplement än ett substitut till de överväganden som redan sker idag, men har den fördelen att den utgår från en gemensam måttstock och bidrar till ökad transparens. Det är viktigt att notera att även om biologisk mångfald inte värderas ekonomiskt så sker det en ”värdering” via myndigheters beslut och politiska processer.

För värdering av olika komponenter av biologisk mångfald, främst arter, finns en etablerad litteratur och väl beprövade metoder. När det gäller att värdera hur ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens påverkas av den biologiska mångfalden är forskningen ännu i sin linda. Den stora utmaningen är att kvantifiera effekter på ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens som följer av en förändring av den biologiska mångfalden. Allra störst verkar denna utmaning vara för resiliens.

De värderingsmetoder som förefaller lämpligast för värdering av biologisk mångfald är produktionsfunktionsmetoden och scenariometoder. För båda krävs dock utveckling. För produktionsfunktionsmetoden föreligger behov av ekologisk forskning för att i större utsträckning åstadkomma kvantifiering av effekter på ekosystemens produktivitet, stabilitet och resiliens. För scenariometoderna behövs fortsatt ekonomisk metodutveckling kring hur abstrakta och, för allmänheten, delvis okända begrepp som biologisk mångfald ska kunna kommuniceras och värderas. De ekonomiska värderingsmetoderna behöver också utvecklas för att kunna hantera multipla nyttigheter.

Under det senaste decenniet har samarbetet mellan ekologer och ekonomer ökat. Behovet av ett sådant samarbete förefaller vara särskilt stort när det gäller värdering av biologisk mångfald. Ett viktigt skäl till detta är behovet av att identifiera den relevanta skalan för att studera ekonomiska konsekvenser av förändrad biologisk mångfald, d.v.s. i vilken utsträckning effekterna av förändrad biologisk mångfald uppstår lokalt, regionalt, nationellt eller internationellt. Denna skala kommer att vara olika för olika attribut av biologisk mångfald och identifieras troligen bäst av en adaptiv process där både ekologer och ekonomer deltar. Det är viktigt att ett sådant samarbete sker över tid, vilar på god vetenskaplig grund och har hög policyrelevans och alltså svarar upp mot kunskapsbehoven från de centrala förvaltande myndigheterna.

Ju bättre kunskap vi har om ekologiska samband och processer som är relaterade till biologisk mångfald, ju bättre går det naturligtvis att värdera förändringar i den biologiska mångfalden ekonomiskt. Givet de rådande begränsningarna i kunskapsläget om sådana samband och processer kan det förefalla olämpligt att värdera biologisk mångfald ekonomiskt. Ett sådant beslut ska dock inte endast vägledas av det aktuella kunskapsläget utan också av vad vi vill kunna göra. Kunskap är efterfrågestyrt. Genom att börja värdera biologisk mångfald ekonomiskt kommer olika processer att initieras och kunskapsluckor kommer att identifieras. I alla sammanhang där biologisk mångfald värderas ekonomiskt är det dock viktigt att redovisa vilka komponenter som är värderade och vilka som inte är det.

Referenser

- Abdalla, C.W., B.A. Roach och D.J. Epp. 1992. Valuing Environmental Quality Changes using Averting Expenditures: an Application to Groundwater Contamination. *Land Economics* 38:163-169.
- AG Ökotourismus/BMZ. 1995. Ökotourismus als Instrument des Naturschutzes? Forschungsberichte des BMZ, München.
- Ahlroth, S., T. Ekvall, A. Wadeskog, G. Finnveden, E. Hochschorner och V. Palm. (2003). *Ekonomi, Energi och Miljö – Metoder att Analysera Samband*. FOI, Stockholm.
- Alpizar, F., F. Carlsson och P. Martinsson. 2003. Using Choice Experiments for Non-Market Valuation. *Economic Issues* 8:83-110.
- Andreasson-Gren, I.M. 1991. Costs for Nitrogen Source Reduction in a Eutrophicated Bay in Sweden. I: Folke, C. och T. Karberger (red) *Linking the Natural Environment and the Economy; Essays from the Eco-group*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Armsworth, P.R., B.E. Kendall och F.W. Davis. 2004. An Introduction to Biodiversity Concepts for Environmental Economists. *Resource and Energy Economics* 26:115-36.
- Barbier, E.B. 1994. Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands. *Land Economics* 70:155-173.
- Bateman, I.J., K.G. Willis, G.D. Garrod, P. Doktor, I. Langford och R.K. Turner. 1992. *Recreation and Environmental Preservation Value of the Norfolk Broads: a Contingent Valuation Study*, report to the National Rivers Authority, Environmental Appraisal Group, University of East Anglia.
- Bateman, I.J., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Ozdemiroglu, D.W. Pearce, R. Sugden, J. Swanson. 2002. *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Baumgärtner, S. 2007. The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services. *Natural Resource Modeling* 20:87-127.
- Baumol, E. och W. Oates. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. Prentice Hall, New York.

- Bennet, J.W. 1984. Using Direct Questioning to Value the Existence Benefits of Preserved Natural Areas. *Australian Journal of Agricultural Economics* 28:136-152.
- Bergström, J., J.R. Stoll och A. Randall. 1990. The Impact of Information on Environmental Valuation Decision. *American Journal of Agricultural Economics* 72: 614-21.
- Beissinger, S.R.& McCullough, D.R. (editors) 2002. *Population Viability Analysis*. University of Chicago Press.
- Bockstael, N.E., I.E. Strand och W.M. Haneman. 1987. Time and the Recreational Demand Model. *American Journal of Agricultural Economics* 69:293-302.
- Boman, M. och G. Bostedt. 1995. *Valuing the Wolf in Sweden*, Report No 110, Swedish University of Agricultural Science, Department of Forest Economics, Umeå.
- Bower, J.M. och J.R. Stoll. 1988. Use of Dichotomous Choice Nonmarket Methods to Value the Whopping Crane Resource. *American Journal of Agricultural Economics* 70:327-381.
- Boyle, K.J. 1990. Dichotomous Choice, Contingent Valuation Questions: Functional Form is Important. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 19:125-131.
- Boyle, K.J. och R.C. Bishop. 1987. Valuing Wildlife in Benefit-Cost Analysis: a Case Study Involving Endangered Species. *Water Resource Research* 23:943-950.
- Brander, L.M., R.J.G.M. Florax och J.E. Vermaat. 2006. The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature. *Environmental & Resource Economics* 33:223-250.
- Brekke, K.A., V. Iversen, J.B. Aune. 1999. Tanzania's Soil Wealth. *Environment and Development Economics*, 4:333-356.
- Brookshire, D.S., L.S. Eubanks och A. Randall. 1983. Estimation Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources. *Land Economics* 59:1-15.
- Brouwer, R. 2006. Do Stated Preference Methods Stand the Test of Time? A test of the Stability of Contingent Values and Models for Health Risks when Facing an Extreme Event. *Ecological Economics* 60:399-406.
- Brouwer, R. 1995. *The Measurement of the Non-Marketable Benefits of Agricultural Wildlife Management: the Case of Dutch Peat Meadow Land*, Wageningen Economic Papers, University of Wageningen, Wageningen.

- Brouwer, R. och F.A. Spaninks. 1999. The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental & Resource Economics* 14: 95-117
- Brännlund, R. och B. Kriström. 1998. *Miljöekonomi*. Studentlitteratur, Lund.
- Caldecott, J., M. Jenkins, T. Johnson och B. Groombridge. 1996. Priorities for Conserving Global Species Richness and Endemism. *Biodiversity and Conservation* 5:699-727.
- Cameron, T. 1992. Combining Contingent Valuation and Travel Cost Data for the Valuation of Nonmarket Goods. *Land Economics* 68:302-17.
- Carson, R.T., L. Wilks och D. Imber. 1994. Valuing the Preservation of Australia's Kakadu Conservation Zone. *Oxford Economic Papers* 46:727-749.
- Cesario, F. 1976. Value of Time in Recreation Benefit Studies. *Land Economics* 52:32-41.
- Chase, L.C., D.R. Lee, W.D. Schulze och D.J. Anderson. 1998. Ecotourism Demand and Differential Pricing of National Park Access in Costa Rica. *Land Economics* 74:466-482.
- Choe, K., D. Whittington och D.T. Lauria. 1996. The Economic Benefits of Surface Water Quality Improvements in Developing Countries. a Case Study of Davos, Filipinerna.
- Christie, M., J. Warren, N. Hanley, K. Murphy, R. Wright, T. Hyde och N. Lyons. 2004. Developing Measures for Valuing Changes in Biodiversity: Final Report. DEFRA, London.
- Christie, M., N. Hanley, J. Warren, K. Murphy, R. Wright och T. Hyde. 2006. Valuing the Diversity of Biodiversity. *Ecological Economics* 58:304-317.
- Costanza, R. m.fl. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387(15 maj): 253.
- Cummings, R.G., D.S. Brookshire och W.D. Schulze (red). 1986. *Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*. Rowman och Littlefield, Totowa, New Jersey.
- Desvousges, W.H., F.R. Johnson, R.W. Dunford, K.J. Boyle, S.P. Hudson och K.N. Wilson. 1993. *Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability. I: Hausman, J.A. (red) Contingent Valuation: a Critical Assessment, Contributions to Economic Analysis*, North-Holland, New York.

- Diamond, P.A., J.A. Hausman, G.L. Leonard och M.A. Denning. 1993. Does Contingent Valuation Measure Preferences? Experimental Evidence. I: Hausman, J.A. (red) *Contingent Valuation: a Critical Assessment, Contributions to Economic Analysis*, North-Holland, New York.
- Duffield, J.W. och D.A. Patterson. 1992. Field Testing Existence Values: an Instream Flow Trust Fund for Montana Rivers, presenterad på Allied Social Science Association Annual Meeting, New Orleans.
- Durrett, R. och S.A. Levin. 1994. The Importance of being Discrete (and Spatial). *Theoretical Population Biology* 46:363-394.
- Folke, C., C. Hotelling och C. Perrings. 1996. Biological Diversity, Ecosystems and the Human Scale. *Ecological Applications* 6:1018-24.
- FORMAS. 2005. *Biologisk Mångfald – En Kunskapsöversikt över Befintlig Forskning och Kunskapsbehov i Miljömålsarbetet*.
- Freeman, A.M. och W. Harrington. 1990. Measuring Welfare Values of Productivity Changes. *Southern Economic Journal*, 56:892-904.
- Garcia, P., B.L. Dixon, J.W. Mjelde, R.M. Adams. 1986. Measuring the Benefits of Environmental Change using a Duality Approach: the Case of Ozone and Illinois Cash Grain Farms. *Journal of Environmental Economics and Management*, 13:69-80.
- Hageman, R. 1995. *Valuing Marine Mammal Populations: Benefits Valuation in Multispecies Ecosystems. I: Administrative Report, Southwest Fisheries*.
- Halstaed, J.M., A.E. Luloff och T.H. Stevens. 1992. Protest Bidders in Contingent Valuation. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics* 21:247-361.
- Hampicke, U., K. Tempe, K. Kiemstedt, H. Horlitz, U. Walters, och D. Timp. 1991. *The Economic Importance of Preserving Species and Biotopes in the Federal Republic of Germany*, citerad i Romer, A.U. och W.W. Pommerehne. 1992. *Germany and Switzerland. I Navrud (red). Pricing the European Environment*, Scandinavian University Press.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology* Oxford University Press.
- Harrison, G.W. och B. Kriström. 1995. On the Interpretation of Responses to Contingent Valuation Questionnaires. I: P.-O. Johansson, B. Kriström och K.-G. Mäler (red) *Current Issues in Environmental Economics*. Manchester University Press, Manchester.

- Heal, G. 1999. Valuing Ecosystem Services. Columbia Business School, mimeo.
- Hixon, M.A., P.D. Boersman, M.L. Hunter, F. Micheli, E.A. Norse, H.P. Possingham, och P.V.R. Snelgrove. 2001. Oceans at Risk: Research Priorities in Marine Conservation Biology. I: Soulé, M.E. och G.H. Orians (red) Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade. Island Press, Washington DC.
- Hoehn, J.P. och J.B. Loomis. 1993. Substitution Effects in the Valuation of Multiple Environmental Programs. *Journal of Environmental Economics and Management* 25:56-75.
- Hoevengal, R. 1994. The Contingent Valuation Method: Scope and Validity. Avhandling. Institute of Environmental Studies, Vrije University, Amsterdam.
- Holling, C.S. 1992. Cross-Scale Morphology Geometry and Dynamics of the Ecosystems. *Ecological Monographs* 62:447-502.
- Holmes, T.P. 1988. The Offsite Impact on Soil Erosion on the Water Treatment Industry. *Land Economics* 64:356-366.
- Holyoak, M, Leibold, M.A. & Holt, R.D. (editors). 2005. *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. University of Chicago Press.
- Huszar, P.C. 1989. Economics of Reducing off-site Costs of Wind Erosion. *Land Economics* 65:333-340.
- Jakobsson, K.M. och A.K. Dragun. 1996a. *Contingent Valuation and Endangered Species*. Edward Elger, London.
- Jakobsson, K.M. och A.K. Dragun. 1996b. *The Economics of Endangered Species*, presenterad vid 7:e årliga konferensen för EAERE.
- Johansson, P.-O. 1989. Valuing Public Goods in a Risky World: an Experiment. I: Folmer, H. och E. Ierland (red) *Evaluation Methods and Policy Making in Environmental Economics*, North-Holland, Amsterdam.
- Johnson, K.H., K.A. Vogt, H.J. Clark, O.J. Schmitz och D.J. Vogt. 1996. Biodiversity and The Productivity and Stability of Ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11:372-77.
- Jordbruksverket. 2005. *Fragmenterat Landskap – en Kunskapssammanställning om Fragmentering som Hot mot Biologisk Mångfald*. Rapport 2005:9.

- Kahn, J.R. och W.M. Kemp. 1985. Economic Losses Associated with the Degradation of an Ecosystem: the Case of Submerged Aquatic Vegetation in Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Economics and Management*, 12:246-263.
- Kealy, M.J. och R.W. Turner. 1993. A Test of the Equality of the Closed-Ended and the Open-Ended Contingent Valuations. *American Journal of Agricultural Economics* 75:311-331.
- Kindvall, O. 1998. Introduktion till sårbarhetsanalyser. ArtDatabanken Rapporterar 2. ArtDatabanken, SLU. Uppsala.
- King, D.A. och J.A. Sinden. 1988. Influence of Soil Conservation on Farm Land Values. *Ecological Economics* 64:242-255.
- King, D.M. och L.A. Wainger. 2001. Assessing the Economic Value of Biodiversity using Indicators of Site Conditions and Landscape Context i OECD Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies. OECD. Paris.
- Kling, C.L. och J.R. Crooker. 1999. Recreation Demand Models for Environmental valuation. I: J.C.J.M van den Bergh (red) *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Kopp, R.J. och A.J. Krupnick. 1987. Agricultural Policy and the Benefits of Ozone Control. *American Agricultural Economics Association* 69:956-962.
- Kriström, B. 1999. Contingent Valuation. I: J.C.J.M van den Bergh (red) *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Larson, D. 1993. Separability and the Shadow Value of Leisure Time. *American Journal of Agricultural Economics* 75:572-7.
- Laughland, A.S., W.N. Musser, J.S. Shortle och L.M. Musser. 1996. Construct Validity of Averting Cost Measures of Environmental Benefits. *Land Economics* 72:100-112.
- Layman, R.C., J.R. Boyce och K.R. Criddle. 1996. Economic Value of Chinook Salmon Sport Fishery of the Gulkana River, Alaska, under Current and Alternative Management Plans. *Land Economics* 72:113-128.
- Levin, S.A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology. *Ecology* 73:1943-1967.
- Livmedelsekonomiska institutet. 2004. Att Bevåra Betesmarker – En Analys av Ekonomiska Styrmedel. Rapport 2004:8.

- Loomis, J.B. 1989. Test-retest of Reliability of the Contingent Valuation Method: a Comparison of General Population Visitor Responses. *American Journal of Agricultural Economics* 71:76-84.
- Loomis, J.B. och G. Helfand. 1993. A Tale of two Owls and Lessons for the Reauthorization of the Endangered Species Act. *Choices*, 21-25.
- Loomis, J.B. och D.M. Larson. 1994. Total Economic Value of Increasing Gray Whale Populations; Results from a Contingent Valuation Survey of Visitors and Households. *Marine Resource Economics* 9:275-286.
- Louviere, J. L., D. A. Hensher och J. D. Swait. 2000. *Stated Choice Methods: Analysis and Application*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mazotta, M. och J. Opaluch. 1995. Decision Making when Choices are Compelx; A Test of Heiners Hypothesis. *Land Economics* 71:500-515.
- McClelland, G.H., W.D. Schulze, J.K. Lazo, D.M. Waldman, J.K. Doyle, S.R. Elliot och J.R. Irwin. 1992. *Methods for Measuring the Non-Use Values: a Contingent Valuation Study of the Groundwater Cleanup*, draft report till USEPA, Centre for Economic Analysis, University of Colorado. Boulder.
- McComb, G., V. Lantz, K. Nash och R. Rittmaster. 2006. *International Valuation Databases: Overview, Methods and Operational Issues*. *Ecological Economics* 60:461-472.
- McConnell, K. E. och N. E. Bockstael. 2005. Valuing the Environment as a Factor of Production. I: Mäler, K.-G. och J.R. Vincent (red) *Handbook of Environmental Economics*, Volume 2, Elsevier, Amsterdam.
- McFadden, D. 1974. The Measurement of Urban Travel Demand. *Journal of Public Economics*, 4:303-28.
- Mercer, E., R. Kramer och N. Sharma. 1995. Rainforest Tourism: Estimating the Benefits of Tourism Development in a New National Park in Madagaskar. *Journal of Forest Economics* 1:239-269.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miller, K.R., J. Furtado, C. Klemm, J.A. McNeely, N. Myres, M.E. Soule och M.C. Texton. 1985. *Maintaining Biological Diversity, The Key Factor for a Sustainable Society*. IUCN, Gland.

- Mitchell, R.C. och R.T. Carson. 1984. Willingness to Pay for National Freshwater Improvements. Draft report till USEPA, Resources for the Future, Washington.
- Moons, E. 1999. Estimation of the Recreation Values of a Forest. M.Sc. avhandling, Faculty of Economics and Applied Economics, Catholic University of Leuven.
- Mäler, K.-G. 1992. Production Function Approach in Developing Countries. Special Report 29. Michigan State University.
- Naturvårdsverket. 2003. Ett Rikt Växt- och Djurliv: Förslag till Miljökvalitetsmål för Biologisk Mångfald. Rapport 5301.
- Naturvårdsverket. 2004. Ekonomiska Konsekvensanalyser i Myndigheternas Miljöarbete – Förslag till Förbättringar. Rapport 5398.
- Naturvårdsverket. 2004. The Economic Value of Environmental Change in Sweden. Rapport 5360.
- Naturvårdsverket. 2005. Kvalitetskriterier för Ekonomiska Miljövärderingsstudier.
- Naturvårdsverket. 2006. Naturen som kraftkälla. Om hur och varför naturen påverkar hälsan.
- Naturvårdsverket. 2007a. Ett rikt växt- och djurliv. Fördjupad utvärdering.
- Naturvårdsverket. 2007b. Sveriges miljökvalitetsmål. En värderingsstudie.
- Norton, G.M. och C. Southey. 1995. The Opportunity Costs of Biodiversity Protection in Kenya. *Ecological Economics* 11:135-151.
- Nunes, P.A. 1999. Contingent Valuation of the Benefits of Natural Areas and its Warm Glow Component. Avhandling, Faculty of Economics and Applied Economics, Catholic University of Leuven.
- Nunes, P.A. och J. van den Bergh. 2001. Economic Valuation of Biodiversity: Sense or Nonsense? *Ecological Economics* 39: 203-222.
- Nunes, P.A., J. van den Bergh och P. Nijkamp 2003. *The Ecological Economics of Biodiversity, Methods and Policy Applications*. Edward Elgar Publishing Limited. Cheltenham.
- Odum, H.T. 1950. Bird Populations of the Highlands Plateau in Relation to Plant Succession and Avian Invasion. *Ecology* 31:587-605.
- OECD, 2001. *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*. OECD. Paris.

- OECD, 2002. Handbook of Biodiversity Valuation – A Guide for Policy Makers. OECD. Paris.
- OECD, 2004. Handbook of Market Creation for Biodiversity – Issues in Implementation. OECD. Paris.
- Orians, G.H. och M.E. Soulé. 2001. Introduction. I: Orians, G.H. och M.E. Soulé (red) Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade. Island Press, Washington DC.
- Palmquist, R.B. 1999. Hedonic Models. I: J.C.J.M van den Bergh (red) Handbook of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar, Cheltenham.
- Pearce, D. 1998. Auditing the Earth. *Environment* 40(2):23-28.
- Pearce, D. 2001. Valuing Biological Diversity: Issues and Overview I: OECD Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies. OECD. Paris.
- Pearce, D. 2007. Do We Really Care about Biodiversity? *Environmental and Resource Economics* 37:313-333.
- Pearce, D. och D. Moran. 1994. The Economic Value of Biodiversity. Earthscan Publications Limited, London.
- Pearce, D. och D. Moran. 1998. The Economics of Biological Diversity Consideration. I: P. Fiedler och P. Kareiva (red) Conservation Biology for the Coming Decade. Chapman och Hall, London.
- Perrings, C. och D. Pearce. 1994. Threshold Effects and Incentives for Conservation of Biodiversity. *Environmental and Resource Economics* 4:13-28.
- Pimm, S.L. 1984. The Complexity and Stability of Ecosystems. *Nature* 307:321-6.
- Pimm, S., G. Russell, J. Gittleman och T. Brooks. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269:347-350.
- Pina, C.M. 1994. Citerad i: Jakobsson, K.M. och A.K. Dragun. 1996b. The Economics of Endangered Species, presenterad vid 7:e årliga konferensen för EAERE.
- Polasky, S., E. Nelson, J. Camm, B. Csuti, P. Fackler, E. Lonsdorf, D. White, J. Arthur, B. Garber-Yonts, R. Haight, J. Kagan, C. Montgomery, A. Starfield and C. Toballske. 2007. Where to Put Things? Spatial Land Management to Sustain Biodiversity and Economic Production. Working Paper:
<http://www.biodiversityeconomics.org/index.html>

- Profu. 2007. Beräkningar med MARKAL-NORDIC inför Kontrollstation 2008.
- Ready, R. och S. Navrud. 2006. International Benefit Transfer: Methods and Validity Tests. *Ecological Economics* 60:429-435.
- Regeringens proposition 1997/98:145. Svenska miljömål – miljöpolitik för ett hållbart Sverige.
- Regeringens proposition 2004/05:150. Ett rikt växt- och djurliv.
- Ribaudo, M.O. 1998a. Water Quality Benefits from Conservation Reserve Programs, Agricultural Economics Report, Economic Research Service, Washington.
- Ribaudo, M.O. 1998b. Targeting the Conservation Reserve Program to Maximize Water Quality Benefits. *Land Economics* 65:320-332.
- Richer, J. 1995. Willingness to Pay for Desert Protection. *Contemporary Economic Policy* XIII:93-104.
- Sala, O.E, F.S. Chapin, III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N. L.R. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker och D.H. Wall 2000. Global Biodiversity Scenarios in the Year 2100. *Science* 287: 1770-74.
- Salafsky, N och R. Margoluis. 1999. Threat Reduction Assessment: a Practical and Cost-effective Approach to Evaluating Conservation and Development Projects. *Conservation Biology* 13:830-841.
- Samakovlis, E. och M. Vredin Johansson. 2005. Samhällsekonomiskt Underlag till Miljöpolitiken: Brister och Förbättringar. *Ekonomisk debatt* 7: 30-39.
- Samples, K. och J. Hollyer. 1989. Contingent Valuation of Wildlife Resources in the Presence of Substitutes and Complements. I: Johnson, R. och G. Johnson (red) *Economic Valuation of Natural Resources: Issues, Theory and Application*, Boulder.
- SCB. rAps – en beskrivning. https://www.h.scb.se/raps/Pdf/raps_beskrivning.pdf
- Scott, J.M. Heglund, P.J & Morrison, M.L. 2002. Predicting Species Occurrences. Issues of Accuracy and Scale. Island Press.
- SIKA. 2004. Sampers och Samgods. Nationella Modeller för Prognoser och Analyser inom Transportområdet. Kortrapport.

- Silberman, J., D.A. Gerlowski och N.A. Williams. 1992. Estimating Existence Value for Users and Nonusers of New Jersey Beaches. *Land Economics* 68:225-236.
- Simpson, D.R. 2007. David Pearce and the Economic Valuation of Biodiversity. *Environmental and Resource Economics* 37:91-109.
- Smith, V.K. och W.H. Desvousges. 1986. *Measuring Water Quality Benefits*. Kluwer Nijhoff Publishing, Dordrecht.
- Solow, A., S. Polasky och J. Broadus. 1993a. On the Measurement of Biological Diversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 24:60-68.
- Solow, A., S. Polasky och J. Broadus. 1993b. Investments in Biodiversity Prospecting and Incentives for Conservation. *Resources for the Future, Discussion Paper* 96-14, Washington DC.
- SOU 2003:105. Ett levande kulturlandskap - en halvtidsutvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet. Fritzes, Stockholm.
- SOU 2005:94. Kunskap för biologisk mångfald –inventera mera eller återvinn kunskapen? Fritzes, Stockholm.
- Stevens, T.H., N.E. DeCoteau och C.E. Willis. 1997. Sensitivity of Contingent Valuation to Alternative Payment Schedules. *Land Economics* 73:140-148.
- Söderqvist, T. 2005. Nötskrikan – Vård sin Vikt i Guld, s. 73-81 i Johansson, B. (red.), *Bevara arter – till vilket pris?* FormasFokuserar 6, Formas, Stockholm.
- Söderqvist, T., M. Hammar och I.-G. Gren. 2004. *Samverkan för Människa och Natur –En Introduktion till Ekologisk Ekonomi*. Studentlitteratur, Lund.
- Thomas, C.D. och W.E. Kunin. 1999. The Spatial Structure of Populations. *Journal of Animal Ecology* 68:647-657.
- Tisdell, C. 2005. Linking Policies for Biodiversity Conservation with Advances in Behavioral Economics. *The Singapore Economic Review* 50:449-62.
- Tobias, D. och R. Mendelsohn. 1990. Valuing Ecotourism in a Tropical Rain Forest Reserve. *Ambio* 20:91-93.
- Torell, L.A., J.D. Libbin och M.D. Miller. 1990. The Market Value of Water in the Ogalla Aquifer. *Land Economics* 66:163-175.
- Turner, R.K., C. Folke, I.M. Gren och I.J. Bateman. 1995. *Wetland Valuation; Three Case Studies*. I: Perrings, C., K.-G. Mäler, C. Folke, C.S. Holling och B.-O.

- Jansson (red) *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Turner, R., J. van den Bergh, T. Söderqvist, A. Barendregt, J. van den Straaten, E. Maltby och E. van den Ierland. 2000. *Ecological-Economic Analysis of Wetlands: Scientific Integration for Management and Policy*. *Ecological Economics* 35:7-23.
- Van den Bergh, J.C.J.M och K.J. Button. 1999. *Meta-analysis, Economic Valuation and Environmental Economics*. I: J.C.J.M van den Bergh (red) *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Van Kooten, G.C. 1993. *Bioeconomic Evaluation of Government Agricultural Programs on Wetland Conservation*. *Land Economics* 69:27-38.
- Veloz, A., D. Southgate, F. Hitzhusen och R. Macgregor. 1985. *The Economics of Erosion Control in a Subtropical Watershed: a Dominican Case*. *Land Economics* 61:145-155.
- Vägverket. 2007. *Går det att få med Inträngsvärden I Vägverkets Samhällsekonomiska Kalkyler? Rapport 2007:34*.
- Walker, D.J. och D.L. Young. 1986. *The Effect of Technical Progress Erosion Damage and Economic Incentives for Soil Conservation*. *Land Economics* 62:83-93.
- Walsh, R.O., J.B. Loomis och R.A. Gillman. 1984. *Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness*. *Land Economics* 60:14-29.
- Weitzman, M. 1992. *On Diversity*. *Quarterly Journal of Economics* 107:363-405.
- Weitzman, M. 1998. *Why the Far Distant Future should be Discounted at its Lowest Possible Rate*. *Journal of Environmental Economics and Management* 36:201-208.
- Whitehead, J.C. 1993. *Total Economic Values for Coastal and Marine Wildlife: Specification, Validity and Valuation Issues*. *Marine Resource Economics* 8:119-132.
- Wiestra, E. 1996. *On the Domain of Contingent Valuation*. Avhandling, Twente University, Twente University Press.
- Wilson A.M. och J.P. Hoehn. 2006. *Valuing Environmental Goods and Services Using benefit Transfer: The State-of-the Art and Science*. *Ecological Economics* 60:335-342.
- Wilson, K.A., E.C. Underwood, S.A. Morrison, K.R. Klausmeyer, W.W. Murdoch, B. Reyers, G. Wardell-Johnson, P.A. Marquet, P.W. Rundel, M.F. McBride, R.L.

Pressey, M. Bode, J.M. Hoekstra, S. Andelman, M. Looker, C. Rondinini, P. Kareiva, M. R. Shaw, H. P. Possingham. 2007. Conserving Biodiversity Efficiently: What to Do, Where, and When. *PLoS Biology* 5:1850-1861.

Woodward, R.T. och Y.S. Wui. 2001. The Economic Value of Wetland Services: A Meta-Analysis. *Ecological Economics* 37: 257-270.

WTO – World Tourism Organization. 1997. *Statistical Yearbook of Tourism*. World Tourism Organization. Madrid.

Världsbanken. 2004. *How Much is an Ecosystem Worth? Assessing the Economic Value of Conservation*. Världsbanken, Washington.

Östblom, G. och C. Berg. 2006. *The EMEC Model: Version 2.0. Working Paper 96*. Konjunkturinstitutet.

Bilaga 1: Hur kan man värdera biologisk mångfald?

Urban Emanuelsson

Centrum för biologisk mångfald

SLU, Uppsala

INLEDNING

Om man skall försöka sig på att göra en analys om vilka möjligheter och hinder som idag finns när det gäller ekonomisk värdering av biologisk mångfald, så måste utgångspunkten vara att inledningsvis göra en åtminstone grov analys av vad begreppet biologisk mångfald står för.

Jag har inte här gjort en heltäckande analys av vad begreppet biologisk mångfald står för utan snarare inriktat mig på sådant som just kan vara till nytta när man söker göra en studie av vilka som är hindren och möjligheterna i sammanhanget.

Biologisk mångfald är både ett mycket vitt begrepp och ett begrepp som är svårt att exakt definiera. Det finns dock mer exakta definitioner gjorda t.ex. i anslutning till *Konventionen om biologisk mångfald*. Förenklat brukar man tala om biologisk mångfald på ett antal nivåer:

- Gen-nivån. Här ligger fokus på den genetiska variationen inom en art. Definitionen har uppmärksammats mycket just beträffande de domesticerade arterna.
- Art-nivån. Denna nivå är kanske den lättaste att förstå och också den som många presentationer och diskussioner utgår från.
- Biotop-nivån. Att använda denna nivå i planerings-sammanhang är ofta ändamålsenligt då det går att göra kartor över olika biotoper och utifrån dem bedöma hur dessa ytmässigt kommer att påverkas t ex i ett exploaterings-sammanhang.
- Landskaps-nivån. Detta är en mycket relevant nivå där biologisk mångfald exempelvis också kan integreras med kulturmiljö- och rekreationsvärden.

Ett femte sätt som värdet av biologisk mångfald kan beskrivas på är process-nivån. Denna nivå överensstämmer till vissa delar med ekosystemtjänstbegreppet. Process-nivån är mycket viktig för att se värdet av biologisk mångfald. Ännu så länge har dock endast få försök gjorts att kartera denna nivå i ett landskap eller att på något sätt rangordna värdet av olika processer i olika landskap.

Nedan görs ett försök att beskriva hur olika typer av biologiska mångfalder har olika sorters värden. Eftersom art-nivån är den nivå där det är enklast att göra en pedagogisk beskrivning av värdena, är det denna nivå som blir utgångspunkt för diskussionen. Det skall dock påpekas att de övriga nivåerna är högst relevanta i sammanhanget, men dessa nivåer får komma som tillägg till den diskussion som trots allt utgår från art-nivån.

VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD UTIFRÅN ETT ARTPERSPEKTIV

Om man utgår från arterna vid en beskrivning av värdena av den biologiska mångfalden kan man ganska enkelt se att vissa arter har ett högst påtagligt och stort ekonomiskt värde.

Granen (*Picea abies*) är ett exempel på en art som för den svenska ekonomin har ett stort ekonomiskt värde, såsom råvara för en betydande industri. Granen har också andra mindre tydliga ekonomiska värden, samt värden som kan vara svåra att uttrycka i ekonomiska termer.

Å andra sidan finns det arter som inte har något påtagligt ekonomiskt värde, och hos andra arter kan det vara svårt att hitta några värden över huvud taget. Koppardyna (*Hypoxylon fuscum*) är ett exempel på en art som det kan vara svårt att finna en omedelbar ekonomisk nytta av. Den är heller inte särskilt vacker eller fascinerande och den har inte heller någon känd kulturhistorisk koppling. Den kanske ändå är värd att bevara, men skälen till detta återkommer vi till senare. Det finns alltså en skala från de mest ekonomiskt värdefulla arterna till dem som är svårast att tillmäta något värde. Längs hela denna skala finns ett antal kategorier som kan exemplifieras med ett antal arter. I figur 1. har den uppenbart mest ekonomiskt värdefulla artkategorin placerats längst till vänster, medan den till synes minst värdefulla placerats längst till höger.

Figur 1. Olika arter kategoriserade efter hur tydligt deras ekonomiska värde är.



Foto: Emanuelsson och Wremp, CBM

Längst till vänster i bilden har alltså de arterna med tydligast ekonomiskt värde placerats. I denna bild handlar det bara om icke domesticerade arter. I svenska sammanhang kan gran och tall antagligen vara de arter som har högst marknadsekonomiskt värde. Ett antal andra träd som björk, ek och bok finns också i denna kategori. Men här finns också arter som rådjur, älg och fälthare. Dessa tre arters ekonomiska värde skall dock balanseras mot den ekonomiska skada de kan ställa till med t.ex. på de ovan nämnda träden. Ett antal fiskarter, såsom sill och skarpsill, ger också ett direkt och renodlat ekonomiskt utbyte. Andra fiskarter som lax och havsöring kan ha ett direkt ekonomiskt värde som livsmedel då de fiskas av yrkesfiskare. Om samma fiskar istället blir föremål för sportfiske, kan varje fisk sägas ha gett en större total ekonomisk avkastning, genom att den dels blir livsmedel och dels ger upphov till rekreation. I fallet med t.ex. lax konkurrerar ibland det rena yrkesmässiga fiskeriet med sportfisket. När

det gäller sportfisket finns alltså ett rekreativmoment, som är svårt att exakt ange i ekonomiska termer, även om värderingsmetoder för detta har utvecklats idag. Direkt ekonomisk nytta, men på en lägre nivå, ger t.ex. bär som lingon och hjortron. Vissa år ger också svampar som kantarell och Karl-Johansvamp ett direkt ekonomiskt utbyte. Samtidigt är det så att den indirekta ekonomiska nyttan av svamplockning i form av rekreation och inbesparade sjukdomskostnader antagligen åtskilligt överstiger det ekonomiska utbytet av svamplockningen.

Går man så vidare till höger på skalan i bilden finner vi ett antal arter som i mer eller mindre grad på ett indirekt sätt har ett ekonomiskt värde. Värdet tillförs via andra arter som vi direkt betalar för i kronor och ören. Blåbär och blåstång är två sådana arter. Blåbärsriset är en viktig födoresurs för en hel del jaktbart vilt och blåstången kan sägas vara en barnkammare för flera ekonomiskt viktiga fiskarter. Men det finns också en rad andra s.k. nyckelarter, som ofta har en generellt viktig roll i ett ekosystem. Har vi en direkt produktionsmässig nytta av detta system är alltså sådana nyckelarter mycket viktiga. Blåbärsris och blåstång är mycket vanliga organismer. De finns dessutom i stor mängd på de platser där man kan träffa på dem, men det finns också andra nyckelorganismer som är mycket svårobserverade och i normala fall alls inte förekommer i några mängder. Det är här fråga om predatorer och parasiter som kanske bara ökar till sådana mängder att de blir observerbara i samband med att de organismer de äter eller parasiterar på blir mycket vanliga. Dessa sällsynta predatorer och parasiter är viktiga nyckelarter i sin egenskap av reglerare som inte tillåter sina byten att öka alltför mycket. Vi skall alltså tacka sådana predatorer och parasiter för att det inte sker oftare att olika skadegörare ökar i stor omfattning. Ett belysande dagsaktuellt exempel är den spanska skogssnigeln ”mördarsnigeln” (*Arion hispanicus*) som de senaste åren fått en explosionsartad utveckling i norra Europa. Att den lyckas öka i så stor omfattning får antagligen tillskrivas en kombination av gynnsamma milda vintrar samt att den ”rest ifrån” sina normala predatorer och parasiter. Detta är inget ovanligt fenomen när en art lyckas sprida sig snabbt utanför sitt normala utbredningsområde. Det är vanligt att människan medvetet eller omedvetet stått för spridningen.

Omvänt kan det också få mycket negativa ekonomiska följder om människan lyckas utrota eller starkt minska normalt sällsynta predatorer och parasiter. I sådana fall kan alltså arter som ställer till mycket obehag snabbt öka. Detta är bakgrunden till att man idag försöker bevara t.ex. häckar och åkeröar i odlingslandskapet. I dessa miljöer kan sällsynta predatorer och parasiter överleva i små populationer och ”vid behov” ta sig an t.ex. någon skadeinsekt som är på väg att öka. Nyckelarter i ekosystemen kan alltså både vara vanliga och lätt dokumenterade men också sällsynta och svårobserverade. De sällsynta arter som inte alltid utövar sin nyckelroll kan alltså vara svåra att uppmärksamma och det kan vara svårt att förstå att de fungerar som nyckelorganismer. Den s.k. försiktighetsprincipen som säger, att så länge man inte är säker på att en art inte har någon större betydelse utifrån ett antal viktiga aspekter, så länge skall vi vara mycket aktsamma om arten, även om vi inte vet om den gör någon ”nytta”. Sällsynta predatorer och parasiter som bara vid vissa tillfällen utövar sin reglerande förmåga är just ett praktexempel på arter där försiktighetsprincipen skall användas.

Termen nyckelarter har en hel del gemensamt med begreppet ekosystemtjänster. Det senare begreppet utgår inte från enskilda arter utan snarare från ett antal tjänster, ekologiska tjänster, som människan får av naturen. Men bakom dessa tjänster står alltid ett antal arter, ibland enstaka ibland flera och stundom hela organismsamhällen. Exempel på ekosystemtjänster är t.ex. naturlig vattenrening i våtmarker, pollinering av ekonomiskt viktiga växter och mykorizza (svamprot) som ser till att de flesta skogsträd kan förmås producera så pass mycket biomassa som de gör. Artrelevansen för ekosystemtjänster kan vid ett första påseende vara liten. Är det inte många olika svamparter t. ex. som kan bilda mykorizza med t ex gran eller tall? Jo det är det, men artrelevansen kommer in i och med att olika arter kan ha olika optimum för sitt samspel med skogsträden. Vid förekomst av många mykorizzabildande arter kan skogsträden vara effektiva biomassproducenter under ganska skiftande omvärldsförhållanden. Reduceras artantalet påtagligt kan det komma att innebära att produktionsförmågan begränsas under vissa omvärldsförhållanden. Med många arter kan produktionen hållas uppe under skiftande omvärldsförhållanden På liknande sätt kan en bredd t.ex. när det gäller pollinerande insekter garantera en säkrare pollination under skiftande förhållanden. Artmångfalden blir, mot denna bakgrund, också en sorts garanti för att olika produktionssystem i naturen bättre ska kunna stå emot klimatförändringar i framtiden. En stor biologisk mångfald är alltså en viktig faktor väl värd att ta tillvara i en värld med ett framtida instabilt klimat.

Hittills har jag huvudsakligen diskuterat artmångfaldens betydelse för ekosystemens produktion och möjlighet att ge oss olika ekosystemtjänster. Produktionen och övriga ekosystemtjänster har ett ekonomiskt värde för oss. Detta värde har det gjorts försök att uppskatta ekonomiskt, t.o.m. på global nivå. Att på global nivå försöka sätta ett ekonomiskt värde på alla ekosystemtjänster är kanske inte en helt relevant övning, i och med att ekosystemtjänsterna är en förutsättning för mänskligt liv. Vi kan minska dem och till och med ta bort en del av dem. Våra liv blir då besvärligare och fattigare. Men om vi tar bort dem alla, faller helt det mänskliga samhället. Så det är ungefär lika smart som att fråga en person hur mycket hon/han skall ha betalt för att man skall få döda henne/honom.

Nedan kommer jag nu att övergå till att diskutera artmångfaldens indirekta ekonomiska betydelse frikopplad från produktion och ekosystemtjänster. Det skall dock sägas att vissa författare räknar in skönhetsupplevelser bland ekosystemtjänsterna. Det görs dock inte här.

Ekonomiskt viktiga upplevelsearter

Idag finns det en stor turistisk aktivitet i många länder kring vissa enskilda djurarter och faktiskt också kring vissa växter. Bara det att turister vill se och uppleva vissa speciellt fascinerande djur, gör att det kan byggas upp en stor turistindustri kring dem. Ett bra exempel på en djurart som håller på att få stor betydelse för ett land, som har varit plågat av fattigdom och folkmord, är bergsgorillan i Ruanda. Detta djur genererar stora inkomster och arbetstillfällen i Ruanda idag. Ett regionalt intressant exempel i Sverige är tranorna vid Hornborgasjön. Under vårflyttningen i april har tranorna sedan länge rastat och dansat vid Hornborgasjön. Grunden till detta har antagligen delvis

legat i att det vid Hornborgasjön odlats en hel del potatis, och gamla frusna potatisar som upptagarna missat kom antagligen under 1800-talet att attrahera tranorna. Hornborgasjön förstördes till stor del under 1900-talet i och med ett antal sjösänkingsföretag. När man på 1980-talet kom att restaurera sjön satsade man en hel del på naturinformation och faciliteter för besökarna som utemuséer, spånger och fågeltorn. I samband med detta kom man också att ta sig an tranorna och börja utfodra dem på den traditionella ”dansplatsen”. Tranorna ökade och efter några år var tranurismen i april betydande. De som besöker trandansen behöver ofta både logi och mat. Andra turistiska attraktioner i trakten får också en ordentlig draghjälp av trandansen. Dessutom har trandansen gjort att många naturintresserade personer från andra länder fått upp ögonen för Västergötland och naturturismen pågår nu här under större delen av året. Tranan som art har alltså på ett genomgripande sätt genom sitt upplevelsevärde bidragit till utvecklingen av en hel bygd.

När det gäller upplevelsevärden så kan man dels beräkna betydelsen som i bergsgorille- och tranfallet, d.v.s. hur stor ekonomisk betydelse en art kan ha för ett land eller en bygd. Men man kan också se på det värde som ”tillfaller” naturturisten som tittar på gorillor och tranor. Det görs studier som har som mål att beräkna detta värde, men det är uppenbart att detta värde ofta avsevärt överstiger de ekonomiska medel som naturturisten spenderar för att t.ex. få se en trandans.

Större karismatiska djur uppmärksammas ofta när indirekta ekonomiska värden av naturturism diskuteras. Det är dock viktigt att framhålla att om bergsgorillan kan sägas befinna sig på en skala där den utgör den mest exklusiva och speciella upplevelsen, så kan skalan löpa över en upplevelse av en brun kärrhök vid en närbelägen fågelsjö till en så stillsam upplevelse som en talgoxe en vintermorgon vid ett fågelbord. För att få se den bruna kärrhöken har fågelskådaren fått lägga ut lite bensinpenningar, för att få se talgoxen får man betala några kronor för fågelfrö, men båda upplevelserna är i grunden av samma slag som den som fås av tranan eller bergsgorillan.

Hittills har jag bara nämnt några fågelarter och ett däggdjur när det gäller upplevelsevärden. Det är medvetet gjort, eftersom det är bland dessa grupper man hittills fått söka sina exempel på upplevelsevärden, förutom bland vissa växter och fiskar. När det gäller fiskarna är det dessutom så att, som ovan nämnts, rena ekonomiska värden kommit att konkurrera med indirekta ekonomiska upplevelsevärden. I sportfiskesammanhang har utvecklingen på sina håll gått så långt att man helt avstår från den fångade fiskens direkta ekonomiska värde och släpper tillbaka den efter fångst.

I och med att bredden på kunskapen om olika organismgrupper ökar och att böcker och tv-program populariserar en hel del kunskap, så breddas också naturturistens upplevelsefält. Nya grupper som börjar bli mer uppmärksammade är fjärilar, skalbaggar, humlor, kräl- och groddjur. Dessa grupper börjar också kunna bilda, åtminstone delar av basen, för olika former av både vardagsupplevelser och långväga naturturism. Ett intressant exempel på hur en ganska snäv naturturism kan breddas är det resomang jag stötte på i Kenya förra hösten. På en studieresa med kenyanska naturadministratörer var det mycket tal om ”the big five” d.v.s. elefant, lejon, leopard, flodhäst

och noshörning. Dessa djur var ett måste för safarituristerna. Blev detta inte lite enkelt, och vad gjorde man sedan när dessa arter var avböckade? Samtidigt tittade vi mycket på termiter, ödlor, klippgrävlingar m.m. på denna exkursion. Efter ett tag så kom slagordet ”the small five” upp bland deltagarna som en symbol för allt möjligt annat intressant som man borde marknadsföra och visa för safarituristerna. Med ”the small five” kunde man ju få dem att komma tillbaka. I Kenya är nämligen ”the small five” i det närmaste en outtömlig resurs, bara man kan berätta om och demonstrera olika djur- och växtgrupper.

En organismgrupp som håller på att få en ny ekonomisk roll är svamparna. Flera svamparter har ett betydande ekonomiskt värde som matsvamp. I Italien är värdet t.ex. mycket stort när det gäller soppar och tryffel. I Sverige har goliatmusseronen seglat upp som en art som kan ge mycket stora inkomster vissa år, då den exporteras till Japan. Ett modernt skogsbruk kan förstöra möjligheterna för arter som tryffelarter, soppar och goliatmusseron att existera. Värdet på s.k. ”non-timber products” kan då göra att det ekonomiskt bästa sättet att förvalta en skog inte är att använda den på normalt skogsbruksvis utan istället att modifiera skogsbruket starkt där, eller helt avstå från ”timber products”. Mer subtilt börjar också svamparna få en roll som i någon mån liknar fåglarnas; det finns svampskådare, som sätter upplevelsen av vissa svampar mycket högt trots att de inte rör sig om ätliga svampar. Svampar, men framförallt fåglar, har fått ett allt större upplevelsevärde runt om i världen de senaste åren. Inte minst i Sverige har detta upplevelsevärde kvantitativt ökat mycket de senaste åren tack vare Internet. Numera finns det en hemsida kallad Svalan (ett samarbetsprojekt med Sveriges ornitologiska förning, Club 300 och Naturvårdsverket där Svalan ingår i Art-Databankens sida Artportalen), som gör det möjligt att enkelt rapportera fågelobservationer och också omedelbart få del av olika sammanställningar av observationer. Detta har stimulerat många att vara ute och i viss mån ”jaga arter”, men även ett mer stillsamt fågelskådande har stimulerats. På samma sätt byggs det nu upp ett antal andra sidor för rapportering av olika organismgrupper, och detta har som i t.ex. svampfallet börjat ge fler ”svampskådare” och större sammantaget upplevelsevärde.

Hittills har jag bara i förbigående nämnt kärlväxter. Detta av det skälet att kärlväxterna för det mesta bygger upp själva ”matrixen” i många naturtyper. Det heter t.ex. granskog, kruståtelhed eller ålgräsäng. Vissa arter är alltså mycket vanliga, medan andra är ganska sällsynta. De sällsynta växterna, t.ex. vissa orkidéer har därför en roll ungefär som en del fåglar, men det finns också ganska vanliga arter som inte är direkt hotade, men som gått tillbaka, och som ofta har upplevts som ett självklart inslag i t.ex. en betesmark. Sådana arter som kattfot, ögontröst och slättergubbe ingår i, och är indikatorer på, hela växtsamhällen som kan uppskattas av flera skäl t.ex. estetiska och kulturella. Det viktiga med många växter är att de som fristående arter inte upplevs så starkt utan att de snarare i ett sammanhang med andra liknande arter får sin uppskattning. Rekreationsarter, ekosystem och landskap är viktiga för upplevelsena.

Kulturellt viktiga arter

Kulturellt är många arter viktiga. Vid ett första påseende kanske man kan tro att det bara är några få arter som nämns i kända folkvisor eller dikter, men en närmare etno-

biologisk studie kan påvisa att det är ett mycket stort antal arter som i Sverige använts och uppskattats på många sätt. I dagens moderna industrisamhälle har de ofta spelat ut sin direkta roll som t ex medicinalväxter, färgväxter, speciellt jaktbyte m.m., men de tillhör en kulturtradition som är en stor del av svensk identitet. Etnobiologiska studier t.ex. i Tanzania visar att antalet arter som ingår i de folkgruppers aktiva kulturella medvetande är mycket stort, så länge dessa folkgruppers markanvändning knyter an till den traditionella markanvändningen. Förödelsen av t.ex. miomboskog kan dock mycket snart göra att en folkgrupp tappar stora delar av sin kulturella identitet. I olika skala kan alltså hela länder, folkgrupper, landsdelar, enstaka byar äga en stor del av sitt kulturella arv i form av etnobiologisk kunskap. Försvinner biologin från landskapet, t.ex. genom att arter eller biotoper försvinner, förstörs också en del av kulturen. Medvetenheten om detta saknas ofta vid generella diskussioner om kulturarv och värdet av att bevara ett kulturarv.

VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD UTIFRÅN ETT GEN-PERSPEKTIV

Gen-perspektivet är mycket viktigt när det gäller domesticerade arter. I mycket få fall är en domesticerad art som sådan hotad. Det är istället den genetiska variationen i de domesticerade arterna som ibland hotas. Här finns också inom en art samma uppsättning ekonomiska, indirekt ekonomiska, upplevelsemässiga och inte minst kulturella skäl till bevarande, såsom när det gäller arterna.

Betydande ekonomiska värden kan följa med olika varianter av en domesticerad art och en stor del av den politiska diskussion som följt med *Konventionen om biologisk mångfald* handlar just om rättigheter till olika genetiska varianter av domesticerade växt- och djurarter. Lokal- och ursprungsbefolkningars juridiska rätt till lokala varianter har ofta ställts mot den forskning som ofta är internationell och som bl. a. har som mål att få fram bättre odlade varianter. Det finns alltså betydande ekonomiska värden som man hittills inte hittat riktigt bra lösningar på att fördela.

Betydande ansträngningar görs på flera håll i världen att skapa och vidmakthålla genbanker för just domesticerade växter och djur. Dessa ansträngningar kan ses som ett mått på den vikt som många regeringar trots allt tillmäter frågan. Den kulturella aspekten på olika domesticerade djur, växter och även svampar (t ex vid lokal osttillverkning) har de senaste åren allt mer kommit i fokus inte minst i länder som Italien och Frankrike, där det ofta finns en stark koppling mellan lokalproducerad mat och lokal kultur. På liknande sätt har också lokala potatissorter och andra rotfrukter alltmer kommit att få en kulturell identitetskoppling i Anderna.

Genetisk variation hos vilda djur och växter tillmäts ofta stor betydelse när det gäller t.ex. skogsträd. Av just ekonomiska skäl har det länge gjorts betydande ansträngningar att kartlägga och vidmakthålla sådan genetisk variation. Paralleller finns t.ex. när det gäller laxfiskar.

Den genetiska variationen inom vilda arter har säkert i många fall stor betydelse för att dessa arter skall t ex kunna leverera ekosystemtjänster på ett effektivt sätt. Lokal gene-

tisk variation har också stor betydelse för att arter som sådana skall kunna vara utbredda över större områden med exempelvis olika klimat.

VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD UTIFRÅN ETT BIOTOP PERSPEKTIV

Olika biotoper som representerar olika naturtyper är en förutsättning för att många olika ekosystemtjänster skall kunna produceras. Variationer när det gäller biotoper behövs också för många djurarter för att de skall kunna genomföra sina livscyklar. Ur ett mer renodlat naturvårdsperspektiv finns idag i Sverige en diskussion om värdering och bevarande av naturtyper. Denna diskussion är mycket viktig då just bevarandet på ett bra sätt av landets naturtyper är en grundförutsättning för att bevara artmångfalden. Det görs i olika sammanhang idag både inventeringar och värderingar av hur stora arealer av olika naturtyper som finns kvar. Vad dessa diskussioner sedan leder till när det gäller skötsel, prioriteringar och eventuellt restaurering är en viktig fråga. Det finns miljömål uppsatta om hur stora arealer som skall ha en s.k. god bevarandestatus inom vissa grupper av naturtyper. Det gäller t. ex. naturbetesmarker och slätterängar. Att denna diskussion är svår men också faktiskt begriplig utanför rena fackkretsar har att göra med att naturtyperna går att visa på en karta. Det går också ofta att visa hur arealerna har reducerats över tiden. Det behövs inte bara arealmässiga värderingar utan också kvalitativa sådana inventeringar, uppföljningar och värderingar. Här är metodiken ofta ganska klent utvecklad. Dessutom skall resultaten helst bedömas ur ett längre tidsperspektiv. Är det fråga om en naturtyp som minskat mycket kraftigt, t. ex. de senaste 200 åren eller är det fråga om en naturtyp som visserligen är ovanlig men inte minskat så mycket. Det finns också ett ganska besvärligt diskussionsområde som gäller olika naturtypers värden satta mot varandra, för trots allt finns det i samhället begränsade resurser till både bevarande och eventuell restaurering. Det skall också här klart påpekas att när det gäller vissa naturtyper så pågår alltså även i Sverige en fortsatt stadig minskning av deras areal samt försämring av kvaliteten hos en del. T ex vet vi idag ganska lite om utvecklingen i många marina naturtyper. Internationellt är det inte ofta en fråga om att t. ex. restaurera utan snarare minska förstörelsetakten. Det gäller fortfarande tropisk regnskog och korallrev.

Att ekonomiskt värdera förlusterna av olika naturtyper internationellt kan göras som en akademisk övning, men kopplas inte dessa värderingar till verkliga styrmedelssystem har de föga betydelse. För tropiska skogar inklusive tropiska regnskogar börjar dessa områdens betydelse som kolsänkor att allt mer framhållas. Därför kan sådan skogar eventuellt om de internationella klimathanterande systemen får viss effektivitet komma att bevaras med hjälp av internationella ekonomiska styrmedel.

Ersättningsbiotoper och restaurering av biotoper har naturligtvis en naturvårdsaspekt men i många länder inklusive Sverige finns det också en legal aspekt. Att skapa ersättningsbiotoper i samband med olika exploateringsföretag har blivit ett sätt att i någon mån kompensera de förluster av biologisk mångfald som uppstår t ex vid vägbyggen eller kraftverksdambyggen. Sådana ersättningsbiotoper har ofta kritiserats för att inte ge någon adekvat kompensation.

VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD UTIFRÅN ETT LANDSKAPSPERSPEKTIV

Att värdera biologisk mångfald i ett landskapsperspektiv går knappast att hålla isär från landskapets kulturella aspekter. Det är därför kanske inte så förvånande att den ”Europeiska landskapskonventionen” har blivit en konvention som ofta har kommit att hanteras av de olika ländernas kulturmiljömyndigheter. I Sverige är det Riksantikvarieämbetet som har den ledande rollen i arbetet med denna konvention.

Inom jordbrukslandskapet betalas det idag ut betydande belopp som miljöersättning för skötsel av vissa hävdberoende marker. Staten betalar också ut medel i skogen för t. ex. naturvårdsavtal. Dessa ekonomiska styrmedel är strikt inriktade på vad som sker med brukningen inom relativt begränsade ytor i landskapet. Idag finns inga styrmedel som har en landskapsekologisk inriktning. Sådana styrmedel diskuteras dock bl.a. i Landsbygdskommitténs betänkande.

VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD UTIFRÅN ETT PROCESSPERSPEKTIV

Det kanske svåraste perspektivet när det gäller att diskutera biologisk mångfald är processperspektivet. I princip kan man här hänvisa till den diskussion som anförts ovan om ekosystemtjänster och arternas betydelse för ekosystemtjänsterna. Många av de viktiga ekosystemtjänster som brukar diskuteras kan nämligen rubriceras som ekologiska processer som det gäller att upprätthålla.

ESTETIK

Ofta anges estetiska skäl till att bevara arter, naturtyper och landskap. Arter, naturtyper och landskap kan vara mer eller mindre direkt tilltalande och ”vackra”. Psykologisk forskning har visat att vissa arter, naturtyper och landskap generellt sätt uppfattas mer tilltalande än andra. Vissa arter som t ex spindlar och ormar upplevs också av många människor som direkt fränstötande. Visserligen finns det säkert vissa nedärvda och generella uppfattningar om vilka landskap och organismer som är tilltalande respektive fränstötande. Det har varit funktionellt evolutionärt att vara rädd för t. ex. ormar. Varierande halvöppna landskap med inslag av vatten upplevs som vackra. Detta kan ha att göra med att sådana landskap har innehållit många födoresurser. Det går dock inte att statistiskt bestämma vad olika människor tycker är fult eller vackert i naturen. Det visar sig t.ex. att kunskap om landskapens funktion samt kunskap om vilka landskap som är bra miljö för exempelvis hotade arter, kan påverka olika individer en hel del om vad de tycker är ett vackert landskap. På samma sätt kan en bonde uppfatta ett produktivt och artfattigt jordbrukslandskap som vackert, och en modern skogsbrukare kan uppfatta en välväxt monokultur som vacker. Jordbrukarens och skogsbrukarens syn har hittills ofta haft ett stort genomslag i samhället generellt genom bl.a. släktband, men idag då många människors kontakt med naturen går via t. ex. naturprogram på TV eller fågelskåderi förändras också deras estetiska uppfattning om naturen. Med detta vill jag alltså framhålla den betydande relativitet som finns om vad som är estetiskt tilltalande i naturen, och att använda rent estetiska begrepp vid naturvärdering.

OLIKA GEOGRAFISKA PERSPEKTIV VID VÄRDERING AV BIOLOGISK MÅNGFALD

Ett vanligt problem när det gäller värdering av olika former av biologisk mångfald har att göra med att lokalsamhällen ibland sätter andra prioriteringar när det gäller biologisk mångfald än vad som kanske görs på en nationell eller internationell nivå. Det skydd för biologisk mångfald som kan löna sig på en nationell nivå kan bli till ekonomiskt förfång för en lokalbefolkning. Problemets generalitet har uppmärksammats sedan en tid och olika system diskuteras och prövas idag för att lösa denna motsättning. Naturligtvis är det till stor del en ekonomisk fråga och kan internationella organisationer och stater kompensera lokalsamhällen för de nackdelar som uppstår lokalt är det ett betydande steg framåt. Det finns skäl att göra omfattande forskningsansträngningar för att studera denna problematik. Det finns också stor anledning att få igång internationella initiativ i denna fråga.

BETALNINGSSYSTEM

I Sverige har vi sedan nästan 30 år tillbaka ett system för att betala ut miljöersättningar till bönder som förbinder sig att sköta t.ex. naturbetesmarker på ett sådant sätt att den biologiska mångfalden där främjas. Inledningsvis var detta system inte särskilt stort, successivt har det dock vuxit. I och med att Sverige gick med i EU kom detta system att också inordnas i EU:s jordbruks- och landsbygdspolitik och blev en svensk tillämpning av denna politiks miljödel. Faktum är att Sverige vid inträdet i EU redan hade en miljöersättningspolitik som på många sätt var mer utvecklad än EU:s. Vissa EU-länder, t ex Storbritannien, hade dock kommit relativt långt. De olika EU-ländernas tillämpningar av EU:s miljöersättningsystem skiljer sig idag högst avsevärt från varandra. Det är uppenbart att Sverige tillsammans med ett par tre andra EU-länder har en tillämpning av detta system som på ett mycket bättre sätt än i majoriteten av EU-länderna tar tillvara den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. Utan denna tillämpning hade mycket biologisk mångfald i Sverige försvunnit under de senaste 20 åren. Jämförelser med t.ex. Finland och Tyskland visar att Sverige bedrivit en relativt framgångsrik tillämpningspolitik på detta område.

Om man som Sverige satsar relativt stora belopp på miljöersättningar riktade till biologisk mångfald uppstår naturligtvis en omfattande diskussion om vad som är de bästa skötselmetoderna. Därför har också en hel del forskning gjorts på detta område, t.ex. det av Centrum för Biologisk Mångfald drivna Mistra-projektet: HagmarksMistra. Vid sådan forskning och diskussionerna kring forskningsresultaten kommer en rad frågor in. En nyckelfråga är hur detaljerade bestämmelserna skall vara för när bonden skall få del av miljöersättningarna. För detaljerade bestämmelser upplevs som krångliga och kan t.o.m. avskräcka bönder från att ansöka om miljöersättningar. Å andra sidan får inte bestämmelserna vara för allmänna eftersom det då inte produceras den biologiska mångfald som systemet syftar till. Samhällets specifikation av vad som bonden skall producera i fråga om biologisk mångfald blir då vag. Samhällets medel utnyttjas då dåligt.

Ett annat problem gäller vilken del av den biologiska mångfalden som skall prioriteras. Olika skötselsystem gynnar olika organismgrupper, och det finns inget givet vetenskapligt svar på hur denna prioritering skall göras. Idag sprider sig tankarna om att konkret betala brukare för att inrikta sina skötselåtgärder så att den biologiska mångfalden skall gynnas. Inom skogsbruket finns t.ex. s.k. naturvårdsavtal som är en variant av systemet. Internationellt finns liknande system också utanför EU, framförallt i rika länder. I USA är ett liknande system framförallt kopplat till restaurering av mer naturliga biotoper i t.ex. områden som tidigare var prärie.

DEN FÖRÄNDERLIGA KUNSKAPENS PROBLEMATIK

Information om arter, biotoper och landskap har stor betydelse för att upplevelsevärdena skall bli betydande. Är upplevelsevärdena stora blir också rekreativvärdet av att vistas i naturen stort. Kan bra information stimulera till mer rekreation i utemiljö då är detta en direkt investering i friskvård. Betydande forskning kring dessa samband görs idag både i Sverige och i andra europeiska länder, t.ex. i Holland och Tyskland. Dessutom ger kunskap om naturen, som kopplas till faktisk vistelse i naturen, en beredskap hos allmänheten att efterfråga en bra miljömässig samhällsplanering. Alltså kan bra information om biologisk mångfald, och skapande av exempelvis naturreservat och vandringsleder, ge ett samhällsklimat i vilket det är lättare att t.ex. sätta in åtgärder för att minska växthuseffekten och att få till stånd en förbättring av tillståndet i haven kring vårt land

EKONOMISK VÄRDERING AV S.K. INVASIVA ARTER

Internationellt är problemet med s.k. invasiva arter stort, d.v.s. arter som sprids av människan till nya områden där de inte funnits tidigare och som där förökar sig snabbt och påverkar ekosystemen där på olika sätt i negativ riktning. Kostnaderna för att utrota en invasiv art kan bli mycket höga, ofta visar det sig vara i det närmaste omöjligt och värdet av de utsatta naturtyperna kan långsiktigt allvarligt komma att skadas. Ett välkänt exempel är hur invasiva kammaneter på 1980-talet förstörde stora delar av fisket i Svarta havet. Då dessa kammaneter i dag visat sig i Östersjön finns det risk att en liknande situation kan uppkomma här. När det gäller potentiella invasiva arter gäller det alltså att avsätta resurser även innan någon spridning skett till ett område. Det finns alltså en kostnad även för att preventivt arbeta mot potentiella invasiva arter.

ETIK, FÖRSIKTIGHETSPRINCIPEN OCH VIKTEN AV ATT IBLAND GÖRA ETT VAL.

Efter en lång diskussion med många argument om varför en art eller en biotop skall bevaras befinner man sig ibland i en situation då argumenten är mycket tunna eller i det närmaste obefintliga. Två viktiga faktorer måste då också vägas in; försiktighetsprincipen och etik.

Försiktighetsprincipen innebär att vi idag har så begränsad kunskap om delar av den biologiska mångfalden att en art som vi idag upplever som tämligen ”oviktig” mycket väl kan ha en betydande roll som vi dock inte observerat. Ett exempel kan vara sådana

predatorer eller parasiter som normalt är mycket sällsynta men som bara får en systemreglerande funktion t.ex. när en skadegörare massförökar sig. Det kan vara så att någon till synes obetydlig marin organism t.ex. kan vara en effektiv begränsare av kammaneternas förökning. Försiktighetsprincipen kan drivas mycket långt och i värsta fall förlama ett aktivt naturvårdsarbete. Denna princip måste alltså tillämpas med försiktighet.

Etiska skäl för bevarande av biologisk mångfald kan exempelvis sägas vara argumentet att olika former av liv har sin egen rätt att existera utan att man behöver koppla dem till någon nytthet för människor. I religiösa sammanhang kan argumentet kopplas samman med att Gud skapat alla organismer och vi människor har inte rätt att förrinta dem som arter. En mer profan variant kallar jag ”Bamse-argumentet”. Bamse är en liten seriebjörn som är jättestark. Hans kloka farmor har sagt till Bamse att eftersom han är så stark följer ett ansvar därmed om att vara jättesnäll. På liknande sätt kan man se mänskligheten idag. Vi har sådan makt över naturen att vi både kan göra tummen upp eller tummen ner för mängder med naturtyper och arter. Med denna makt borde det följa en ödmjukhet.

Försiktighetsprincipen och etiska skäl måste dock användas med förstånd även av dem som på ett mycket deciderat sätt vill värna den biologiska mångfalden. Om allt blir oerhört värdefullt uppstår situationen då alla arter, biotoper och landskap på något sätt blir lika värdefulla. I ett sådant läge kan krafter som inte värderar biologisk mångfald särskilt högt få ett mycket fritt spelrum. Man kan då säga: ”Biologerna tycker allt är lika värdefullt, så då är det lika bra att vi bestämmer vad som skall exploateras!” Alltså kan man förlora möjligheterna till en bra miljöpolicy om man vägrar göra val rörande vad som har ett mycket högt värde av den biologiska mångfalden och vad som har ett lägre värde.

KORT SLUTSATS

Avslutningsvis kan man konstatera att om man försöker studera vad som är hindren och möjligheterna vid en ekonomisk värdering av biologisk mångfald så finner man snabbt att ett av de stora hindren för en enkel värdering ligger just i att värdet av den biologiska mångfalden ofta är indirekt. För vissa arter och miljöer finner man att det faktiskt går att sätta ett ”pris” på dem, men i de flesta fall blir det fråga om en mix av monetärt värde och andra värden. Detta är samtidigt också en möjlighet då systemet att strikt monetärt värdera olika företeelser också i andra sammanhang visat sig vara felaktigt och ge upphov till märkliga slutsatser. Andra värden måste alltså alltid finnas med i en bedömning av många företeelser naturligtvis tillsammans med en monetär ekonomisk värdering. Konsten och utmaningen ligger i att göra en sammanvägning. Att ”med våld” översätta allt i monetära termer är som jag bedömer det ingen framkomlig väg.

Bilaga 2: Värdering av biologiska mångfald: skadekostnader av främmande arter

Ing-Marie Gren

Institutionen för Ekonomi

SLU, Uppsala

SAMMANFATTNING

Främmande arter uppfattas som ett av de främsta hoten mot biodiversitet, och de svarar för ca 1/3 av totala antalet kända arter i världen. Syftet med denna promemoria är att peka på en eventuell hotbild för Sverige och de databehov som kan uppstå. Det genomförs med hjälp av en kort sammanställning av studier som beräknat skadekostnader av främmande arter, främst i andra länder. Förutom inverkan på biodiversitet omfattar kostnader effekter på skog, jordbruk, fiske, rekreation och hälsa. Sammanställningen pekar på att kostnader av främmande arter per invånare och år kan variera mellan 18 kr (Tyskland) och 2800 kr (USA). Sveriges relativt omfattande handel med omvärlden, som är en viktig vektor för främmande arter, kan innebära en kostnad per capita som snarare är över än under genomsnittet. Emellertid bör resultaten tolkas med stor försiktighet p.g.a. svårigheterna att kvantifiera, framför allt, samband mellan förekomst av en främmande art och dess effekt på biodiversitet och mellan biodiversitet och tillhandahållande av ekosystemtjänster för olika ekosystem.

INTRODUKTION

Främmande invasiva arter (FIA) betraktas som ett av de främsta hoten mot biodiversitet, vilket sannolikt ökar i samband med klimatförändringar som påverkar spridning av arter i nya miljöer (Williamson, 1996; Mooney m.fl. 2000). Med främmande invasiva arter menas icke inhemska arter som kan åstadkomma miljöskador i mottagarlandet. Globala uppskattningar pekar på att ca 1/3 av dagens kända arter utgör främmande arter i sin miljö (Pimentel m.fl. 2001). Emellertid är främmande arter inte ett nytt fenomen utan kan härledas ca 10000 år bakåt i tiden vid tillkomsten av jordbruket, vilket innebar spridning av arter och förekomster av olika slags angrepp på grödor. I Sverige finns det idag ca 800 arter som under de ca 150 senaste åren kommit in från andra regioner (Josefsson, pers. komm.). Av dessa har 17 procent av däggdjuren och 20 procent av kärlväxterna introducerats sedan 1950-talet (Berg och Nilsson, 1996). Ca 100 främmande arter har kommit in i de svenska akvatiska systemen. En del av de främmande arterna har introducerats på kommersiella grunder såsom fasan (*Phasianus colchicus*), dovhjort (*Cervus dama*), och signalkräfta (*Pacifastacus lenisculus*), medan andra såsom ogräs (t.ex. *Bunias orientalis*) och spansk skogssnigel (*Arion lusitanicus*) kommit in oavsiktligt.

Trots att biologer varit medvetna om hot och omfattning av främmande arter sedan 1950-talet har det gjorts få ekonomiska värderingsstudier jämfört med biodiversitet i övrigt. De flesta skadeberäkningar har utförts av invasioner som påverkar människan, såsom HIV och syfilis, eller för skadeangrepp på jordbruket (Perrings et al. 2000). Kostnadsberäkningar av akvatiskt ogräs utgör emellertid en av tidigaste studierna, vilka sedan följdes av skadeberäkningar av invasiva arter i jordbruket (se översikter i Rockwell, 2003; Stutzman et al, 2004; Born et al. 2005; Lovell and Stone 2005). Emellertid var de flesta av dessa skadeberäkningar utförda för enskilda arter i begränsade geografiska områden. För att få en uppfattning om nationella skadekostnader extrapolerades resultat för de begränsade regionerna till nationell nivå, och, i vissa fall, till flera länder. En sådan studie är Pimentel et al. (2005) som pekar på att skadekostnaderna kan uppgå till ca 820 miljarder kr per år i USA. Metoderna användes också för beräkningar av samma typ av kostnader i ytterligare länder – Australien, Storbritannien, Brasilien, Indien, Sydafrika – och den beräknade sammanlagda årliga kostnaden för samtliga länder utgör ca 2390 miljarder kr (Pimentel m.fl. 2001).

De beräkningar som genomförts för olika arter och länder har främst utförts för främmande arter i regioner utanför Europa. Det betyder dock inte att främmande arter inte utgör ett problem i Europa, utan snarare att det ännu inte fått någon större uppmärksamhet. Detta gäller också för Sverige, och, såsom en beredskap inför framtiden, kan det vara värdefullt med en orientering om de skadekostnader som beräknats för andra länder. Studien inleds med en kort genomgång av principer för värdering av skadekostnader av främmande arter. Därefter följer en kort presentation av skadekostnader dels av enskilda arter och dels för enskilda länder. Studien avslutas med en diskussion om potentiella problem av främmande arter i Sverige och svårigheter och möjligheter för ekonomisk värdering av skadekostnader.

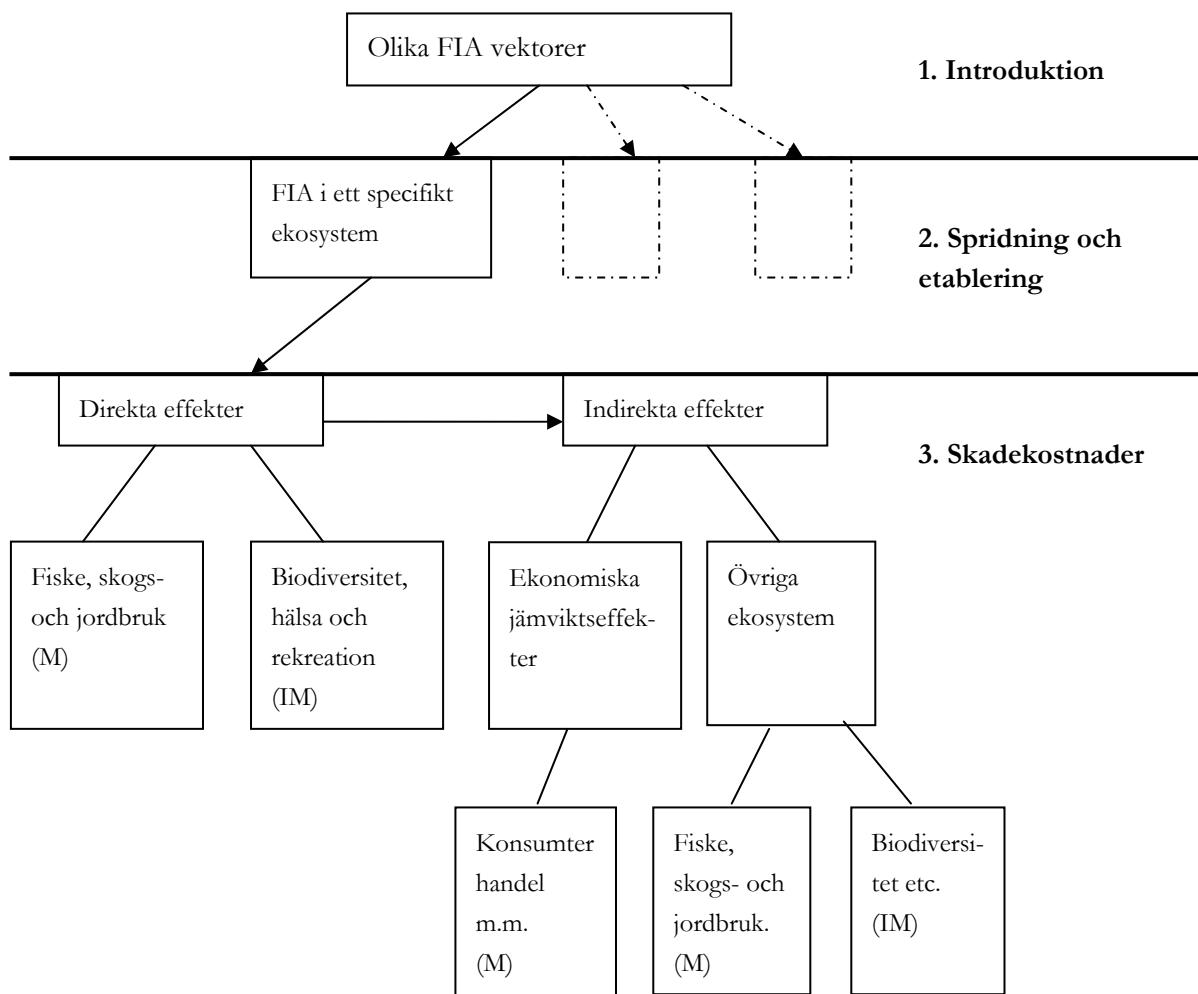
PRINCIPER FÖR VÄRDERING AV SKADEKOSTNADER AV FRÄMMANDE ARTER

Skadekostnader av en eller flera främmande arter definieras som de samhällsekonomiska nettoförluster som uppstår p.g.a. den främmande arten. Det ska dock betonas att flera arter också innebär samhällsekonomiska intäkter, som t.ex. signalkräfter vilka dels betingar ett marknadspris och dels ger upphov till rekreationsvärden vid fångst. En främmande art kan åstadkomma skadekostnader genom att ta sig igenom samtliga steg på invasionskedjan: introduktion, etablering, och spridning. Emellertid är det inte alla främmande arter som passerar samtliga steg, utan, enligt Williamsson (1996), är det ca 10 procent som klarar varje steg. Det vill säga, av samtliga främmande arter som introduceras etableras 10 procent och av dessa är det 10 procent som sprids och genererar skador.

Kvantifiering och beräkning av skadekostnader genomförs i princip med tre olika steg: *i)* identifiering av potentiell FIA, *ii)* spridning och etablering av arten, och, slutligen, *iii)* kvantifiering och monetär värdering av samtliga effekter. Det andra steget kräver information om effekt av arten dels direkt på det ekosystem där den etableras, s.k.

direkta effekter, och dels genom spridningseffekter från ifrågavarande ekosystem till andra system, s.k. indirekta effekter. Spridningsvägar och direkta och indirekta effekter vid etablering i ett ekosystem illustreras i Figur 1.

Figur 1: Illustration av effekter och skadekostnader av FIA (Främmande Invasiv Art) (M): marknadsvärden, (IM): icke marknadsvärden



Beroende på beslutsituation kan värdering av en främmande art göras vid en av de tre faserna som illustreras i Figur 1. I den första fasan, introduktion, är hotet om en eventuell invasion känt, och den främmande arten kan spridas till ett eller flera ekosystem i en region på flera olika sätt, oftast via transporter av varor och med ballastvatten (se t.ex. Mooney och Hobb 2000 för en diskussion om möjliga vektorer). Ju fler vektorer desto större sannolikhet för introduktion av arten. Nästa steg utgörs av etablering och spridning inom en region, vilket kan ske i flera olika ekosystem som illustreras av de olika boxarna i Figur 1. I den tredje och sista fasan kan direkta och indirekta skadeeffekter uppstå, vilka illustreras för ett specifikt ekosystem i Figur 1.

När en värdering av skadekostnader genomförs i första steget, s.k. ex-ante värdering, måste information och data inhämtas för samtliga tre faser, d.v.s. data om risker för

introduktion, spridning och etablering i olika ekosystem och skadekostnader för varje enskilt ekosystem. Ex-ante värdering utförs också i andra fasen eftersom skadorna då ännu inte inträffat med säkerhet. När skadekostnader väl uppstått utförs s.k. ex-post värdering i tredje fasen.

För både ex-ante och ex-post värderingar behövs uppgifter om direkta och indirekta skadeeffekter. Direkta effekter är sådana som uppstår i ekosystemet, såsom skördeför-luster till följd av pestangrepp, eller hälsoeffekter till följd av råttbett. Indirekta effekter hänvisar till de spridningseffekter som uppstår via de direkta effekterna, och vi skiljer på ekonomiska och ekologiska spridningseffekter. Exempel på ekonomiska spridningseffekter är påverkan på priser genom minskat utbud av en gröda eller skogsprodukter till följd av pestangrepp. Ekologiska spridningseffekter är sådan som uppstår genom påverkan på andra ekosystem via det ursprungligen drabbade ekosystemet. Ett exempel utgörs av en produktivitetsminskning i en skog, vilket kan få effekter på läckage av näringsämnen till omgivande ekosystem, vilket i sin tur påverkar ytterligare ekosystem.

Monetära värden kan göras för förändringar i tillhandahållande av ekosystemtjänster, hälsoeffekter, och påverkan på biodiversitet. En del av dessa värden kan erhållas via marknadspriser, markerat med (M) i Figur 1. Ett exempel är värdet av minskad skörd, vilket beräknas som marknadspriset multiplicerat med kvantitetsförändringen. För andra tjänster, såsom biodiversitet och hälsa, existerar inte marknader och därmed inte heller enhetsvärden, vilket är markerat med (IM) i Figur 1. Värden på förändringar i tillgången på sådana tjänster måste då beräknas på andra sätt. Som beskrivits i bl.a. Turner m.fl. (2003) finns det flera olika värderingsmetoder med olika för- och nackdelar. Ett problem med framför allt ex-ante värdering av en främmande art är att beräkna de risker och osäkerheter som är förknippade med förekomst av skadekostnader, vilket i flera fall kan röra sig om tämligen små sannolikheter för omfattande skador.

Sammanfattningsvis kan sägas att en fullständig beräkning av samhällsekonomiska nettoeffekter av en främmande art kräver information och data på både ekonomiska och ekologiska system och deras inbördes kopplingar. Emellertid finns det för närvarande ingen studie som tagit hänsyn till samtliga tre faser och direkta och indirekta effekter som illustreras i Figur 1. Gemensamt för samtliga studier är också svårigheten att förstå och beräkna de risker och osäkerheter som uppträder i samtliga tre faser i Figur 1.

Frågan är då under vilka omständigheter det är intressant och relevant att genomföra värdering av skadekostnader i de tre olika faserna presenterade i Figur 1. Anledningen är behovet av att jämföra kostnader för bekämpning av FIA med dess effekter. I princip kan åtgärder mot främmande arter genomföras i en eller flera av de tre faserna i Figur 1 - prevention, kontroll och/eller anpassning - och dessa är förknippade med olika kostnader. Exempel på åtgärder i fas 1, prevention, är inspektion och kontroll av fartyg ballastvatten och importerade varor. Bekämpning av ogräs är ett exempel på kontroll åtgärder, vilka sätts in då arten är etablerad i region för att förhindra sprid-

ning. Ett exempel på anpassningsåtgärder är behandling av hälsoeffekter av t.ex. björnloka.

SKADEKOSTNADER FÖR ENSKILDA ARTER

Det finns relativt många studier av kostnader av enskilda främmande arter, framför allt i USA, Canada och Sydafrika, och de flesta av dessa utgör s.k. ex-post-värdering. Kostnader av ogräs har beräknats i flertalet studier, oftast som nettovärdet av skörde-förluster med användning av marknadspriser på ifrågavarande grödor. En annan vanlig metod är att utnyttja erlagda utgifter för bekämpning av en främmande art, vilket är ett uttryck för faktisk betalningsvilja. Ett exempel utgörs av kostnader för bekämpning av zebramusslan i Stora Sjöarna. Det är mindre vanligt att utnyttja sig av metoder för hypotetiska marknader, även om det förekommer i enstaka fall och då för skattning av förluster i rekreativvärden. I Tabell 1 presenteras några exempel på kostnadsberäkningar av enskilda arter. För mer fullständiga sammanfattningar hänvisas till Rockwell (2003) för akvatiska arter, och till Stutzman et al, (2004), Born et al. (2005) och Lovell and Stone (2005) för mer generella översikter.

Tabell 1: Exempel på studier som beräknat skadekostnader av FIA, kr i 2006 års priser

<i>Studie</i>	<i>Art</i>	<i>Region</i>	<i>Typ av kostnad, sektor (marknadsvärden, M., eller icke marknadsvärden, IM.)</i>	<i>Skattad nettokostnad</i>
Tisdell, 1990	Ogräs	Australien	Jordbruk (M)	Milj. 178 /år
Bertram, 1999	Ogräs	Nya Zealand	Jordbruk, skog och fiske (M)	Milj. 3982/år
Sturtevent and Cangelosi, 2000	Havsnejonöga	Stora sjöarna	Fiske och livsmedelsindustri (M)	Mdr. 14-28 /år
Wit m. fl. 2001	Acasia (Black wattle tree)	Sydafrika	Skog (M)	Milj. 5969/år
Knowler and Barbier (2000)	Kammanet	Svarta havet	Biodiversitet, värde av ansjovis (M)	Milj 115 /år
Kataria, 2007	Signalkräfta	Holmsjön i Sverige	Biodiversitet, värde av inhemsk flodkräfta (M)	Milj. -7.5 – 9.6
Lovell and Stone, 2005 (översikt)	Zebra mussla	Stora sjöarna	Kraftverk, industri Utgifter för bekämpning (M)	Milj. 62 – 2117/år
Nunes and van den Bergh, 2006	Akvatiskt ogräs	Nederländerna	Rekreativsvärde, (IM)	Milj. 2814/år
Carlsson and Kataria, 2006	Sjögull	Sjön Väringen i Sverige	Rekreativsvärde, (IM)	3 – 533 /person/år

Fyra av de redovisade studierna i Tabell 1 är exempel på beräkningar av kostnader i form av minskad skörd och avkastning inom jordbruk, fiske och skog (Tisdell, 1990; Bertram, 1999; Sturtevent and Cangelosi 2000; Wit m. fl. 2001). Tre av dem är också representativa med avseende på val av region: Australien, USA, och Sydafrika. Bertram (1999) är relativt unik då skadekostnader för flera sektorer inkluderas. Sturtevent and Cangelosi (2000) utgör en av de få studier där indirekta effekter på livsmedelssektorn av ändrad fiskfångst beräknas, vilka utgör ca 40 procent av totala kostnaden. Som framgår av Tabell 1, är det vanligt med förluster i jordbruk, skog och fiske som monetära mått på skadekostnaden. Den beräknade kostnaden av t.ex. en Acasia-art, som påverkar tillgången på vatten och därigenom skogstillväxt, uppgår till närmare 6 miljarder kronor per år, vilket motsvarar ca 0.3 procent av Sydafrikas BNP (bruttonationalprodukt).

Kostnader av främmande arter i form av minskad biodiversitet beräknas av båda studierna presenterade i Tabell 1 som värdet av en hotad art (Knowler och Barbier 2000; Kataria, 2007). I Svarta havet har kammaneten slagit ut ansjovisfisket, vilket påverkat samtliga länder runt havet (Knowler och Barbier, 2000). Kataria (2006) beräknar skadeståndkostnader av signalkräftan, vilken utgör ett hot mot den inhemska flodkräftan. Kostnaden beräknas som skillnaden i diskonterade framtida vinster mellan flodkräfta och signalkräfta. En negativ kostnad tyder då på en vinst vilken förklaras av en relativt högre tillväxt i beståndet av signalkräfta jämfört med flodkräfta.

Lovell och Stone (2005) ger en översikt av 12 olika studier av kostnader av Zebra-mussla i stora sjöarna. Kostnaderna består främst av utgifter för rensning av rör och utrustning i sjön där musslorna fått fäste, och påverkar framför allt kraftindustrin och reningsverken. Variationen av årlig kostnad beror dels på vilka reningsmetoder som utnyttjas och dels hur många företag som ingått i beräkningarna.

Endast undantagsvis används värderingsmetoder med hypotetiska marknader, vilka har utnyttjats för beräkningar av minskade rekreationsvärden av alger vid Nederländernas kuster och för sjögull i sjön Väringen i Sverige (Nunes et al., 2006; Carlsson och Kataria (2007). Carlsson och Kataria (2006) skattar värdet av att klippa ett akvatiskt ogräs, sjögull, för att förhindra igenväxning av sjöar. Studien innehåller också en kostnadsintäktanalys vilken pekar på att rekreationsvärdet av att klippa sjögull överstiger kostnaden. Det är också värt att påpeka att Kataria (2006) och Carlsson och Kataria (2006) utgör de enda studierna som beräknar kostnader för främmande arter i Sverige, och är dessutom två av de få studierna utförda för länder i Europa.

Samtliga studier utgör s.k. ex-post-värderingar där skadeståndkostnader beräknats för arter som redan etablerats. Därigenom har det inte varit nödvändigt att identifiera potentiella invasiva arter och beräkna risker för spridning och eventuella skador. Icke desto mindre har man stött på svårigheter att i efterhand beräkna biologiska effekter av ifrågavarande invasiva art. I ett fåtal studier har detta gjorts med hjälp av ekonometrisk analys av data på förekomst av arten och förändringar av endemisk art (Barbier and Knowler,). Emellertid finns sällan sådana data tillgängliga och man har då istället simulerat effekter av möjliga effekter av den främmande arten (t.ex. Kataria, 2007). Förekomsten av enbart ex-post värdering av FIA innebär i sin tur att resultaten främst kan användas för konsekvensanalyser av åtgärder för bekämpning av etablerade arter, och inte för preventiva åtgärder.

KOSTNADER FÖR OLIKA LÄNDER

Pimentel m.fl. (1999) utgör ett av de tidigaste försöken att beräkna skadeståndkostnader av flera enskilda arter på nationell nivå, närmare bestämt för USA. Man har då utnyttjat studier på enskilda arter på en lägre regional nivå och skalat upp resultaten till nationell nivå. Dessa metoder utnyttjas i Pimentel (2001) för beräkningar av skadeståndkostnader på nationell nivå för ytterligare fem länder: Brasilien, Storbritannien, Sydafrika, Australien och Indien. Det finns få studier för andra länder, en är utförd för Canada (Colautti et

al., 2006) och en för Tyskland (Reinhard et al., 2003). Resultaten för samtliga studier presenteras och relateras till BNP (bruttonationalprodukt) och invånarantal i Tabell 2.

Tabell 2: Beräknade årliga kostnader av främmande arter i olika länder

	USA	Aust- Ralien	Syd- Afrika	Indien	Brasilien	UK	Kanada	Tyskland
Totalt, miljarder kr	820	51	26	792	54	66	77	2.1
% av BNP ¹	0.9	1.0	1.4	12.4	4.5	0.4	0.6	0.01
Kr/invånare	2800	437	621	786	1892	137	2377	18

Källa: Gren, 2007

1. Bruttonationalprodukt

Det framgår av tabell 2 att kostnaderna, totalt och i relation till BNP och antal invånare, kan variera kraftigt mellan olika länder. Det förklaras av olikheter i val av arter och värderingsmetoder, tillgång på data och ekonomiska strukturella faktorer. I länder med relativt omfattande jordbruk, såsom i Indien, kan skador av pestangrepp få omfattande inverkan mätt i relation till BNP.

Förutom jordbruk, har skadekostnader också beräknats för skog, akvatiska system, biodiversitet, hälsa och övrigt såsom effekter av almsjuka på träd i stadsparker. Jordbrukets andel av total skadekostnaderna är emellertid relativt hög för flera länder, se Tabell 3.

Tabell 3: Procentuell fördelning av skadekostnader

Skade Kostnad	USA	Aust Ralien	Syd. Afrika	Indien	Brasilien ¹	UK	Kanada	Tyskland
Jordbruk	62	58	92	100	94	83	40	15
Skog	4						57	16
Akv. system	6		3				3	29
Hälsa	5	1	5		6	7		28
Biodiv.	15	41				10		
Övrigt ¹	8							12
Totalt	100	100	100	100	100	100	100	100

Källa: Gren (2007)

1. Övrigt inkluderar bl.a. effekter på vägar och stadsparker

Skadekostnader för jordbruket har beräknats för samtliga länder redovisade i Tabell 3, och dess andel av totala skadekostnaderna varierar mellan 15 och 100 procent. En anledning till att jordbruket svarar för en så stor andel är att det är relativt enkelt att

beräkna kostnaderna av bl.a. ogräs, pestangrepp och animalieangrepp såsom mul- och klövsjukan. Exempel på kostnader av hälsoeffekter på människan är AIDS och syfilis.

Kostnader för förändringar i biodiversitet har beräknats för USA, Australien och UK, av katter, vilda och som sällskapsdjur, genom deras inverkan på inhemska fåglar och fiskar (Pimentel et al. 2001). I Australien har invasiva främmande katter svarat för utrotning av 23 olika arter. Den beräknade kostnaden varierar mellan ca 14 och 420 kr per invånare och år.

Det ska påpekas att kostnaderna av främmande arter genomförts under starka antaganden om samband mellan artens förekomst och dess biologiska effekter. En av de främsta svårigheterna utgörs av beräkningar av nationell spridning av respektive art och skattning av direkta och indirekta effekter, d.v.s. nivå 2 och 3 i Figur 1. Förenklade antaganden kan ha inneburit överskattade skadekostnader då man oftast antagit linjära samband, där en främmande arts påverkan antas vara proportionell mot dess biomassa i jämförelse med inhemska liknande arter. Man bortser då från möjligheten att en inhemsk art av t.ex. ogräs till viss del skulle kunna ersätta den främmande artens negativa effekter på skörd.

DISKUSSION: BETYDELSE AV FIA FÖR SVERIGE OCH DATABEHOV FÖR SKADEBERÄKNINGAR

Av denna kortfattade sammanfattning kan vi konstatera att skadekostnaden av främmande arter kan variera betydligt för olika arter och länder. Emellertid kännetecknas de studier som har genomförts av starkt förenklade antaganden särskilt med avseende på ekologiska samband mellan en arts introduktion och dess effekter på ekosystemen. Å andra sidan har skadekostnader beräknats för bara en bråkdel av de nu kända främmande arterna, vilket troligen innebär en betydande underskattning av de faktiska kostnaderna.

Hur kan det då se ut för Sverige? För att besvara den frågan följer vi de tre faserna för en främmande art som illustrerats i Figur 1. En viktig vektor för introduktion av främmande arter är internationell handel (t.ex. Dalmazzone, 2000). Då Sverige är en liten öppen ekonomi kan detta vara en betydande vektor för både avsiktligt och icke-avsiktligt införda arter. Emellertid är det viktigt att påpeka att skador i mottagarlandet också beror på markanvändningen, och då framförallt, omfattningen av monokulturer (se t.ex. Perrings m.fl. 2000).

I Sverige finns idag ca 800 kända främmande arter (Josefsson pers. komm.) De redovisade skadekostnaderna per invånare och år av ca 30 olika arter varierar i de utvecklade länderna – Australien, USA, UK, och Tyskland – mellan 18 kr och 2800 kr, varav kostnaden för minskad biodiversitet kan variera mellan ca 14 – 420 kr. Dessa kostnader kan jämföras med utgifter för två svenska miljömål; minskade klimatförändringar och övergödning i Östersjön. Enligt beräkningar utförda av Östblom (2003) kan kostnaderna av det svenska klimatmålet, beräknade som reduktioner i BNP, variera mellan 2.2 miljarder och 8.4 miljarder kronor per år, beroende bl.a. på hur den europeiska

koldioxidmarknaden fungerar. Det innebär ca 240 respektive 930 kr per invånare och år. De beräknade utgifterna för svenska åtgärder mot minskad eutrofiering uppgick under åren 1995-2000 till ca 135 kr/invånare och år (Elofsson och Gren, 2004).

Preliminära beräkningar av 13 FIA i Sverige, vilka utgör ca 2 procent av antalet kända främmande arter i landet, pekar på att skadekostnaderna kan variera mellan ca 175 och 565 kr per invånare och år beroende på antaganden om artens spridning, biologiska effekter och dess kostnader (Gren m.fl. 2007). Det ska dock påpekas att beräkningarna utförts för arter som orsakat skada, s.k. ex-post värdering, vilka inte direkt kan överföras till kostnader för nya främmande arter, s.k. ex-ante värdering, eftersom en relativt stor andel av dessa aldrig etableras och åstadkommer skada. Emellertid kan sannolikheter för både nya introduktioner och etableringar öka med kommande klimatförändringar (t.ex. Mooney och Hobbs, 2000).

Sammantaget pekar denna kortfattade sammanställning av ekonomisk värdering av skadekostnader av främmande arter att detta utgör ett tämligen outforskat område som kan bli mer angeläget i framtiden genom ökad handel och klimatförändringar. De specifika utmaningar som skattning av skadekostnader av främmande arter utgör är: *i*) identifiering av potentiella invasiva arter, *ii*) kvantifiering av risker för spridning och etablering och *iii*) bedömning och kvantifiering av biologiska effekter. För närvarande utgörs de flesta studier av ex-post värdering, d.v.s. enbart beräkning av skadekostnader av arter som lyckats invadera ett nytt område. En utmaning härvidlag är att bedöma invasiva arters biologiska effekter, och i många fall har starkt förenklande antaganden utnyttjats. Emellertid kan behovet av ex-ante studier, där samtliga tre invasionsfaser ingår, öka i framtiden p.g.a ökad risk för spridning av främmande arter via handel och genom klimatförändringar. Det ställer krav på metodutveckling för riskbedömningar som är användbara för ekonomisk värdering med hjälp av de beprövade värderingsmetoder som nu finns.

REFERENSER

- Berg, L. and Nilsson, T. 1996. Introduktion av främmande arter i svensk landmiljö. Omfattning och konsekvenser. Naturvårdsverket, Rapport nr. 4658. Stockholm.
- Bertram, G. 1999. The impact of introduced pests on the New Zealand economy. pp. 45-71, Wellington.
- Born, W., Rauschmayer, och Bräuer, I. 2005. Economic evaluation of biological invasions – a survey. *Ecological Economics* 55:321-336.
- Carlsson, F. och Kataria, M. 2006. Assessing management options for weed control with demanders and non-demanders in a choice experiment. Working Paper in Economics no. 208. Department of Economics, School of Business, Economics and Law, Göteborg University.

- Colautti, R. Bailey, S., Overdujck van, C., Amundsen, K, och MacIsaac, H. 2006. Characterised and projected costs of nonindigenous species in Canada. *Biological Invasions* 8: 45-59.
- Dalmazzone, S., 2000. Economic factors affecting vulnerability to biological invasions. In Perring, C., Williamsson, M., and S. Dalmazzone, Eds., *The economics of biological invasions.*, Cheltenham UK: Edward Elgar
- Elofsson, K., och I-M, Gren. Evaluation of the Swedish policies for mitigating eutrophication in the Baltic Sea. (in Swedish). *Ekonomisk Debatt* 3:57-69, 2004.
- Gren, I-M., 2007. An economic approach to management of invasive species. Presentation vid 'Alien species: environment, biorisks, future.' Fifth environment symposium of the Maja and Tor Nessling foundation, Turku, Finland, 18-19 January 2007,
- Gren, I-M., Isacs, L., och M. Carlsson, 2007. Calculation of costs of alien invasive species in Sweden- technical report.. Working Paper nr. 7, Institutionen för Ekonomi, SLU, Uppsala.
- Josefsson, Melanie. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Kataria, M. 2007. A cost-benefit analysis of introducing non-native species: the case of signal cray fish in Sweden. *Marine Resource Economics*, in press.
- Lovell, S. J. och Stone, S. 2005. The economic impacts of aquatic in invasive species: A review of the literature. NCEE (National Center for Environmental Economics), U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- Mooney, H., och Hobbs, R. 2000. *Invasive species in a changing world.* Island Press, Washington, USA
- Nunes, O., och van den Bergh, J. 2006. Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. *Environmental and Resource Economics* 28:517-532.
- Perring, C., Williamsson, M., och Dalmazzone, S., Eds., 2000. *The economics of biological invasions.*, Cheltenham UK: Edward Elgar
- Perrings, C., 2005. Mitigation and adaptation strategies for the control of biological invasions. *Ecological Economics* 52:315-325.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., och Morrisson, D., 1999. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States.

College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University Ithaca, NY. URL:
http://www.news.cornell.edu/releases/Jan99/species_cost.htm.

Pimentel D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., och Tsomondo, T., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture Ecosystems & Environment* 84:1-20.

Pimentel D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., and T. Tsomondo. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture Ecosystems & Environment* 84:1-20.

Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansenn, F., och Streit, B., 2003. Economic impact of the spread of alien species in Germany. Report No. UBA-FB, Federal Environmental Agency, Berlin, Germany.

Rockwell, H.W. 2003. Summary of a survey of the literature on the economic impact of aquatic weed. Report for the Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, August. <http://www.aquatics.org/pubs/economics.htm>

Sturtevant, R., och Cangelosi, A., 2000. The Great Lakes at the millennium: Priorities for fiscal 2001. Prepared for the Northeast Midwest Institute, Washington, DC.

Stutzman, S., Jetter, K., och Klonsky, K., 2004. An annotated bibliography on the economics of invasive plants. Working paper, University of California, Agricultural Issues Center.

Tisdell, C.A. 1990. Economic impact of biological control of weeds and insects. *Critical Issues in Biological Control* 301-316.

Turner, R.K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., Georgiou, S., 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 493-510.

Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. London: Chapman & Hall.

Wit, W.P. Crookes, D.J. och Wilgen, B.W. 2001. Conflicts of interests in environmental management: estimating the cost and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions* 3:167-178.

Östblom, G. 2003. Vinner Sverige på att delta i utsläppshandel? *Ekonomisk Debatt* 31(8): 27-34

Bilaga 3: Vilken ekologisk kunskap behövs för ekonomisk värdering av biologisk mångfald?

Lena Gustafsson

Institutionen för ekologi

SLU, Uppsala

SAMMANFATTNING

Tre olika paradigmen finns för utnyttjande av naturresurser i Sverige. 1) *Traditionell biomassaproduktion*. För denna finns mätmetoder sedan länge utarbetade och de ekologiska problemen med ekonomisk värdering av biologisk mångfald är ringa. Dock bör den långsiktiga uthålligheten i produktionen beaktas, vilken är låg för en del av dagens fiske och kan bli problematisk för ett framtida skogsbruk med stamskörd i kombination med uttag av hyggesavfall för bioenergi. Jordbruksproduktion är beroende av näringstillförsel utifrån och därför i strikt mening aldrig uthållig. 2) *Naturvård inriktad mot bevarande av arter och naturtyper*. För att göra en ekonomisk värdering av hög kvalitet bör kunskapen vara god om följande: arternas utbredning, frekvens och populationsfluktuationer, deras funktion (t.ex. om de har en nyckelroll för andra arter), om de befinner sig i en utdöendeskuldfas, deras krav på olika miljöfaktorer och om tröskelvärden finns för livskraftiga populationer. Om antalet arter utgör grund för en ekonomisk värdering måste hänsyn tas till naturtyp och läge i landet. Framtida ekonomiska värderingar kommer att bli väsentligt annorlunda eftersom den biologiska mångfalden kommer att påverkas i hög grad av klimatförändringarna, med förflyttningar från söder mot norr, invandringar och utdöenden. Synen på vad som är skyddsvärt kommer därmed att förändras och dagens naturvårdsmål, t.ex. med stor vikt vid inhemska arter, kommer att behöva omprövas. 3) *Ekosystemtjänster*. Forskningen antyder att relationen mellan antal arter/funktionella grupper och produktivitet är variabel medan högt antal tycks öka stabiliteten. Kunskapen om antal arter/funktionella grupper i förhållande till resiliens är ännu dålig. Paradigm 1) och 2) är sedan länge etablerade medan 3) är ett tämligen nytt koncept som kan förutses få allt större inflytande på produktions- och miljöpolitik framöver.

ANGREPPSSÄTT

Jag har valt att utgå ifrån olika sätt att se på naturresursutnyttjandet i Sverige och koppla detta till det ekologiska kunskapsläget. Grundbulten är ekologiska koncept och teorier men strävan har varit att försöka förklara dessa på ett mycket enkelt sätt och förtydliga genom en rad svenska exempel, förutom för avsnittet om ekosystemtjänster som är mer teoretiskt. Resonemangen relaterar framförallt till skogliga miljöer eftersom mitt kompetensområde är skogsekologi och skoglig naturvårdbiologi. För varje

avsnitt har jag under rubriken *Reflektion* framförallt fokuserat på brister i ekologisk kunskap som försvårar ekonomisk värdering. Definitioner är kursiverade.

TRE OLIKA PARADIGM FÖR NATURRESURSERNAS NYTTJANDE I SVERIGE

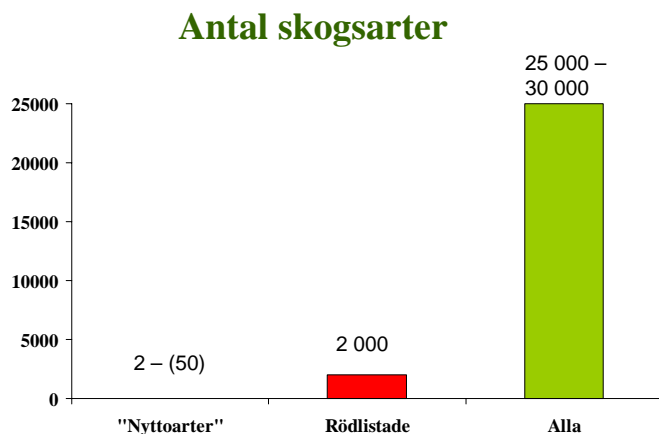
Det är väsentligt att sätta in värdering av biologisk mångfald i ett produktions- och miljöpolitiskt sammanhang. Olika aktörer har olika synsätt och motiv för en värdering och detta påverkar möjligheterna och inverkar också på vilka metoder som är relevanta. Olika ekologiska teorier och koncept är också mer eller mindre väsentliga beroende på i vilket sammanhang värderingen ska utföras.

I Sverige finns idag tre huvudsakliga synsätt på den biologiska mångfaldens roll i ett produktions- och miljöperspektiv 1. Biomassaproduktion av traditionella nyttigheter, 2) Naturvård inriktad mot bevarande av arter och ekosystem, 3) Ekosystemtjänster. De båda första är sedan länge etablerade och eftersom de representerar tämligen fundamentala skillnader vad gäller nyttjande och bevarande av naturresurser har de också sedan länge gett upphov till konflikter och politiska ställningstaganden. Ekosystemtjänster är ett tämligen nytt koncept som vuxit fram de senaste 20 åren. Det kan förutses få ett allt större inflytande på produktions- och miljöpolitik såväl nationellt, regionalt som lokalt framöver. Paradigm 1 och 3 har ett humancentrerat perspektiv, dvs. har vad som är bra för människan som utgångspunkt, medan paradigm 2 har en stark komponent av biocentricitet, dvs. vilar på en grundläggande värdering om vad som är bra för naturen själv, framförallt att arter har ett egenvärde.

Biomassaproduktion av traditionella nyttigheter

Med detta menas produktion inom framförallt skogsbruk, jordbruk och fiskerinäring. Biomassaproduktion av traditionella nyttigheter utgörs i Sverige idag av bara någon promille av de cirka 55 000 arter som finns. I skogen finns till exempel cirka 30 000 arter och de totalt dominerande produktionsmässigt är endast två: tall och gran.

Figur 1. Endast ett mycket litet antal av de skogslevande arterna nyttjas för biomassaproduktion (så få att de inte ens syns i figuren nedan). De två viktigaste arterna är gran och tall.



Reflektion: En ekonomisk värdering bör ta den långsiktiga produktionsmöjligheten i beaktande. För fisket är uthålligheten tveksam för ett flertal arter, t.ex. torsk, hälleflundra, marulk och ål (finns på WWFs ”svarta lista”). För skogsekosystemen har tillväxten av tall och gran tvärtom ökat under hela 1900-talet. Beräkningar av näringsförluster har inte indikerat att sådan sker vid traditionell stamskörd via kalhyggesbruk, även efter flera omloppstider, med undantag för sydvästligaste Sverige (Egnell m.fl. 1998). Om dock grenar och toppar tas tillvara för bioenergi, som numera ofta är fallet, finns risk för såväl kväve- som näringsförluster. Skogsstyrelsen rekommenderar återföring av aska till framförallt starkt försurad skogsmark och att barren lämnas, särskilt på kvävefattiga marker, dvs. i synnerhet i Norrland (Skogsstyrelsen 2001). Jordbruksproduktion är i stort sett aldrig långsiktigt uthållig eftersom den nästan alltid är beroende av tillförsel av näringsämnen.

Annars finns inga stora problem att värdera traditionell biomassaproduktion. Det är vanliga arter som nyttjas, i väl utprovade odlingssystem och i mycket kontrollerade former. Värderingssystem liksom mätningssmallar, inventeringar och uppföljningar är sedan länge utformade och väletablerade. För skogsmarken finns den omfattande nationella inventeringen Riksskogstaxeringen som årligen noggrant inventerar ett stort antal provtytor. Lantbruksstatistiken bygger på årliga enkäter till lantbruksföretag i Lantbruksregistret. Störst osäkerhet i statistiken torde finnas för icke-odlade nyttigheter som vilt, bär och svamp. För vilt som älg och rådjur görs inventeringar via spillningsregistrering, för älg även via observationer från flygplan och jägarna rapporterar också årligen in observationer och avskjutning. Bär och svamp registreras inom Riksskogstaxeringen.

Naturvård inriktad mot bevarande av arter och naturtyper

Dagens naturvård i Sverige är framförallt inriktad mot bevarande av arter och naturtyper, vilket finns uttryckt i naturvårdspolitiska beslut och även i miljömålen, och då framförallt det 16:e ”Ett rikt växt- och djurliv”. Arterna har under de senaste 15 åren varit särskilt i fokus och särskilt de *rödlistade*, dvs. sådana som har en vikande utbredning och populationsstorlek. Under de allra senaste åren har de sociala aspekterna, dvs. rekreation och friluftsliv, betonats alltmer.

Arternas vanlighet och populationsfluktuationer

Trots att kunskapen om arters utbredning är bättre i Sverige än flertalet andra länder, tack vare det Linneanska arvet och en stor kår av mycket skickliga amatörer, finns ändå stora kunskapsluckor. Vid arbetet med den senaste rödlistan (Gärdenfors 2005) gjordes bedömningen att det finns 48 000 flercelliga organismer. För endast 60% av dessa var kunskapen så stor att en bedömning av deras hotstatus ansågs möjlig. Även för vissa arter där kunskapen är mycket god, t.ex. fåglar, finns en avsevärd naturligt variation över tiden vilket gör det svårt att bedöma om en nedgång är en del av naturlig dynamik eller ett tecken på en miljöförändring. Ett exempel är smalnäbbad nötkråka som har sitt huvudutbredningsområde i Sibirien men som kan invadera norra Sverige när deras huvudföda, frön från cembratall, finns i liten mängd. För organismer som är mycket sällsynta och som inte är så kända och därmed rapporterade, t.ex. vissa insekter, mossor, lavar och svampar kan det också vara svårt att fastställa om de är utdöda eller finns kvar i landet. Sjutton av de 250 arter som bedömdes som utdöda i rödlistan år 2000 återupptäcktes under kommande år och fick därmed klassificeras om i rödlistan. Rödlistan baseras framförallt på expertbedömningar, dvs. de främsta kännarna i landet träffas och gör bedömningen om arterna är hotade och i så fall i vilken grad. Objektiva inventeringar i produktionsskogar har visat att det finns förvånansvärt höga populationer av rödlistade mossor och lavar i bestånd skötta enligt gängse skötselsystem, dvs. med röjning, gallring och kalavverkning (Gustafsson 2002, Gustafsson m.fl. 2003).

Reflektion: Osäkerheten om arternas förekomst i Sverige medför svårigheter att basera ekonomisk värdering på hotklassificering och uppgifter om utbredning. Samtidigt är kunskapsläget bättre i Sverige än i flertalet andra länder, vilket gör att vi ändå har en förhållandevis stor säkerhet.

Arter som betyder mycket för andra arter (nyckelarter, paraplyarter)

En rad begrepp finns för arter som har stor betydelse för andra arter, till exempel *nyckelart* (art som har stor betydelse för andra arters överlevnad) och *paraplyart* (art vars livsmiljö omfattas av många andra arter). Ett exempel på nyckelart är eken som är det trädslag i landet som, trots att den bara utgör 1% av det totala virkesförrådet (29 miljoner m³), har flest rödlistade arter knutna till sig: 550 stycken. Som en jämförelse utgör granen 42% av totala virkesförrådet (1250 miljoner m³) men har färre associerade arter; 360 stycken (Skogsstyrelsen 2006; Höjer & Hultengren 2004). En paraplyart kan användas som ett naturvårdsinstrument eftersom en rad andra arter skulle bevaras

om dess miljökrav tillgodoses. Ett av de mest använda exemplen i skog är den vittryggiga hackspetten, en mycket sällsynt fågel som behöver stora sammanhängande lövskogsområden. I de områden där den har förekommit (den har på senare år blivit ytterst sällsynt) finns fler antal rödlistade mossor, lavar och svampar jämfört med områden där den inte förekommit (Roberge 2006).

Trots dessa exempel är kunskapen om arternas funktion i de svenska ekosystemen i många fall bristfällig. Kunskapsbasen för de exempel som ofta förs fram är inte sällan svag. Till exempel har man länge trott att det skulle finnas många ovanliga skalbaggar i vittryggiga hackspettens miljöer, men detta har inte kunnat påvisas (Roberge 2006). Det finns säkerligen en rad arter som är mycket viktiga men vars roller än så länge är oklara.

Reflektion: Eftersom funktionen av de flesta arter är okänd kan det vara svårt att med stor tillförlitlighet basera ekonomisk värdering på att vissa arter är viktigare i ekosystemen än andra. Men, de exempel som ändå förs fram i Sverige är ofta tillräckligt välgrundade för att kunna användas.

Naturtyper

En rad system finns för naturtypsklassificering och de utgår från en syn att ekosystemen bildar distinkta och i rummet väl avgränsbara enheter. EU-naturvårdsnätverket Natura 2000 inkluderar till exempel för skog bland annat följande naturtyper: västlig taiga, nordisk fjällbjörkskog, lövsumpskog av fennoskandisk typ och bokskog av örtrik typ. Inom ekologin har sedan länge diskuterats hur tydliga naturtyperna egentligen är och om de överhuvudtaget bildar naturliga enheter. Historiska studier har visat att helt andra kombinationer av trädslag än de vi ser idag fanns tidigare och den gängse uppfattningen är också att arterna är individualistiska, dvs. de är inte evolutionärt bundna till vissa naturtyper.

Reflektion: De system som idag finns för indelning av naturtyper bygger på att vi ser på dagens tillstånd, dvs. en ögonblicksbild. Naturtypsbegreppet är ett användbart naturvårdsinstrument som är lätt att kommunicera.

Utdöendeskuld

Vissa arter reagerar mycket långsamt på miljöförändringar. Känsliga arter som har lång livslängd kan existera som "levande döda" under mycket lång tid, dvs. de är dömda att försvinna men finns temporärt kvar i sin miljö. Ett flertal teoretiska studier behandlar utdöendeskuld (t.ex. Hanski & Ovaskainen 2001) som är nära kopplat till artareamband (se nedan) medan praktiska exempel är färre. Berglund & Jonsson (2005) fann att antalet arter i gamla skogar som var fragmenterade på grund av avverkning var större än förväntat och tolkade detta som att utdöendet var fördröjt.

Reflektion: Vid inventeringar där enbart förekomst registreras och inte individantal och deras ålder, kan populationer registreras som livskraftiga trots att de befinner sig i en utdöendefas.

Tröskelvärden

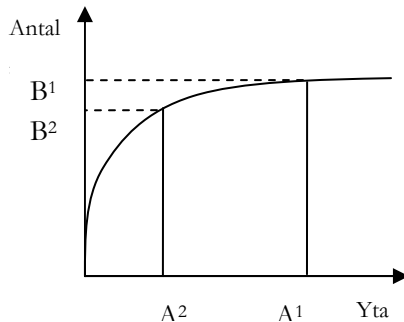
Inom naturvårdsbiologin har under de senaste åren begreppet ”tröskelvärde” börjat användas för att beskriva ett icke-kontinuerligt samband med en plötslig förändring mellan populationsstorlek/artantal och en viktig miljövariabel. Det används också inom ekosystemforskningen men i en annan betydelse, se nedan. Eftersom biologisk mångfald ofta är svår att mäta används inte sällan indirekta indikatorer och då framförallt olika mått på deras livsmiljöer. För skogslevande arter används t.ex. i miljömålet ”Levande skogar” mängd döda träd och lövträd som indikatorer på tillståndet. Outtalat är tanken bakom sådana indikatorer att ”ju mer desto bättre”, dvs. att sambanden mellan den biologiska mångfalden och miljövariabeln är linjärt. Skulle det finnas ett tydligt tröskelvärde betyder dock detta att det blir viktigt att hålla mängden av en kritisk miljövariabel över tröskelvärdet. De flesta studier över tröskelvärden i skog i Norden rör död ved. Ett exempel är den tretåiga hackspetten som enligt forskning behöver minst 15 m³ stående döda träd per hektar inom ett 100 hektar stort område för att hitta tillräckligt med föda (Butler et. al 2004). Ett annat exempel är en finsk studie där rödlistade tickor visade sig bara finnas i skogar med mer än 20 m³ död ved (Penttilä m.fl. 2004).

Reflektion: Eftersom tröskelvärden tycks variera starkt mellan arter, kan det vara svårt att sätta en minsta nivå på en miljövariabel-indikator och använda detta som ett allmängiltigt mål. Detta förhållande stöds också av forskning (Ranius & Fahrig 2006).

Art-areasamband

Ett generellt förhållande inom ekologin, närmast ett axiom, är att antalet arter ökar med ett områdes yta. Olika funktioner har anpassats för denna kurva, Figur 2, och ofta görs också uppskattningar av totala antalet arter (kurvans asymptot) från den. Formen tycks alltid vara densamma men lutning och asymptot varierar.

Figur 2. Antal arter ökar icke-linjärt med ett områdes yta. Beräkningar brukar göras av hur antal arter minskar då ytan på en miljö minskar. Om ytan minskar från A^1 till A^2 minskar artantalet från B^1 till B^2 .



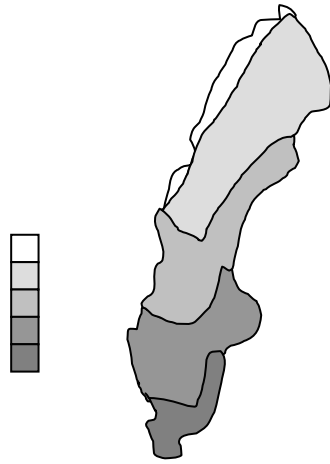
Beräkningar görs ibland av hur mycket antalet arter borde minska då arealen minskar. Utdöendeskuld (se ovan) är förhållandet att arter som reagerar långsamt på en minskning i areal är dömda att försvinna. Hanski (2000) beräknade genom art-areakurvan att eftersom endast 1% av areal urskog i Finland finns kvar så är 1000 arter som enbart finns i denna miljö dömda till utdöende. Varningar har dock höjts mot att använda art-areakurvan på detta sätt (t.ex. Botkin m.fl. 2007) bland annat på grund av osäkerhet i kurvans form och om biologiska processer då områden minskar i areal.

Reflektion: Teoretiskt är det möjligt, även om förbehållen är många, att beräkna hur många arter som skulle försvinna alt. komma till om ytan på en miljö förändras. Detta skulle kunna användas vid uppskattning av mångfaldsförlust/vinst vid exploatering/restaurering av miljöer.

Antal arter

Olika ekosystem hyser olika antal arter. Att använda artantal som mått på biologiskt mångfaldsvärde är därför diskutabelt. En tallskog har till exempel betydligt färre arter än en granskog helt enkelt därför att fler arter är evolutionärt anpassade att leva i den senare. I många miljöer etableras också successivt nya arter, ofta sådana som ganska sent kommit till Sverige med människan (trädgårdsväxter, med transporter osv.). Enligt gällande naturvårdspolitik är naturvärdet knutet till naturliga, inhemska arter. Artantalet varierar också i hög grad på olika ställen i landet och för i stort sett alla artgrupper ökar antalet arter från norr mot söder. Figur 3.

Figur 3. Antalet arter ökar från norr mot söder. Här visas kärlväxter i skog som exempel.



Antalet arter är viktigt för ekosystemfunktioner som produktivitet och stabilitet, se nedan under ”ekosystemtjänster”.

Reflektion: Antal arter kan inte utan en djupare analys tas som mått på värde för biologisk mångfald utan varje naturtyp måste betraktas för sig, läget i landet måste beaktas liksom om arten är naturligt förekommande i naturtypen.

Klimatförändring som framtida osäkerhetsfaktor

Antalet kärlväxtarter anses komma att öka kraftigt i Sverige under de kommande 80 åren, enligt modelleringar (Thuiller m.fl. 2005) och denna tendens är sannolikt representativ även för andra artgrupper. En förflyttning av dagens arter kommer också att ske norrut. Vissa alpina arter kommer att dö ut eftersom deras kalla livsmiljöer försvinner helt. Naturtyperna kommer också att ändras i hög grad och då särskilt de fritt utvecklade, dvs. de som framförallt finns i skyddade områden. I skötta skogar kommer skogsbrukets åtgärder (t.ex. plantering, röjning och gallring) fortfarande att styra trädslagsammansättningen. Sammantaget kommer mycket stora förändringar att ske av den biologiska mångfalden på grund av klimatförändringarna.

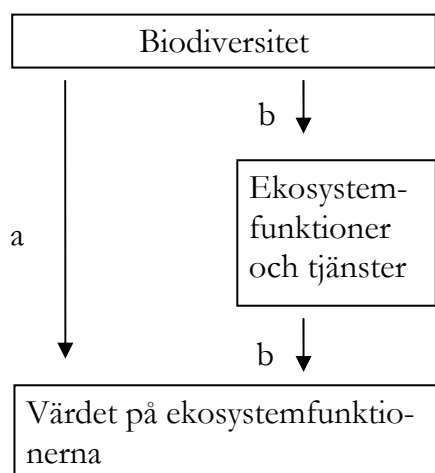
Reflektion: Naturvårdens mål och metoder kommer att behöva omprövas i hög grad i och med klimatförändringarna. Reservatsstrategier, synen på vad som är skyddsvärt och metoder att bevara arter kommer att förändras. Detta kommer att innebära nya förutsättningar för ekonomisk värdering.

EKOSYSTEMTJÄNSTER

Termen ”ekosystemtjänst” (ecosystem service) lanserades under 1980-talet men begreppet fördes fram redan under 1970-talet och då under beteckningen ”miljötjänst” (environmental service). Utvecklingen av teori och empiri har varit mycket snabb inom forskningen och tillämpningarna har också blivit allt vanligare, vilket inte minst ses i den globala rapporten ”Millenium Ecosystem Assessment”. Ekosystemtjänster är

ett samlingsnamn för de produkter och processer som naturliga ekosystem och deras arter tillhandahåller och som kan användas för människans välfärd (efter Daily 1997). Exempel är råvaror, näringsreglering, vattenreglering, pollination, kolbindning och avfallsrening. Biologisk mångfald är en tjänst i sig genom de estetiska, kulturella och rekreativa värden som arter och naturtyper innebär (a i Figur 4) men framförallt en oundgänglig komponent för i stort sett alla andra ekosystemtjänster (b i Figur 4).

Figur 4. Länken mellan biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Efter föredrag av R. Constanza vid EcoSummit-konferensen i Beijing maj 2007. Se texten för förklaring av a och b.

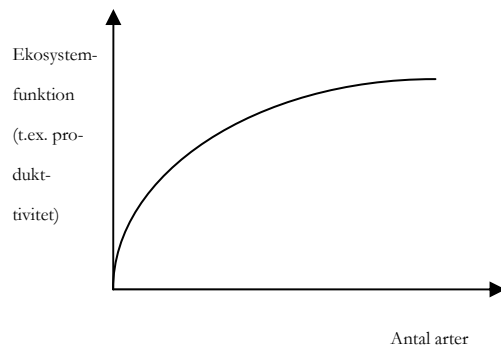


Även i Sverige håller konceptet på att växa sig starkt och inte minst inom tillämpningen, t.ex. inom skogsbruket, kan det förutses få stor uppmärksamhet framöver. Det visar ju på många positiva funktioner av brukande och skötsel av skog, som sannolikt kan ge skogsnäringen en stor portion goodwill. Hittills finns dock inga ingående beskrivningar på skogens ekosystemtjänster medan vissa ansatser gjorts för jordbruket (Lagerberg Fogelberg m.fl. 2004). Utvecklingen tycks ha kommit längst inom kustmiljöer (Rönnbäck m.fl. under tryckning).

Nedan ges en genomgång av begrepp som är nära kopplade till ekosystemtjänster och där biologisk mångfald är en grundläggande komponent, som produktivitet, stabilitet och resiliens. Tyvärr finns inte utrymme att mer specifikt diskutera olika ekosystemtjänster.

Arternas påverkan på ekosystemens funktioner är mycket variabel och mångfacetterad. Mer än 50 olika effekter har listats (enl. Hooper m.fl. 2005). Den vanligaste hypotesen är att ekosystemfunktionernas styrka ökar i förhållande till artantalet men att marginalnyttan minskar med varje ny art. Se figur 5 nedan.

Figur 5. En av de vanligaste hypoteserna är att funktioner hos ekosystem ökar icke-linjärt med antalet arter. Efter Hooper m.fl. (2005).



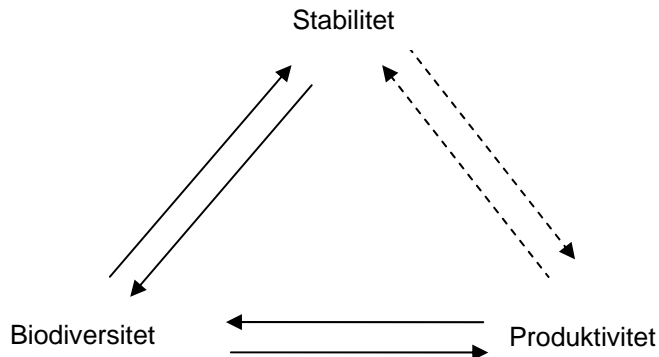
När det gäller värdering av biologisk mångfald är vissa aspekter på ekosystemens funktion särskilt viktiga: 1) *produktivitet* (förmågan att producera biomassa), 2) *stabilitet* (förmåga att kvarstå i ett visst stadium) och 3) *resiliens* (förmåga till återhämtning efter störning). Dessa grundkoncept är av avgörande betydelse för många ekosystemtjänster.

För såväl produktivitet som stabilitet har olika paradig avlöst varandra (Johnson m.fl. 1996). Den senaste uppfattningen är att förhållandena och orsakssambanden är variabla och beror på ekosystem, störningsregimer och sammanhang (Hooper m.fl. 2005; Srivastava & Vellend 2005). Tyngdpunkten på resiliens är av yngre datum jämfört med produktivitet och stabilitet.

Det är viktigt att komma ihåg att olika ekosystemfunktioner och biodiversitet påverkar varandra ömsesidigt och alltså har två- eller flerriktade förhållanden. Biodiversitet – produktivitet – stabilitet är ett bra exempel på ett treriktat förhållande, där en förändring i någon av komponenterna påverkar de andra.

Figur 6. För förhållandet mellan biodiversitet och produktivitet är vid en monetär värdering biodiversitetens inverkan på produktiviteten av störst intresse. Inom ekologin har även det motsatta, nämligen produktivitetens påverkan på artantalet studerats tämligen ingående. Generellt för olika ekosystem gäller att detta förhållande har en ”puckelform” och att artantalet är högst vid intermediär produktivitet. Få arter är anpassade till mycket låg produktivitet och vid hög produktivitet är vissa arter mycket starkväxande och utövar stark konkurrens på andra arter. Biodiversiteten betyder mycket för stabiliteten men tydliga samband finns också för det motsatta; stabilitetens inverkan på biodiversiteten. Ett ekosystem som ofta utsätts för mycket kraftiga störningar är artfattigt eftersom få arter kan tolerera en så variabel miljö. Mycket stabila stadier är också ofta artfattiga eftersom starka konkurrenter blir dominanta. Högst antal arter finns därför ofta i ekosystem som utsätts för intermediära störningar. Förhållandena mellan stabilitet och produktivitet är mindre studerade och mer okända.

Figur 6. Påverkan är ömsesidig mellan biodiversitet, produktivitet och stabilitet. Efter Worm & Duffy (2003).



Produktivitet

Produktivitet brukar mätas som (oftast ovanjordisk) biomassa. Vanligen brukar hög produktivitet betraktas som positivt för människan, t.ex. vid skogs- och jordbruksproduktion och kolbindning. Men, det anses också ibland negativt, t.ex. vid övergödning av sjöar. Många studier har utförts för att analysera kopplingen mellan antal arter och produktivitet. Det är då (och även när det gäller andra ekosystemfunktioner) vanligt att slå ihop arter till grupper som har likartad funktion (t.ex. nedbrytare, pollinatörer), till så kallade *funktionella grupper*. Enligt klassisk ekologisk teori (började användas i början av 1900-talet) har arterna olika *nischer* dvs. biologiska och fysikaliska förhållanden som de lever under, t.ex. för en växt mark-, vatten- och ljusförhållanden men också samspel med pollinatörer och fröspridare. Man brukar också ibland ta in årstidsutvecklingen, t.ex. tidpunkt för blomning och fröspridning och en nisch har ibland beskrivits som en arts ekologiska "supervolym". För djur gäller att en nisch kan innefatta flera rumsliga platser, t.ex. behöver tjäderkycklingarna sumpskogar för sitt födosök (larver på blåbär) medan de vuxna individerna är beroende av tallskogar för sitt spel. Nischteorin förutsäger att produktiviteten ökar med antalet arter, eftersom nischerna inte är lika och aldrig helt överlappande. Ett modernt koncept närbesläktat med nisch är *komplementaritet*, vilket innebär att arter utnyttjar olika resurser och många sådana arter tillsammans skulle kunna leda till hög produktivitet (Hooper m.fl. 2005).

För cirka 15 år sedan, säkert som en effekt av det ökade intresse för biodiversitet i samband med Rio-konferensen, påbörjades en rad växtekologiska studier inriktade mot sambandet mellan artantal och produktivitet. Ansatserna har sedan blivit allt fler och inkluderar nu olika typer av organismer, och med olika angreppssätt (teoretiska, empiriska, modelleringar). En slutsats är att det inte finns någon övergripande regel för hur sambandet är och heller inte några generella mekanismer som kan förklara sambanden, utan detta varierar från fall till fall (Hooper m.fl. 2005). Det ekologiska sammanhanget är avgörande, t.ex. om ekosystemet är utsatt för någon störning och hur stor den rumsliga heterogeniteten är. Ekosystemets historia är också viktigt på så sätt att produktiviteten kan variera beroende på vilka arter som koloniserar först; produktiviteten blir annorlunda beroende på om art a kommer före art b, än om art b

kommer före art a (Fukami & Morin 2003). Det finns exempel på helt olika responser på förändring i artantal i experimentella studier. För vissa örter tycks produktiviteten öka upp till 5-10 arter och avtar sedan medan i andra studier nås en topp redan efter en eller två örter, eftersom dessa är mycket högproduktiva (Hooper m.fl. 2005). En slutsats av de många experimentella och empiriska studierna är att växt- och djursamhällellenas sammansättning kan vara minst lika viktig, och ofta viktigare, än antalet arter eller funktionella grupper (Hooper m.fl. 2005).

Reflektion: Det är inte möjligt att basera beräkningar av produktivitet med hjälp av antal arter eftersom entydiga samband saknas. Ett bättre sätt kan vara att se på mångfalden av funktionella grupper och antal arter inom dessa.

Stabilitet

Stabilitet brukar mätas som variation över tiden i egenskaper hos de ekologiska systemen. Tidsskalan är mycket viktig eftersom ett system under en kort tidsperiod kan vara tämligen stabilt men mycket variabelt under en längre tidsrymd. Stabilitet kan uttryckas på en rad olika sätt och ett av de vanligaste är att se hur mycket produktionen av biomassa varierar över tiden (Worm & Duffy 2003). Andra sätt är att mäta artantal, antal funktionella grupper eller populationerna hos vissa arter över tiden. Stabilitet i ekosystem anses generellt positivt ur mänsklig synvinkel eftersom det ofta är önskvärt av ekonomiska och sociala skäl (Srivastava & Vellend 2005). Däremot är det viktigt att komma ihåg att stabilitet aldrig förekommer i naturliga system utan att de istället karakteriseras av dynamik, dvs. ständig förändring. Här finns alltså en intressant ”spänning” mellan ekosystemegenskaper och mänskliga preferenser. Studier om ekosystemens stabilitet har gamla anor (t.ex. MacArthur 1955). En generell slutsats av ett stort antal studier är att ekosystem med många arter med olika känslighet mot olika miljöförhållanden leder till högre stabilitet och att ekosystem med få arter med specialiserade funktioner är känsliga (Hooper m.fl. 2005). Exempel på studier som visar på positiva samband mellan artantal och stabilitet är *keelpäddar* (stora marina brunalger till vilket artrika djursamhällen är kopplade), akvatiska mikroorganismer, mykorrhizasvampar, och marina ryggradslösa djur (Worm & Duffy 2003). Här verkar alltså resultaten mer entydiga jämfört med produktiviteten. Liksom för produktivitet, betyder ofta artsammansättningen minst lika mycket som artantalet. Om det till exempel finns olika arter anpassade till olika störningar (t.ex. tork- och ljusstoleranta) så kan stabiliteten upprätthållas även om artantalet minskar (t.ex. Wardle m.fl. 2000). Liksom för produktiviteten leder alltså en hög grad av komplementaritet mellan arter till en ökad stabilitet. Stabiliteten beror på vilka typer av störningar (eller *stressfaktorer*) som ekosystemen utsätts för. Ett antagande är att om ett ekosystem påverkas först av en stressfaktor, blir effekten större om den senare påverkas av en annan stressfaktor (Srivastava & Vellend 2005).

Reflektion: Artrikedom indikerar oftast högre stabilitet än artfattigdom. Ett viktigt angreppssätt vid värdering är att se på antal funktionella grupper och antal arter inom dem.

Resiliens

Begreppet, som lanserades av den kanadensiske ekologen Holling på 1970-talet (Holling 1973), är tämligen komplext och ibland svårtolkat. Den vanligaste betydelsen är förmågan att efter en störning återvända till ett tidigare, stabilt stadium och detta synsätt brukar ofta kopplas till en syn på att det finns ett eller ett fåtal definitiva, möjliga tillstånd hos ett system. En annan definition är graden av störning ett ekosystem kan tåla innan det väsentligen ändrar sin organisation och funktion och övergår till ett helt nytt system. Detta brukar implicit betyda att man har en syn på att ett system helt kan ändra riktning och ”flippa över” till ett helt annat stadium (Gunderson m.fl. 2002) och att ”regimskiften” alltså äger rum (Folke m.fl. 2004). Termen tröskelvärde används alltmer inom resiliens-inriktad forskning, i betydelsen att ekosystemets processer och funktioner når en nivå där de ändras så mycket att ett ekosystemskifte äger rum. En viktig del av forskningen är inriktad mot ihopkoppling av resiliens mellan ekologiska, ekonomiska och sociala system.

Ett dynamiskt system, dvs. ett som förändras i hög grad som en respons på störning och därmed har låg stabilitet, kan enligt Holling (1973) ha hög resiliens. Ett exempel är gammal och barrskogsdominerad skog som brinner och där i stort sett alla träd dör. En *succession* (kedja med händelser som avlöser varandra över tiden) sätter igång med lövträd i början som senare mer och mer ersätts av barrträd och om ingen ny brand inträffar kan systemet så småningom återgå till det ursprungliga. Här är stabiliteten låg men återhämtningsförmågan mycket stor. Ekosystem med stor homogenitet i tid och rum har ofta låg resiliens, troligen därför att evolutionära anpassningar för kraftiga störningar saknas.

Ett flertal studier har visat att ekosystem med arter som svarar på olika sätt på störning, t.ex. att vissa växter förökar sig med frö och andra med rotskott, har en snabb återhämtningsförmåga (t.ex. Lavorel 1999). Många studier visar att förlust av arter från ett ekosystem leder till minskad resiliens (Srivastava & Vellend 2005) men samtidigt finns andra som inte visar på något samband (Mitchell m.fl. 2000). Många studier av resiliens är inriktade mot teoretiska modeller (Peterson 2002).

Reflektion: Resiliensbegreppet är nytt och diskuteras framförallt inom forskningen även om det verkar användas allt mer som en ganska bred och generell ”modeterm” i resonemang kring naturresurshushållning. Det är svårt att hitta uppgifter om mätmetoder och applikationer för svenska förhållanden. Avnämarvänlig metodutveckling verkar behövas för att begreppet ska bli praktiskt användbart. Först då är det realistiskt att diskutera ekonomisk värdering i samband med resiliens.

REFERENSER

Berglund, H. & Jonsson, B.G. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. *Conservation Biology* 19: 338-348.

- Botkin m.fl. 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity, *BioScience* 57:227-236.
- Butler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. & Schlaeffer, R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119: 305-318.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington DC: Island.
- Egnell, G., Nohrstedt, H-Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Rapport 1 1998. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Sheffer, M. Elmqvist, T., Gunderson, L. & Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 557-581.
- Fukami, T. & Morin, P.J. 2003. Productivity–biodiversity relationships depend on the history of community assembly. *Nature* 424: 423-426
- Gunderson, L., Holling, C.S., Pritchard, L. & Peterson, G.D. 2002. Resilience. In: *The Earth system: biological and ecological dimensions of global environmental change*. Red Mooney, H.A. & Canadell, J.G. sid 530-531. ISBN 0-471-97796-9.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology* 16: 377 – 388.
- Gustafsson, L. Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. & Weslien, J. 2003. High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic and Applied Ecology* 5: 123-129.
- Gärdenfors, U. (red). 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005 – the 2005 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271-278.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2001. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology*: 16: 666-673.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.

- Höjer, O. & Hultengren, S. 2004. Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet. Rapport 5411. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. 2005. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Johnson, K.H., Vogt, K.A., Clark, H.J., Schmitz, O.J. & Vogt, D.J. 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 372-377.
- Lagerberg, Fogelberg, C., Björklund, J. & Helander, C.A. 2004. Svårt mäta naturens tjänster. Fakta Jordbruk 8:2004. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lavorel, S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions* 5: 1-2.
- MacArthur, R.H. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36: 533-536.
- Mitchell, R.J., Auld, M.H.D., Le Duc, M.G. & Marrs, R.H. 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3/2: 142-160
- Penttilä, R., Siitonen, J. & Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271-283.
- Peterson, G.D. 2002. Estimating resilience across landscapes. *Conservation Ecology* 6(1): 17. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art17/>.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201-208.
- Roberge, J-M. 2006. Umbrella species as a conservation tool. An assessment using resident birds in hemiboreal and boreal forests. Doctoral Thesis No 2006:84. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. SLU, Uppsala.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T. & Wennhage, H. Ecosystem Goods and Services From Swedish Coastal Habitats – Identification, Valuation and Implications of Ecosystems Shifts. *Ambio*. Under tryckning.
- Skogsstyrelsen. 2001. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning. Meddelande 2-2001. Jönköping.

Skogsstyrelsen. 2006. Skogsstatistisk årsbok. Jönköping.

Srivastava, D.S & Vellend, M. 2005. Biodiversity-Ecosystem Function Research: Is it Relevant to Conservation? *Annual Review of Ecology and Systematics* 36: 267-94.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *PNAS (Proceedings National Academy of Sciences USA)* 102: 8245-8250.

Wardle, D.A.K., Bonner, K.I. & Barker, G.M. 2000. Stability of ecosystem properties in response to above-ground functional richness and composition. *Oikos* 89: 11-23.

Worm, B. & Duffy, J.E. 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 628-632.

Bilaga 4: Ekonomisk värdering av biodiversitet: Behov, svårigheter och möjligheter, främst med avseende på skog

Leif Mattsson

Institutionen för Sydsvensk Skogsvetenskap
SLU, Alnarp

SAMMANFATTNING

Samtidigt som skogen är en viktig naturtyp när det gäller biodiversitet, är ekonomisk värdering av skogens biodiversitet en ung gren av den ekonomiska forskningen. Svårigheterna att ekonomiskt värdera skogens biodiversitet bottnar framförallt i det faktum att den är en icke-marknadsprissatt miljöresurs, och att resursen inte bara har ett användarvärde utan även ett s.k. existensvärde. Bland värderingsmetoder som vuxit fram, inte minst när det gäller att fånga in existensvärden, är det främst "Contingent Valuation"-metoden (och varianter av denna) som kommit till användning. Möjligheterna har ökat för forskningen att producera resultat av hög relevans för beslutsfattande på olika nivåer. Exempelvis hanterar man numera, avsevärt bättre än tidigare, den preferensosäkerhet som finns när nämnda metod används för värdering av skoglig biodiversitet och andra miljöresurser. En försiktig tolkning av värderingsresultaten är dock fortfarande att rekommendera. En av de viktigaste vägarna för att ytterligare utveckla möjligheterna att ekonomiskt värdera skogens biodiversitet är att intensifiera samverkan mellan ekonomer och ekologer. Detta behövs bl.a. för att göra biodiversitetsbegreppet operationaliserbart i värderingsstudier och för att komma fram till goda strategier beträffande geografiska skalor för sådana studier.

INLEDNING

Biodiversitet är som bekant ett begrepp som kan appliceras på alla ekologiska system. I detta bidrag rörande behoven, svårigheterna och möjligheterna när det gäller ekonomisk värdering av biodiversitet är tyngdpunkten lagd på skogliga förhållanden. En anledning till detta är helt enkelt att min egen verksamhet som ekonom, där miljöekonomi ingår som en väsentlig del, har en skoglig inriktning och att min erfarenhet därför är mer lämpad att betrakta frågan från ett skogligt perspektiv än från andra perspektiv (att mina kunskaper om biodiversitet är synnerligen bristfälliga sett från naturvetenskapliga utgångspunkter behöver kanske inte sägas).

En annan anledning är att skogen utgör en viktig naturtyp i sammanhanget, eftersom den upptar mer än hälften av Sveriges totala landareal. Skogen är också något som många svenskar känner engagemang för, vilket antyds t.ex. av resultaten från en riksfattande enkätundersökning om de nationella miljömålen, där mer än 90% av re-

spondenterna ansåg det vara viktigt att vidta åtgärder beträffande den skogliga miljön (Boman & Mattsson 2007). Av samma undersökning framgick att ekonomiskt vill man i genomsnitt avsätta så pass mycket som 17% av sin ”miljöbudget” (avseende de nationella miljömålen) till att bevara skogarnas biodiversitet (Boman et al. 2007).

Den svenska skogen åskådliggör även varför ekonomisk värdering av miljöresurser som biodiversitet har blivit alltmer angelägen, vilket berörs i nästa avsnitt. De avsnitt som därefter följer inriktas mer specifikt på svårigheter och möjligheter vid sådan värdering, och där kopplas framställningen till ett antal studier i Sverige och andra länder där man använt olika metodologiska ansatser. Till sist berörs hur en ökad samverkan mellan ekonomer och ekologer kan vara fruktbar för att vidareutveckla forskningen på området.

BEHOV

Beträffande skog hör man ganska ofta, från såväl företrädare för skogsbruket som regionala planerare av olika slag och representanter för den högsta skogspolitiska nivån, begreppet ”ekonomiskt värde” användas i stort sett endast med avseende på virke till skogsindustrin eller för energiändamål. Med andra ord betraktas skogens biodiversitet, liksom skogen som miljö för allemansrättslig rekreation, fortfarande i vida kretsar som något ”icke-ekonomiskt”. Detta gäller alltså värdesidan, medan man har haft mycket lättare att inse betydelsen av de kostnader det innebär för skogsbruket att ”ta hänsyn till naturvärden och andra allmänna intressen”. Citatet är ett tillägg som 1974 gjordes till 1§ i skogsvårdslagen, vilken dittills nästan uteslutande hade handlat om virkesproduktion.

En omtanke om skogens funktioner även i andra avseenden än för människans direkta materiella behov är dock mycket äldre än så, i Sverige liksom i andra länder. Exempelvis hävdade redan Thoreau (1854) att varje samhälle skulle ha en ”ursprunglig skog”, där ”inte en kvist skulle brytas, en gemensam egendom för undervisning och rekreation”. Steget därifrån till att ekonomiskt värdera sådana skogliga funktioner blev dock långt. En av de första som gav klart uttryck för nödvändigheten att ta detta steg var Gregory (1955), när han efter en teoretisk framställning om skogens ”mångnytt” framhöll att forskningen har att kvantifiera värdet även av ”sådana resurser som vanligtvis inte värderas via marknadstransaktioner”. Ordet ”biodiversity” ingick förstås inte i vare sig Thoreaus eller Gregorys vokabulär, men läser man deras arbeten så förstår man att en hel del av sådant som numera förknippas med biodiversitet ingick i deras tankebanor.

Med inspiration främst från Faustmann (1849), påbörjades under 1800-talets andra hälft svensk forskning om värdet av skogen som virkesproducent (Holmertz 1873) och redan under tidigt 1900-tal (Ohlin 1921) hade det blivit ett vitalt forskningsområde. Det kan jämföras med svensk forskning inriktad på ekonomisk värdering av icke-marknadsprissatta skogliga miljöresurser, som kom igång så sent som för ett par decennier sedan. Detta trots att behovet av sådan forskning hade påtalats betydligt tidigare, fastän främst då med avseende på skogen som miljö för rekreation. Exempelvis

framhöll Lindgren (1976) i samband med en studie rörande kostnader för skogsbruket av att ta hänsyn till rekreationsintressen, behovet av att ekonomiskt kvantifiera även värdesidan av skogsmiljön, med hänvisning till då nyligen publicerade arbeten av bl.a. Krutilla & Fisher (1975). Dessförinnan hade Kardell (1973) påpekat: ”Det vanligaste tillvägagångssättet vid planering för rekreation är att man utan ekonomisk värdering antar att rekreationsskogar behövs och att man mer eller mindre godtyckligt fastlägger någon eller några sådana i en generalplan. Detta leder oftast till en snabb, successiv minskning av skogar lämpliga för rekreation”. Citatet skulle lika gärna ha kunnat avse skogar lämpliga för biodiversitet. Det speglar med andra ord risken för att okunskap om miljövärdena orsakar ineffektiv hushållning med skogliga resurser sett från samhällets synpunkt.

I Sverige är alltså den ekonomiska forskningen om skogens miljövärden jämförelsevis ung, i synnerhet när det gäller biodiversitet och hotade arter, och att den kom igång under 1980-talet berodde till väsentlig del på att man åtminstone på vissa håll börjat inse behoven. Enkelt uttryckt: kunskap om kostnader för skogsbruket av att ta hänsyn till miljön (kunskap som då erhållits genom forskning under ett tiotal år) skulle naturligtvis bli mycket mer tillämpbar om man som jämförelse även hade kunskap om den ekonomiska värdesidan av skogsmiljön, särskilt i perspektivet av alternativa former för skogens skötsel (Mattsson & Li 1994; Bostedt & Mattsson 2006). Ekonomiska mått på värdet av skogliga miljöresurser blev också viktiga i samband med arbeten som syftade till att utveckla nationalräkenskaperna (Hultkrantz 1991; Boman et al. 2001; Kriström & Skånberg 2001).

SVÅRIGHETER

Vid sidan av de direkta behoven fanns även en annan drivkraft. För en del svenska forskare inom det skogsekonomiska området framstod det nämligen som en större ”forskarutmaning” att kvantifiera det (icke-marknadsprissatta) ekonomiska värdet av skogen som miljö i olika avseenden, än att kvantifiera de (marknadsprissatta) kostnaderna för skogsbruket av olika slags miljöhänsyn. Med andra ord: det förstnämnda var (och är) mer problematiskt – innebär större svårigheter – än det senare. Det är då knappast förvånande att det till följd av svårigheterna har förekommit kritik (Bohm 1994) beträffande tillförlitligheten av de ekonomiska miljövärden som den unga forskningen rapporterat.

I sammanhanget bör helt kort nämnas den skogliga forskning som är inriktad på kostnadseffektivitet i olika former av miljöhänsyn. I sådan forskning kan den ekonomiska kvantifieringen inskränkas till kostnadssidan, medan värdesidan kvantifieras i något icke-ekonomiskt mått (t.ex. antal arter enligt någon kategorisering). På så sätt kan man alltså ”komma undan” den svårighet det innebär att i ekonomiska termer kvantifiera värdet av icke-marknadsprissatta miljöresurser som biodiversitet. Men å andra sidan finns här – åtminstone vad gäller skogens biodiversitet i mer förfinad mening – en ”forskarutmaning” av kanske lika stor dignitet som den ovan nämnda, nämligen ett ganska långtgående tvärvetenskapligt samarbete mellan ekologer och ekonomer (Ranius et al. 2005; Perhans et al. 2007). Även när man lyckas väl i sådan samverkan, ger

denna typ av kostnadseffektivitetsanalyser inte svar på vad som i generell ekonomisk värde/kostnads-analytisk mening är en ”optimal grad” av miljöhänsyn i skogsbruket.

Ekonomi handlar ju om hushållning med begränsade resurser, i syfte att tillfredsställa mänskliga behov. Att skogens virke har ett ekonomisk värde framstår för alla som något självklart, främst till följd av att det är fråga om ett användarvärde av en materiell resurs (”consumptive use value” [Johansson 1987]). Likaså är det ganska lätt att inse att skogens jaktbara vilt har ett ekonomiskt värde, fastän detta användarvärde inte bara består av det materiella utbytet i form av kött utan även rekreationsupplevelsen av jakten (Mattsson, 1990). Att koppla samman allemansrättslig skogsrekreation med ekonomiskt värde är för många inte lika självklart, eftersom användarvärdet här framförallt (frånsett bär- och svamplockning) avser en immateriell resurs (”non-consumptive use value” [Boyle & Bishop 1985]) och grundar sig på en s.k. kollektiv nytthet.

Biodiversitet – även den i högsta grad en kollektiv nytthet – har ett ekonomiskt användarvärde t.ex. genom ekosystemtjänster (Ihse 2005; Söderqvist 2005). Men särskilt kännetecknande för biodiversitet – inte minst den skogliga – är även att det ekonomiska värdet inte har någon koppling alls till människans användning (”non-use value” [Randall 1991]). Det handlar i stor utsträckning om ett s.k. existensvärde (”existence value” [Krutilla 1967; Walsh et al. 1984]), ett begrepp som är synnerligen relevant även ifråga om bevarande av hotade arter (Boman & Bostedt 1999; Fredman 1995). I detta ligger en betydande svårighet när det gäller ekonomisk värdering av biodiversitet, d.v.s. sett i relation till mänskliga behov framstår resursen som mycket mindre ”konkret”, eller mycket mer ”diffus”, än sådana resurser som normalt är föremål för direkt användning på ett eller annat sätt. Därtill kan biodiversitet (liksom andra miljöresurser) ha ett s.k. optionsvärde (”option value” [Weisbrod 1964]), ett värdebegrepp som associeras med möjligheten att använda resursen någon gång i framtiden, även om man aldrig gjort det hittills (optionsvärdebegreppet har dock varit omdiskuterat [Bishop 1988]). Ganska typiskt för skydd av skog rik på biodiversitet är också att människors motiv för detta inte bara är ”egennyttiga” utan även ”oegennyttiga” (”altruistic” [Randall & Stoll 1983; Kriström 1990]).

Det är alltså inte bara från naturvetenskapliga utgångspunkter som biodiversitet är något mycket komplext, utan även ett ekonomiskt betraktelsesätt medför en komplex bild vad avser resursens värdekomponenter etc., vilket sannerligen inte underlättar de ekonomiska analyserna (Cummings & Harrison 1995). Osäkerhet om framtiden är givetvis också en svårighet i sammanhanget. Exempelvis, torde en ekonomisk analys av nuvärdet av den framtida skogliga biodiversitetsproduktionen, givet något visst åtgärdsprogram, bli behäftad med minst lika stor osäkerhet som motsvarande analys av virkesproduktionen. Beträffande virket, så anges ju det ekonomiska värdet i nutid av priserna på virkesmarknaden, och osäkerheten hänför sig till vilket värde som priserna på en framtida virkesmarknad kommer att ange. När det gäller biodiversitet, så föreligger osäkerhet (eller brist på kunskap) beträffande det ekonomiska värdet redan i nutid. Och även med en framgångsrik utveckling av metoderna för ekonomisk värdering av miljöresurser (se nästa avsnitt), så finns det när det gäller skogens biodiversitet

en liknande osäkerhet om framtiden som beträffande skogens virke. Detta till följd av att inte heller biodiversitetens ekonomiska värde (d.v.s. i grunden människors preferenser för denna resurs i förhållande till andra resurser) kan förväntas vara stabilt över tiden.

Svårigheterna att ekonomiskt värdera biodiversitet är också skalberoende. I värderingen (med metoder som berörs nedan) ingår ofta som ett centralt moment att för ett slumpmässigt urval samhällsindivider beskriva effekterna på biodiversiteten av ett åtgärdsprogram inom ett geografiskt område. En sådan beskrivning är vanligen lättare att göra för ett geografiskt starkt avgränsat område (t.ex. i samband med ett skogsreservat), än för ett geografiskt omfattande område (t.ex. landets alla skogar). Men resultatet från en geografiskt starkt avgränsad värdering av biodiversitet kan inte aggregeras upp till ett samlat biodiversitetsvärde på nationell nivå (bl.a. på grund av de stora naturgeografiska skillnaderna mellan olika landsdelar), medan resultatet från en nationell värdering av biodiversiteten är övergripande redan som det är. Svårigheten ligger alltså i att välja mellan ”case”-undersökningar och ”generella” undersökningar, med de för- och nackdelar som ligger i respektive ansats.

MÖJLIGHETER

Metoderna för ekonomisk värdering av icke-marknadsprissatta miljöresurser brukar indelas i två huvudgrupper: indirekta metoder (”revealed preference methods”), vilka går ut på att värdera miljöresursen ifråga ”via” marknadsprissatta resurser, respektive direkta metoder (”stated preference methods”), där miljöresursen värderas ”direkt” genom svar på frågor i en enkät till eller intervju av ett visst urval samhällsindivider (för en översikt, se Garrod & Willis 1999).

De indirekta metoderna utgörs framförallt av resekosnadsmetoden (TCM = ”Travel-Cost Method” [Clawson & Knetsch 1966]), som bygger på antagandet att värdet av att besöka t.ex. ett rekreationsområde är åtminstone så högt som kostnaden att ta sig dit (även här samlas data om t.ex. kostnader för bilbränsle etc. in genom en enkät eller intervju), respektive den s.k. fastighetsvärdemetoden (HPM = ”Hedonic Pricing Method” [Palmquist 1999]), som innebär att man t.ex. analyserar hur en naturmiljö i anslutning till ett bostadsområde påverkar bostadspriserna där.

Direkta metoder är i stor utsträckning liktydigt med vad som på svenska skulle kunna kallas ”scenariovärdering” eller ”betingad värdering” (CVM = ”Contingent Valuation Method” [Mitchell & Carson 1989]), där de frågor som respondenterna tar ställning till är kopplade till hypotetiska scenarier. Med andra ord skapas en hypotetisk marknad, där respondenterna ombeds att ange sin maximala betalningsvilja (WTP = ”willingness to pay”) t.ex. för att en miljöförsämring inte skall uppstå, eller anmodas att ange det minimibelopp han/hon är villig att acceptera som kompensation (WTA = ”willingness to accept”) t.ex. för att en miljöförsämring uppstår.

En av de allra första ekonomiska värderingsstudierna i Sverige rörande skogliga miljöresurser utfördes av Bojö (1985). Som ett led i en värde/kostnads-analys av att bedriva

skogsbruk i ett fjällnära område i Vålådalen, kontra att avsätta samma område som naturreservat, använde han i en intervju av besökare i området dels TCM, dels CVM (med WTP-fråga) för att kvantifiera värdesidan. Undersökningen visade att miljövärdet av den aktuella skogen i dess orörda tillstånd betydligt översteg skogsbruksvärdet av den.

Genom tillämpningen av både TCM och CVM i samma undersökning hade Bojö (1985) en för svenska skogliga förhållanden relativt god grund att stå på när han sammanfattade för- och nackdelar med metoderna: TCM har fördelen att basera sig på faktiskt observerade beteenden (faktiska resor), men är å andra sidan begränsad till användarvärden av specifika naturobjekt (rekreationsområden), medan CVM har fördelen att vara mer flexibel, men är å andra sidan förknippad med större osäkerhet eftersom den baseras på en hypotetisk marknad.

Dessa egenskaper hos TCM och CVM har framhållits även av många andra forskare (för en översikt, se Garrod & Willis 1999), liksom t.ex.: (i) att CVM (men inte TCM) möjliggör kvantifiering även av existensvärden, (ii) att WTP är mer tillämpbar än WTA på så sätt att respondenten i det förra fallet ”känner av” sin budgetrestriktion (vilket indikerats i jämförande studier där WTP-frågan givit knappt hälften så högt värde som WTA-frågan [Mattsson & Kriström 1987]), samt (iii) att HPM har uppenbara begränsningar (Mäler 1977), inte minst beträffande existensvärden. Följaktligen har den metodologiska vidareutvecklingen när det gäller ekonomisk värdering av skogliga miljöresurser som biodiversitet till stora delar skett med utgångspunkt från CVM.

En svensk CVM-undersökning av betydande relevans vad avser skogens biodiversitet utfördes av Johansson (1989), där den riksomfattande enkäten syftande till att via WTP-frågor kvantifiera människors värdering av fyra olika åtgärdsprogram för att rädda de växt- och djurarter som är hotade i svenska skogar. Programmen innebar: (a) att 100% av de hotade arterna räddas, (b) att 75% av arterna räddas, (c) att 50% av dem räddas, samt (d) att sannolikheten är 0,5 att 100% av de hotade arterna räddas och 0,5 att 50% av dem räddas. Värdet av program (b) visade sig vara signifikant högre än värdet av program (d), vilket tyder på att många har en aversion mot osäkerhet ifråga om utfallet av åtgärder för biologisk mångfald. Resultaten visade också att program (a) värderades högre än program (b), som i sin tur värderades högre än program (c), d.v.s. ju fler arter ett program räddar ju högre värderas det. Undersökningen indikerade alltså ett positivt marginalvärde av ökande biodiversitet.

I tidiga CVM-undersökningar var WTP-frågorna vanligen av typen ”open ended” (OE [Hammack & Brown 1974]), innebärande att respondenten anger det maximala belopp han/hon är villig att betala. I senare CVM-undersökningar har det blivit alltmer vanligt med WTP-frågor av typen ”discrete choice” (DC [Bishop & Heberlein 1979]), där respondenten svarar antingen jakande eller nekande till ett bestämt belopp – ett ”bud” – som varierar över ett antal del-urval inom det total-urval av individer som ingår i undersökningen. Den främsta anledningen till denna utveckling är att en WTP-fråga av DC-typ liknar (mer än en av OE-typ) sådana valsituationer beträffande köp och konsumtion som individen möter i det dagliga livet.

Fredman (1995) tillämpade DC-typen av WTP-fråga i en CVM-studie rörande värdet av att rädda en specifik hotad art i svenska skogar, nämligen den vitryggiga hackspetten (vitryggen), och det gjorde även Boman & Bostedt (1999) i en studie inriktad på värdet av den svenska vargstammen. När de båda riksomfattande enkätundersökningarna utfördes – 1993 – var inte bara antalet vitryggar utan även antalet vargar i närheten av vad som bedömdes vara minsta livskraftiga population. Vitryggen undersöktes med avseende på tre olika populationsstorlekar och vargen med avseende på fyra, i båda fallen med den minsta populationsstorleken motsvarande minsta livskraftiga population.

Resultaten av Fredmans (1995) och Bomans & Bostedts (1999) studier visade att varken för vitryggen eller vargen förelåg signifikanta värdeskillnader mellan de olika populationsstorlekarna. För båda arterna var alltså marginalvärdet av en ökande populationsstorlek (utöver minsta livskraftiga population) lika med noll. Detta kan tolkas som att här rör det sig om existensvärden, d.v.s. att det skulle krävas betydligt större populationsstorlekar än de undersökta innan arterna även får ett användarvärde. Om än något långsökt, skulle man för vitryggens del kunna tänka sig att den blir så pass individrik att den blir en ”märkbar” del i rekreativmiljön, medan vargstammen med en tillräckligt kraftig populationsökning skulle kunna räknas in bland de jaktbara viltarterna (så har i någon mån också skett med vargen efter att undersökningen utfördes, fastän den hittills endast varit föremål för s.k. skydds jakt). Man kan här göra jämförelsen med en individrik viltart i Sverige, nämligen älgen, vars användarvärde i form av jakt enligt en CVM-undersökning (Mattsson 1990) typiskt nog ökar (men i avtagande grad) med ökande populationstäthet.

För att möjliggöra för respondenterna att ge uttryck för preferensosäkerhet i sina svar använde Boman et al. (2007) WTP-frågor av typen ”multiple bounded discrete choice” (MBDC [Welsh & Poe 1998]) i en riksomfattande CVM-studie rörande de nationella miljömålen. MBDC innebär att respondenten för vart och ett av de olika ”budena” i en budvektor ger ett svar på en flergradig skala (i detta fall en femgradig skala från ”helt säkert ja” till ”helt säkert nej”). För olika del-urval inom total-urvalet individer i undersökningen var WTP-frågor av nämnda typ utformade och ordnade så att man genom en ”två-steps-budgetering” erhöll dels ett värde på miljöbudgeten avseende alla miljömål, dels (inom ramen för miljöbudgeten) värden på olika arealomfattningar av skog skyddad i biodiversitetssyfte. Resultaten indikerade: (i) att beaktande av osäkerhet i respondenternas svar påverkar de värden som erhålls, (ii) att värdena varierar mellan olika arealomfattningar av skyddad skog, samt (iii) att om man utgår från Miljömålsrådets (Swedish Environmental Objectives Council 2004) framställda beträffande skydd av skogsmark i biodiversitetssyfte så är värdet av detta något högre än kostnaden. För en fördjupad analys av hur respondenter tolkar olika svarsalternativ med avseende på säkerhet-osäkerhet i frågor av MBDC-typ rörande biodiversitet, se Boman (2007).

De studier rörande ekonomiska värden av skogens biodiversitet och näraliggande skogliga miljöresurser som ovan relaterats, speglar hur forskningen inom området har

utvecklats i olika avseenden. Numera försöker man i betydligt högre grad än tidigare att hantera den typ av preferensosäkerhet som är förknippad med de svar man erhåller från respondenterna i en CVM-undersökning (en osäkerhet som är närvarande även om utfallet av det biodiversitetsscenario som värderas vore känt med säkerhet). Vidare har man ambitioner att ekonomiskt kvantifiera osäkerhet beträffande utfallet av biodiversitetsscenarioer i sig (en osäkerhet som föreligger även om respondenternas svar i en CVM-undersökning vore helt säkra). Och genom att i CVM-undersökningar inordna alternativa ”nivåer” av t.ex. skoglig biodiversitet eller bevarande av hotade arter söker man uppskatta marginalvärden. Sådant har väsentligt ökat möjligheterna för forskningen inom området att ge resultat som är relevanta inte bara sett från rent vetenskapliga utgångspunkter, utan även med tanke på behov som finns inom skogspolitiken, miljöpolitiken och andra politikområden.

TILL SIST

”I den snabbt växande litteraturen på området kan man spåra en behärskad optimism vad gäller möjligheterna att producera rimliga, om än oprecisa, skattningar av miljövärden” – det sade Bojö (1985) i sin för svenska förhållanden mycket tidiga undersökning om skogliga miljövärden. Nu, efter ett par decennier, finns det naturligtvis anledning att hysa större optimism beträffande dessa möjligheter, inte minst ifråga om ekonomisk värdering av biodiversitet i olika avseenden, men optimismen bör fortfarande vara ”behärskad”. Trots den utveckling som skett finns det nämligen fortfarande mycket att göra, såväl metodologiskt som empiriskt.

Sannolikt är det så, att en av de allra viktigaste vägarna för att ytterligare utveckla möjligheterna att ekonomiskt värdera just skoglig biodiversitet är att utveckla samarbetet över disciplingränserna, mellan ekologer och ekonomer. Åtminstone på det skogliga området i Sverige, är sådant samarbete mer utvecklat i samband med den typ av analyser där den ekonomiska kvantifieringen inskränks till kostnadssidan av att bevara biodiversitet, än där den även innefattar den ekonomiska värdesidan av biodiversitet. Det torde finnas minst lika mycket att vinna genom det senare som genom det förra.

Ett exempel där ekonomisk–ekologisk samverkan torde vara fruktbar, hänför sig till den (tidigare nämnda) svårighet som ligger i biodiversitetsvärdets skalberoende. Vad är mest meningsfullt – att ekonomerna fokuserar värderingen på geografiskt små ”case” eller ”breder ut” värderingen väldigt mycket geografiskt? Förenklat uttryckt, står valet mellan ”precision” respektive ”allmängiltighet” i de värderingsresultat som erhålls med hjälp av t.ex. CVM. Rent inomdisciplinärt, kan man som ekonom säga att det spelar ingen större roll vilket som väljs (bara man får forskningsanslag och kan publicera sig!). Men om man betraktar forskningen från ett vidare perspektiv, d.v.s. även med avseende på t.ex. skogspolitiska kunskapsbehov, så behövs en ganska utvecklad diskussion mellan ekonomer och ekologer för att gemensamt komma fram till en god forskningsstrategi i detta avseende.

En näraliggande svårighet ligger i att operationalisera biodiversitetsbegreppet. Biodiversitet framstår, i likhet med s.k. hållbar utveckling, som något av ett ”buzz-word”

(jfr. exempelvis formuleringen av det 16:e miljömålet om ”Ett rikt växt- och djurliv” [Swedish Environmental Objectives Council 2006]). Vid formuleringen av biodiversitetsscenarier i CVM-undersökningar, exempelvis, behöver ekologer konsulteras i betydligt större utsträckning än vad som hittills oftast varit fallet, åtminstone på det skogliga området. Ekonomer och ekologer behöver alltså närma sig varandra också i detta avseende, även om det kanske förutsätter att man gör en del avkall på invanda tänkesätt inom respektive forskningskultur.

REFERENSER

- Bishop, R. (1988). Option value: Reply. *Land Economics*, 64: 88-93.
- Bishop, R. & Heberlein, T. (1979). Measuring values of extra market goods – Are direct measures biased? *American Journal of Agricultural Economics*, 61: 926-930.
- Bohm, P. (1994). CVM spells responses to hypothetical questions. *Natural Resources Journal*, 34: 37-50.
- Bojö, J. (1985). *Kostnadsnyttoanalys av fjällnära skogar: Fallet Vålådalen*. Ekonomiska Forskningsinstitutet vid Handelshögskolan i Stockholm, Forskningsrapport.
- Boman, M. (2007). To pay or not to pay for biodiversity in forests – What scale determines responses to willingness to pay questions with uncertain response options? Submitted manuscript.
- Boman, M. & Bostedt, G. (1999). Valuing the wolf in Sweden: Are benefits contingent upon the supply? In Boman, M., Brännlund, R. & Kriström, B. (Editors), *Topics in environmental economics*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Boman, M., Bostedt, G. & Hörnsten, L. (2001). *Skogens alternativa nyttjandeformer*. Bilaga till SOU 2002:40, Näringsdepartementet.
- Boman, M. & Mattsson, L. (2007). A note on attitudes and knowledge concerning environmental issues in Sweden. *Journal of Environmental Management*. In press.
- Boman, M., Norman, J., Kindstrand, C. & Mattsson, L. (2007). On the budget for national environmental objectives and willingness to pay for protection of forest land. *Canadian Journal of Forest Research*. In press.
- Bostedt, G. & Mattsson, L. (2006). A note on benefits and costs of adjusting forestry to meet recreational demands. *Journal of Forest Economics*, 12: 75-81.
- Boyle, K. J. & Bishop, R. C. (1985). *The total value of wildlife resources: Conceptual and empirical issues*. Invited paper, Association of Environmental and Resource Economists Workshop on Recreational Demand Modelling, Boulder, Colo., May 1985.

- Clawson, M. & Knetsch, J. L. (1966). *Economics of outdoor recreation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Cummings, R. G. & Harrison, G. W. (1995). The measurement and decomposition of nonuse values: A critical review. *Environmental and Resource Economics*, 5: 225-247.
- Faustmann, M. (1849). Berechnung des Wertes welchen Waldboden sowie noch nicht Haubare Holtzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagt-Zeitung*, 25: 441-455.
- Fredman, P. (1995). The existence of existence value – A study of the economic benefits of an endangered species. *Journal of Forest Economics*, 1: 307-327.
- Garrod, G. & Willis, K. G. (1999). *Economic valuation of the environment – Methods and case studies*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Gregory, R. G. (1955). An economic approach to multiple use. *Forest Science*, 1: 6-13.
- Hammack, J. & Brown, G. (1974). *Waterfowl and wetlands – Towards bioeconomic analysis*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Holmertz, G. (1873). *Studier i skogstaxation*. Del 1. Norstedts, Stockholm.
- Hultkrantz, L. (1991). Guld och gröna skogar – Miljömodifierade nationalräkenskaper för inkomster från skogstillgångar. I *Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper*. Statens Offentliga Utredningar (SOU), 1991:38, Finansdepartementet.
- Ihse, M. (2005). Bevara arter – försäkring för framtiden och inget natursvärmeri. I *Bevara arter – till vilket pris?* Formas Fokuserar, Stockholm.
- Johansson, P.O. (1987). *The economic theory and measurement of environmental benefits*. Cambridge University Press.
- Johansson, P.O. (1989). Valuing public goods in a risky world: An experiment. In Folmer, H. & Lerland, E. (Editors), *Valuation methods and policy making in environmental economics*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Kardell, L. (1973). Ekonomisk värdering av rekreation i skogsmark. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift*, No 1: 15-32.
- Kriström, B. & Skånberg, K. (2001). Monetary forestry accounting including environmental goods and services. *Investigacion Agraria Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de Serie N 1.

- Krström, B. (1990). *Valuing environmental benefits using the contingent valuation method – An econometric analysis*. Umeå Economic Studies, No 219.
- Krutilla, J. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review*, Vol. LVII.
- Krutilla, J. & Fisher, A. (1975). *The economics of natural environments: Studies in the valuation of commodity and amenity resources*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Lindgren, J. E. (1976). *Rekreationsanpassat skogsbruk – En ekonomisk bedömning*. Troedssonska Forskningskuratoriet för Skogsbrukets Utveckling, Kungl. Skogshögskolan, Rapport Nr 1.
- Mattsson, L. (1990). Moose management and the economic value of hunting. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 5: 575-581.
- Mattsson, L. & Krström, B. (1987). The economic value of moose as a hunting object. *Scandinavian Forest Economics*, 29: 27-37.
- Mattsson, L. & Li, C. Z. (1994). How do different forest management practices affect the non-timber value of forests? – An economic analysis. *Journal of Environmental Management*, 41: 79-88.
- Mitchell, R. C. & Carson, R. T. (1989). *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*. Resources for the Future, Baltimore.
- Mäler, K.G. (1977). A note on the use of property values in estimating marginal willingness to pay for environmental quality. *Journal of Environmental Economics and Management*, 4: 355-369.
- Ohlin, B. (1921). Till frågan om skogarnas omloppstid. *Ekonomisk Tidskrift*, 23: 89-113.
- Palmquist, R. B. (1999). Hedonic models. In Orians G H & Soule M E (Editors), *Conservation biology: Research priorities for the next decade*. Island Press, Washington DC.
- Perhans, K., Kindstrand, C., Boberg, L., Boman, M., Gustafsson, L., Mattsson, L., Schroeder, M., Weslien, J. & Wikberg, S. (2007). Importance of including costs in reserve selection depends on the conservation goal. Submitted manuscript.
- Randall, A. (1991). Nonuse benefits. In Braden, J. B. & Kolstad, C. D. (Editors), *Measuring the demand for environmental quality*. North-Holland, Amsterdam.
- Randall, A. & Stoll, J. R. (1983). Existence value in a total valuation framework. In Rowe, R. D. & Chestnut, L. D. (Editors), *Managing air quality and scenic resources at national parks and wilderness*. Westview Press, Boulder, Colorado.

- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. (2005). Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse wood debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 206: 119-133.
- Swedish Environmental Objectives Council (2004). *De facto: Sweden's environmental objectives – are we getting there?* Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Swedish Environmental Objectives Council (2006). *De facto: Sweden's environmental objectives – buying into a better future.* Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Söderqvist, T. (2005). Nötskrikan – värd sin vikt i guld. I *Bevara arter – till vilket pris?* Formas Fokuserar, Stockholm.
- Thoreau, H. D. (1854) [nytryckt på svenska 1990]. *Skogsliv vid Walden.* Wahlström & Widstrand, Stockholm.
- Walsh, R., Loomis, J. B. & Gillman, R. A. (1984). Valuing option, existence and bequest demands for wilderness. *Land Economics*, 60: 14-29.
- Weisbrod, B. A. (1964). Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics*, 78: 471-477.
- Welsh, M. P. & Poe, G. L. (1998). Elicitation effects in contingent valuation: Comparisons to a multiple bounded discrete choice approach. *Journal of Environmental and Economic Management*, 36: 170-185.

Bilaga 5: Möjligheter och hinder för ekonomisk värdering av biologisk mångfald

Tore Söderqvist

Enveco Miljöekonomi AB

SAMMANFATTNING

Möjligheter och hinder för ekonomisk värdering av biologisk mångfald kan ses utifrån ett mer principiellt perspektiv och utifrån ett metodmässigt perspektiv. När det gäller det förra konstateras att det kan göras principiella invändningar mot det tillvägagångssätt för ekonomisk värdering som baserar sig på traditionell nationalekonomisk teori och att detta betyder att sådan ekonomisk värdering inte kan göra anspråk på att resultera i ett allennarådande beslutsunderlag. Slutsatsen blir att den stora frågan inte är *om* biologisk mångfald ska värderas ekonomiskt (för det ska den) utan *hur* resultaten används. När det gäller det metodmässiga perspektivet påpekas att det idag finns en så pass gedigen verktygslåda av värderingsmetoder att det inte finns någon anledning att avstå från att tillämpa någon av metoderna på förändringar i den biologiska mångfalden. Det viktiga är att förså vilka begränsningar olika metoder har och komma ihåg dessa vid tolkningen av metodernas resultat. Det konstateras att det största hindret för en adekvat ekonomisk värdering är bristen på kunskap kring vad biologisk mångfald betyder för människan. Det behövs kunskap om både (A) den biologiska mångfaldens indirekta nytta för människan genom att den kan ha inflytande över hur ekosystemen fungerar och därför påverkar deras förmåga att producera ekosystemtjänster och (B) hur människor direkt uppskattar den biologiska mångfalden av vilket skäl det än må vara. Det finns ett stort behov av att systematiskt söka mer kunskap om A inklusive ekonomisk värdering med hjälp av produktionsfunktionsmetoden, men det konstateras att utifrån ett värderingsperspektiv går det inte att bortse från B även om det skulle råda mycket god kunskap om A. Slutligen påpekas att eftersom A och B är delvis kompletterande finns det även ett behov av att ta fram en kompletterande rödlista baserad på arters funktionella betydelse.

MÖJLIGHETER OCH HINDER: ALLMÄNT

Allmänt ger ekonomisk värdering⁸ av biologisk mångfald åtminstone tre viktiga möjligheter (Gren et al. 2002, Simpson 2007):

1. Verksamheter som påverkar den biologiska mångfalden kan bedömas samhällsekonomiskt, vilket ger en bättre hushållning av de samlade resurserna i den svenska ekonomin. Detta gäller både verksamheter som har som direkt syfte att gynna den biologiska mångfalden, t.ex. reservatsbildningar och naturvårdsåtgärder inom jord- och skogsbruk, och verksamheter som mer indirekt påverkar den biologiska mångfalden positivt eller negativt, t.ex. vägbyggen och andra exploateringar samt verksamheter som leder till utsläpp av föroreningar.
2. Aktörer vars agerande är av central betydelse för den biologiska mångfalden (t.ex. markägare) får information om vilka värden som de eventuellt skulle kunna gottgöra sig, antingen genom egna initiativ eller genom miljöpolitiska styrmedel.
3. Ekonomisk värdering, såsom en nödvändig del av en kostnads-nyttoanalys, stimulerar ett kunskapssökande kring vad biologisk mångfald faktiskt har för betydelse för människor. Det här ger ett bättre underlag för beslut som påverkar den biologiska mångfalden, oavsett om värderingen faktiskt lyckas resultera i belopp i kronor eller inte.

Förekomsten av de här möjligheterna ger starka motiv till att försöka genomföra ekonomisk värdering av biologisk mångfald. Jag väljer ordet "försöka" på grund av att det utan tvivel är svårigheter förbundna med sådan värdering, och till dessa metodmässiga hinder återkommer jag nedan.

Men är det här tillräckligt stora möjligheter för att i princip motivera ekonomisk värdering av biologisk mångfald? Somliga har principiella invändningar mot utgångspunkterna för ekonomisk värdering, och för vissa kan dessa framstå som tillräckliga skäl för att helt undvika eller åtminstone vara mycket restriktiv med ekonomisk värdering (se t.ex. O'Connor 2006, Sagoff 1988, 1998). Det här är ett ämne som svårligen låter sig sammanfattas på några få rader, men en av grundbultarna i dessa invändningar verkar vara kritik mot det individualistiska synsätt som traditionell ekonomisk teori kännetecknas av. Individens preferenser spelar en fundamental roll i denna teori och därav följer att ekonomiska värden avslöjas av individers avvägningar (*trade-offs*) mellan olika knappa resurser. Bland annat med tanke på problemet att individer har begränsad ekologisk kunskap förespråkar vissa istället en mer expertbaserad värdering eller ett mer kollektivistiskt synsätt där representanter för olika aktörer i samhället (*stakeholders*) ges möjlighet att utforma själva värderingen i form av rådslagsprocesser (*deliberative*

⁸ Med "ekonomisk värdering" menas här det tillvägagångssätt för värdering som baserar sig på traditionell nationalekonomisk teori, se t.ex. Freeman (2003). Det här innebär också att ekonomiska värden handlar om värdet av en relativt liten förändring, dvs en förändring för vilken individer är beredd att göra avvägningar. Det här innebär också att det finns fall där begreppet ekonomiskt värde saknar mening, t.ex. försök att åsätta ett ekonomiskt värde på hela jordens samlade biologiska mångfald. Jfr Pearce (2007).

processes). Den intressanta paradoxen att individualismen i traditionell ekonomisk teori ofta kombineras med att i sann utilitaristisk anda aggregera ekonomiska värden över individer till populationsnivå gör knappast dessa kritiker mindre skeptiska till den traditionella ekonomiska ansatsen.

Ett argument som ibland anförs för ekonomisk värdering utgår från observationen att vare sig ekonomisk värdering görs eller inte så är samhället tvunget att göra monetära avvägningar, exempelvis i form av politiska beslut kring hur stora anslag som ska tilldelas åtgärder som förväntas gynna den biologiska mångfalden. Argumentet blir då att det är bättre att göra en explicit ekonomisk värdering med hjälp av miljöekonomiska metoder, så att de monetära avvägningar som samhället ändå är tvunget att göra kan ske på ett mer välinformerat sätt. Det här argumentet gör dock knappast något större intryck på en kritiker mot ett individualistiskt synsätt. För henne eller honom är det nämligen den avvägning som samhället gör som är den giltiga värderingen, även om hon/han i och för sig nog skulle se det som önskvärt att en slags rådslagsprocess ligger till grund för avvägningen.

Att väga de här möjligheterna och hindren mot varandra är en filosofisk-etisk syssla där det knappast går att säga vad som är rätt och vad som är fel. För egen del konstaterar jag att en enkel slutsats av faktumet att det finns alternativa filosofisk-etiska utgångspunkter är att resultatet av ekonomisk värdering inte kan göra anspråk på att vara ett allennarådande beslutsunderlag. Det här är ungefär samma typ av slutsats som att konstatera att hållbar utveckling består av flera olika dimensioner, där önskvärd utveckling utifrån ekonomisk synvinkel måste fås att harmoniera med vad som är önskvärt utifrån social och kulturell synvinkel och med vad som är ekologiskt hållbart, jfr översikten i Söderqvist et al. (2004).

För mig är därför den stora frågan inte *om* biologisk mångfald ska värderas ekonomiskt – för det anser jag ska göras – utan *hur* resultaten används, t.ex. vilka procedurer som finns för att väga värderingsresultat mot annat i syfte att bedöma vad som är förenligt med en hållbar utveckling utifrån ett helhetsperspektiv. Vad gäller paradoxen som nämndes ovan kan ett pragmatiskt sätt att lösa upp den vara att alltid låta ekonomisk värdering (och kostnads-nyttoanalys) innefatta en analys av hur värden fördelar sig mellan olika grupper och mellan generationer. En sådan fördelningsanalys ger ett mer adekvat beslutsunderlag. Rimligen ger den också ett konstruktivt underlag för rådslagsprocesser, om man har en pragmatisk syn även på sådana. Men givet slutsatsen att biologisk mångfald ska värderas ekonomiskt, hur bör detta gå till? Nästa avsnitt handlar om möjligheter och hinder på detta mer metodmässiga plan.

MÖJLIGHETER OCH HINDER: METODER

Miljöekonomier har utvecklat och testat en rad olika metoder för ekonomisk värdering av miljöförändringar och det finns ingen anledning att avstå från att tillämpa någon av

metoderna på förändringar i den biologiska mångfalden.⁹ Även när det gäller de omdiskuterade scenariometoderna finns idag – efter stora forskningsinsatser¹⁰ – en avsevärd kunskap om hur de bör tillämpas för att ge användbar information om individers preferenser (Bateman et al. 2002, Carson och Groves 2007). Här finns alltså en gedigen verktygslåda som ger stora möjligheter till ekonomisk värdering av biologisk mångfald. Det viktiga är att förstå vilka begränsningar olika metoder har och komma ihåg dessa i tolkningen av metodernas resultat.

Det största hindret för en adekvat ekonomisk värdering är bristen på kunskap kring vad biologisk mångfald betyder för människan. Det kan grovt sägas att det behövs kunskap kring de två vägarna i figuren nedan. Väg A står för den biologiska mångfaldens indirekta nytta för människan genom att den kan ha inflytande över hur ekosystemen fungerar och därför påverkar deras förmåga att producera ekosystemtjänster.¹¹ Väg B står däremot för att människor direkt kan uppskatta den biologiska mångfalden av estetiska eller moraliska skäl, eller på grund av kunskap eller tro på dess funktion i naturen, eller vilket skäl det nu än må vara. En äng med solvändor kan helt enkelt kännas trevligare än en äng utan solvändor för den som råkar tycka om solvändor. Och denna upplevelse är också en slags ekosystemtjänst, jfr figuren. De två vägarna är delvis överlappande på så sätt att försök att ekonomiskt värdera biologisk mångfald genom att följa väg A kommer att fånga in en del av det som spelar roll för människors värdering av biologisk mångfald enligt väg B. Men allt fångas inte in, eftersom åtminstone vissa individer sannolikt alltid kommer att uppskatta biologisk mångfald av rena estetisk-moraliska skäl även i ett (högst orealistiskt) fall där de har perfekt kunskap om den biologiska mångfaldens indirekta nytta genom väg A.

Det här resonemanget har viss koppling till den indelning av ett totalt ekonomiskt värde i användarvärden och icke-användarvärden, som ibland görs i miljöekonomilitteraturen. Icke-användarvärden ses ibland synonymt med existensvärden, ett begrepp som har myntats eftersom det har visat sig att människor kan ha en betalningsvilja för att till exempel bevara en växtart som de inte har för avsikt att någonsin uppleva med egna sinnen eller som de föreställer sig att varken de eller någon annan har den minsta indirekta nytta av. Sannolikt är det då den estetisk-moraliska delen av väg B som kommer in i bilden.

Både scenariometoder och metoder som använder sig av individers faktiska marknadsbeteende syftar till att få information om människors avvägningar mellan biologisk mångfald och andra knappa resurser. De här avvägningarna beror på hur människors preferenser ser ut, och preferenserna grundar sig sannolikt på en komplicerad

⁹ Metoderna indelas vanligen i metoder som baserar sig på faktiskt marknadsbeteende, såsom produktionsfunktionsmetoden (som ofta går ut på att mäta vinstförändringar för företag som har åtminstone någon ekosystemvara eller -tjänst som insatsvara i sin produktionsfunktion), fastighetsvärdemetoden, resekostnadsmetoden och skyddsutgiftsmetoden, och scenariometoder (*stated preferences methods*), såsom scenariovärderingsmetoden (*the contingent valuation method*) och *choice experiments*.

¹⁰ Smith (2004) menade att scenariovärderingsmetoden har åstadkommit den mest djupgående undersökningen av individers preferenser som någonsin har genomförts inom nationalekonomi.

¹¹ "Ekosystemtjänster" används här som en kortform av "ekosystemvaror och -tjänster". Se t.ex. Millennium Ecosystem Assessment (2005) för ett (inte okontroversiellt) förslag till kategorisering av ekosystemtjänster.

kompott av kunskap och föreställningar om väg A och uppfattningar om väg B. Preferenserna är inte huggna i sten. Om det sker någon förändring i någon av de faktorer som bestämmer preferenserna för biologisk mångfald (t.ex. graden av kunskap om väg A) kommer denna att få konsekvenser för den biologiska mångfaldens ekonomiska värde.¹² Det förtjänas att påpeka att en sådan förändring kan påverka resultaten från *alla* värderingsmetoder som utgår från individers preferenser. Exempelvis kan det påverka resultaten av resekostnadsmetoden, eftersom människors val av resmål bland annat kan bero på i vilken mån de uppskattar den biologiska mångfalden. Och det kan påverka resultaten av scenariometoder, vilka dock även kännetecknas av förmåga att kunna fånga in existensvärden och en informationsförmedling som i sig kan påverka preferenserna.¹³

Det är rimligt att respektera individers preferenser och därmed även resultat från värderingsstudier. Ett uppenbart problem är dock de stora kunskapsluckor som finns om väg A, både vad gäller vetenskaplig kunskap och rimligen även vad gäller allmänhetens kunskaper. Därför finns ett stort behov av att systematiskt undersöka väg A så att säga körfält för körfält, exempelvis genom att ekonomiskt värdera enskilda ekosystemtjänster som är beroende av ekosystemens sätt att fungera och i möjligaste mån göra kopplingar till biologisk mångfald. Då måste även frågor kring den biologiska mångfaldens betydelse för ekosystemens resiliens angripas. Tillämpningar av produktionsfunktionsmetoden synes vara särskilt lämpliga för en systematisk undersökning av väg A. Genom en större förståelse för hur den biologiska mångfalden indirekt stöttar produktionen av varor och tjänster i samhället kan även allmänhetens kunskapsbaserade preferenser för biologisk mångfald påverkas.

Även om det finns ett stort behov av större kunskap om väg A kan sambanden i naturen förväntas vara så komplicerade att det tar lång tid att få fram denna. Beslut som påverkar den biologiska mångfalden tas dock – och måste tas – idag. Det går alltså inte att sitta och invänta en större kunskap om väg A, utan beslutsunderlag med hjälp av ekonomisk värdering behövs redan idag. Givet dagens begränsade kunskap om väg A måste underlagen därför till stor del bestå av ekonomisk värdering som grundar sig på väg B. Dessa kan dock löpande omprövas och förfinas i takt med att ökad kunskap nås om väg A, inklusive justeringar för de dubbelräkningar som kan bli följden av att lägga samman resultat från värderingsstudier som baserar sig på väg A med värderingsstudier som baserar sig på väg B. Det bör dock återigen understrykas att det inte går att bortse från väg B även om det skulle råda mycket god kunskap om väg A, eftersom allt som skapar värden här i världen inte är rent instrumentellt.

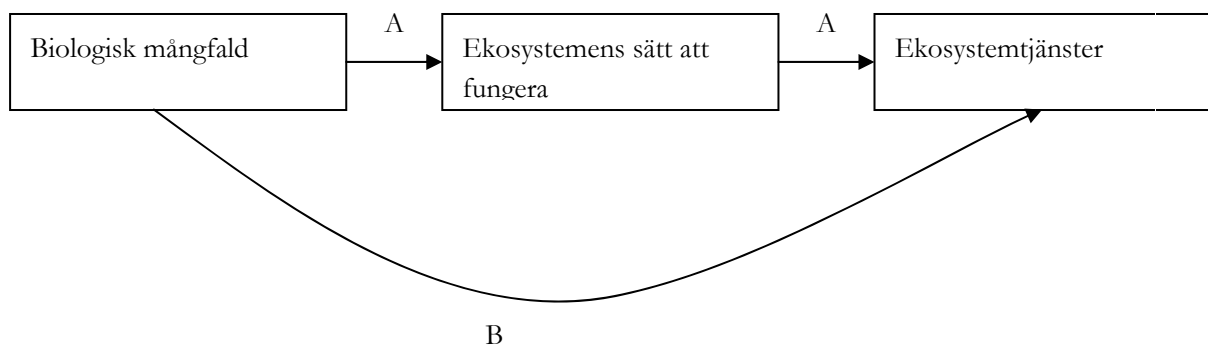
Till sist bör det påpekas att en ökad kunskap om väg A måste paras ihop med praktiska sätt att mäta biologisk mångfald utifrån dess funktionella betydelse för ekosystemen

¹² Därav konstaterandet i Daily et al. (2000) att: "*Preferences depend on institutional context – how much individuals know about the environment, for instance. The outcome of economic valuation is in this respect not more informed than the people whose values are being assessed.*" (s. 396).

¹³ Förmågan till informationsförmedling är en styrka hos scenariometoderna, men också en akilleshäls eftersom det kan vara mycket besvärligt att avgöra vad som är en lagom mängd information och hur den ska utformas för att inte vara missvisande.

och deras produktion av ekosystemtjänster. Detta är också av största vikt för att ekonomisk värdering av biologisk mångfald i större utsträckning ska gå att genomföra. För att ta ett exempel: Om en exploatering har föreslagits för ett grönområde, hur ska den biologiska mångfalden i grönområdet mätas praktiskt på ett sätt som säger något om dess funktionella betydelse? Jag kan inte se annat än att artinventeringar förblir ett rimligt tillvägagångssätt, men att dess resultat inte enbart kan utvärderas mot traditionella rödlistor som fokuserar på sannolikheten för arters försvinnande utan även mot kompletterande artlistor som ger upplysningar om olika arters funktionella betydelse. Denna kompletterande lista skulle förmodligen se mycket annorlunda ut jämfört med existerande rödlistor. Att den är kompletterande är i linje med observationen ovan att väg A och väg B endast är delvis överlappande. På samma sätt som det är viktigt att systematiskt undersöka väg A bör även ett arbete med att ta fram en "rödlista" baserad på arters funktionella betydelse få hög prioritet.

Figur 1. Människors direkta (B) och indirekta (A) nytta av biologisk mångfald. Efter Söderqvist (2005).



REFERENSER

- Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D. W., Sugden, R., Swanson, J., 2002. *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques: A Manual*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Carson, R. T., Groves, T., 2007. Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental and Resource Economics* 37, 181-210.
- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B-O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K-G., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Walker, B., 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289, 395-396.
- Freeman, A. M., III, 2003, *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Second Edition. Resources for the Future, Washington, DC.

- Gren, I-M., Russell, C. S., Söderqvist, T., 2002. Bridging ecology and economics: reflections on the role of cost-benefit analysis and the design of interdisciplinary research, s. 162-183 i Kriström, B., Dasgupta, P., Löfgren, K-G. (red.), *Economic Theory for the Environment: Essays in Honour of Karl-Göran Mäler*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- O'Connor, M., 2006. *Deliberative Sustainability Assessment: Multiple Scales, Multiple Stakeholders, Multidisciplinarity and Multiple Bottom Lines*. Rapport de Recherche 2006-02, C3ED, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt, Frankrike.
- Pearce, D. W., 2007. Do we really care about biodiversity? *Environmental and Resource Economics* 37, 313-333.
- Sagoff, M., 1988. *The Economy of the Earth*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Sagoff, M., 1998. Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: a look beyond contingent pricing. *Ecological Economics* 24, 213-230.
- Simpson, R. D., 2007. David Pearce and the economic valuation of biodiversity. *Environmental and Resource Economics* 37, 91-109.
- Smith, V. K., 2004. Fifty years of contingent valuation, s. 1-60 i Tietenberg, T., Folmer, H. (red.), *The International Handbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005: A Survey of Current Issues*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Söderqvist, T., 2005. Nötskrikan – värd sin vikt i guld, s. 73-81 i Johansson, B. (red.), *Bevara arter – till vilket pris?* FormasFokuserar 6, Formas, Stockholm.
- Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. *Samverkan för människa och natur: en introduktion till ekologisk ekonomi*. Studentlitteratur, Lund.

Titlar i serien Specialstudier

Nr	Författare	Titel	År
1	Konjunkturinstitutet	Penningpolitiken	2002
2	Konjunkturinstitutet	Egnahemsposten i konsumentprisindex – En granskning av KPI-utredningens förslag	2002
3	Elofsson, Katarina och Ing-Marie Gren	Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering	2003
4	Gren, Ing-Marie and Lisa Svensson	Ecosystems, Sustainability and Growth for Sweden during 1991-2001	2004
5	Bergvall, Anders	Utvärdering av Konjunkturinstitutets prognoser	2005
6	Konjunkturinstitutet	Produktivitet och löner till 2015	2005
7	Öberg, Ann	Samhällsekonomiska effekter av skattelättnader för hushållsnära tjänster	2005
8	Söderholm, Patrik och Henrik Hammar	Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken	2005
9	Öberg, Ann och Joakim Hussénus	Marginell utbytesgrad – ett mått på drivkrafterna för arbete	2006
10	Hammar, Henrik	Konsekvenser för skogsindustrin vid ett eventuellt införande av en svensk kilometerskatt	2006
11	Lundborg, Per, Juhana Vartiainen och Göran Zettergren	Den svenska jämviktsarbetslösheten: En översikt av kunskapsläget	2007
12	Samakovlis, Eva och Maria Vredin Johansson	En utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen	2007
13	Forslund, Johanna, Per-Olov Marklund och Eva Samakovlis	Samhällsekonomiska värderingar av luft- och bullerrelaterade hälsoproblem	2007
14	Sjöström, Magnus	Monetär värdering av biologisk mångfald. En sammanställning av metoder och erfarenheter	2007