

7b.3-I. Metoder för monetär värdering av natur- och kulturmiljöförändringar

Det finns två huvudsakliga tillvägagångssätt för att monetärt värdera åtgärders effekter på naturmiljö, kulturmiljö, hälsa mm. Förstahandsvalet är att göra en platsspecifik värderingsstudie (primärstudie) med passande metod, se nedan. Detta kan dock vara kostsamt och tidskrävande och då kan ett enklare sätt vara att göra en värdeöverföring baserat på tidigare studier från liknande åtgärder, se vidare hjälptext 7b.3-II om *Värdeöverföring som metod att värdera miljöförändringar*.

Det finns en rad olika metoder tillgängliga för att samhällsekonomiskt värdera miljöförbättringar monetärt. Tabell 1 ger en indelning av metoder som utgår från TEEB (2010, kapitel 5). Nedan presenteras var och en av metoderna kortfattat utifrån åtgärder i påverkade vattendrag. För allmänna presentationer av olika ekonomiska miljövärderingsmetoder, se t.ex. Brännlund och Kriström (2012), Freeman et al. (2014), Hanley och Barbier (2009), Kinell och Söderqvist (2011) och Söderqvist et al. (2004).

Tabell 1 Sammanställning av olika monetära värderingsmetoder som finns tillgängliga för ekonomisk värdering av miljöförbättringar. Källa: Egen bearbetning av TEEB (2010, kapitel 5).

Värderingsansats	Värderingsmetod	Bokstavskod
Värdering baserad på faktiska marknader	Marknadspris	A
Värdering baserad på skadekostnader	Skadekostnader	B
Produktionsbaserad värdering	Produktionsfunktionsmetoden	C
Värdering baserad på individers faktiska beteende på relaterade marknader (<i>revealed preference methods</i>)	Resekostnadsmetoden	D
	Fastighetsvärdeometoden	E
Värdering baserad på scenariometoder (<i>stated preference methods</i>)	Individbaserade och gruppbasade scenariometoder	F
Värdering baserad på åtgärdskostnader	Åtgärdskostnader	G

Mångfalden av möjliga metoder att använda är tämligen stor. Vid bedömningen av vilken eller vilka metoder som är lämpligast att använda spelar bl.a. följande roll:

Det kan vara möjligt att kombinera olika metoder och sedan summera resultat. Men sådana kombinationer och summeringar måste alltid göras med omsorg, eftersom dubbelräkningsriskerna kan vara stora. Inte minst gäller detta vid tillämpning av de olika kostnadsbaserade värderingsmetoderna (B och G), eftersom gränserna mellan dessa metoder kan vara vaga. Det kan exempelvis också vara vanskligt att summera resultat från olika studier som har använt sig av scenariometoder.

En generell nackdel med värdering baserad på åtgärdskostnader (G) är att kostnaden för att t.ex. restaurera en strandzon inte nödvändigtvis ger information om nyttan av att få strandzonen restaurerad. Detta är ett problem eftersom det är nyttan som avgör det ekonomiska värdet av restaureringen. Det kan därför ofta vara svårt att tolka resultaten av en värdering baserad på åtgärdskostnader.

A. Marknadspriser

I vissa fall kan tjänster från strömmande vatten vara prissatta. Detta gäller främst el och fisk men kan också vara producerande tjänster i form av direkt utvinning, t.ex. som dricksvatten. En marginell ökning eller minskning av utvinningen kan i princip värderas som den marginella förändringen i utvunnen kvantitet multiplicerat med marknadspriset. I praktiken är användbarheten av denna metod för att värdera dricksvatten dock begränsad på grund av att priset på vattnet vanligen inte sätts på någon välfungerande marknad, utan ofta är administrativt satt eller prissatt av ett monopol.

B. Skadekostnader

Skadekostnader (*damage costs*) är kostnader till följd av de negativa effekter som skulle uppstå eller uppstår om en åtgärd genomförs. Eftersom dessa kostnader skulle kunna undvikas om åtgärden inte realiserats, kallas de ibland för undvikandekostnader (*avoided costs*). Om minskad elproduktion behöver ersättas med t.ex. kolkraft leder detta till luftförorenande utsläpp som bäst värderas utifrån den skada de ger upphov till. Det kan också bli aktuellt att använda skadekostnadsmetoden vid byggande av fisktrappor som kräver cement, då det bildas miljö- och hälsofarliga utsläpp vid produktionen av cement. Även transporter innebär utsläpp.

För att värdera delar av den totala skadekostnaden används ofta någon av de övriga värderingsmetoderna. Ett exempel är om borttagandet av en damm leder till ökad översvämningsrisk. Vid en eventuell översvämnning är det troligt att en rad olika konsekvenser uppstår. Om vattenmassorna t.ex. skadar en väg så att den behöver stängas av uppstår olägenheter för trafikanter i form av tidskostnader, som kan värderas med marknadspriset för en arbetad timma, uttryckt i lön, se avsnitt A. Bli dessutom dricksvattnets kvalitet försämrat av översvämnningen medför det ökade hälsorisker. Dessa ökade hälsorisker skulle kunna värderas som de ökade kostnaderna för samhället till följd av vårdkostnader och produktionsbortfall, vilket egentligen är en slags tillämpning av produktionsfunktionsmetoden, se C nedan. Påverkas också närliggande hus kan fastighetsvärdeometoden användas se avsnitt E, osv.

Också schablonvärden för ett antal skadliga ämnen finns sammanställda i olika system, som t.ex. Ecovalue, Ecosense och ECOTAX. I Sverige finns ett system speciellt framtaget för transportsektorn, kallat ASEK. ASEK-schablonvärdena och andra schablonvärden finns även i en nyligen sammansatt prisdatabas, tillgänglig via www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas. Se vidare hjälptext 7b.3-IX om *Värdering av miljö- och klimatpåverkande utsläpp* för mer information.

Åtminstone för analyser som är avgränsade för det svenska samhället är en annan typ av skadekostnad det bötesbelopp som Sverige eventuellt skulle vara tvungna att erlægga till EU om Sverige inte uppfyller sina förpliktelser beträffande vattnets status. Detta skulle innebära en förlust för det svenska samhället, såvida inte bötesbeloppet återtransfereras till Sverige på något sätt. Bötesbelopp som betalas till den svenska staten av aktörer inom Sverige är dock bara en transferering inom landet som inte innebär någon samhällsekonomisk kostnad.

C. Produktionsfunktionsmetoden

Att ekosystemtjänster är en produktionsfaktor betyder att de används för produktionen av en marknadsvara. Detta är fallet i vattenkraftverk där vattnet används för att framställa el. Industrin använder även vatten exempelvis för kylning. Färskvatten är en central insatsvara i produktionen inom olika industriella näringar, t.ex. produktion av livsmedel, pappersmassa och kemikalier. För

jordbruket är färskvatten helt avgörande för produktionen. Produktionsfunktionsmetoden går ut på att ta reda på vilken roll vattnet spelar för produktionen och därigenom kunna bestämma hur producenternas vinster skulle påverkas av ett förändrat flöde; mer detaljer finns i delsteg värdering av förändringar i kraftproduktion. Om t.ex. ett jordbruksföretag skulle drabbas av en minskad tillförsel av färskvatten kan detta få som effekt att skörden försämras, vilket ger en minskad vinst för företaget, allt annat lika. Om jordbruksföretaget vidtar motåtgärder för att undvika skördeförsämringen uppstår å andra sidan extrakostnader som också påverkar vinsten negativt, se vidare åtgärds-kostnader (G) nedan.

D. Resekostnadsmetoden

Med resekostnadsmetoden går det att värdera de rekreativsmöjligheter som naturen erbjuder. Betalningsviljan för att besöka ett rekreativsområde kan skattas om det finns tillräckligt mycket data över hur mycket pengar och tid folk lägger på att ta sig till området. Att studera rekreativsvärdet av ett visst område, exempelvis en nationalpark, var den ursprungliga användningen av resekostnadsmetoden. Mer moderna tillämpningar av metoden går ut på att undersöka hur olika egenskaper hos ett rekreativsområde påverkar efterfrågan på rekreation. Det kan exempelvis röra sig om att vattenkvaliteten i ett strandområde spelar roll för hur många som besöker området. Om det finns kunskap om hur denna påverkan ser ut, och om just vattenkvalitetens påverkan på efterfrågan kan sorteras ut från alla andra faktorer som påverkar efterfrågan (resekostnad, inkomst, serviceutbud, och så vidare), kan det gå att beräkna en betalningsvilja för en förbättring av egenskaperna.

Utökat sportfiske till följd av mer fisk eller möjlighet till att paddla kajak mm kan värderas med resekostnadsmetoden. Metoden kräver ofta att värderingen föregås av en enkätundersökning på plats. I vissa fall är det dock möjligt att använda t.ex. databaser för statistik över resande.

E. Fastighetsvärde-metoden

Miljö- och hälsofaktorer kan påverka priset på fastigheter. Ett fritidshus beläget vid en älv med ett kontinuerligt flöde av vatten kan ha ett annat marknadspris än ett fritidshus vid en torråra, även om husen och omgivningarna i alla andra avseenden är identiska. Om data om husens pris, egenskaper och omgivning, inklusive flödet av vatten, finns tillgängliga, kan ett indirekt marknadspris på ett kontinuerligt vattenflöde skattas med hjälp av fastighetsvärde-metoden. Den här metoden kan i princip användas för att värdera många olika tjänster, men i allmänhet krävs ett stort datamaterial som i detalj beskriver fastigheternas olika egenskaper. De här egenskaperna måste därtill vara kända för säljare och köpare för att de ska kunna ge utslag på fastighetsmarknaden.

F. Scenariometoder

Scenariovärderingsmetoden (*contingent valuation method*) är den allra vanligaste scenariometoden. Den är en individbaserad scenariometod som med hjälp av intervjuer eller enkäter går ut på att beskriva ett scenario i form av en miljöförändring för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. Sedan ställs i typfallet frågor om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Ibland tillfrågas personer i stället om sina kompensationskrav. Man kan säga att metoden går ut på att skapa en hypotetisk marknadssituation. Vanligtvis erhålls ett samlat värde för alla ekosystemtjänster på en plats, vilket kan vara en nackdel om det är av intresse att särskilja tjänsternas värden, men detta beror på hur studien är utformad.

Choice experiments är en närbesläktad scenariometod som baserar sig på hur de utvalda personerna väljer mellan olika situationer som skiljer sig åt med avseende på bland annat betalningskrav och egenskaperna hos en miljöförändring. Valen ger möjlighet att härleda en betalningsvilja för var och en av egenskaperna. Det finns också grupp-baserade scenariometoder där grupper av individer gemensamt får diskutera sig fram till en rimlig värdering av miljöförändringen.

En viktig poäng med scenariometoder är att de gör det möjligt att få information om värderingar hos människor som åtminstone inte för tillfället använder sig av det som ska värderas. Om förekomsten av en ovanlig art skulle värderas med hjälp av resekostnadsmetoden baseras värderingen enbart på besökarna till området, men det kan mycket väl tänkas att även icke-besökare bryr sig om arten. Människor kan värdesätta blotta existensen av en god miljö (så kallade existensvärden) även om de aldrig själva har tänkt sig att komma i närkontakt med den. Sådana icke-användares värderingar kan fångas upp med hjälp av scenariometoder. Finns det anledning att tro att dessa icke-användarvärden är relativt stora är därför scenariometoder väl lämpade att använda för värdering.

Scenariometoder är flexibla och vältestade och kan i princip användas för att värdera alla ekosystemtjänster. Användningen begränsas dock av i vilken mån det anses rimligt att förlita sig på svar som baserar sig på en hypotetisk situation. Om detta finns en omfattande diskussion, se vidare t.ex. Brännlund och Kriström (2012), Kinell och Söderqvist (2011) och Johnston et al. (2017).

G. Åtgärdskostnader

Ibland förekommer det att ekosystemtjänster värderas genom olika typer av kostnader för åtgärder som kan påverka förekomsten av tjänsterna eller som behöver vidtas om förekomsten minskar. Som nämndes ovan kan resultatet av sådan värdering vara svårtolkad och bör användas med försiktighet. Ett grundläggande problem vid värdering med hjälp av åtgärdskostnader är att kostnaderna för att genomföra en åtgärd inte behöver ge någon information om nyttan av att få åtgärden genomförd. Det kan med andra ord vara okänt om individer i samhället faktiskt har en betalningsvilja som motiverar åtgärdskostnaderna. Ibland kan dock åtgärdskostnader tolkas som en minimiskattning av det egentliga värdet av ekosystemtjänsterna, men i vissa fall kan åtgärdskostnader förväntas vara en överskattning av det egentliga värdet, se vidare nedan.

En typ av åtgärdskostnad är biotopvård för att återställa naturliga lekplatser som bekostas av frivilliga insatser genom någon lokal förening. I så fall är det rimligt att tänka sig att betalningsviljan hos de personer som gjort de frivilliga insatserna är minst lika hög som åtgärdskostnaden, och åtgärdskostnaderna blir i så fall en minimiskattning av personers nytta av fiske.

Andra åtgärdskostnader kan handla om faktiska eller potentiella kostnader för att ersätta naturliga tjänster med mänskligt skapade system, t.ex. byggandet av fisktrappor för att återställa konnektivitet mellan vattendrag. Det kan också handla om odling och utsättning av fisk uppströms från vattenkraftverk. I ekosystemtjänstssammanhang brukar sådana kostnader för att ersätta naturliga tjänster med mänskligt skapade system kallas för ersättningskostnader (*replacement costs*). Andra typer av åtgärdskostnader är kostnader för att avhjälpa negativa miljöeffekter och kostnader för att restaurera vattendrag och habitat. Om de här typerna av åtgärdskostnader underskattar eller överskattar nyttan av miljöförbättringarna är ofta svårt att avgöra. Exempelvis kanske ett mänskligt skapat system är ett ofullkomligt substitut till den naturliga ekosystemtjänsten, och då blir ersättningskostnaderna en underskattning av det egentliga värdet. Å andra sidan kanske inte ett kostnadseffektivt sätt att ersätta den naturliga ekosystemtjänsten har identifierats; om då onödigt höga kostnader används som ett sätt att värdera den naturliga vattentjänsten kan detta leda till en överskattning av det egentliga värdet.

Dönjestudien. För att värdera effekten av ändrat vattenflöde nedströms genom högre minimitappning genomfördes en scenariovärderingsstudie, vilket innebär att både användar- och icke-användarvärden inkluderas. En webbaserad enkät besvarades av invånarna i Bollnäs och kringliggande kommuner. I enkäten informerades om vilka effekter ett ökat vinterflöde skulle ha på ekosystem, mängden fisk och landskapsbild. Även bilder användes för att illustrera förändringarna. De tre positiva effekterna beskrevs som följer:

- 1) Ökad vintervattenföring förväntas gynna ekosystemet i termer av insekter, snäckor, fisk mm.
- 2) Ett förbättrat ekosystem ger mer harr och öring. Det förväntas ta 5 till 9 år innan fiskpopulationen blir fyra gånger större, men totalmängden kommer att börja öka redan efter ett år.
- 3) Landskapsbilden kommer att förändras, färre stenar kommer att synas under vinterns isfria period. Dessutom skulle man kunna höra forsen under vintern.

Utifrån de beskrivna förbättringarna uppmanades respondenterna att ange sin betalningsvilja för att genomföra scenariot. De kunde endera uppge ett intervall eller ett punktestimat. De som inte ville delta i det föreslagna scenariot ansågs ha en betalningsvilja på noll kronor. Även intervallet kunde innehålla summan noll. Ett viktat genomsnitt togs sedan fram för att uppskatta betalningsviljan per hushåll i Bollnäs kommun. Det går att diskutera ifall den övriga befolkningens värde av åtgärden bör inkluderas, åtminstone icke-användarvärden. Författarna argumenterade dock för att effekterna av åtgärden vid Dönje var så små att det var mycket osannolikt att de skulle innebära några användar- eller icke-användarvärden utanför det lokala samhället.

För att värdera effekterna av ökad dansk kolkraft för att ersätta minskad elproduktion användes skadekostnader. Den danska kolkraften ger upphov till externa effekter som hade kunnat undvikas om åtgärden inte hade genomförts. Uppskattade skadekostnader från andra utsläpp än växthusgaser hämtades från EcoSense. Värdet uttrycktes i form av svenskars kompensationskrav för att acceptera förändringen baserat på att de bryr sig om den fysiska skadan som utsläppen ger upphov till, oavsett utsläppskälla.

Referenser

- Brännlund, R., Kriström, B., 2012. Miljöekonomi. Andra upplagan. Studentlitteratur, Lund.
- Freeman, A.M., III, Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. 3rd edition. RFF Press, New York.
- Hanley, N., Barbier, E. B., 2009. Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hanemann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C. A., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. Journal of the Association of Environmental and Resource Economists 4, 319-405.
- Kinell, G., Söderqvist, T., 2011. Ekonomisk värdering med scenariometoder: En vägledning som stöd för genomförande och upphandling. Rapport 6469, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur: En introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.