

BENGT KRISTRÖM
KARL-GUSTAF LÖFGREN

Miljöekonomi – en översikt

I denna artikel presenterar Bengt Kriström och Karl-Gustaf Löfgren en översikt av den miljöekonomiska forskningen. Vidare ger de en praktisk illustration av hur en icke marknadsprissatt nyttighet – känsliga skogsområden – kan värderas. Författarna avslutar med att konstatera att politikerna ofta väljer regleringar som miljöpolitiskt medel, vilket leder till ineffektivitet. Skulden är emellertid inte endast politikernas. Utöver att utveckla potentiellt användbara metoder måste ekonomerna, tillsammans med personer från andra vetenskapliga discipliner, gå vidare och även utforma praktiska och politiskt genomförbara förslag.

Varje översikt av ämnet miljöekonomi¹ säger oss att det är ett ganska ungt ämne. Dess födelse brukar dateras till det sena 1960-talet, men dess rötter är, liksom alla delområden inom ekonomin, mycket äldre. Två exempel kan belysa detta.

Det första exemplet rör mätning av nytta i monetära termer, vilket är en nyckelfråga inom miljöekonomin. Kostnads/intäktsanalyser och begreppet konsumentöverskott introducerades redan 1844 av Jules Dupuit, i hans klassiska uppsats om uppskattningen av nyttan av offentliga arbeten.

Det andra exemplet hämtar vi från Leon Walras. Det explicita erkännandet av växelverkan mellan individernas beslut genom marknader är en insikt som ekonomer ofta hävdar skiljer dem från andra samhällsvetare. Gruvingenjören Walras konstruerade den första allmänna jäm-

viktsmodellen med simultanta ekvationer, i vilken relativpriser och omsatta kvantiteter (i princip) var bestämda. Detta genomfördes redan 1874–1877, och upprepades senare av svensken Gustav Cassel i hans *Theoretische Sozialökonomie*, som publicerades 1918.

Viktigare än växelverkan genom pris effekter är emellertid växelverkan utanför prissystemet; det vi idag kallar externa effekter. Alfred Marshall var pionjären på detta område. Han insåg att förbättrad organisation, alla slag av förbättrade metoder eller maskiner – speciellt de som var ett resultat av tillväxten i "närliggande" branscher inom industrin – skulle kunna ha externt genererade effekter på marginalkostnaden i enskilda företag. Marshall använde vad vi idag kallar externa effekter för att förena ren konkurrens – där det enskilda företaget handlar under villkoret om tilltagande marginalkostnad – med långsiktigt avtagande genomsnittskostnader för industrin som helhet.

Pigou utvecklade Marshalls idéer och

Fil lic BENG T KRISTRÖM och
professor KARL-GUSTAF
LÖFGREN arbetar vid
Institutionen för nationalekonomi,
Umeå universitet.

¹ Den första översikten enligt vår kannedom är Fisher & Peterson [1976].

studerade deras innebörd för vad vi idag kallar välfärdsteorin. Han använde inte ordet externa effekter, men talade om skillnader mellan privata och sociala produktionsfaktorers produktivitet.

År 1919 tillhandahöll Erik Lindahl den ekonomiska teorin med en viktig del, en del som senare skulle bli en väsentlig del av amnet miljöekonomi. I sin avhandling *Die Gerechtigkeit der Besteuerung* lade han grunden till en metod för att, genom speciellt konstruerade jämviktspriser, få privata och offentliga företag att handla på ett sätt som är konsistent med ett välfärds-optimum eller Pareto-optimalitet.

Marshall's begrepp och framställning av externa ekonomier klargjordes senare genom bland andra Viner [1931] samt Adams & Wheeler [1952/53]. Effekterna av externaliteter på resursallokeringen analyserades ytterligare av Kahn [1935] samt Ellis & Fellner [1943].² Det är emellertid korrekt att säga att externalitetsproblemet – att företag och konsumenter kan påverka varandra utanför prismekanismen – länge ansågs ha mindre betydelse i verkligheten. Denna utgångspunkt hade tex Bator [1957], [1958] och Scitovsky [1954] s 143–145, som skriver: "Den mycket lantliga kvaliteten på exemplet väcker föreställning om att sådan direkt växelverkan – vaxelverkan som inte reflekteras i priser mellan producenter i ett tekniskt sammanhang – antagligen är sällsynt."

Idéerna om externaliteter systematiserades i början av 1960-talet av tex Coase [1960] och Turvey [1963], vilka också belyste några av de politiska problemen. Coases uppfattning var förenklat, att äganderätten och samspelet på marknaden skulle ta hand om problemen. Hans idé gick väsentligen ut på att om vi tillåter handel av något slag kommer den inte att upphöra förrän Pareto-effektivitet nås. Den externa effekten kommer att regleras genom avtal mellan de parter som berörs. I en färsk bok om offentlig ekonomi betecknar David Starrett denna uppfatt-

ning som "ett stycke folklore".

En av de första fullständiga analyserna av externa effekter inom produktionen utfördes av Peter Bohm i en kort och stringent skriven monografi från 1964. Trots att han lägger grunden för utsläppsavgifter, nämns inte miljöproblemen uttryckligen.³ Allan Kneese [1962], [1964] är den förste ekonomen efter Pigou som behandlar externaliteter analytiskt och, på samma gång, uttrycker intresse för föroreningar och andra miljöproblem. Det är inte förrän 1969, när ett gemensamt verk⁴ av Ayres och Kneese publiceras, som det blir klart att åtminstone en grupp av externaliteter – de som resulterar från konsumtion och produktion – måste ses som en normal och oundviklig del av denna process. De visar också att den ekonomiska betydelsen av dessa externaliteter tenderar att öka när den ekonomiska utvecklingen fortskrider; att den naturliga miljöns förmåga att ta emot och införliva dem därför är en viktig naturresurs med ett över tiden stigande värde; och att misslyckandet med att inse dessa fakta i ekonomisk teori är en följd av uppfattningen att produktionen och konsumtionen fortgår på ett sätt som är oförenligt med den grundläggande fysiska lagen om massa/energi. Det senare är lite ironiskt, med tanke på det stora antalet metodologiska tekniker som ekonomer har lånat från fysiken.

²En något annorlunda forskningsinriktning sysslade med det som brukar benämnas dynamiska externa effekter; framför allt argumentet om skyddstullar för spada branscher i ekonomisk utveckling, se Chenery [1961].

³Dales [1968] gav en av de första beskrivningarna av hur utsläppsproblem skulle kunna attackeras via marknader för överlåtbara utsläppsrättigheter.

⁴I ett provokativt verk från 1966 betraktade Boulding jorden som ett rymdskepp, ett tillslutet kärl, som varken kan ta emot eller avyttra material.

Vad Ayres och Kneese pekade på var att så länge som miljöns förmåga att assimilera restprodukter är knapp, kommer den decentraliserade frivilliga bytesprocessen i allmänhet att misslyckas med att frambringa ett Pareto-optimum såvida inte antingen:

1. Alla insatsvaror fullständigt omvandlas till producerade kvantiteter utan att det bildas överflödigt material och energirester under processens gång samt alla slutliga varukvantiteter ytterst förstörs i konsumtionsprocessen.

Eller:

2. Ägandeförhållandena arrangeras så att alla relevanta egenskaper hos miljön är i privat ägo, och att dessa rättigheter utväxlas på konkurrensmarknader.

Inget av dessa villkor uppfylls sannolikt i praktiken. Kneese och Ayres idéer formaliserades ytterligare av Kneese, Ayres & d'Arge [1970] där massa-balansekvationer förenas med en allmän jämviktsmodell av Walrastyp.

I Sverige visade Erik Dahmén redan år 1968 hur avgifter och skatter kan användas i miljöpolitiken. En annan svensk ekonom, Karl-Göran Måler, visade i sin avhandling från 1974 hur pseudo-jämviktspriser, av det slag som Lindahl introducerat redan 1919, kan användas för att skapa en ekonomi där både det första och det andra teoremet inom välfärdsekonomi är giltiga – varje marknadsjämvikt är ett välfärds optimum och varje välfärds optimum kan nås med hjälp av ett prissystem – om decentraliserat utbyte äger rum till de konstruerade jämviktspriserna. Liknande resultat uppnåddes, om än på ett mindre stringent sätt, av Tietenberg [1973] samt Baumol & Oates [1975].⁵

En hel del både rent teoretiskt och empiriskt arbete har gjorts sedan mitten av 1970-talet. Att återge allt detta är en all-

för omfattande uppgift, vi skall bara behandla en fråga närmare nedan. Låt oss dock försöka klassificera nyare forskning under några få breda standardrubriker:

1. Hur skall beslut om miljö kvalitet fattas?
2. Hur kan den nytta och de kostnader som uppstår vid förändringar i miljö kvaliteten mätas?
3. Hur kan beslut om förändring eller bevarande av miljö kvaliteten genomföras?
4. Hur påverkar beslut om miljö kvalitet makroekonomiska variabler?

Ekonomens svar på den första frågan är mer eller mindre självklart, men kanske farligt fördomsfullt och helt klart ofullständigt. Han strävar efter ekonomisk-politiska program som minimerar avståndet från Pareto-optimum, men därmed finns inget som garanterar att resultatet är ekologiskt stabilt. Faran med "ekonomisk imperialism" illustreras kanske av följande analogi från Daly [1984]. Antag att vi vill maximera den last en båt kan bära. Om vi placerar hela tyngden på ena sidan av båten kommer den snart att kapsejsa. Därför sprider vi ut vikten mycket jämnt och, för att "fullborda allt", uppfinner vi prissystemet. Ju högre vattenlinjen är i något hörn, desto högre pris. Vi allokera vikten så att priset per kilo blir lika stort i alla delar av båten. Vi fortsätter att lasta båten och fördelar vikten jämnt ända tills

⁵ När negativa externa effekter existerar finns det starka argument för att produktionsmängden inte är konvex. Detta betyder till exempel att det inte längre går att visa att en Pareto-optimal allokering är en Lindahljämvikt. "Icke-konvexitets"-problemet och dess implikationer för utformning av miljöpolitik diskuteras utförligt i Baumol & Oates [1975], se också Måler [1985].

den optimalt lastade båten sjunker, optimalt får vi hoppas, till havsbotten. Med andra ord, prismekanismen är ett utmärkt verktyg för att finna en optimal allokering, men ekonomer behöver hjälp med fribordsmärket.

Även om det finns en risk för ekonomiskt imperialism, dvs (o)vanan att sätta prislappar på allt, är vår förmåga att övertya oss själva och allmänheten om att vi på ett riktigt sätt mäter både värdet av marknadsprissatta och icke marknadsprissatta värden, avgörande för möjligheterna att framgångsrikt bedriva miljöekonomi. Vi kommer nedan att illustrera några av de problem som är förknippade med mätningen av de icke marknadsprissatta nyttigheternas värde.

Det som åsyftas i den tredje rubriken – genomförandet av politiken – är kanske to m ännu viktigare an mätproblemet. I Sverige tillämpas idag i stort sett endast kvantitativa regleringar som miljöpolitiskt styrmedel. Som bekant arbetar f n en utredning med en breddning av instrument till att innefatta avgifter på vissa utsläpp.

I USA tillämpas några varianter på systemet med överlåtelsebara utsläppsrättigheter. Utsläppsrättigheter innebär att en marknad skapas av myndigheterna, på vilken företag kan köpa och sälja tillstånd för utsläpp inom en given ram. Således kombineras regleringar med en marknadsmekanism. Montgomery [1972] visade i en grundläggande artikel att sådana marknader har många attraktiva egenskaper. Under vissa villkor leder de bland annat till att en given utsläppsreduktion automatiskt nås till lägsta samhällsekonomiska kostnad.

Inom *The Emission Trading Program* har man utvecklat ett system som bygger på tanken att kombinera kvantitativa regleringar med ett prissystem. Programmets kärna är sk utsläppskrediter. De innebär att en utsläppskälla får tillgodoräkna sig utsläppskrediter om utsläppen från källan understiger den av myndigheterna satta

utsläppsnivån. Dessa krediter kan sedan användas inom programmets delkomponenter: *Banking*, *The Bubble Policy*, *Offsets* och *Netting*.

Banking innebär att rättigheten att göra utsläpp kan sparas och kan utnyttjas senare.

Bubbelpolitiken innefattar möjligheter att använda utsläppskrediten inom en "bubbla" (utsläppskällorna tänks inneslutas av en av myndigheterna given "bubbla") och ger därmed en viss flexibilitet. Den totala utsläppsnivån är given, däremot kan de enskilda källorna tillåtas att omfördela utsläppen sinsemellan.

Offsets gäller tillkomsten av nya företag. Ett företag som önskar etablera sig inom ett område som inte uppfyller vissa miljöstandarder (sk *non-attainment areas*), måste visa att miljökvaliteten inom området är bättre efter etablerandet. Detta kan ske genom att företaget köper utsläppskrediter av existerande företag inom området. Offsetsystemet kan dock utnyttjas på andra sätt. Bland annat skapade staten Pennsylvania ett miljöutrymme (i mitten av 1970-talet) för etablering av en Volkswagen-fabrik genom att lägga om sitt vägunderhållsprogram.

Den fjärde delkomponenten, *netting*, har att göra med små försämringar av miljökvaliteten. Ett företag kan utnyttja en skapad utsläppskredit för att kvitta små miljöförsämringar. Därmed slipper företaget vissa ålägganden som gäller för nyttillkommande utsläppskällor.

Valet av styrmedel är dock inte självklart. Ekonomiska styrmedel ger ofta kostnadseffektiva lösningar, men i en utvärdering av lämpligheten av ett givet styrmedel måste även andra kriterier spela en viss roll för valet av styrmedel. Till sådana kriterier hör styrmedlets egenskaper under osäkerhet om marginella kostnader och intäkter för rening av utsläpp. Vidare bör kriterier såsom måluppfyllelsegrad, flexibilitet gentemot förändringar i omvärlden samt fördelningseffek-

ter ingå i en utvärdering av styrmedlets lämplighet. Det återstår en hel del teoretiskt och empiriskt arbete när det gäller val av styrmedel. Det rör sig dock inte bara om frågor som huruvida utsläppsgifter bör användas i stället för regleringar, utan också mer globala frågor såsom problemet med surt nedfall och faran med betydande klimatförändringar orsakade av koldioxidutsläpp. Som alltid när det gäller globala miljöproblem är huvudfrågan: Hur ska enighet nås mellan olika nationer?

Den fjärde rubriken täcker in mätning och rangordning av kort- och långsiktiga effekter av en genomförd miljöpolitik. Hur påverkas sysselsättningen på kort sikt? Kan vi säga något om hur den industriella strukturen förändras när miljöpolitiken verkställs? Vilka fördelningseffekter får olika val av instrument i miljöpolitiken? På detta område kan vi se, och förutse, en ökning av efterfrågan på svar med en takt som är proportionell mot expansionen av miljöpolitiken.

Det är kanske onödigt att tillägga att ekonomer inte bör eller kan syssla med miljöproblem på egen hand. För att kunna ta itu med de viktiga problemen behöver vi, från och till, hjälp av biologer, fysiker, matematiker, ingenjörer, jurister, filosofer och statsvetare, bara för att nämna några.

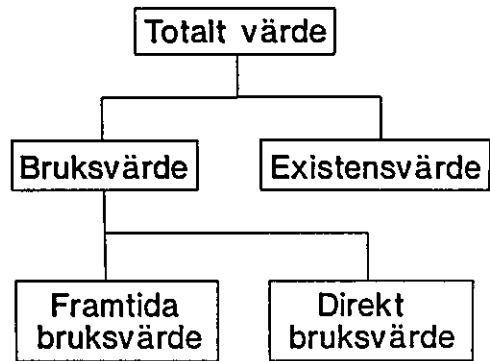
Vi har valt att här mera grundligt belysa problemen under en av ovanstående rubriker, bl a därför att vi tror de flesta miljöekonomer håller med om att utvecklandet av tekniker för att i pengar värdera icke prissatta nyttigheter är det område inom miljöekonomin där aktiviteten på senare tid har varit störst.⁶ Men har vi gjort några framsteg? Vi kommer att besvara denna fråga indirekt genom att referera några typiska resultat och reflektioner från ett projekt på Sveriges lantbruksuniversitet i Umeå och Handelshögskolan i Stockholm. Detta projekt behandlar värdering av miljövaror, särskilt de med anknytning till skog. Den aspekt av pro-

jektet vi kommer att diskutera i detalj är betalningsviljan för bevarandet av känsliga skogsmiljöer i Sverige.

Värdet av att bevara känsliga skogsområden

Två grundläggande frågor för mätning av nytta är: Vad består det totala värdet för att spara en viss miljö av, och i vilken utsträckning kan vi mäta det? *Figur 1* är ett försök att visa hur det totala värdet för en resurs, såsom en urskog, kan delas upp.

Figur 1 Det totala värdet av en naturresurs.



Allmänt sett brukar uppdelning av det totala värdet göras i termer av värdet för användare och icke-användare (på engelska *use* och *non-use value*). Bruksvärde kan i sin tur delas upp i framtida bruksvärde (eller optionsvärde), och direkt bruksvärde (*current use value*). Det senare kan i sin tur dekomponeras i det bruksvärde som uppstår när resursen förbrukas, och det som inte är direkt bundet till förbrukning av resursen (*consumptive* och *non-consumptive use-value*).

⁶ För en utmärkt nyligen gjord översikt av teori och metoder för värdet av miljövaror, se Johansson [1987].

Termen optionsvärde introducerades⁷ genom ett relativt informellt resonemang av Weisbrod [1964] i en kritik av Friedman [1962]. Friedman [1962] påstod att: "Om allmänheten vill ha denna typ av aktivitet [en park] nog mycket för att betala för det, kommer privata företag att finna incitament att tillhandahålla sådana parker."

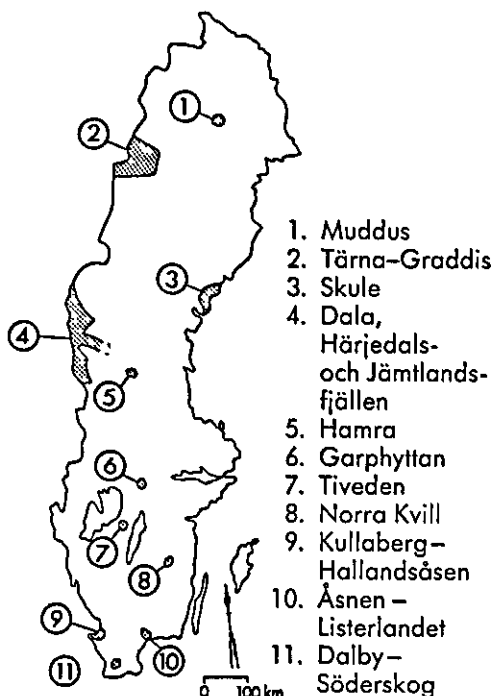
Weisbrods motargument låter så här: Det finns människor som kan förutse ett eventuellt framtida köp av varan (besök i parken) någon gång i framtiden. Dessa skulle vara villiga att betala något för att bevara möjligheten att besöka parken men denna betalningsvilja låter sig inte fångas med entréavgifter. Weisbrods [1964] idé gav senare upphov till en omfattande litteratur.⁸ Det är här värt att nämna att Weisbrods till synes enkla och intuitivt tilltalande tanke har skapat en del problem och förvirring. Det har bland annat uppstått en relativt omfattande litteratur kring storleken och tecknet på optionsvärdet. Vidare har Arrow & Fisher [1974] samt Henry [1974] introducerat det besläktade begreppet kvasioptionsvärde. Detta är ett mått på värdet av ny information om resursens användbarhet, givet att man inte förbrukar den idag. Ett utvecklingsprojekt som är lönsamt i en konventionell nyttokostnadsanalys kanske inte godkänns i en mer sofistikerad sådan, där hänsyn tas till alternativkostnaden i form av ny information som kan erhållas i framtiden, men inte kan utnyttjas sedan väl projektet genomförts.

Begreppet existensvärde introducerades av Krutilla [1967]. Han hävdade att det finns människor som värdesätter blotta existensen av biologisk mångfald och/eller variation i landskapet alldeles oavsett om sannolikheten att individen själv har nytta därav är noll. Existensvärde har således att göra med altruism gentemot nu levande och framtida generationer. Oftast brukar det definieras som betalningsviljan för vetenskapen om att en resurs fortfarande existerar. Någon enig-

het vad gäller den exakta definitionen på existensvärde finns inte i litteraturen.⁹

De skogar vi har försökt att värdera är ganska jämnt fördelade över Sverige, se *Figur 2*.

Figur 2 Skogsområdena i undersökningen.



Källa: Kristrom [1990a].

⁷Jevons [1888] använde termerna framtida och potentiell nytta (*prospective* och *potential utility*) och, som Kristrom [1990b] pekar på, påminner framtida nytta om optionsvärde.

⁸På senare tid har en del ekonomer ifrågasatt optionsvärdets lamplighet i analyser av en naturresurs totala värde. Se tex debatten mellan Bishop [1988] och Johansson [1988].

⁹Litteraturen kring existensvärdet sammanfattas på ett fortjänstfullt sätt av Freeman [1988].

Skogsområdena beskrivs ingående i Kriström [1990a]. Områdena 2, 3, 4, 7, 9, 10 är så kallade primära rekreationsområden. Dessa identifierades ursprungligen i samband med utredningar vilka ledde fram till proposition 1975:46 rörande samhällets insatser för turism och rekreation. Av totalt 25 primära rekreationsområden har vi valt ut sex. De övriga skogsområdena på kartan är sk urskogar. Sammantaget har vi valt ut elva skogsområden som bör ha höga natur- och rekreationsvärden; men hur höga?

De metoder som är kända och möjliga att använda i värderingssyfte är bland annat resekostnadsmetoden, hedoniska prismetoden och enkätmetoden (*the contingent valuation method*). Resekostnadsmetoden går i princip ut på att resekostnaden till ett visst område kan tolkas som ett pris för att utnyttja resursen.¹⁰ Man kan på grundval av sådana data konstruera en efterfrågekurva och beräkna konsumentöverskottet.

Med hedoniska priser utnyttjar man en gammal tanke att priset på en vara bland annat beror på dess egenskaper direkt eller indirekt kopplade till varan. Således antar man att priset på en fastighet till en del bestäms av den relevanta miljökvaliteten i närheten av fastigheten. Principen är att försöka isolera miljökomponenten och på så sätt kalkylera hur mycket köparna har varit villiga att betala för just denna komponent. Fördelen med båda dessa metoder är att de i viss mening utnyttjar människors observerade beteende på marknader. De är dock behäftade med en del nackdelar. Nackdelarna när det gäller värderingen av skogsområdena ovan är bland annat att det inte är lätt att beräkna existensvärden.

Därmed återstår enkätmetoden. Denna innebär enkelt uttryckt att man skapar en hypotetisk marknad och frågar individen om dennes maximala betalningsvilja för att erhålla en miljöförbättring, alternativt den minsta kompensation individen skulle kräva för att acceptera en miljöför-

sämring.¹¹ Denna metod har ett antal fördelar jämfört andra metoder för att skatta miljövärden. För det första krävs ingen speciell koppling mellan en marknadsprissatt vara och den miljövara man studerar. Metoden kan därför tillämpas på ett bredare spektrum av miljökonflikter. Vidare har man möjlighet att specificera alternativa scenarier utan att behöva göra mer än att ändra på betalningsviljefrågan. Nackdelarna med instrumentet är kanske uppenbara; en vanlig invändning är att man får hypotetiska svar på hypotetiska frågor. Vidare brukar man framhålla det sk "snålskjutsproblemet", dvs att man i vetenskapen om att man endast behöver betala en del av det man uppger redovisar en för hög betalningsvilja. Vi återvänder till dessa problem nedan. Det kan dock vara värt att notera att enkätmetodens anseende är relativt gott numera. Detta kan förklaras med den omfattande utvärderingsforskning som genomförts det senaste årtiondet; se tex Cummings et al [1986] och Mitchell & Carson [1989].

Urvalet i den aktuella undersökningen bestod av 1100 slumpmässigt utvalda svenskar. Två slag av betalningsviljefrågor ställdes, en öppen fråga om individens betalningsvilja samt en slutna fråga, där

¹⁰ Den uppfanns ursprungligen av den geniale nationalekonomen Harald Hotelling när han brevlades besvarade en fråga från en tjänsteman vid US Forest Service kring vardet av att spara ett rekreationsområde.

¹¹ Enkätmetoden introducerades i en doktorsavhandling på Harvarduniversitetet av Robert K Davis [1963]. Idéerna hade tidigare presenterats av den kände amerikanske resursekonomen Ciriacy Wantrup, verksam vid University of California, Berkeley. Se Mitchell & Carson [1989] för en detaljerad beskrivning av framvaxten av denna metod. I Sverige har metoden bland annat tillämpats på vardet av öppna landskap, vardet av jakt och vardet av att minska svavelutslapp. Mitchell & Carson [1989] presenterar en översikt av ett hundratal studier.

individerna fick ta ställning till om han/hon är villig att acceptera ett givet pris för att bevara miljövärden. I den öppna frågan tillfrågades individerna om, och i så fall hur mycket, de maximalt skulle kunna tanka sig att betala för att bevara området denna orörda för all framtid. Det andra slaget av värderingsfråga kallas ibland för en sluten värderingsfråga även om den moderna termen verkar vara diskret värderingsfråga (*discrete valuation question*). Fördelen med denna variant är att betalningsvilje frågan på ett bättre sätt motsvarar hur vi är vana att agera på en marknad. Vi är som konsumenterna vana vid att köpa en vara om vi tycker att den "är värd sitt pris", dvs priset är lägre än vårt reservationspris. Vi är däremot ovana att uppge hur mycket vi maximalt skulle vilja betala för en viss vara; även om en sådan försäljningsstrategi utnyttjas i länder där priset bestäms genom förhandlingar kund-affärsman, som t ex i Singapore. En annan fördel med den diskreta frågetypen är att individen inte lika direkt kan påverka den genomsnittliga betalningsviljan i urvalet (genom att uppge en mycket hög eller låg betalningsvilja). Det finns dock även nackdelar med denna frågetyp som vi inte närmare kan gå in på här. Exempelvis är det viktigt att sprida ut buden så att inte alla personer i undersökningen accepterar den föreslagna kostnaden. I ett sådant fall blir det svårt, för att inte säga omöjligt, att kalkylera den genomsnittliga betalningsviljan.¹²

Resultaten från undersökningen vad gäller betalningsviljan för bevarande av skogsområdena blev följande: Den öppna frågan gav ett medelvärde på 1 020 kr. och den diskreta frågan ett medelvärde på ungefär 2 500 kr.¹³

Således uppgav respondenterna en betalningsvilja som ligger på ett par procent av hushållens nettoinkomst, ett resultat som för övrigt är konsistent med en mängd andra studier. Notera att beloppen motsvarar en engångssumma. För en given ranta kan vi räkna om beloppen till

årsvisa betalningar. Vid tre procents realränta motsvarar beloppen omkring 50 kr per hushåll och år.

Låt oss avsluta denna ganska ofullständiga överblick genom att återvända till uppdelningen av det totala värdet i användarvärde och övriga värden. Utformningen i Kriström [1990a] medger en illustration av hur en dekomponering av totalt värde kan göras. Respondenterna tillfrågades varför de ansåg att känsliga skogsområden borde sparas. Alternativen var (i) för eget utnyttjande (ii) andra kan utnyttja resursen, (iii) övriga skäl samt (iv) anser ej att det finns speciella skäl att spara skogen i områdena. Vi tolkar det första alternativet som användarrelaterade motiv och det andra som altruistiska motiv. *Tabell 1* visar att enkätmetoden åtminstone i vissa avseenden ger rimliga resultat.

Tabell 1 Genomsnittlig betalningsvilja och motiv till bevarande.

Motiv	Medelvärde kr/hushåll	Standard avvikelse kr/hushåll
Brukare	930	1 660
Brukare och altruist	1 340	2 480
Brukare, altruist och ospecifierade motiv	1 780	3 410
Altruist	710	3 010

Källa: Kriström [1990a].

¹² Det finns ett antal andra varianter på betalningsvilje frågor utvecklade under senare år. Dessa beskrivs ingående av Mitchell & Carson [1989].

¹³ För att kalkylera medelvärdet av betalningsviljan i den diskreta ansatsen måste man skatta en fördelning. Det resulterande värdet kan vara kansligt för fördelningsantagande. Siffran ovan korresponderar mot en variant där fördelningen skattas icke parametriskt. Se Kriström [1990c] för detaljer om denna metod.

Personer som uppgav användarvärde som enda värde har en lägre betalningsvilja än de som upplever användarvärde och dessutom har altruistiska motiv till bevarande. De som, utöver både användarmotiv och altruistiska motiv, har andra skäl till bevarande av resursen uttrycker ännu högre betalningsvilja. Slutligen är personer med enbart altruistiska motiv villiga att betala mindre än människor med endast brukarvärden.

Standardavvikelseerna i *Tabell 1* visar att dessa skillnader inte är statistiskt signifikanta. Det är dock värt att nämna att Johansson [1989] uppnår liknande skillnader. Hans respondenter fick veta att det finns omkring 300 utrotningshotade arter (däggdjur, fåglar och växter) i de svenska skogarna. Respondenterna tillfrågades om betalningsviljan för fyra olika program, vilka skulle rädda några eller alla arterna. De blev bland annat tillfrågade om sina motiv för att vilja betala för ett program som skulle rädda alla arter. Resultaten redovisas i *Tabell 2* nedan.

Tabell 2 Betalningsvilja för att bevara 300 utrotningshotade arter efter motiv för bevarande.

Motiv	Kr/person
Brukare	300
Brukare och altruist	500
Brukare, altruist och sympati för djur	2300

Källa: Johansson [1989].

De resultat som kan "förutsägas" genom ekonomisk teori upprepas igen. Åtminstone så långt ger enkätmetoden rimliga resultat.

Johanssons experimentella utformning gjorde det även möjligt att testa mer komplicerade utsagor härledda ur ekonomisk teori, vilka i stort sett inte vederlades av data. Han fann också att kvinnor var mer känsliga för miljörisker (har större riskaversion) än män. Kvinnor var riskaver-

siva i sitt ställningstagande till alla alternativ, medan män verkade ha riskaversion bara i fall då många arter hotades av utrotning.

Mätproblem

Ekonomer har i allmänhet en förkärlek för observationer som genereras på marknader där byten av varor och tjänster fortgår. Som bekant saknas marknader i många fall där värdet av varan eller tjänsten förmodligen är större än noll. Ett sådant exempel är orörda skogsmiljöer, ett annat utgörs av luftkvalitet. Eftersom en dräglig luftkvalitet i hög grad är ett ekonomiskt problem (i den meningen att vi måste avgöra hur mycket resurser vi skall avsätta för att nå en viss luftkvalitet), är information om hur konsumenter värderar förbättringar av luftkvalitet en viktig ingrediens i en effektiv miljöpolitik. När marknader saknas kan en hypotetisk marknad ibland fungera som ett tillfredsställande substitut. Det är i allmänhet svårt att uttala sig om huruvida en hypotetisk marknad ger information av samma kvalitet som man skulle få om en verklig marknad existerade. Vi skall börja med att diskutera de risker för snedvridningar som kan tänkas finnas i enkätstudier. De allmänna problemen som finns när det gäller användandet av enkäter är naturligtvis välkända i litteratur om hur enkäter bör utformas.

Ett numera kanske något föråldrat sätt att analysera snedvridningsproblematik i enkätstudier är att dela upp snedvridningarna (bias) i olika grupper. Med *hypotetisk bias* avses att individen ger ett felaktigt uttryck för sin betalningsförmåga, därför att han föreslås värdera en hypotetisk förbättring av miljön. Med sk *informationsbias*¹⁴ avses snedvridningar (av medelbetalningsviljan) som kan uppstå

¹⁴Se tex Samples et al [1985] for en nyligen gjord undersökning.

genom att informationen som presenteras är otillräcklig eller felaktig. Det är emellertid alltid så att en värdering är betingad av den information som ges i enkäten. Individerna har inte bara preferenser för själva miljövaran, utan även över fördelningen av miljöförbättringen, vem som skall betala den och så vidare. Dessa preferenser skall med rätta komma till uttryck i den monetära värderingen, men detta utesluter naturligtvis inte att den är snedvriden till följd av felaktig information.

Med *strategisk bias* avses egentligen snålskjutsproblemet; en individ kan tänkas bete sig strategiskt och inte uppe sin sanna betalningsvilja om han tror att han inte behöver betala det han uppger i undersökningen. Ett stort antal studier har genomförts kring denna problematik.¹⁵ Forskningen ger ringa stöd för existensen av snålskjutsåkning. Grovt uttryckt verkar denna bias vara ett teoretiskt problem av mindre praktisk relevans.

Det finns vissa högst experimentella resultat som har fått några forskare att tro att människor har "mentala konton" av vilka ett är till för miljöförbättringar.¹⁶ Om så är fallet, finns det en risk, när en fråga ställs gällande en speciell miljöförbättring, att de kommer att allokera allt på sitt miljökonto till den specifikt föreslagna miljöförbättringen.

Resultat från en enkätundersökning om svenskars betalningsvilja för miljöförbättringar i allmänhet visar att det genomsnittliga mentala kontot för miljöförbättringar har en behållning på knappt 40 000¹⁷ (ett årligt genomsnittsbelopp på 1 200 kr diskonterat med 3 procents ränta). Detta är upp till tjugo gånger högre än vad människor i genomsnitt är villiga att betala för att bevara skogsområdena ovan. Sålunda tycks respondenterna i den undersökningen inte placera hela behållningen på sitt miljökonto på bevarande av dessa skogsområden.

Det finns ett antal ytterligare källor till snedvridningar som diskuterats i litteratu-

ren. *Betalningssättsbias* (*payment-vehicle bias*) avser felkällor som uppkommer då olika betalningssätt används. Kanske uppger en individ en lägre betalningsvilja om betalning skall ske via skattsedeln, än om det skall tas "direkt ur plånboken". Liksom vid diskussionen av informationsbias går det att göra troligt att individen inte är likgiltig för betalningssättet, och detta skall i så fall finnas med i värderingen.

Ett modernt klassifikationsschema har presenterats av Mitchell & Carson [1989]. Det för oss för långt att gå in på detta mycket detaljerade schema. Vi nöjer oss med att konstatera att det finns många potentiella felkällor i ett givet experiment med enkätmetoden. Dessa kan man dock reducera genom att följa de rekommendationer som finns i litteraturen om konstruktionen av enkäter i allmänhet, och genom att använda god ekonomisk teori vid konstruktionen av en hypotetisk marknad.

Avslutning

Det bör poängteras att de problem som har diskuterats inte är de enda som uppstår vid mätningar som skall leda fram till miljöpolitiska beslut, och det är kanske inte heller de svåraste. Pigou-skatter, -subventioner och överlåtelsebara utsläppstillstånd (och andra instrument) kräver, idealt sett, alltid ett mått på storleken av de marginella externa effekterna. Dessutom försvårar osäkerhet och fördelningsmässiga aspekter saken ännu mer. Valet mellan regleringar (utsläppsgränser) och skatter (miljöavgifter) eller båda (handel med utsläppstillstånd) är inte självklart.

¹⁵ Se Bohm [1972], Schneider & Pommerehne [1981] och Milon [1989].

¹⁶ Se Kneese [1985].

¹⁷ Data är hämtade ur Johansson & Zavisic [1989].

Icke desto mindre har ekonomer utvecklat potentiellt mycket användbara analytiska tekniker för att hjälpa beslutsfattare med miljöbeslut. Det är antagligen beklagansvärt att kontroll av föroreningar än så länge har genomförts utan större insatser från ekonomer. Politiker sätter ofta upp utsläppsgränser och försöker att genomdriva dem utan att skapa incitament så att de marginella kostnaderna för minskning av föroreningar är lika stor i alla anläggningar, eller utan att tillhandahålla tydliga incitament till tekniska framsteg. Marshall och Pigou vänder sig antagligen då och då i sina gravar, men det är inte säkert att hela skulden bör läggas på politikerna. Om vi hoppas kunna påverka miljöpolitiken, räcker det inte att bara slå på trumman för potentiellt användbara metoder, utan man måste också riskera att smutsa ner händerna genom att tillsammans med personer från andra vetenskapliga discipliner utforma praktiska och politiskt genomförbara lösningar på vardagliga problem. Miljöekonomin har kanske solat sig allt för länge i glansen av sina pionjärer. Det finns ingen brist på framtida utmaningar.

Referenser

- Adams, W & Wheeler, J T, [1952/53], "External Economics and the Falling Supply Curve". *Review of Economic Studies*, Vol 20, s 24–39.
- Arrow, K & Fischer, A C, [1974], "Environment Preservation, Uncertainty, and Irreversibility". *Quarterly Journal of Economics*, Vol 88, s 312–319.
- Ayres, R U & Kneese, A V, [1969], "Production, Consumption and Externalities". *American Economic Review*, Vol 59, s 282–297.
- Bator, F, [1957], "The Simple Analytics of Welfare Maximization". *American Economic Review*, Vol 47, s 22–59.
- Bator, F, [1958], "The Anatomy of Market Failure". *Quarterly Journal of Economics*, Vol 72, s 351–379.
- Baumol, W & Oates, W E, [1975], *The Theory of Environmental Policy*. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Bishop, R C, [1988], "Option Value: Reply". *Land Economics*, Vol 64, s 88–93.
- Bohm, P, [1964], *External Economics in Production*. Almqvist & Wiksell, Stockholm.
- Bohm, P, [1972], "Estimating the Demand for Public Goods: An experiment". *European Economic Review*, Vol 3, s 111–130.
- Boulding, K, [1966], "The Economics of the Coming Spaceship Earth", i Jarrett, E, (red), *Environmental Quality in a Growing Economy*. Johns Hopkins, Baltimore.
- Cassel, G, [1918], *Theoretische Sozialökonomie*. Almqvist & Wiksell, Stockholm.
- Chenery, H B, [1961], "Comparative Advantage and Development Policy". *American Economic Review*, Vol 51, s 18–51.
- Coase, R H, [1960], "The Problem of Social Cost". *Journal of Law and Economics*, Vol 3, s 1–44.
- Cummings, R, Brookshire, D S & Schulze, W, [1986], *Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*. Rowman & Allanheld, New Jersey.
- Dahmén, E, [1968], *Satt pris på miljön*. SNS, Stockholm.
- Dales, J H D, [1968], *Pollution, Property & Prices: An Essay in Policy-Making and Economics*. University of Toronto Press.
- Daly, H E, [1984], "Alternative Strategies for Integrating Economy and Ecology", i Jansson, A M, (red), *Integration of Economy and Ecology: An Outlook for the Eighties*. Askö Laboratoriet, Stockholm.
- Davis, R K, [1969], *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine woods*. Doktorsavhandling, Harvard University.
- Dupuit, J, [1844], "De la Mesure l'Utilité des Travaux Publics". *Annals des Ponts et Chaussées*. Översatt av R H Barbach [1952] i *International Economic Papers*, No 2, s 83–110, MacMillan, London.
- Ellis, H S & Fellner, W, [1943], "External Economics and Diseconomics". *American Economic Review*, Vol 33, s 493–511.
- Fisher, A C & Peterson, F M, [1976], "The Environment in Economics: A Survey". *Journal of Economic Literature*, Vol 14, s 1–33.
- Freeman, M, [1988], "Nonuse Values and Natural Resource Damage Assessment". Stencil. Resources for the Future, Washington DC.
- Friedman, M, [1962], "Capitalism and Free-

- dom". University of Chicago Press, Chicago.
- Henry, C, [1974], "Option Values in the Economics of Irreplaceable Assets". *Review of Economic Studies*, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources, s 89-104.
- Jevons, S W, [1888], *The Theory of Political Economy*. MacMillan, London.
- Johansson, P O, [1987], *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Johansson, P O, [1988], "Option Value: Comment". *Land Economics*, Vol 64, s 86-87.
- Johansson, P O, [1989], "Valuing Public Goods in a Risky World: An Experiment", i Folmer, H & Ireland, E, (red), *Evaluation and Policy Making in Environmental Economics*. Elsevier, Amsterdam.
- Johansson, P O & Zavisic, S, [1989], "Svenska folkets vilja att gora ekonomiska uppoffringar för en bättre miljö". *Ekonomisk Debatt*, Årg 18, Nr 5.
- Kahn, R F, [1958], "Some Notes on Ideal Output". *Economic Journal*, Vol 45, s 1-35.
- Kneese, A V, [1962], *Water Pollution: Economic Aspects and Research Needs*. Resources for the Future, Washington D C.
- Kneese, A V, [1964], *The Economics of Regional Water Quality Management*. Johns Hopkins Press, Baltimore.
- Kneese, A V, [1985], "Environmental Economics". *Ricerche Economiche*, Vol 39, s 467-482.
- Kneese, A V, Ayres, R U & D'Arge, R C, [1970], *Economics and the Environment*. Resources for the Future, Washington.
- Kriström, B, [1990a], "Measuring Environmental Benefits using the Contingent Valuation Method: An Econometric Analysis". Umeå Economic Studies 219. Institutionen for nationalekonomi, Umeå universitet.
- Kriström, B, [1990b], "W Stanley Jevons on Option Value". *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol 18, s 87-88.
- Kristrom, B, [1990c], "A Non-Parametric Approach to the Estimation of Welfare Measures in Discrete Response Valuation Studies". *Land Economics*, under publicering.
- Krutilla, J V, [1967], "Conservation Reconsidered". *American Economic Review*, Vol 57, s 777-786.
- Lindahl, E, [1919], *Die Gerechtigkeit der Besteuerung*, Gleerup, Lund.
- Marshall, A, [1890], *Principles of Economics*, 8:e uppl. MacMillan, London.
- Milon, I W, [1989], "Contingent Valuation Experiments for Strategic Behaviour". *Journal of Environmental Economics & Management*, Vol 17, s 293-308.
- Mitchell, & Carsson R, [1989], *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington.
- Montgomery, W D, [1972], "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs". *Journal of Economic Theory*, Vol 5, s 395-418.
- Maler, K G, [1974], *Environmental Economics*. Johns Hopkins, Baltimore.
- Mäler, K G, [1985], "Welfare Economics and the Environments", i Kneese, A W & Sweency I L (red), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. North-Holland, Amsterdam.
- Pigou, A G, [1920], *The Economics of Welfare*. MacMillan, London.
- Sample et al, [1985], "Information Disclosure and Endangered Species Valuation", Uppsats presenterad vid Annual Meeting of the American Agricultural Economics Association, Iowa University, Iowa, 4-7/8, 1985.
- Schneider, F & Pommerehne, W W, [1981], "Free-riding and Collective Action: An Experiment in Public Microeconomics". *Quarterly Journal of Economics*, Vol 97, s 689-702.
- Scitovsky, T, [1954], "Two Concepts of External Economics". *Journal of Political Economics*, Vol 62, s 70-82.
- Starrett, D A, [1988], *Foundations of Public Economics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tietenberg, T, [1973], "Specific Taxes and Pollution Control". *Quarterly Journal of Economics*, Vol 87, s 503-522.
- Turvey, R, [1963], "On Divergences between Social Cost and Private Cost". *Economica*, Vol 30, s 23-46.
- Walras, L, [1874, 1877], *Elements d'Economie Politique Pure*. Corbaz, Lausanne.
- Weisbrod, B, [1964], "Collective Consumption Services of Individual Consumption Goods". *Quarterly Journal of Economics*, Vol 78, s 471-77.