Ref KB
OL

Räkna med miljön!

Förslag till natur- och miljöräkenskaper

SOU 1991:38
Bilagadel

124

Statens offentliga utredningar
1991:38
Finansdepartementet

Räkna med miljön!

Förslag till natur- och miljöräkenskaper

Miljöräkenskapsutredningen

Bilagedel
Stockholm 1991

SOU och Ds kan köpas från Allmänna Förlaget, som också på uppdrag av regeringskansliets förvaltningskontor ombesörjer remissutsändningar av dessa publikationer.

Adress: Allmänna Förlaget
Kundtjänst
106 47 Stockholm
Tel 08/739 96 30
Telefax: 08/739 95 48

Publikationerna kan också köpas i Informationsbokhandeln, Malmtorgsgatan 5, Stockholm.

Omslagsbild: Nils Peterson

Graphic Systems AB, Göteborg 1991

ISBN 91-38-10783-X
ISSN 0375-250X

Bilaga 1

Nationalräkenskaper, input-output och nationalförmögenhet

av Åke Tengblad

Inledning

För att kunna diskutera frågan om och hur Nationalräkenskaperna (NR) skall kompletteras för att så långt möjligt beakta de komplicerade relationerna mellan ekonomi, naturresurser och miljö är det nödvändigt att som utgångspunkt ha en klar uppfattning om vad NR är. Det gäller både teorin som ligger till grund för NR-systemet, hur systemet är uppbyggt och vad det har för empiriskt underlag. Dessa olika aspekter på NR-systemet behandlas i denna bilaga, med tonvikt inte bara på de allmänna dragen utan även på de egenskaper i systemet som vätter mot naturresurs — och miljöförhållanden. Först beskrivs kortfattat NR-systemets teori och uppbyggnad, samt grundmodellens definitioner. NR-systemets input-output-tabeller kommenteras, liksom frågan om vad bruttonationalprodukten (BNP) mäter och några speciella definitionsproblem berörs. Systemet av nationalförmögenhetsbalanser behandlas också. Sist beskrivs de svenska NRs utveckling under efterkrigstiden, hur de för närvarande används samt vilket dataunderlag de i huvudsak bygger på.

NR-systemets teori och uppbyggnad

NR är en redovisning av de ekonomiska förhållandena, som bygger på tre grundelement - subjekt, objekt och transaktioner. Med subjekt avses de olika enheterna som är aktörer i samhällsekonomin. Dit räknas företag, offentliga myndigheter och de enskilda konsumenterna — hushållen. Alla subjekten klassificeras efter deras institutionella egenskaper i antingen företagssektor, offentlig sektor eller hushållssektor.

Med objekt avses dels de olika slagen av varor och tjänster, vilka kallas realobjekt, dels olika betalningsmedel t.ex. pengar, bankmedel, obligationer, som kallas finansobjekt. Alla objekten kännetecknas av att de vid en given tidpunkt har en ägare, och den ekonomiska verksamheten består i att objekten omvandlas och byts. Ägarbytet sker genom transaktioner, och det är detta tredje grundelement som en stor del av redovisningen i NR avser.

Den allra enklaste grundmodellen för NR beskriver samhällsekonomin som om den bestod av två typer av subjekt, företag och hushåll. Företagens ekonomiska funktion är att producera och hushållens är att konsumera. Produktion och konsumtion är i sig fysiska aktiviteter, där olika produkter omvandlas eller används, men det som registreras i räkenskaperna är de transaktioner som är knutna till dessa aktiviteter. I denna enkla modell är de av två slag. Företagen producerar och försäljer varor och tjänster, och dessa köps och konsumeras av hushållen. Hushållen tillhandahåller arbetskraft — detta är en transaktionstyp som kallas (produktions)faktortjänster. Modellen för NR kan åskådliggöras som ett kretslopp där företagen levererar i detta fall konsumtionsvaror och -tjänster, som hushållen betalar med sina faktorinkomster, dvs. de medel de fått genom att leverera faktortjänster till företagen. I modellen, som bortser både från sparande och kapitalbildning och från utrikesaffärer, motsvarar BNP leveransvärdet av konsumtionen, men BNP kan

också ses från inkomstsidan, som värdet av faktorinkomsterna. Vad som också är viktigt att notera är att modellen utgör en summering av företagens resp de enskilda hushållens räkenskaper. Konsumtionen kan sålunda i princip observeras och mätas både hos företagen och hos hushållen, så är fallet också med faktortjänsterna resp faktorinkomsterna.

Den beskrivna modellen är dock som lätt inses alltför enkel för att vara användbar men dessbättre är inte en fullständig modell i sina grunddrag mycket mer komplex. Den fordrar nämligen hänsynstagande till ytterligare en ekonomisk funktion, kapitalbildning. Kapitalbildning innebär anskaffning av kapitalvaror, det kallas ofta i stället investering. Dessutom måste beaktas att ett lands ekonomi inte är ett slutet system utan att det förekommer transaktioner med utlandet. Dessa kan bestå inte bara i de transaktionstyper som avser varor och tjänster resp faktortjänster utan också i en tredje typ — räntor, utdelningar och andra typer av transfereringar. Den fullständiga modellen kan sålunda redovisas i fyra konton, för produktion, konsumtion, kapitalbildning samt ett konto för externa transaktioner. Dessa "Four Accounts of the Nation" utgör huvuddragen i en NR och de återges nedan.

	PRODUKTION		
Import av varor och tjänster	M	Konsumtionsvaror och tjänster	C
Faktortjänster (BNP)	F	Kapitalvaror	K
		Export av varor och tjänster	E
	KONSUMTION		
Konsumtion	C	Faktorinkomster (BNP)	F
Sparande	S	Transfer från utlandet netto	T
	KAPITALBILDNING		
Kapitalbildning	K	Sparande	S
		Bytesbalansunderskott	B
	EXTERNA TRANSAKTIONER		
Export av varor och tjänster	E	Import av varor och tjänster	M
Transfer från utlandet netto		T	
Bytesbalansunderskott	B		

I den ovanstående grundläggande modellen för NR har systemet redovisats i form av fyra huvudkonton. Varje post i systemet noteras dels på en inkomstsida — i kredit, dels på en utgiftssida — i debet. Varje konto balanseras med hjälp av en saldopost, som var och en har en betydelsefull innebörd. Systemets viktigaste saldopost BNP framkommer på kontot för produktion, vad BNP mäter kommenteras närmare nedan. Även de andra kontona har viktiga saldoposter, t.ex. sparandet på kontot för konsumtion och bytesbalanssaldot på kontot för externa transaktioner. Sparandet anger sålunda den ökning av nationens förmögenhet, som kommit till stånd genom att alla inkomsterna inte konsumerats. Sparandet kan delas upp på inhemsk kapitalbildning, dvs. bruttoinvesteringar och lagerinvesteringar och — om det föreligger överskott i bytesbalansen — på ökade nettofordringar på utlandet. Om det som i uppställningen föreligger underskott i bytesbalansen är detta liktydigt med ökade skulder till utlandet — vilket sålunda har ställt en del av sitt sparande till förfogande för kapitalbildning i vårt land. Ännu intressantare information

kan man få ur dessa båda konton då man som i det fullständiga systemet gör en uppdelning på sektor, och särredovisar företagssektor, hushållssektor och offentlig sektor.

Det som observeras och mäts i NR-systemet är som framgått transaktioner och det är därför befogat att se närmare på vad som kännetecknar dessa. En vanlig typ är t.ex. varuförsäljning. Det finns här två ekonomiska subjekt, säljare och köpare, och vad man kan observera är att äganderätten av en vara — och samtidigt av ett betalningsmedel, t.ex. pengar, ändras. Varor benämnes i NR-teorin realobjekt, medan pengar går under beteckningen finansobjekt. Det finns andra typer av realobjekt, t.ex. tjänster, liksom det finns andra typer av finansobjekt, t.ex. banktillgodohavanden, aktier och obligationer. Finansobjekten är samtidigt både aktiva och passiva, så att vad som är tillgång för den ena kontrahenten är skuld hos den andra. Förekomsten av byten av realobjekt mot finansobjekt, eller finansobjekt mot finansobjekt innebär att bytet kan anges i monetära termer. En annan viktig typ av transaktion är som nämnts faktortjänsterna, som uppkommer då t.ex. ett subjekt arbetar hos ett annat mot betalning. Det finns emellertid också ensidiga transaktioner, där bara ett betalningsmedel byter ägare, t.ex. räntebetalningar eller skatter. Denna typ av transaktion kallas transferering. Det är bara när finansobjekt är involverade som en transaktion otvetydigt kan värderas i monetära termer. Alla de typerna som nämnts är exempel på vad som kallas verkliga eller monetära transaktioner, och det är dessa som utgör NR-systemets egentliga grundkomponent. Det finns emellertid också i systemet inslag av konstruerade, s.k. "imputerade" transaktioner; skälen till detta berörs senare.

Betydelsen av att kunna ställa upp systemet som en kontomässig redovisning av de olika transaktionerna, i form av en räkenskap, framgår dock klarast när man blir medveten om hur systemets olika delposter närmare definieras. Då visar det sig nämligen hur definitionerna t.ex. inom en av delposterna påverkar även andra delposter och därigenom inte bara en utan flera av saldoposterna. Det är förekomsten av ett operationellt och teoretiskt väl genomarbetat system av definitioner, som har gjort NR både till ett empiriskt mätbart tabellsystem och till ett betydelsefullt analysinstrument.

Grundmodellens definitioner – system of national accounts

Systemets viktigaste makroaggregat är som framgått BNP, som redovisas i kontot för produktion. Den närmare innebörden av BNP-begreppet blir därigenom självklart beroende av vad man menar med produktion. Ett annat mera precist namn på produktion är ekonomisk aktivitet. Denna precisering antyder att det också finns aktiviteter som inte är ekonomiska, och som faller utanför systemet. Man talar om att dra en s.k. production boundary, som definierar vad som är ekonomiska i motsats till icke-ekonomiska aktiviteter. Ekonomiska aktiviteter är sådana som ger upphov till transaktioner av varor, tjänster och faktortjänster. Ekonomisk aktivitet är i grunden det som man också i dagligt tal avser, nämligen marknadseko-

nomins verksamhet, som består i att i vinstsyfte tillhandahålla varor och tjänster, som köps av konsumenter och företag inom eller utom landet. Det är då inga principiella problem med att mäta värdet av denna verksamhet, produktionsresultatet blir föremål för transaktioner, där produkterna erhåller marknadspriser. Trots att dessa inte uppfyller alla den ekonomiska teorins krav på att avspegla marknadsjämvikt är de ändå tillräckligt relevanta för att medge meningsfulla summeringar till att omfatta samtliga produkter.

Det finns emellertid inga så renodlade marknadsekonomier att en så snäv gränsdragning av ekonomisk aktivitet vore meningsfull. NR-systemets definitioner innefattar därför även produktion som inte finansieras genom marknadsmässig försäljning. I dessa fall har man inte att göra med verkliga transaktioner, som kan observeras genom att byten av realobjekt och finansobjekt sker samtidigt, utan med transaktioner, till vilka monetära värden måste imputeras. Denna utvidgning av begreppet ekonomisk aktivitet till att innefatta även s.k. non-market activities, med imputerade transaktioner, reser emellertid några viktiga principiella problem. Först uppkommer frågan vilken ny produktionsavgränsning man då i stället skall göra och hur de imputerade transaktionena skall uppfattas, därefter uppstår problemet hur dessa aktiviteter och transaktioner, där man saknar marknadspriser, skall värderas.

Eftersom det är värdefullt med internationellt accepterade och enhetliga definitioner för BNP och andra viktiga NR-poster har FN utarbetat ett system för nationalräkenskaper — det s.k. System of National Accounts — SNA. Den version av systemet som f.n. används fastlades 1968, men man är nu i färd med en översyn, som väntas bli klar om några år. I SNA anges bl.a. vilka typer av icke-marknadsmässig aktivitet som man skall ta med i NR-systemet. Den viktigaste typen är den som sker genom att anlita avlönad arbetskraft. Därigenom vidgas produktionsbegreppet till att innefatta all offentlig verksamhet,[1] en utvidgning som ter sig ganska självklar om man tänker på att ett viktigt område för samhällsekonomisk planering och beslutsfattande är sysselsättningspolitik. NR-systemets avgränsning av anställd arbetskraft innefattar därigenom implicit både privat- och offentliganställda. Däremot har man varit mycket mera snäv när det gäller att ta med icke-marknadsmässig produktion inom hushållen. Där begränsar man sig till att ta med varor som man själv konsumerar. När det gäller tjänster tar man bara med nyttjandevärdet av egna hem och fritidsfastigheter. Däremot utesluts tjänster som hushållet själv konsumerar och som sker med oavlönat arbete t.ex. matlagning, städning, barn- och äldreomsorg. De flesta analysbehov skulle inte vara betjänta av att detta betraktades som ekonomisk aktivitet, därtill kommer svårigheterna att göra tillförlitliga empiriska mätningar.

Genom att man utvidgat produktionsbegreppet och tagit med transaktioner, vars monetära värde måste imputeras, måste man också precisera

[1] Man har också tagit med verksamhet inom intresseorganisationer och ideella föreningar, när den bedrivs med avlönad arbetskraft.

vilka ekonomiska subjekt som i så fall bör anses berörda. Man har t.ex. för de offentliga myndigheterna valt den lösningen att dessa uppfattas ha en dubbel roll, dels som producenter av de offentliga tjänsterna, dels som konsumenter av de imputerade transaktioner som knutits till dessa. Imputeringen påverkar därigenom inte några övriga subjekt, inom t.ex. hushåll eller företag. Därigenom undviker man att för dessa få en blandning mellan verkliga och imputerade transaktioner, något som vore av stor nackdel just när man vill analysera marknadsbeteende. Det är ju bara inkomsterna genom verkliga transaktioner som fritt kan användas som utgift för andra, verkliga transaktioner.

Den andra principiellt viktiga frågan rörande icke-marknadsmässig ekonomisk aktivitet är hur denna och de imputerade transaktionerna — i avsaknad av marknadspriser — skall värderas. Konventionellt har man då i SNA bestämt att värderingen skall ske från kostnadssidan. För den offentliga verksamheten sker detta genom att lägga samman driftskostnaderna inkl. löner, jämte det beräknade värdet av den förslitning av i offentliga sektorn investerat realkapital som skett. Något tillägg för ränta på ianspråktaget kapital stipuleras inte i det nuvarande systemet, däremot övervägs denna utökning ske vid den revidering av systemets definioner som nu håller på att slutföras.

I den uppställning av kontot för PRODUKTION som visades på s. 4 har man bortsett från företagens leveranser av varor och tjänster till andra företag, där de t.ex. i form av råvaror och halvfabrikat används som insats i dessa företags produktion. Detta är en s.k. intermediär användning, i motsats till konsumtion, kapitalbildning och export, som kallas slutlig användning. Om man dessutom tar hänsyn till att kontot med den tillämpade produktionsavgränsningen avser både marknadsekonomin och offentlig verksamhet kan kontot fullständigas enligt nedan:

PRODUKTION

Insats från inhemsk produktion	I	Levererat till inh. producenter	I
Import	M	Privat konsumtion	PC
Faktortjänster näringslivet	Fn	Offentlig konsumtion	OC
Faktortjänster offentl.mynd.	Fm	Kapitalbildning	K
		Export	E
SUMMA		SUMMA	
därav produktionskostnader		därav bruttoproduktionsvärde	
därav import		därav import	

Det framgår att insatsleveranserna till inhemska producenter har samma värde på kontots olika sidor och sålunda inte påverkar saldoposten faktortjänster. Att kontot nu redovisats mer fullständigt gör det emellertid möjligt att gå något in både på systemet definitioner på dess olika delposter, och likaså beröra det empiriska underlaget.

Bruttoproduktionsvärdet, som erhålles genom dra bort importen från omslutningen av kontot, är ett begrepp av betydande intresse. Det kan sålunda empiriskt observeras genom att man samlar in statistik över företagens omsättning, vilket är uppgifter, som finns i företagens vinst- och förlusträkningar. NR-systemets definitioner är dock inte helt iden-

tiska med de som tillämpas i företagsbokföringen, men avvikelserna som mest har att göra med att man har en annan behandling av produktion som ännu inte försålts, kommenteras inte här. Genom att närmare ange vilka typer av transaktioner som skall ingå i bruttoproduktionsvärdet påverkas t.ex. definitionerna av andra inkomstposter för företagen, t.ex. subventioner och transfereringsinkomster. På samma sätt preciseras vad som skall ingå i begreppet insats i inhemsk produktion, så att gränsdragningen blir klar gentemot andra utgiftsposter, t.ex. kapitalbildning, skatter och andra transfereringar.

Bruttoproduktionsvärdet är emellertid inget bra mått på produktionen, i all synnerhet inte om man summerar för ett antal företag eller för hela näringslivet. För ett enskilt företag eller en bransch påverkas bruttoproduktionsvärdet nämligen inte bara av den egna verksamheten utan också av hur mycket som använts intermediärt i form av insatsvaror och -tjänster från andra företag. Dessa blir sålunda dubbelräknade, eftersom de redan ingår i andra företags bruttoproduktionsvärden. För att få ett mått som exkluderar denna dubbelräkning tar man skillnaden mellan företagens bruttoproduktionsvärde och intermediär användning, dvs dess rörelsekostnader i form av insats av varor och tjänster. Detta mått på företagens produktion kallas förädlingsvärde och är liktydigt med deras bidrag till BNP. BNP kan sålunda härledas genom att man summerar förädlingsvärdet för alla företagen. Denna information finns i den ekonomiska statistiken och ligger till grund för beräkningar av BNP från produktionssidan. I dessa tabeller redovisas förädlingsvärdet i första hand uppdelat på olika branscher. Beräkningarna måste emellertid för att hela BNP skall täckas in kompletteras med information från de offentliga myndigheterna beträffande deras kostnader för löner och avskrivning av de offentliga investeringarna. Även dessa kostnadsposter betecknas något oegentligt som förädlingsvärde.

Den vanligaste och oftast mest tillförlitliga metoden att beräkna BNP är dock att med stöd av statistik "från användningssidan" ställa samman en s.k. försörjningsbalans. Denna innehåller de delposter som visades i kontot för PRODUKTION på s. 4. Dessa delposter — konsumtion, kapitalbildning och export — som också de omfattas av den ekonomiska statistiken — motsvarar som nämnts den slutliga användningen. Eftersom dessa också kan ha framkommit genom att producenterna använt importerade produkter måste man för att erhålla BNP dock dra bort importen.

BNP kan som framgått ovan också ses från inkomstsidan, som summan av faktorinkomsterna.[2] Dessa faktorinkomster är av i princip två slag, nämligen löner och driftsöverskott. Driftsöverskottet är den restinkomst som uppstår hos företagen, när alla rörelsekostnaderna inklusive löner räknats av från bruttoproduktionsvärdet. För offentliga myndigheter är driftsöverskottet lika med det beräknade värdet av kapitalförslitningen,

[2] Man måste dock först reducera BNP med hänsyn till att indirekta skatter och subventioner kan ha påverkat marknadspriserna.

dvs. avskrivningarna. Även för företagen har man anledning att räkna med avskrivningar av förslitet realkapital. Om man drar bort företagens och de offentliga myndigheternas avskrivningar från BNP erhålles Nettonationalprodukten (NNP), som består av löner och driftsöverskott netto.

Input-output-tabellerna i NR-systemet

Eftersom NR-systemet är i hög grad inriktat på att belysa produktionen brukar de poster som avspeglar denna redovisas särskilt ingående. Detta sker i de s.k. input-outputtabellerna (I/O). Hur dessa är utformade framgår av bifogade tablå (se s. 17).

I/O tabellerna bygger på den information som redovisas i kontot för produktion, enligt uppställningen på s. 4. Informationen har i tablån skrivits in på raderna, så att användningssidan finns på rad 1 och tillgångssidan på rad 3.[3] Som framgår motsvarar kolumnerna de olika delposterna på produktionskontot. De olika rutorna i tablån motsvarar s.k. matriser, dvs. tabeller, med olika typer av korsklassificerade data. Den tillämpade klassificeringen framgår av detaljindelningen i rader och kolumner. Rad 1 och 3 ger sålunda en för alla kolumner genomgående indelning enligt en klassificering av produkter, med i positioner. Kolumn 1 innehåller j positioner, som anger en klassificering av branscher. Matrisen i rad 1, kol 1 motsvarar sålunda intermediär användning av produkter i de olika producerande branscherna, den kallas ofta insatsmatris. Matrisen på rad 3, kol 1 är en outputmatris, som visar vilka typer av produkter som produceras i de olika branscherna. I rad 1, kol 2 finns en korsklassificering av den privata konsumtionen efter produktslag och ändamål och motsvarande gäller för den offentliga konsumtionen på rad 1, kol 3. Vid sidan av dessa båda konsumtionsmatriser finns investeringsmatriser (rad 1, kol 4) som innehåller en korsklassificering mellan produktslag och investerande bransch. BNP redovisas på rad 2, kol 1, med en kolumnindelning som motsvarar branscherna och en radindelning som avser de olika komponenter som ingår i förädlingsvärdet, bl.a. löner, kapitalförslitning och driftsöverskott, netto. Det sistnämnda är den restinkomst som tillfaller kapitalägarna.

Tablån innehåller de s.k. primära I/O-matriserna, som bildar underlag för en omräkning till de mer analystillvända I/O-tabellerna. I dessa omräknade tabeller ställs input-output matriser upp med lika många rader som kolumner och man kan därmed göra olika s.k. matrisinverteringar, dvs. matematiska operationer, som har stor betydelse i många ekonometriska modeller. Genom matrisinverteringar kan man studera hur olika ändrade förutsättningar beträffande löner, priser eller efterfrågan påverkar ekonomin, och man beaktar då systematiskt de komplicerade leveranssamband, som gäller mellan de olika branscherna och i förhållande till konsumenter och investerare.

[3] För att förenkla framställningen har antagits att all import sker via företagen och att direktimport genom hushåll och offentliga myndigheter ej förekommer.

Vad BNP mäter

BNP är som framgått ett sammanfattande monetärt mått på den aktivitet som i NR-systemet definierats som ekonomisk. Eftersom detta är en blandning av egentlig marknadsekonomi och icke marknadsförd offentlig verksamhet blir BNP-begreppet dock ur vissa synpunkter något svårtolkat. Det är sålunda inte säkert att nyttovärdet för konsumenterna av den offentliga konsumtionen verkligen motsvarar kostnaderna, vilket ju är den värderingskonvention som beräkningarna bygger på. I all synnerhet gäller detta de ganska stora delar av den offentliga konsumtionen som egentligen borde räknas som kostnader för företagen eller för samhället som helhet. Dit hör t.ex. verksamheten vid olika tillsyns- och kontrollmyndigheter, skatte- och tullväsen, stora delar av vägväsendet och kanske också försvar, brandväsen och polis. Det finns emellertid inga möjligheter att konstruera transaktioner och imputera monetära värden för dessa på sådant sätt att de kunde betraktas som intermediär användning och föras som rörelsekostnad för de olika företagen, vilket skulle reducera restinkomsten driftsöverskott och därmed BNP motsvarande.

BNP är inte heller avsett att vara något mått på välfärd. Välfärden i ett samhälle hänger självklart samman inte bara med ekonomi utan också med en mängd icke-ekonomiska faktorer som hälsa, miljö, frihet och säkerhet till liv och egendom. De ekonomiska faktorernas bidrag till välfärden beror dessutom i stor utsträckning på hur de är fördelade. Att med ett enda sammanfattande aggregat som BNP fånga in ett flerdimensionellt begrepp som välfärd är givetvis inte möjligt och heller inte avsikten. Man kan kanske räkna med att en ökning av den privata konsumtionen eller av BNP också medför en ökning av samhällets och individernas välfärd men detta är inte säkert om icke-ekonomiska faktorer som hälsa och miljö kan befaras ha blivit sämre.

Att BNP ändå är ett mycket användbart mått på ekonomisk aktivitet sammanhänger med att det är ett aggregat av tal som är av stor relevans för de enskilda subjekt som är aktörer i samhällsekonomin. För ett företag är restinkomsten i form av rörelse- eller driftsöverskott som det är definierat sålunda av stor betydelse för dess ekonomiska beteende, samma är fallet med löneinkomster för hushållen och driftskostnader för beslutsfattare i offentlig verksamhet. BNP-måttets användbarhet befrämjas dessutom genom NR-systemets logiska struktur, som gör att BNP kan redovisas med olikartade typer av indelningar — som nämnts dels efter typ av användning, dels med uppdelning efter producerande bransch och dels efter inkomstslag.

Att BNP-måttet utgör en blandning av marknadsmässig och icke-marknadsmässig verksamhet kan emellertid få effekter som man inte alltid uppfattar som helt rimliga. Det finns många typer av exempel på detta men mest näraliggande här är miljövårds-åtgärder, alltså sådana utgifter som är avsedda att förhindra eller lindra miljöförstöring. Om företagen åläggs eller styrs att omfördela sina resurser för detta syfte blir effekten till sist en minskning av deras restinkomst och en sänkning av BNP. På användningssidan motsvaras detta av en minskad tillgång på slutproduk-

ter, i slutändan sannolikt minskad privat konsumtion. Detta ter sig också som en rimlig effekt. Om miljövårdsprogrammet däremot sker i offentlig regi och finansieras genom skattemedel, som tidigare använts för andra syften, t.ex. undervisning eller sjukvård, ändras bara innehållet i den offentliga konsumtionen. Det registreras däremot inte någon minskning varken av den offentliga eller den privata konsumtionen, ej heller av BNP, trots att dess "välfärdsmässiga" innehåll kan förefalla ha minskat. Sådana synbarligen mindre rimliga effekter är dessvärre det pris man måste betala genom att man inte har en nytto- utan en kostnadsvärdering av den offentliga konsumtionen. Att i avsaknad av marknadspriser åstadkomma en så objektiv nyttovärdering att den förtjänar att tas på allvar är dock ett problem som man inte lyckats lösa, varken i NR-kalkylerna eller i andra sammanhang.

Speciella definitionsproblem

Det skulle föra för långt att i detta sammanhang gå närmare in på den mängd av definitionsproblem som man tar ställning till i de detaljerade rekommendationerna i SNA. Det finns dock några principiella problem som ofta berörs i diskussionerna om NR och naturresurser och som därför skall kommenteras. Den ena gäller principerna för hur man skall registrera produktionen inom skogsbruket. Den andra frågan rör prospektering och exploatering av mineralfyndigheter.

Huvudregeln i SNA är att produktion redovisas när den blir föremål för transaktioner, i samband med försäljning. Det är ju först då som produktionen kan monetärt värderas. Man har emellertid ett tillägg till huvudregeln, som är av stor betydelse när man vill studera konjunkturutvecklingen och ta hänsyn till lagerfluktuationer. Detta tillägg innebär att man t.ex. vid lagerökning konstruerar företagsinterna transaktioner vars monetära värde imputeras med hjälp av de priser som gällt vid försäljning. När det gäller skogsbruk innebär huvudregeln att produktionen mäts när skogen avverkats och rundvirket sålts. Det är ju också först då som det skett verkliga transaktioner och som inkomster erhållits. Det görs därvid enligt det nuvarande systemet endast tillägg för det lager av avverkat rundvirke som ännu ej sålts och sålunda finns kvar i skogen. Någon korrektion för den "lagerförändring" som kan bestå i att skogstillväxten varit högre eller lägre än avverkningen görs däremot inte. Man föreslår emellertid i den revidering av SNA som nu pågår att detta skall ske, så att skogsbrukets bidrag till BNP kommer att avspegla inte bara avverkningen utan även skogens nettotillväxt. Detta förutsätter dock att skogstillväxten först preciseras i fysiska termer och därefter värderas monetärt. Detta kan ske med ledning av de förmögenhetsvärden som kan beräknas för skogskapitalet. Det föreligger emellertid stora mätproblem för att få tillförlitliga kalkyler över dessa områden.

Det andra problemområde som ofta tas upp i diskussionerna om NR och naturresurser gäller behandlingen av mineralfyndigheter. SNA preciserar sålunda hur man skall behandla utgifter för prospektering, brytning och anläggningsarbeten för nya fyndigheter. Prospektering och

brytning förs därvid f.n. som rörelsekostnad, men man diskuterar nu möjligheten att i stället betrakta prospektering som en investeringskostnad, samma som man gör med anläggningsarbetena. Detta ter sig naturligt förutsatt att prospekteringen ger upphov till en ny fyndighet, men annars inte. Kapitalvärdet av prospekteringen är under alla förhållanden ändå ett osäkert mått på hur fyndigheternas verkliga kapitalvärde förändras.

Den förändring av förmögenheten som sker vid upptäckten av nya fyndigheter registreras sålunda enligt de nuvarande konventionerna inte som produktionsökning utan som en kapitalvinst, som registreras utanför BNPs begreppsram. Analogt därmed betraktas förmögenhetsnedgången när man exploaterar en mineralfyndigheter som en kapitalförlust. För att mer fullständigt belysa dessa frågor är det nödvändigt att kommentera systemet av Nationalförmögenhetsbalanser.

Nationalförmögenhetsbalanserna i SNA

SNA innefattar inte bara principerna för behandling av ekonomisk aktivitet och de olika typerna av transaktioner i samband därmed utan innehåller också riktlinjer för hur man skall betrakta de olika typerna av kapitalbestånd, även kallat kapitalstockar. Kapitalstockar resp transaktioner kan betraktas som NR-systemets motsvarigheter till företagens balans- resp vinst- och förlusträkningar, på så sätt att de förra hänför sig till en tidpunkt — i allmänhet årsskiftet — medan transaktioner och vinst- och förlusträkningar avser en tidsperiod.

Systemet av Nationalförmögenhetsbalanser, och dess relationer till de traditionella NR kan lättast åskådliggöras genom att modifiera och komplettera kontot för kapitalbildning.

KAPITALBILDNING

Ingående Bestånd av tillgångar	A(i)	IB. av skulder o eget kapital	L(i)
+ Kapitalbildning	K	+ Sparande, netto	S(n)
- Kapitalförslitning	D	+ Bytesbalansunderskott	B
+ Utjämningspost	U	+ Utjämningspost	U
= Utgående Bestånd av tillgångar	A(u)	= UB. av skulder o eget kapital	L(u)

Kontot enligt uppställningen på s. 4 har förändrats i flera avseenden och det har införts nya poster. Kapitalförslitning har tidigare kommenterats, och det behöver endast tillfogas att detta är uttryck för en inom varje subjekt intern transaktion, vars motkontering sker på produktionskontots debetsida. Därigenom blir både faktorinkomster och sparande definierade netto. Detta innebär att hänsyn har tagits till att realkapital, som använts i produktionsprocesserna, behöver ersättas innan inkomsterna kan konsumeras. Denna typ av bokföringspost finns också i företagens vinst- och förlusträkningar, med benämningen avskrivning.

Den mer betydande förändringen består i att det på första och sista raden förts in vardera två poster, dels beståndet av tillgångar, dels beståndet av skulder samt skillnaden som svarar mot värdet på eget

kapital. För varje subjekt och för nationen kan beståndet av tillgångar delas upp på olika typer av objekt. Så är fallet också med skulder medan däremot eget kapital är en saldopost — balansräkningens motsvarighet till produktionskontots BNP.

Beståndet av tillgångar och skulder från årets början förändras under året främst till följd av de transaktioner, som redovisas på kapitalkontot, nämligen kapitalbildning och kapitalförslitning. Genom att priserna kan ha ändrats kan dock beståndet av tillgångar vid årets slut ha ett högre värde än vad som motsvarar ingångsvärdet korrigerat med transaktionerna. Skillnaden fångas upp med hjälp av ett system av utjämnings-poster. Behovet av sådana utjämningsposter sammanhänger sålunda med att man av olika skäl valt att definiera transaktionerna så att de bara med viss ofullständighet förklarar förändringen i förmögenhet.

I Nationalförmögenheten, som är summan av eget kapital för samtliga subjekt, är det de materiella tillgångarna som väger tyngst. I dessa ingår i första hand realkapitaltillgångar, vilka är producerade (man-made capital) och har tillkommit genom kapitalbildning. I de materiella tillgångarna ingår dock även kapitaltyper, som inte producerats. Det är fråga om naturtillgångar, som har ägare och som ger upphov till inkomster, som gör att innehavet får ett marknadsvärde. Dessa går under benämningen ej-reproducerbara materiella tillgångar och de som är mest intressanta här är skog, mark och mineralfyndigheter.

Värderingen av skogarna sker sålunda med hjälp av de marknadspriser som vid balanstillfället gäller för försäljningen av stående skog. Skogskapitalets värde förändras dels genom bruttoinvesteringar, i form av nyplanteringar och återväxtåtgärder, dels genom tillväxt resp. uttag ur skogen, i form av avverkning. I det nuvarande systemet kommer värdet av nettotillväxten med bland utjämningsposterna, men som nämnts överväger man att ändra systemet på denna punkt. Nettotillväxten skulle då istället föras som kapitalbildning, och BNP-begreppet skulle som nämnts ändras motsvarande.

Också mark och mineralfyndigheter, som ger avkastning och kan avvyttras ingår till det marknadsvärde som gäller vid varje balanstillfälle. För mineralfyndigheter, som sällan omsätts, saknas oftast ett användbart marknadsvärde och man gör därför istället en värdering med ledning av de till nutid diskonterade framtida nettointäkterna av gruvdriften. Naturtillgångar, som inte har någon ägare och ej alls marknadsvärderas eller ger avkastning, faller utanför systemets definitioner och ingår inte i Nationalförmögenheten.

Både för mark och mineralfyndigheter gäller att det är deras förmåga att generera framtida inkomster som ligger till grund för marknadens villighet att betala för att få en dispositionsrätt genom ägande. Förmågan att generera inkomster kan emellertid ändras, för mark t.ex. genom jorderosion och för mineralfyndigheter både genom att dessa blir föremål för exploatering och genom att nya fyndigheter upptäcks.

Alla dessa företeelser ingår enligt det nuvarande systemet under utjämningsposterna. Det är alltså fel att säga att de inte täcks av SNA, däremot förs de inte i systemet på ett sådant sätt att de påverkar defini-

nitionerna av BNP eller NNP. De berör med andra ord inte produktionskontot.

En fråga som dock som nämnts diskuteras i den pågående översynen av SNA är att föra prospektering som bruttoinvestering. Detta skulle dock bara beakta en del av den kapitalvinst som uppstår då en ny fyndighet upptäcks och som annars i sin helhet ingår bland utjämningsposterna. Det skulle möjligen göra det lättare att motivera att värdeminskningen genom exploatering, som också den f.n. ingår bland utjämningsposterna, i stället skulle jämställas med kapitalförslitning och reducera NNP.

De svenska NRs utformning och användning

Framställningen av sammanfattande mått på den ekonomiska verksamheten har i Sverige lång tradition genom de arbeten med beräkningar av nationalinkomsten som redan på 1930-talet utfördes av Erik Lindahl och hans medarbetare. Siktet var då mest inriktat på att få fram empiriskt underlag för den nationalekonomiska forskningen. Dessa Nationalinkomtsberäkningar presenterades i form av tidserier, som gick ända tillbaks till 1860. Omedelbart efter Andra Världskriget började man att på Konjunkturinstitutet bygga upp ett nytt, mera fullständigt system av NR och målsättningen var då inte enbart att tillgodose forskningens analysbehov utan i hög grad att också få underlag för konjunkturpolitiskt beslutsfattande. Detta tog sig bl.a. uttryck i att man utarbetade Nationalbudgetar, där man för det kommande året gjorde prognoser för BNP och andra delposter i NR-systemet. Av stor relevans var då de tabeller över BNP som avsåg en uppdelning på olika typer av slutlig användning, den s.k. försörjningsbalansen. Även tabeller som visade sammansättningen av hushållens disponibla inkomster och den privata konsumtionen hade stor betydelse.

Efter andra världskriget började man också utarbeta långtidsutredningar (LU). Även dessa hade NRs tabellmaterial, med tidsserier av hög aktualitet som grund, och prognoserna för olika delposter i NR-systemet avsåg utvecklingen under i allmänhet den kommande femårsperioden. I dessa sammanhang var näringslivets struktur, i form av bl.a. BNPs fördelning på producerande branscher, av stort intresse, likaså frågorna om arbetskraftens och kapitalets produktivitet.

1963 överflyttades arbetet med NR till SCB, som därefter lagt ner ett betydande arbete på att förbättra och bygga ut NR. Det har gällt dels att utforma den ekonomiska statistiken så att den utgör ett relevant och tillförlitligt underlag för NR, dels att utöka NRs tabellmaterial och förbättra själva tekniken i beräkningarna. En viktig etapp i dessa avseenden slutfördes åren omkring 1970, då NR-systemets definitioner ändrades i enlighet med FNs då nyligen reviderade System of National Accounts. Det skedde också utökningar av NRs tabellmaterial, med förbättrade produktionsberäkningar och övergång till beräkningar kvartalsvis av olika delposter i systemet. Ännu en viktig etapp slutfördes 1989, då input-output-räkenskaperna integrerades med det övriga

NR-systemet. Därmed utökades detaljindelningarna i NR-materialet ytterligare och möjligheterna att basera mer sofistikerade ekonomiska makro-modeller på NRs tabellmaterial har därigenom blivit betydligt större.

De svenska NR baseras på ett mycket omfattande underlag av ekonomisk statistik, som i de flesta fall utarbetas av SCB. Statistiken över användningssidan, som är den som ligger till grund för de officiella BNP-beräkningarna, täcker sålunda alla de delposter som ingår i försörjningsbalansen.

Försörjningsbalans för 1988, miljarder kr.

BNP	1 114,0	Privat konsumtion	590,9
Import av varor o tjänster	345,0	Offentlig konsumtion	289,1
		Bruttoinvestering	219,1
		Lagerinvestering	-2,0
		Export av varor och tjänster	361,9
SUMMA TILLGÅNG	1 459,0	SUMMA ANVÄNDNING	1 459,0

För t.ex. den privata konsumtionen baseras beräkningarna på uppgifter om omsättningen inom detaljhandel och andra företag som betjänar hushållen, med t.ex. olika slag av konsumenttjänster. Den offentliga konsumtionen är beräknad med stöd av uppgifter ur de statliga och kommunala räkenskaperna. I dessa ingår även uppgifter om de offentliga bruttoinvesteringarna. Särskild statistik föreligger också över de privata företagens bruttoinvesteringar. Även lagerinvesteringarna kan kartläggas med stöd av uppgifter från företagen. För utrikeshandel finns information genom den granskning och rapportering som sker av varuexport och varuimport hos tullverket. Via bankerna erhålls information om den alltmer betydelsefulla utrikeshandeln med tjänster. Till all denna information kommer också ett omfattande material av prisindexar och annan prisinformation, som gör att beräkningarna kan korrigeras för effekterna av inflation och därmed utföras i fasta priser.

De svenska NR innehåller emellertid också beräkningar av BNP, som sker med stöd av såväl produktionsstatistik som inkomststatistik. I de förstnämnda erhålles en branschvis fördelning av BNP.

De olika branschernas bidrag till BNP 1988, miljarder kr.

Jordbruk, skogsbruk och fiske	29,9
Gruvor, mineralbr.o tillverkn.ind	240,8
El, gas, värme och vatten	29,6
Byggnadsverksamhet	67,2
Privata tjänstenäringar	389,1
Offentliga tjänster	215,2
Produktskatter	141,6
Restpost	0,6
SUMMA BNP	1 114,0

Ovanstående tablå återger produktionsberäkningarna i sammandrag. Redovisningen sker i allmänhet mycket mer detaljerat, jfr den branschförteckning som visas i bilaga.

Den mest betydelsefulla produktionsstatistiken avser industrin och denna utgör grunden för NR-tabellernas detaljerade redovisning av förädlingsvärdet i olika branscher. Industristatistiken är också huvudunderlaget för input-output-räkenskaperna, som redovisar varuströmmarnas väg från råvarustadiet via olika förädlingsled till den slutliga användningen för konsumtion eller investering. Eftersom produktionsberäkningarna bygger på en annan typ av statistisk information än BNP-beräkningarna enligt försörjningsbalansmetoden och det föreligger osäkerheter i båda typerna av statistikunderlag får man inte exakt samma resultat. Därigenom uppkommer statistiska restposter, som dock genom det systematiska avstämningsarbete som input-output-tabellerna möjliggör är ganska små.

Huvudunderlaget för beräkningarna av BNP från inkomstsidan är en detaljerad statistik över lönerna, som bygger på företagens kontrolluppgifter i samband med inkomstbeskattningen. Ett betydelsefullt underlag är också den s.k. finansstatistiken för företag, som ger information ur vinst- och förlusträkningarna bl.a. över företagens driftsöverskott. I alla dessa kalkyler över BNP och andra poster i NR-systemet är det givetvis av stor betydelse för beräkningarnas kvalitet och trovärdighet att SNA-definitionerna utformats med beaktande av de empiriska mätmöjligheterna och med utgångspunkt från vad som normalt finns i de ekonomiska subjektens egna räkenskaper.

Behovet av att beräkna Sveriges Nationalförmögenhet har hitills inte alls varit så stort som behovet av BNP-beräkningar och det är först under senare år som arbete påbörjats inom detta område. SCB kommer sålunda att under 1991 presentera beräkningar över Nationalförmögenheten för perioden 1981–1989. Dessa beräkningar, som kommer att följa riktlinjerna enligt nuvarande SNA kommer att innefatta uppgifter både om producerat och ej-reproducerbart kapital. Beräkningarna kommer också att innehålla information om de olika slag av utjämningsposter som erfordras för att ge en mer fullständig bild av Nationalförmögenhetens förändring. En del av dessa utjämningsposter kan vara av intresse också i samband med arbete med miljöräkenskaper.

Tabell NR-systemets input-output-tabeller

			Produktion i inh. Ekonomisk aktivitet Branscher 1 2 .... j	Konsumtion Privat ändamål 1 2 .... k	Konsumtion Offentligt ändamål 1 2 1	Kapital-bildning Branscher 1 2 ..... j	Utrikes trans-aktioner	Summa
		$	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
(1)	Användning av produkter	2 , . i	Intermediär (insats)	Privat konsumtion	Offentlig konsumtion	Bruttoin-vestering och lager-förändring	Export	BPV och import
(2)	Löner Ind. skatter -subv. Kapitalförslitning Driftsöversk.netto		BNP uppd. på ek. akt. och förädlings-värdekompo-nenter			- Kapital-förslit-ning		NNP
(3)	Tillgång av produkter	1 2 . . i	(1) Brutto-produk-tions-värde (output)				(5) Import	(6) BPV och import

Bilaga 2

Guld och gröna skogar – Miljömodifierade nationalräkenskaper för inkomster från skogstillgångarna

av Lars Hultkrantz

Innehåll

Sammanfattning 5

Förord 5

1 Inledning 5

2 Vad är inkomst? 8

3 Skogens natur- och miljöresurser 13

4 Värdering av skogsinkomstens komponenter 14
- A. Virkesproduktion 14
- B. Bär 18
- C. Svamp 20
- D. Jakt 20
- E. Skogsberoende djur- och växtarters existens 21
- F. Påverkan på hydrologiska kretslopp 25
- G. Lagring av kol 25
- H. Buffring av surt regn 29
- I. Kväveläckage från skogsmark 30
- J. Renutfodring 31
- K. Rekreation 33

5 Den totala inkomsten från skogstillgångarna 34

Sammanfattning

I denna rapport beräknas inkomsten från Sveriges skogstillgångar för ett enskilt år (1987) enligt de principer som kan tänkas gälla för en modifierad nationalinkomstbokföring som fokuserar den bärkraftiga inkomsten. I rapporten värderas därför förändringar i storleken av naturresurs- och miljötillgångar i skog- och skogsmark, såsom arttillgång, kollager, markens buffringsförmåga och kapacitet för produktion av renfoder (lav). Även de inkomstposter som inkluderas i de ordinarie nationalräkenskaperna har justerats på en rad punkter.

Förord

Denna rapport är författad på uppdrag av Miljöräkenskapsutredningen. Jag vill tacka följande personer som snällt svarat på mina frågor och/eller givit mig synpunkter på manuskriptet: Arne Albrektsson, Hans Ekvall, Jan-Eric Hällgren, Göran Kempe, Per Linder, Leif Mattson, Kaj Rosen, Hans Toet och Erik Wilhelmsson (Skogsvetenskapliga fakulteten, Sveriges lantbruksuniversitet), Mike Chadwick (Stockholm Environment Institute at York), Lars O Eriksson (Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet), Bengt Kriström (Nationalekonomiska institutionen vid Handelshögskolan i Stockholm), Per Kågesson (Miljöräkenskapsutredningen), Per-Olov Johansson, Karl-Göran Mäler (Nationalekonomiska institutionen vid Handelshögskolan i Stockholm) och Åke Tengblad (Statistiska centralbyrån) samt deltagarna vid ett seminarium i nationalekonomi, Umeå universitet och vid ett seminarium anordnat av Miljöräkenskapsutredningen.

1 Inledning

Utvecklingen av nationalräkenskaper (NR) för att mäta produktionsvärde och inkomster i en nation är ett av de verkligt stora framstegen under detta sekel i strävan att vinna insikt i olika nationalekonomiska sammanhang. Trots de många svårigheter som uppstår vid mätning och sammanvägning av alla de olika komponenterna i en nations ekonomi, och som inte sällan fått bristfälliga lösningar i NR, så är det ingen tvekan om att NR är till stor nytta. Tillgång till statistik om utvecklingen av BNP och dess komponenter har gjort det möjligt att analysera och testa ekonomiska orsaksammanhang. BNP ger ett sammanfattande mått på en nations ekonomisk framgång och kan därför användas för att utvärdera den övergripande ekonomiska politiken.

BNP är inte ett direkt mått på välfärden.[1] Livets kvalitet rymmer många dimensioner som är svåra, antagligen omöjliga, att mäta och

[1] "We can leave some things to psychologists and sociologists. Our accounts may better seek to measure not welfare itself but the nation's output of final goods and services, which are presumed to contribute to welfare. We focus on the final product, those goods and services that are the penultimate ingredients of human well-being /.../." Eisner [1988], s. 1617.

sammanställa i ett enda tal. Den produktion av varor och tjänster som mäts i NR är ett medel för att åstadkomma välfärd, men är inte välfärd.

Mycket av den kritik som riktas mot BNP-måttet beror på att denna distinktion inte är klar. Det är vanligt att man slarvigt påstår att BNP verkligen mäter välfärden i ett land. Den som tar fasta på detta som utgångspunkt för en kritisk granskning av BNP kommer med lätthet att finna en mängd brister och motsägelser. Till dessa hör att BNP mäter arbetsinsatser som utbjudits över arbetsmarknaden men bortser från de betydande arbetsinsatser som utförs tex i hemmet. Detta gäller även när arbetsuppgifterna är likvärdiga (kommunal dagmamma är med, men inte privat dagmamma). NR utesluter en rad välfärdspåverkande nyttigheter eller dåligheter som inte är marknadsprissatta. Till exempel används en stor del av produktionsresultatet i kalla och varma länder till ändamål som syftar till att hålla invånarnas kroppstemperatur jämn (bostäder, uppvärmning, kläder m.m.). Länder som har ett behagligt klimat, där invånarna inte behöver göra dessa ansträngningar för att slippa frysa eller svettas, får inte några "poäng" i BNP för detta.[2]

Den kritik som riktas mot NR därför att dessa i största allmänhet försummar att mäta miljöns bidrag till välfärden är därför enligt min uppfattning rätt uddlös. I och för sig är det naturligtvis angeläget och intressant att olika miljökvaliteters bidrag till välfärden uppskattas. Kunskap om detta bör vara av stor betydelse som underlag för beslut som påverkar miljön. Det vore emellertid helt otillräckligt att bara komplettera BNP med "miljöintäkter" och "miljökostnader" om syftet är att erhålla ett välfärdsmått. I ett sådant måste en rad andra aspekter vägas in, t.ex. tidsanvändning, sociala relationer osv. Det finns en omfattande forskning kring mätning av livskvalitet, men den ger knappast underlag för någon ny välfärdsräkenskap som borde ersätta NR.[3]

Det finns däremot en mer specifik invändning mot de nuvarande NR som ger ett enligt min uppfattning starkare skäl för att de bör kompletteras med ekonomiska miljöräkenskaper. Denna gäller frågan om naturresurstillgångarnas värdeminskning (värdeökning). Mer allmänt handlar detta om våra möjligheter att bedöma huruvida en viss inkomstnivå är uthållig med hänsyn till produktionens och konsumtionens effekter på de ekologiska systemen.

Värdet av ett lands produktion är egentligen inte BNP utan NNP, nettonationalprodukten. BNP innehåller bruttoinvesteringarna, alltså den årliga bruttoökningen av landets kapitalstockar. Nettoinvesteringarna är

[2] En anhängare av klimatläran kan invända att ett kallt klimat istället befordrar en hög produktivitet, motverkar skadeinsekter, eventuellt främjar vattenkraft osv. Här vill jag emellertid bara påpeka skillnaden mellan inkomst, som den brukar mätas, och välfärd.

[3] För en översikt över flera försök till modifierade nationalräkenskaperna, som tar hänsyn till hemarbete, pendling, miljö m.m., se Eisner [1989]. Mitt intryck av dessa är att resultaten blir rätt godtyckliga; de är alltid på ett eller annat sätt ofullständiga och ger knappast vägledning för beslutsfattande.

naturligtvis mindre eftersom kapitalstocken minskas av förslitning eller värdeminskning av andra skäl. Denna avskrivningskomponent är emellertid svår att värdera. Samtidigt spelar det inte alltid så stor roll om den kan uppskattas eller inte. Skälet till detta är att om värdeminskningen huvudsakligen består av förslitning av maskiner och byggnader så är den antagligen rätt oförändrad från ett år till ett annat. Vill man jämföra den ekonomiska tillväxten under några närliggande år behöver det därför inte ha stor betydelse om man använder BNP eller NNP som mått.

Denna sak kommer i ett annat läge om man även beaktar att produktionen och konsumtionen inte endast utnyttjar producerade kapitaltillgångar utan även naturresurser (med vilket jag avser resurser som används i produktionen) och miljöresurser (med vilket jag avser resurser som påverkar välfärden, men som inte är råvara i produktion). Det innebär att en del av den årliga nationalinkomst som redovisas i NR inte är "direktavkastningen" från naturresurs- och miljötillgångarna, utan är en realisering av dessa tillgångar (eller åtminstone balanseras av en minskning av tillgångarna). I bokföringstermer innebär det att debetposten (inkomsten) i resultaträkningen motsvaras av en kreditpost (tillgångsminskning) i balansräkningen.

Detta problem är uppenbart i ett litet land vars ekonomi till stor del bygger på utvinning av en naturresurs, t.ex. Kuwait eller Island (olja resp. fisk). I ett extremfall (ett shejkdöme med oljetillgångar, utländska gästarbetare och lånat kapital, alla inkomster konsumeras) kommer landets NNP att vara noll även om BNP är hög. I ett sådant fall lever landet helt och hållet av att tära på sitt naturresurskapital.

NNP-måttet, och särskilt förhållandet mellan konsumtion och NNP, är därför centralt när vi intresserar oss för frågan om uthålligheten i ett lands inkomster. Skulle det visa sig att konsumtionen till stor del grundas på inkomster som balanseras av en urgröpning av natur- och miljötillgångarna ger detta anledning till oro. I en diskussion i Brundtlandkommissionens anda om att söka vägar för att försäkra oss om en uthållig ekonomisk tillväxt har vi alltså stort behov av en rättvisande mätning av NNP.

Syftet med denna uppsats är att undersöka vilka modifieringar som behöver göras av de ordinarie NR för att erhålla ett användbart NNP-mått som kan belysa denna fråga. Undersökningen begränsas till aspekter som rör de tjänster och produkter som vi erhåller från skogstillgångarna. I denna fokuserar vi värderingen av ändringar i dessa tillgångar. Begreppsmässigt kommer vi att tänka oss skogen som sammansatt av olika slag av tillgångar — vilka var och en är kopplad till en viss form av tjänst eller produkt som vi erhåller från skogen.

Jag har tänkt mig denna uppsats som ett första steg i en process som kan leda fram till en löpande beräkning av till nationalräkenskaperna kompletterande miljöräkenskaper. De resultat som här redovisas för ett enskilt år skall ses som en skiss som efterhand kan förbättras. I vissa fall kan enskilda poster beräknas med stor noggrannhet, i andra fall är det fråga om grova överslagsberäkningar. Med mer noggranna beräkningar, kompletterande undersökningar, utnyttjande av data som jag inte känt till

eller inte fått tag på under den begränsade tid som jag har arbetat med denna studie osv bör det i de flesta fall gå att öka precisionen i beräkningarna. I uppsatsen har jag här och var kommenterat hur underlaget eller beräkningarna skulle kunna förbättras, men dessa kommentarer tömmer knappast ut det ämnet.

2 Vad är inkomst?

Inkomst är en flödesenhet. Inkomstflödet ger upphov till en stockenhet – kapital. Ser vi bakåt i tiden så har historiska inkomstflöden givit upphov till den existerande kapitalstocken. Ser vi istället framåt så kan vi diskontera och integrera förväntade inkomster. Vi erhåller då ett kapitalvärde som representerar värdet av rätten till detta framtida inkomstflöde.

Eftersom de framtida inkomsterna är osäkra så är även värdet av vår förmögenhet osäker. Ny information kommer att leda till omvärdering av våra tillgångar. I en tillbakablickande analys är det rimligt att bokföra en appreciering av kapitalstockarna under en viss period som en inkomst. Vi kan däremot knappast utgå från att vi uthålligt kan upprätthålla en viss konsumtionsnivå på grundval av inkomst som bygger på omvärdering (uppskrivning) av tillgångarna. Om vi vill svara på frågor som gäller vilken konsumtionsnivå som är uthållig så bör vi därför skilja på ändringar av tillgångarnas pris och volym. Den del av förmögenhetsförändringen som beror på ändrade tillgångspriser bör i en sådan analys inte inkluderas.[4]

Antag att vi har en kapitaltillgång vars volym är x och pris p. Tillgången ger en viss direktavkastning (den producerar en tjänst) som vi betecknar med μ. Den "vanliga" inkomsten från en sådan tillgång, vi kan tänka oss ett bostadshus, skall vi beteckna Y_{SHS} (Schanz-Haig-Simons inkomstbegrepp). Denna kan uttryckas på följande sätt:

$$Y_{SHS} = \mu + \triangle px + p\triangle x - i$$

Förutom direktavkastningen μ har vi inkluderat apprecieringen $\triangle px$ (ett givet hus har ökat i värde på grund av prisökning på hus), värdet av tillgångens volymändring $p\triangle x$ (husets karaktäristika har ändrats under året på grund av tillbyggnad, förslitning etc.). Slutligen har vi dragit från återinvesteringskostnaden i (inkl. underhåll), som vi således direktavskrivit. (I en privat- eller företagsekonomisk kalkyl skulle vi istället antagligen ha periodiserat kapitalkostnaderna, men vi tillämpar här NRs princip vid behandlingen av denna post.)

I denna "vanliga" inkomst är således komponenten $\triangle px$ med. Som vi redan har påpekat är denna post inte relevant vid en analys av frågan om

[4] Se Bradford [1990], Elsner [1990] och Scott [1990] för en diskussion kring detta. Mäler [1990] diskuterar även problemet med att tillgångarnas värde beror av framtida processer som är stokastiska; priserna kommer således att ändras som en följd av att man efterhand lär vilket utfall som har realiserats.

en viss konsumtionsnivå är uthållig. Som Erik Lindahl konstaterade i ett klassiskt arbete 1933 bör vi därför inte inkludera detta i nationalinkomstbegreppet. Vi skall här således utgå från den sk Hicksinkomsten (efter den berömde brittiska ekonomen John Hicks, gift med Lindahls engelska översätterska!):

$$y_H = \mu + \triangle xp - i.$$

Det som vi här givit en intuitiv förklaring och som det lindahlska skarpsinnet insåg har under senare tid visats även genom kapitalteoretisk analys. Utgångspunkten är här ett välfärdsmaximeringsproblem med oändlig tidshorisont (Ramseyproblem). Man kan visa att nettonationalinkomsten kan representeras av lösningen till detta problem (det linjära stödet till Hamiltonianen i den optimala banan); således att denna inkomst mäter välfärden per tidsenhet, givet en effektiv resursallokering.

Hartwick (1990) och Mäler (1990) visar båda med hjälp av sådana formuleringar att nationalinkomsten bör inkludera värdet av förändringar i naturresurs- och miljötillgångar (alltså den komponent som vi här kallat $p\triangle x$). Det är vid detta teorins Rhodos som vi i denna uppsats skall våga språnget till den empiriska tillämpningens problem! Först skall vi emellertid göra några ytterligare inledande reflexioner.

Arbetsinkomster

I "vanliga" kalkylsammanhang betraktar vi oftast arbetskraft som en resurs som har alternativ användning — i annan arbetsverksamhet eller helt enkelt som fritid. Den konventionella NR bokför hela arbetsersättning som inkomst, trots att arbetsinsatsen ju motsvaras av en negativ post, uppoffring av fritid. Annorlunda uttryckt utgår NR från att arbetsutbudet är oelastiskt. Man kan ifrågasätta denna utgångspunkt (se t.ex. Mäler 1990). Jag skall emellertid acceptera den här. En konsekvens av detta är att jag bör värdera fritid och således bortse från skogens alla rekreationsvärden. Jag skall följa den uppläggningen, men jag kommer ändå i ett avslutande avsnitt att något beröra resultatet av uppskattningar av sådana rekreationsvärden.

Effektiv resursanvändning

Tolkningen av NNP som ett välfärdsmått förutsätter att alla nyttigheter (tjänster) är prissatta. Som vi inledningsvis konstaterade så är steget till en sådan situation långt. En lång rad nyttigheter som påverkar välfärden marknadsförs inte och är därmed inte prissatta. Det går dock att med t.ex. enkätdata åsätta åtminstone en del av dessa tjänster "skuggpriser". Det är emellertid inte självklart hur den totalinkomst som erhålls om man adderar värdet av t.ex. miljötjänster till den "ordinarie" nationalinkomsten skall tolkas. Om sådana tjänster verkligen vore prissatta skulle det påverka priserna och resursallokeringen i ekonomin som helhet, dvs. även den ordinarie nationalinkomsten. Detta understryker fåfängligheten i ett grön BNP-företag som i första hand syftar till att erhålla ett mått som verkligen mäter välfärden.

Naturresurser

Inte bara Kuwaits utan även den svenska ekonomin bygger till viss del på naturresursbaserad produktion, så vi har anledning att intressera oss för hur värdet av naturresurstillgångar som skog, vattenkraft och malmer förändras. Med naturresurser avser jag här resurser som "ingår i produktionsfunktioner men inte i nyttofunktioner", dvs. de är råvara som inte konsumeras direkt. Dessa tillgångar är (i princip) marknadsprissatta. Den årliga avkastningen av dem inkluderas därför redan i BNP. Vid beräkningen av NNP bör man således dra ifrån (lägga till) årets minskning (ökning) av dessa naturresursstockars värde.

Som särskilt Hartwick (1990) poängterar bör denna tilläggspost för en homogen naturresurs beräknas enligt formeln (stockens volymförändring) x (marginellt "rotnetto" per volymenhet). Ofta är emellertid resursen heterogen (rotnettot per kubikmeter virke i ett trädbestånd beror av virkeskvalitet, läge m.m.). Antag att virkesförrådet x kan delas upp ett antal delförråd av olika kvaliteter x_i , där i är kvalitetsindex. Kvaliteten påverkar marginalkostnad (mc_i) och virkespris (p_i). Virkesförrådets värdeminskning (D) skall i detta fall beräknas som

$$D = \sum_i (p_i - mc_i) \triangle x_i,$$

där $\triangle x_i$ anger volymminskningen för kvalitet i. Om vi antar att minskningen av förrådet är proportionellt lika stor i alla kvalitetsklasser, dvs. $\triangle x/x = k = \triangle x_i/x_i$, så kan vi använda den betydligt enklare formeln $D = (p - ac) \triangle x$, där ac är genomsnittskostnaden och (p - ac) därför det genomsnittliga rotnettot. För heterogena resurser kan det således i vissa fall vara befogat att använda genomsnittsnettot vid en approximativ beräkning av deprecieringen. Vidare skall reinvesteringar i naturresurstillgången (t.ex. skogsvård) dras av från BNP vid beräkningen av NNP (Mäler [1990]).

Om naturresursen inte är förnyelsebar (t.ex. torv) så leder användning av resursen till en värdeminskning av resursförrådet. Om den däremot är förnyelsebar, t.ex. skog, bestäms förrådsändringen av mellanskillnaden mellan tillväxt och avverkning. Denna skillnad kan naturligtvis vara positiv.

När vi tar hänsyn till förändringar i naturresursförråd ges NNP sammanfattningsvis av följande formel:

$$NNP = C + I_K + \sum_i (p_i - mc_i) \triangle x_i - I_R,$$

där C är konsumtion, I_K är nettoinvesteringar i maskiner, byggnader och anläggningar och I_R är investeringar i naturresurskapital. Den tredje termen i högerledet är förrådsändringen i naturresurserna, värderad med rotnetto.

En definition av uthållig ekonomisk utveckling kan ges med hjälp av "Hartwicks regel", som innebär att naturresursräntorna återinvesteras

(Solow, [1986]). En sådan ekonomi kännetecknas följaktligen av att C = NNP.

Miljötillgångar

Marknadsprissatta naturresurser utgör emellertid endast en del av vår totala natur- och miljötillgång. De flesta sådana tillgångar är inte marknadssprissatta, men har ett betydande knapphetsvärde. Tillgångar som inte är råvaror i produktion utan påverkar välfärden direkt (ingår i nyttofunktionen) skall jag kalla "miljötillgångar".

Dessa tillgångar skall i princip behandlas på samma sätt som naturresurser. För det första skall "direktavkastningen" (funktion av stock och/eller flöde — "miljötjänstens" volym gånger marginell värdering av denna tjänst) av dessa tillgångar adderas till ordinarie BNP (Mäler [1990]). Som jag redan nämnt är detta dock inte helt invändningsfritt. Givet att icke prissatta miljötjänster vore prissatta skulle resursallokeringen vara annorlunda, så en på detta sätt modifierad BNP kan inte bli helt rättvisande (Hartwick [1990]). Å andra sidan kompenseras sådana problem i större eller mindre utsträckning av miljöpolitiska insatser. Dessutom bidrar skatter och diverse marknadsimperfektioner redan till liknande problem på många andra området, detta problem gäller inte bara miljötjänsterna.

Vidare skall värdet av volymförändringar i miljöstockar adderas eller subtraheras vid beräkning av NNP. Hartwick [kommande] härleder följande uttryck för värdering av ökningen av en föroreningsstock (en negativt värderad miljöstock):

$$-(q + d')\triangle x,$$

där q är miljöföroreningens skuggpris (marginalvärde) och d är marginalkostnaden för reningsåtgärder. En ökning av föroreningsstocken minskar samhällsförmögenheten dels genom en negativ direkt effekt på välfärden, dels genom en negativ indirekt effekt i form av krav på en större resursinsats för reningsåtgärder. Om vi istället definierar miljöresursen som en nyttighet (t.ex. syrehalten i ett vattendrag) skall minustecknet bytas ut mot ett plustecken.

Vilka resurser bör inkluderas?

Vårt liv påverkas av naturmiljön, inte minst skogsmiljön och skogstillgångarna, på många sätt. Det skulle vara svårt att ens göra en någorlunda komplett lista över alla tjänster som vi får från skogen. I många fall är både kvantifierings- och värderingsproblemen stora. Eftersom vår utgångspunkt inte är att miljömodifierade räkenskaper behövs för att få fram ett rättvisande välfärdsmått, utan för att belysa ekonomins uthållighet, kan vi emellertid koncentrera oss på några kritiska tillgångar som är särskilt betydelsfulla.

En godtagbar tumregel bör kunna vara att vi kan bortse från alla natur- och miljötillgångar där resursstocken kan förutses komma att vara oför-

ändrad i framtiden. Värdet av t.ex. solsken skulle kanske vara intressant om vi vill mäta livskvalitet, men så länge som den årliga solinströmningen avgörs av faktorer (t.ex. geografiskt läge) som är (någorlunda) långsiktigt konstanta och ej påverkas av det ekonomiska skeendet (vi bortser här från ozonfrågan och drivhuseffekten) så finns det inget skäl att här inkludera detta. Mer specifikt innebär det att vi kan utesluta alla nyttoaspekter från skogen som i ett rimligt scenario (inom hundra år, ej krig eller extrem avspärrning) är ohotade (t.ex. tillräckligt många träd för att rasta hundar).

En ytterligare begränsning av räkenskapsföringen kan göras för tillgångar som kännetecknas av kritiska nivåer, tröskelvärden. "Direktavkastningen"/miljötjänsten från sådana tillgångar är helt eller huvudsakligen oberoende av tillgångens volym, så länge som denna håller sig över en kritisk nivå. Ett exempel som vi kommer att uppmärksamma i det följande är skogsmarkens buffringsförmåga. Om markens förråd av vissa katjoner uttöms kommer man till slut till en punkt där aluminium fälls ut, med potentiellt allvarliga miljöeffekter. För sådana tillgångar kan vi bortse från värdet av "direktavkastningen", som inte förändras från år till år, men ta hänsyn till den årliga förändringen i tillgångens värde.

Hur skall miljötillgångar värderas?

Hittills har jag implicit utgått från att olika naturresurs- eller "miljö"tillgångar kan värderas. Under senare år har det skett en snabb utveckling av metoder för att värdera individers betalningsvilja för såväl privata som kollektiva nyttigheter (se t.ex. Johansson, [1987]). Det finns redan en del, i vissa fall mycket sofistikerade, svenska tillämpningar av dessa metoder på olika tillgångar och tjänster med anknytning till skogen (värdet av att bevara urskogar, värdet av vissa naturreservat, värdet av att hindra förskogning av det öppna landskapet, värdet av att bevara vissa hotade skogsberoende djur- och växtarter m.m.). Jag skall i viss mån utnyttja dessa studier här. Till stor del kommer emellertid värderingarna här att göras från "utbudssidan", som den kostnad som skulle ha krävts för att hålla en viss tillgång konstant. För att ett sådant tillvägagångssätt skall vara rimligt krävs att stocken är tillräckligt värdefull. Om en tillgång har minskat innebär det att de åtgärder/kostnader som skulle ha krävts för att hålla stocken konstant inte har vidtagits/betalats, vilket naturligtvis kan ses som ett bevis för att betalningsviljan för detta varit lägre än kostnaden. Denna slutsats förutsätter emellertid att miljöpolitiken är samhällsekonomiskt effektiv, vilket i dagsläget helt säkert är ett alltför starkt antagande. Det skulle ju i sin tur innebära att vi (eller de som utformar miljöpolitiken) redan vet hur hög betalningsviljan är.

Min uppfattning är att uppskattningar från både utbuds- och efterfrågesidan kan ses som kompletterade bidrag till en kunskapsprocess vilken successivt kan ge en allt bättre grund för bestämningen av miljöpolitiska mål (ambitionsnivåer). Pris- (kostnads-) lappar för olika ambitionsnivåer kan hjälpa den rådville som försöker att närmare precisera sin betalningsvilja på precis samma sätt som den vanlige konsumenten ofta bestämmer

sin betalningsvilja först efter/i samband med granskning av olika varor och deras priser. Vidare kan det ibland finnas särskilda skäl att börja denna (förhoppningsvis demokratiska) läroprocess med precisering (diskussion av) av miljömål i fysiska termer, istället för att börja med att bestämma betalningsviljan. Ett sådant skäl är att detta kan göra det lättare att hantera etiska frågor och rättvisefrågor (t.ex. mellan generationer) som är kopplade till frågan (Daly [1984]). Ett annat skäl för att definiera miljömål i kvantitativa termer ges av det faktum att kvantitativa mål ibland är överlägsna prisbaserade mål vid styrning av en verksamhet. I en värld utan osäkerhet finns det ett entydigt förhållande mellan en resurs knapphet i fysiska termer och dess knapphetsvärde (pris). Ett kvantitativt mål kan därför ersättas med en ekonomisk styrning på grundval av priser (marknadspriser, skuggpriser, miljöavgifter osv). I verkligheten finns emellertid en ofta betydande osäkerhet om såväl efterfrågesamband (betalningsvilja) som utbudssamband. Huruvida styrsignaler bör ges i pristermer eller kvantitetstermer beror såväl av efterfråge- och utbudssambandens karaktär som av osäkerhetens karaktär.

När det finns sådana kvantitativa miljöpolitiska mål kan det därför vara rimligt att låta värderingen av en miljöresurs ske från utbudssidan istället för från efterfrågesidan, dvs. som kostnaden för att uppnå det angivna målet (Mäler [1990]). Det är emellertid naturligtvis önskvärt att en sådan värdering konfronteras med en bedömning av betalningsviljan.

3 Skogens natur- och miljöresurser

Vi är nu färdiga att ge oss i kast med bokföringen av den svenska skogen. Vi börjar med en översikt av de olika poster som skall inkluderas och kommer sedan i de följande avsnitten att i tur och ordning diskutera hur varje post kan uppskattas. I anslutning till detta försöker vi även göra en siffermässig precisering av resp. komponent för 1987. I nedanstående tabell anges de poster som kommer att behandlas:

Tabell 1 Miljöräkenskap för den svenska skogen. Komponenter.

Tjänst/"otjänst"	Reinvestering	Stock
A. Industrivirke, bränsleved etc.	Skogsvård	Virkesförråd
B. Bärskörd	Bärväxter	
C. Svamp	Svampmycel	
D. Jakt: Kött	Viltvård, kostnader i jord- och skogsbruk samt trafik	Jaktviltstam
E. Skogsberoende djur och växters existensvärde	Flora- och faunavård	Betingelser för arters överlevnad
F. Påverkan på hydrologiska kretslopp m.m.	Åtgärder som påverkar avrinning	Virkesförråd, kalytor, diken,
G. Fixering av kol	Skogsvård	Kolförråd
H. Buffring av surt regn, växtnäring	Kalkning, "vitaliseringsgödsling"	Markens buffringsförmåga och innehåll av närsalter
I. Kväveutsläpp	Anläggning av kvävesänkor	Kvävefixeringskapacitet
J. Renutfodring	Lavtillgång	
K. Rekreation		

I det följande diskuteras värderingen av dessa poster, A–K, i tur och ordning.

4 Värdering av skogsinkomstens komponenter

A. Virkesproduktion

Bruttoproduktionsvärde

Bruttoproduktionsvärdet för virke delas i NR upp i värdet av massaved, sågtimmer, brännved, övrigt virke och julgranar. I tabell 2 redovisas de värden för dessa komponenter som redovisas av NR (SCB, PM från Åke Tengblad 1990-09-27).

Tabell 2 Bruttoproduktionsvärde för virke 1987, miljarder kr.

	NR
Massaved	8,77
Sågtimmer	8,12
Brännved	0,82
Övrigt virke	0,19
Julgranar	0,05
TOTALT	17,95

Bruttoproduktionsvärdet beräknas fritt bilväg, dvs. exkl. andra transporter än terrängtransport.

Beräkningen av produktionsvärdet för *sågtimmer och massaved* i NR är komplicerad. Metoden ger utrymme för en rad möjliga fel. Metoden utgår från produktionstal för skogsindustrin. Med hjälp av i/o-koefficienter (schablon 1) uppskattas sedan virkesförbrukningen, uppdelat på massaved och sågtimmer. Dessa volymer delas upp på rotposter och leveransvirke (schablon 2), värderas sedan med listpriser (schablon 3),

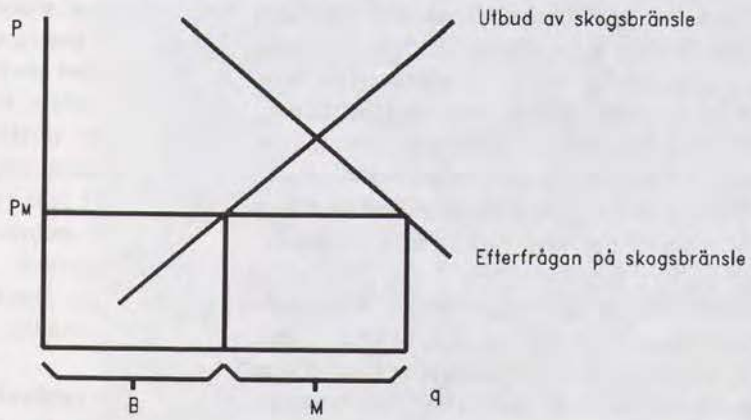
inkl. ett påslag på 10 % (schablon 4), och genomsnittliga rotpostpriser (schablon 5).

Det skulle naturligtvis vara bättre om man istället kunde utgå direkt från data över virkestransaktionernas faktiska värde. Särskilt prisschablonerna torde vara mycket osäkra. Utvecklingen på virkesmarknaden gick under 1980-talet mot en ökad prisdifferentiering, vilket har begränsat listprisernas betydelse. Virkestransaktioner i form av leveransvirke (listpriser) och rotposter svarar endast för två femtedelar av den inhemska avverkningsvolymen. Olika transaktionsformer har olika värde ur virkesanvändarens synpunkt, så det är inte självklart att dessa priser är giltiga för hela virkesvolymen.

I produktionsvärdet för *brännved* tycks i NR enbart inbegripas massaved som eldas. Enligt SCB är hushållens användning obetydlig. Orsaken till detta är emellertid att NR begränsar sig till marknadsförd användning. Den totala eldningen av skogsbränsle uppgick 1985 till 8,5 milj. m^3 f (av detta kom ca 1 milj. m^3 från bark m.m., varför en omvandling från m^3 f till m^3 sk här bör göras med utgångspunkt från siffran 7,5 milj. m^3 f). Hushållens eldning motsvarade 1985 ca 6 milj. m^3 f (varav 0,5 milj. bark etc.) (Skogsstyrelsen 1986), alltså merparten.

Det är rimligt att värdera (bruttoproduktionsvärdet för) bränsleveden med massavedspriset. Figur 1 visar en principskiss över bränslevedsmarknaden. Där finns en efterfrågekurva för bränsleved, en utbudskurva för skogsbränsle och en (horisontell) utbudskurva för massaved. I jämvikt eldas kvantiteten B skogsbränsle och kvantiteten M massaved. Bränslevedspriset sammanfaller med massavedspriset, p_M. Den marginella alternativanvändningen för bränsleved är alltid användning som massaved. Massavedspriset är därför det pris som bör användas för att värdera även brännved.

Figur 1 Principskiss över bränslevedsmarknaden



Ett genomsnitt för tallmassavedspriset och björkmassavedspriset säsongerna 1986/87 och 1987/87 i olika regioner hamnar nära 200 kr/m^3 f (Skogsstatistisk årsbok). Med 1985 års eldningsvolym erhålls

således ett bruttoproduktionsvärde för brännved på precis 1,5 miljarder kr. Detta kan jämföras med värdet enligt NR för 1987 som var 0,82 miljarder kr.

Virkesproduktionens bidrag till NNP

Vid beräkningen av skogsbrukets bruttoförädlingsvärde adderas investerings- och underhållskostnader till det ovan angivna produktionsvärdet. Därefter subtraheras skogsbrukets köp av insatsvaror från andra branscher. Vid beräkningen av virkesproduktionens bidrag till NNP skall vi subtrahera investerings- och underhållskostnaderna samt addera värdet av den årliga virkesförrådsökningen.

Skogsbrukets sammanlagda *investerings- och underhållskostnader* var 1987 2,28 miljarder kr. Av detta svarade skogsvårdsåtgärder för 1,55 miljarder kr. Resterande kostnad faller på ny- och ombyggnad av skogsvägar, skogsdikning och skogsgödsling. Skogsvårdsåtgärderna antages i NR vara utförda inom skogsbruket (egenregi), resten tydligen i andra branscher. Denna uppdelning har jag inte förstått, men jag godtar den här tills vidare.

Skogsbrukets *köp av insatsvaror* skattas av SCB för 1987 till 3,14 miljarder kr. Siffran är mycket osäker. Den är en framskrivning av ett värde som beräknades i mitten av 1970-talet. Sedan dess har stora förändringar i den teknik som används i skogsbruket gjorts. En ny undersökning planeras i samarbete med SLU/Garpenberg, vilken förhoppningsvis kan resultera i ett bättre underlag. Jag återkommer nedan till denna post.

Förändringar i virkesförrådets värde beaktas för närvarande ej i NR. En utredning pågår om värderingen av nationalförmögenheten, där bl.a. värderingen av skogstillgångarna behandlas. I enlighet med den diskussion som fördes inledningsvis skall vi emellertid här fokusera värdet av den årliga förrådsändringen, och ej ändringen av förrådets värde.

Virkesförrådets storlek uppskattas av Riksskogstaxeringen. Taxeringen görs stickprovsmässigt, vilket innebär att resultaten innehåller ett visst slumpfel. Taxeringarna är årliga. Sedan några år taxeras vissa fasta provytor fortlöpande, vilket gör att precisionen har ökat för uppskattningar av förändringar i variabler från ett år till ett annat. Redovisningen av taxeringsresultaten sker årligen i "Skogsdata", men bygger huvudsakligen på glidande medelvärden för flera år. Det är emellertid möjligt att till en låg kostnad ta fram speciella uppgifter om årliga förändringar i virkesförrådet, med uppdelning på olika förrådskomponenter.

Taxeringen av virkesförrådet görs av alla träd i landet, med några undantag. Undantagen gäller följande "ägoslag": a) fjäll, b) "NRS", dvs. nationalparker, reservat och skjutfält, c) öar i sötvatten som är mindre än 0,25 ha samt d) tomt, trädgård och park.I SCBs beräkning av virkesförrådets värde (SCB, PM från Åke Tengblad 1990-10-02) tas utgångspunkt i taxeringsvärdena. Med hjälp av köpeskillingskoefficienter beräknas det totala förmögenhetsvärdet. Metoden är naturligtvis inte invändningsfri. Handeln med skogsmark omfattar huvudsakligen de mindre fastigheterna.

Den halva av skogsmarken som tillhör bolag, stat och "andra allmänna" är därför svår att värdera. Man kan t.ex. notera att finska skogsföretag bokför sina skogsmarksinnehav till betydligt högre värden än vad svenska skogsföretag gör. Vidare är marknaden för skogsfastigheter strängt reglerad varför fastighetspriset inte självklart ger en korrekt värdering.

SCBs förrådsbegrepp inkluderar enbart den del av förrådet som är kommersiellt tillgänglig (dvs. tillgänglig för avverkning). Det är då rimligt att utesluta inte bara de skogar som ej omfattas av taxeringen utan även den andel av virkesförrådet som omfattas av olika restriktioner mot avverkning. En beräkning av den andel (länsvis) som potentiellt (dvs. förutsatt att uppsatta regler tillämpas) är undantagen från avverkning har utförts av Erik Wilhelmsson vid institutionen för skogstaxering och redovisas numera (på riksnivå) även i Skogstatistisk årsbok. För hela landet uppskattas att hinder för virkesproduktion finns på 5 % av den skogsmarkareal som taxeras. SCB gör inte någon sådan uppdelning, men tar ändå hänsyn till en sådan restriktion i ett enskilt fall (en inskränkning i fjällskogsområdet till följd av ett riksdagsbeslut antages minska virkesförrådet under 1987), vilket synes inkonsekvent.

I det sammanhang som vi har här är emellertid en sådan inskränkning av virkesförrådet till den kommersiellt brukbara delen för snäv. En konsekvens av en sådan begränsning är att en reservatsavsättning bokförs som en minskning av nationalförmögenheten. Avsättningen innebär ju emellertid att skogsmarken ansetts vara mer värdefull i en annan användning än virkesproduktionens. Avsättningen har således snarast ökat samhällets rikedom genom att styra över resursen till sin bästa användning.

Vid beräkningen av NNP skall vi som tidigare nämnts endast värdera värdet av virkesförrådets volymförändring. Det genomsnittliga rånettovärdet rapporteras till 143 kr/m^{3}sk för avverkningssäsongen 1986/87 och 151 kr/m^{3}sk 1987/88 (SSÅ90, s. 244). För kalenderåret 1987 skall vi använda genomsnittet, 147 kr/m^{3}sk. Givetvis är det av betydelse hur den totala nettoökningen av förrådet fördelar sig på trädslag, åldersklasser, regioner osv. Emellertid skulle en fullständig analys av värdeökningen även behöva ta hänsyn till hur förrådsökningarna i sin tur förändrar skötselprogram osv, och således bli mycket komplex. Det förefaller därför väl så rimligt att värdera volymförändringen "rakt av" med det genomsnittliga rånettot. Eftersom ökningen 1987 var 26 miljoner m^{3}sk (Källa: Hans Toet, SLU, institutionen för skogstaxering) kan vi därmed värdera förrådsökningen detta år till 3,8 miljarder kr.

Sammanfattningsvis kan vi göra följande sammanställning av "den rena" virkesproduktionens bidrag till nettonationalinkomsten 1987 (miljarder kr.):

Bruttoproduktionsvärde	18,63
Insatsvaror	-3,14
Förrådsökning	3,80
Skogsvårdskostnader	-1,55
TOTALT	17,74

Det kan här vara av intresse att jämföra detta med det mått man får för ett fall där arbetsinsatsen räknas som en kostnadspost. Vi får då följande sammanställning för kalenderåret 1987 (miljarder kr., rånettot är genomsnitt för avverkningssäsongerna 86/87 och 87/88, sådant det anges i Skogsstatistisk årsbok):

Avverkning (rånetto)	9,25
Brännved utöver ovan (7,5 - 3,1) milj. m^3f	0,65
Virkesförrådsökning	3,80
Skogsvård	-1,55
TOTALT	12,15

Mellanskillnaden är således 6 miljarder kr., vilket är ett mått på skogsbrukets arbetskostnad detta år. Detta implicerar en timlönekostnad på 135 kr. (genomsnitt för arbete i både storskogsbruket och småskogsbruket). Detta är alltför högt. Timförtjänsten för en skogsarbetare i storskogsbruket 1987 var 53 kr. Inkl. semesterlön, sociala avgifter etc. ger detta en lönekostnad per timme på ca 85 kr. Timlönekostnaden i småskogsbruket torde snarare vara lägre än detta. En trolig förklaring till skillnaden är att den åldersstigna uppgiften över utgifter för inköp av insatsvaror är (på grund av den ökade mekaniseringen) starkt missvisande. Den kalibrering som kan jämföras med utgångspunkt från timlönekostnaden tyder på att (om detta är det enda felet) denna underskattning är 2,2 miljarder kr., dvs. den korrekta kostnaden för insatsvaror skulle ha varit ca 5,3 miljarder kr.

B. Bär

Produktionen av bär varierar kraftigt från år till år. Endast en mindre mängd av produktionen tas till vara, för t.ex. lingon 11 % och blåbär 5 % (år 1977). Tillvaratagandet beror emellertid i hög grad av avstånd och befolkningstryck. Man kan därför inte dra slutsatsen att förändringar i bärtillgången inte skulle påverka plockningsvolymen.

Produktionsvärdet för skogsbär inkluderas i NR 1987 med 100 milj. kr. Detta är enligt min bedömning en betydande underskattning. I tabell 3 redovisas min beräkning av detta värde. Beräkningen utgår från bärfångsten 1977 och exportgenomsnittspriset f.o.b. 1987 för färska bär. Genomsnittspriset för skogshallon har antagits vara detsamma som för blåbär. Vidare har endast 75 % av den rapporterade hallonmängden inkluderats för att kompensera en överskattning som beror på att även trädgårdshallon har inkluderats i vissa fall i det statistiska underlaget. Ett kilo bär har antagits motsvara två liter.

Tabell 3 Produktionsvärdet av skogsbär

	Volym, milj. l	Värde, milj. kr.
Hjortron	4,5	123
Lingon	34,5	258
Blåbär	28,8	153
Skogshallon	7,5	40
TOTALT	75,3	574

Produktionsvärdet för bär var således en faktor sex gånger det värde som medtagits i NR. Mellanskillnaden beror till stor del på att NR endast inkluderar bär som har marknadsförts, medan övrig konsumtion räknas som rekreationsaktivitet.

Detta produktionsvärde ersätter principiellt bärmarkägare, bärplockares arbetsinsats samt kostnader för insatsvaror. På grund av allemansrätten utbetalas ingen markränta, utan denna post, i den mån den är positiv, tillfaller plockaren. Bärplockning är som bekant arbetsintensivt men kräver vissa kostnader för (bil)transport, hinkar, plockare, stövlar etc. Sådana kostnader är emellertid mycket svåra att skilja från ren konsumtion. Till detta kommer att bärplockningen är förenad med ett rekreationsvärde, som vi här inte har försökt uppskatta. Vi bortser emellertid här från rekreationsvärdet och tar hänsyn till kostnaderna för insatsvaror genom att avrunda nedåt till 500 milj. kr.

Tillgången till bär påverkas i hög grad av skogsbruket. Till stor del kan detta ses som en del i beståndens produktionscykel (ökad produktion av hallon och lingon åren efter en avverkning osv) och är inte intressant i detta sammanhang. Av intresse är däremot bestående förändringar i produktionsförmågan. När det gäller hjortron är det oklart huruvida dikning minskar produktionen eller inte (Kortesharju 1984). Kardell (1989) har i en studie belagt att bärproduktionen är betydligt lägre i bestånd med contortatall, jämfört med vanliga tallbestånd. Detta kan tänkas ha viss betydelse även på nationell nivå eftersom 16 % av den årliga skogsplanteringen sker med Contorta. Å andra sidan sker contortaodlingen huvudsakligen i norra Sverige där tillvaratagandeandelen är låg. Gödsling och kvävenedfall torde tendera att minska tillgången till lingon, som ju är art som gynnas av näringsfattiga förhållanden. Särskilt markförsurningsaspekten kan ge fog för misstanken att den sammanlagda produktionsförmågan för skogsbär inte kan tas som en given storhet, utan kan vara stadd i förändring.

Som vi har konstaterat är produktionsvärdet för skogsbär förhållandevis stort. Det finns därför skäl att i en miljöräkenskapsföring följa utvecklingen av denna post. Den totala bärproduktionen kartlades genom kompletterande undersökningar i anslutning till riksskogstaxeringen 1975-77. Kostnaden för detta var förhållandevis liten. Det kan därför finnas anledning att överväga en ny inventering för att undersöka om produktionen har ändrats under den tid som har gått.

C. Svamp

Precis som för bär tas endast en del av den totala produktionen tillvara. Den totala svampfångsten 1977 var enligt samma enkätundersökning som uppgifterna om bärskörden grundades på 22 miljoner kg, eller ca 3 % av totalproduktionen. En enkätundersökning av Kardell [1988] i Nordmaling 1986 visade att nordmalingsbon i genomsnitt plockar 0,8 liter svamp per år. Uppräknat till totalbefolkningen ger detta endast knappt 2 miljoner kg. Detta kan emellertid vara förenligt med resultatet från den undersökning som genomfördes i hela landet för 1977 eftersom man där fann att den plockade mängden svamp per invånare är lägre i Norrland än i resten av landet.[5] Kardells undersökning visade vidare att svampskörden i Nordmaling utgjordes till drygt hälften av murklor och en tredjedel av kantarell. Av detta kan man således dra slutsatsen att åtminstone nordmalingsbon huvudsakligen lägger sådan svamp i sin korg som brukar räknas som särskilt läcker och som dessutom är lätt att finna. Aktuella inköpspriser (Lapplandsvilt AB i Vilhelmina) för rensade murklor är 25 kr/kg, för rensade kantareller 30 kr/kg. Med tanke på att en del av den genomsnittliga svampkorgen även innehåller arter med lägre pris väljer jag att göra värderingen av svampskörden med genomsnittspriset 25 kr/kg, vilket ger ett totalt produktionsvärde på 550 milj. kr.

Det skall här återigen understrykas att detta är ett bruttoproduktionsvärde. Det exkluderar rekreationsvärden, men inkluderar svampplockningens kostnader. Endast om dessa två poster uppväger varandra mäter det här angivna beloppet svampens nettovärde ("svampräntan").

D. Jakt

Värdet av det genom jakt producerade viltköttet inkluderas i NR, men som en underpost till jordbruk. Det förefaller mer rimligt att ta upp denna post i samband med värderingen av skogsresurserna, även om vissa vilt naturligtvis även livnär sig till en del, till jordbrukarens förtret, på odlade grödor.

När det gäller jakten har förhållandevis ingående ekonomiska undersökningar utförts, i vilka såväl köttvärde, rekreationsvärde som jaktkostnader har uppskattats (Mattsson [1990]a och [1990]b). Dessa undersökningar utfördes 1987, alltså just det år som vi här fokuserar.

Det totala köttvärdet av all viltjakt i Sverige uppgick till 467 milj. kr., därav 350 milj. kr. för älg. Rekreationsvärdet av jakten (exkl. kött) var 972 milj. kr., därav 524 milj. kr. för älg. I någon mån inkluderar rekreationsvärdet även värdet av skinn, horn osv, men detta anges utgöra en liten andel. Jaktkostnaderna uppgick till 608 milj. kr., därav 416 milj. kr. för älg. Dessa senare utgörs emellertid till en del av jaktlicenser osv som här kan betraktas som en markränta. I övrigt är utgifterna svåra att skilja från konsumtionsutgifter, i synnerhet som ett betydande rekrea-

[5] Själv till Nordmaling inflyttad sörlänning kan jag intyga att det norrländska ointresset för svamp i särskilt hög grad existerar här.

tionsvärde är inblandat. Jag väljer därför att enbart inkludera viltjaktens köttvärde, således 467 milj. kr.

Detta belopp bör förmodligen ses som en underskattning av det sanna värdet. Värderingen grundas på jägarnas egen värdering av köttet. Älgkött värderades till endast 27 kr/kg. Detta kan jämföras med producentpriserna för nötkött som samma år uppgick till 23–24 kr/kg. Även om man tar hänsyn till styckningsarbetet, fryskostnader etc., är denna värdering av älgköttet säkerligen lägre än konsumentpriset för nötkött köpt över disk. Jägarnas värdering är emellertid starkt beroende av köttilldelningen. De som erhöll en liten mängd kött från jakten värderade köttet till ett pris nära "affärsdiskpriset", medan jägare som erhöll ett eller flera hundra kilo kött värderade detta till 10 kr/kg eller lägre. Avsaknaden av en väl fungerande marknad för älgkött, vilket förmodligen till stor del kan skyllas på skatteskäl, gör det således svårt att bestämma ett entydigt köttpris.

Liksom när det gäller bär och svamp avstår jag från att försöka värdera stockförändringar. Viltstammarna är förenade med "återinvesteringskostnader", förutom viltvård, kostnader i jord- och skogsbruk, trafik osv. Jord- och skogsbrukets kostnader är redan implicit med i NR (t.ex. som utebliven produktion). Trafikaspekten väcker den betydligt större frågan om hur trafikolyckor överhuvudtaget skall värderas. Jag avstår från att behandla dessa frågor. När det vidare gäller viltstammarnas storlek avspeglar sig förändringar i dessa snabbt i jaktvolymerna (en stor andel av populationen fälls varje år), så distinktionen mellan flödes- och stockeffekter är i detta sammanhang av begränsat intresse. I den mån det finns en fråga om artens långsiktiga överlevnad (björn, tjäder osv) behandlas denna aspekt i nästa avsnitt.

E. Skogsberoende djur- och växtarters existens

Artdiversiteten är den kanske mest brännande konfliktpunkten idag mellan skogsbruk och naturvård. Svensk natur är förhållandevis artfattig. Av de arter som finns vissa trängda av det moderna skogsbruket. En översikt ges i den vidstående tabellen. Graden av trångmål kan definieras på olika sätt. I de flesta fall finns det troligen en rad faktorer, inte enbart skogsbruket, som bidrar till överlevnadshotet. Klart är emellertid att problemen är rätt jämnt fördelade bland olika grupper i floran och faunan, och att läget ur naturvårdssynpunkt uppfattas som allvarligt. Även om en omsättning av arter, med utdöende av vissa och nybildning av andra, i sig är naturlig är det uppenbart att det moderna skogsbruket även i vårt land tippat balansen i denna process så att den har hamnat långt från ett uthålligt jämviktsläge.

Det är knappast meningsfullt att i en ekonomisk räkenskapsföring försöka bokföra enskilda arter. Ett skäl är att det finns stora kunskapsluckor när det gäller förekomsten av olika arter. Ett annat, mer fundamentalt skäl är att populationers dynamik är komplex och stokastisk. Ett mycket långt tidsperspektiv måste anläggas. Arterna har i flera omgångar jagats ut ur landet av istider och sedan successivt återinvandrat, en

process som fortfarande pågår. Överlevnad på lång sikt fordrar därför inte enbart att arten är skyddad på en viss lokal, utan även att den har möjlighet att anpassa sig till klimatförändringar genom förflyttning. Det stokastiska inslaget innebär att sambanden mellan åtgärd och effekt måste ses på en aggregerad nivå; ett sparat boträd blir inte nödvändigtvis utnyttjat för häckning. Ett visst skydd för en art ger inga garantier för en viss utveckling av arter utan innebär enbart att man har påverkat dess överlevnadssannolikhet.

Av dessa skäl är det rimligt att fokusera omfattningen av den mark som skyddas, och inte storleken av olika hotade populationer, i en bokföring av "hottillståndet". Naturligtvis beror graden av skydd för olika arter inte enbart på storleken av den totala areal som skyddas utan även på var den är belägen, vilken slags areal som valts ut osv. Under förutsättning av att "utläggningen" av den areal som står till förfogande alltid görs på ett optimalt sett (med hänsyn till gjorda prioriteringar mellan olika arter, ekologiska samband etc.) skulle det emellertid finnas ett entydigt samband mellan "graden av skydd" och den totalt skyddade arealen. Givet en sådan "naturvårdseffektiv" allokering blir den totala arealen skyddad mark den restriktion som avgör graden av måluppfyllelse. "Output" (ex ante — det som påverkas är förväntad överlevnad) kan därmed mätas med en "input", dvs. arealen skyddad mark.

Det finns skäl att ifrågasätta om denna förutsättning ens approximativt är uppfylld. Naturskyddade urskogar finns idag huvudsakligen i fjällregionen (291.000 ha, jämfört med 52.100 ha i lågland), vilket avspeglar överväganden i skogsskötseln snarare än naturvårdsmässiga hänsyn. Hänsynstaganden i "normalt skogsbruk" enligt Skogsvårdslagens paragraf 21 görs endast delvis med hänsyn till effekterna på flora och fauna. Av den areal ("reducerad areal" enl. Skogsstatistisk årsbok 1990, s. 81) som "potentiellt" undantas från skogsbruk enligt denna paragraf är drygt hälften (53 %) areal som primärt kräver hänsyn på grund av närhet till bebyggelse. 15 % undantas primärt av landskapsvårdande skäl. Särskilt när det gäller områden som ligger nära bebyggelse kan man förmoda att artskyddseffekten är förhållandevis låg. Möjligen har en ökad uppmärksamhet på frågorna kring arters överlevnad inneburit en förändring härvidlag, men en undersökning från 1980-talets mitt visade att det till stor del var landskapsestetiska hänsyn som vägledde hänsynstagandena i praktiken. Det innebär att skillnaden mellan "potentiellt" skydd och faktiskt skydd kan vara särskilt stor när hänsynskraven enligt de formella kraven motiveras av artskyddsskäl.

Jag skall emellertid här, i brist på bättre, förutsätta att en ur artdiversitetens och artöverlevnadens synpunkt optimal funktionell allokering görs av den areal som ställs till förfogande, och att den totalt skyddade arealen således mäter den faktiska skyddsgraden.

Nästa steg är att fastställa vilken skyddsgrad som är långsiktigt godtagbar. Att göra detta överskrider naturligtvis både min kompetens och mitt uppdrag. Jag har emellertid här tagit fasta på Världsnaturfondens rekommendation att ett skydd för 10 % av markarealen är en rimlig (minimi-) ambitionsnivå för skyddet av arter. Denna nivå innebär inte att

alla arter skyddas, men "många". En annan procentsats som brukar nämnas i detta sammanhang är 30 %. Denna grundas på vissa studier av "gammelskogslevande" fågelarter som har indikerat att dessa arter fordrar att omkring 30 % av träden inom ett område befinner sig i sena stadier. Detta tal kan emellertid inte översättas till ett generellt skyddskrav av samma storlek. Dels behöver sådana "skyddsområden" inte täcka hela landet, dels utesluter detta krav inte skogsbruk, utan förutsätter bara att skogsbruket tillämpar långa omloppstider. Professor Lars Ericson vid institutionen för ekologisk botanik i Umeå bekräftar vid samtal att den ambitionsnivå som jag här har tagit som utgångspunkt "inte är orimlig". Förutom de naturvårdsändamål som har anförts här bör enligt honom ytterligare två nyttoaspekter på skydd läggas. Skogarna utsätts från och till för angrepp från parasitsvampar och skadeinsekter. När sådant inträffar är det av värde att det finns större skogliga reservat där man kan studera de interaktioner i vilka sådana problem har reglererats under naturliga förhållanden. Vidare är det önskvärt att trädens mycket stora genetiska variation bevaras, bl.a. för att kunna utnyttja träd som är mindre mottagliga mot sjukdomar.

Jag utgår alltså från att 10 % av skogsmarksarealen bör skyddas för att en rimlig grad av artöverlevnad skall vara möjlig. I tabell 4 redovisas den beräkning jag har utfört av storleken av den areal som är skyddad. Beräkningen kommenteras nedan, men vi konstaterar direkt att denna pekar på att ungefär 5 % av arealen är skyddad. Således är 5 % "för mycket" av skogsmarksarealen utsatt för virkesproduktionsinriktat skogsbruk. Vi kan anta att den genomsnittliga inkomsten från denna "överareal" sammanfaller med genomsnittsinkomsten från den totala arealen. Det innebär att 5 % av inkomsterna av virkesproduktionen har erhållits genom ett tärande på "artkapitalet". Den relevanta inkomsten i detta fall är rimligen den som grundas på rotnettot, dvs. exkl. arbetskostnader. Vi noterar här således en avdragspost vid beräkningen av den modifierade NNP för 1987 på 0,05 12,15 = 0,60 miljarder kr.

Intressant nog kan vi jämföra detta belopp med svenskars betalningsvilja för att rädda 300 utrotningshotade skogslevande svenska djur- och växtarter, enligt en enkätundersökning som har utförts av P O Johansson vid institutionen för skogsekonomi, SLU (Johansson [1987]). Resultaten, uppräknade till den nivå som motsvarar hela befolkningens betalningsvilja, visar en betalningsvilja för åtgärder som räddar 100 % av dessa arter på 360 milj. kr. per år. Betalningsviljan för åtgärder som leder till att hälften av arterna kan räddas uppgick till 150 milj. kr. per år. Med reservation för all osäkerhet som vidlåter både denna skattning och den ovanstående beräkningen kan vi således konstatera att betalningsviljan förefaller vara lägre än kostnaden. Som jag konstaterade inledningsvis är det emellertid inte självklart att riktvärdet när det gäller arters överlevnad direkt skall sättas med utgångspunkt från en uppskattning av betalningsviljan. Det finns i vart fall anledning att utveckla diskussionen kring denna ambitionsnivå. I denna räkneövning väljer jag därför diskussionsvis att lägga den ovanstående beräkningen till grund för den korrektion som skall göras med hänsyn till skogsbrukets artutträngning.

Tabell 4 Beräkning av med hänsyn till djur- och växtarters överlevnad från virkesproduktion skyddad skogsmarkareal

	Hektar	Procent
Reservat (naturreservat, Domänreservat, nationalpark)		
Lågland	52 000	0,22
Fjällregionen	460 000	1,92
Övrigt "fullt" skydd		
Skydd	262 000	
Reservat	51 000	
Vatten	13 000	
Tekniskt	50 000	
Landskap	173 000	
TOTALT	549 000	2,28
25 % av skydd pga. närhet till bebyggelse	153 000	0,64
TOTALT	1223 000	5,08

Reservatsarealen har beräknats av institutionen för skogstaxering (Johan Bergstedt). En beräkning vid Naturvårdsverket ger en något högre siffra, 2,65 %, men den inkluderar även planerade reservat. Eftersom beräkningarna här gäller år 1987 är en sådan beräkning ej relevant.

Övrigt skydd är ett "potentiellt" skydd. Arealuppgifterna bygger på den registrering av "hinder för virkesproduktion" som utförs vid riksskogstaxeringen. Registreringen görs på skogsmark och man anger "hinder" i följande klasser:

Inga. Hit förs även naturreservat där det inte föreligger några hinder för virkesproduktion.

Skydd. Beståndet bör ej slutavverkas, eftersom det utgör skydd mot sand- och jordflykt eller ligger inom ett område med extrem klimatisk belägenhet nära fjällgränsen med stora föryngringssvårigheter.

Reservat. Naturreservat eller dylikt som redovisas som skogsmark och för vilket någon typ av restriktion för virkesproduktion föreligger, t.ex. förbud mot slutavverkning.

Bebyggelse. Belägen inom 100 m från permanent bebyggelse, fritidshus eller permanent anläggning för friluftslivet. Elljusspår räknas som sådan anläggning, men inte andra slag av motionsspår.

Väg. Belägen inom 100 m från läns- eller riksväg.

Vatten. Belägen inom 100 m från havet eller sjö som är minst 5 ha stor eller från naturligt vattendrag som vid normalt vattenstånd är minst 5 m brett.

Tekniskt. Skogen kan knappast avverkas med dagens teknik, t.ex. på grund av alltför brant terräng.

Landskap. Konventionellt skogsbruk bedöms vara orimligt på grund av landskapsbild, rekreationsvärde, säregen natur e.dyl.

Uppgifterna redovisas i tabell 4.10 i Skogsstatistisk årsbok 1990, s. 81 ("Reducerad areal"). En reduktion har där gjorts genom att arealer med hinder *väg* eller *vatten* endast har tagits med om det fanns en andra hinderregistrering för samma yta. I den ovanstående tabellen har vidare i de fall hinder för virkesproduktion föreligger på grund av närhet till

bebyggelse endast 25 % av arealen medtagits. Denna andel är gripen ur luften. Den avser att fånga den lägre "verkningsgraden" ur artskyddssynpunkt av skydd för sådan mark, som ju i hög grad är störd av annat än skogsbruk, t.ex. trafik, joggare, hundar etc.

F. Påverkan på hydrologiska kretslopp

Vatten är en viktig förutsättning för skogsproduktion. Skogsbruk får genom skogens påverkan på vattnets kretslopp effekt på vattenflödena och vattennivåerna i naturen i största allmänhet. Vidare påverkas vattnets kretslopp av de särskilda åtgärder som utförs inom skogsbruket med syfte att optimera vattenflödena ur virkesproduktionssynpunkt, t.ex. dikning.

Trots detta ställer jag mig tveksam till om det är meningsfullt att i NNP-beräkningen särskilt försöka ta hänsyn till skogsbrukets effekter på det hydrologiska kretsloppet. På flera punkter finns det här risk för dubbelräkning.

Skogstillväxten är vattenkrävande. Det innebär att skogstillväxten "absorberar" en del av det vattenflöde från nederbörden som annars skulle ha runnit ut i älvar och därmed ha bidragit till ökad elkraftproduktion. Denna effekt finns emellertid redan med vid beräkningen av BNP, där ju ett ökat vattenflöde resulterar i ett ökat förädlingsvärde i den elkraftproducerande sektorn.

Dikning, kalavverkning etc. kan tänkas påverka snösmältningens förlopp och således påverka vårflodernas styrka. Ökade slutavverkningsarealerna kan i så fall medföra en ökad skadekostnad. De grundläggande kausalsambanden är dock omtvistade, så denna post är osäker.

Dikning av sumpskogar förändrar levnadsbetingelserna för arterna i "de svenska regnskogarna". Sumpskogarnas biotoper är artrika. Värderingen av denna aspekt sammanhänger således med värderingen av artutträngningen, som vi har behandlat i särskild ordning. Eftersom denna fråga är komplex finns det knappast utrymme för så mycket "finlir" för att öka precisionen jämfört med den värdering som gjordes här ovan.

Markavvattningen påverkar läckaget av kväve, metaller etc. från skogsmarken. Som närmare utvecklas nedan har jag inte funnit det meningsfullt att idag försöka direkt värdera sådana flödena från skog och skogsmark, utan inkluderar istället värdet av den årliga förlusten av utbytesbara baskatjoner. Följaktligen ger inte heller denna aspekt anledning till en särskild värdering av förändringar som påverkar skogens vattenflöden.

En aspekt som kan tänkas ha en viss betydelse är erosion. Jag har dock inte kunnat gå närmare in på denna fråga.

G. Lagring av kol

Genom fotosyntesen assimileras koldioxid ur atmosfären och omvandlas till biomassa. Skogen och skogsmarken kan ses som ett gigantiskt kollager. På grund av drivhuseffekten är det fördelaktigt om detta lager är så stort som möjligt. I detta avsnitt skall vi därför värdera 1987 års lagerförändring i skogens kolförråd.

Skogens kolförråd finns i träden, vegetationen och i jorden. Endast en mindre del av detta kol, drygt en femtedel, finns i den stamved som hämtas ur skogen vid konventionell avverkning. Överslagsvis två femtedelar av kolförrådet på "typisk svensk skogsmark" finns i trädet, ovan och under mark, lika mycket i mineraljorden, resten i annan vegation m.m.

I början av en beståndlivscykel minskar vanligen det totala kolförrådet genom att mer kol frigörs genom förruttnelse av organiskt material än vad det nya trädet assimilerar. Därefter ökar kolförrådet åter genom att trädets tillväxt tar överhanden.

Om skogsbruket startar från ett naturtillstånd kan en stor del av koluppbyggnaden i träden balanseras av en bestående minskning av det kolförråd som finns i mark och vegetation. Efter några omlopp är emellertid markens kolinnehåll förhållandevis stabilt sett över trädets livscykel (se Ågren [1990]). Således kommer förändringen i det totala kollagret att huvudsakligen utgöras av förändringen av det i stående träd bundna kolförrådet. Av detta skäl kan förändringen av kolförrådet i svensk skog (som ju till 98 % är redan brukad skog) förhållandevis lätt uppskattas ur den uppmätta förändringen i virkesförrådet.

Man bör emellertid observera att vissa skogsbruksmetoder, andra än föryngring och avverkning, kan ha stor betydelse för utvecklingen av det markbundna kolförrådet. Detta gäller särskilt dikning. Ett sätt att för överskådlig framtid binda kol är att främja anaeroba miljöer som leder till torvbildning. Dikning av våtmarker etc. motverkar sådana processer, så igenläggning av diken kan få stor betydelse för fastläggningen av kol. Å andra sidan leder den anareoba nedbrytningen till väsentliga utsläpp av drivhusgasen metan. Jag skall emellertid inte behandla denna aspekt här. (För en översikt av storleken av biogena och organiska kolpooler samt det årliga kolflödet mellan mark och atmosfär i Sverige, se Gustafsson [1989]).

Som tidigare konstaterats var 1987 ökningen av virkesförrådet 26 miljoner m^3 sk. För att erhålla den totala biomassans volym multiplicerar vi denna volym med 1,4 (30 % under stubbskär, 10 % över). Multiplikation med 0,4 ger torrvikten i ton. Division med 2 (egentligen multiplikation med faktorn 0,49) ger kolvikten.[6] Resultatet av dessa omvandlingar blir att trädens kolförråd under 1987 ökade med 7,3 miljoner ton.

Det "officiella" talet för utsläpp till luften av koldioxid i Sverige från förbränning, samfärdsel och industriella processer (exkl. eldning av skogsbränsle) 1988 är 63 milj. ton. Enligt en annan uppgift är en mer

[6] Dessa omvandlingstal är rätt grova, bl.a. eftersom jag här ej har skilt mellan olika trädslag och bonitet, vilket i och för sig lätt kan göras i en mer ingående beräkning. Talen bygger på diskussioner med Arne Albrektsson och Jan-Erik Hällgren vid skogsvetenskapliga fakulteten, SLU. Liknande beräkningar som dessa utförs i Gustafsson (1989). Hon synes dock överskatta såväl biomassans volym som torrsubstansvikten per volymenhet och därmed virkesförrådets totala kolinnehåll. Man bör särskilt notera skillnaden mellan genomsnittlig fördelning av biomassan på olika träddelar och den marginella fördelningen. Givet att tillväxten till stor del härrör från ökat virkesförråd per hektar så kommer en relativt stor del av biomassatillväxten att läggas i stamveden.

korrekt siffra 68 milj. ton. Detta senare tal motsvarar en kolvikt på 18,5 milj. ton. Således motsvarade virkesförrådets kollagerökning ca 40 % av landets utsläppen av kol till luften (i form av koldioxid).

Nästa steg är att värdera denna kollageruppbyggnad. Om miljöpolitiken vore produktions(kostnads)effektiv hade vi vid denna värdering kunnat använda marginalkostnaden för att reducera koldioxidhalten i atmosfären. Tyvärr är detta knappast förhållandet än så länge. Å ena sidan innebär den införda miljöavgiften på koldioxid (25 öre per kg koldioxid, dvs. knappt 92 öre per kg kol) att åtminstone hushållens besparingsåtgärder för att minska koldioxidutsläppen från bränsleanvändning kan tänkas drivas mycket långt. Å andra sidan leder den reduktion som görs för stora bränsleanvändare att dessa kommer att driva besparingarna mindre långt, dvs. till en punkt där marginalkostnaden är lägre. Vidare finns än så länge inga liknande styrmedel som stimulerar fastläggning av kol. Det finns därför troligen åtskilliga ej genomförda åtgärder som har låg kostnad. Kostnaden för igenläggning av diken som avvattnar skogs- eller åkermark torde med dagens jordbruksekonomiska förhållanden huvudsakligen utgöras av nuvärdet av framtida lägre virkesintäkter på grund av tillväxtnedsättning. Denna kostnad är antagligen mycket låg vid jämförelse med miljöavgiften. Ett alternativ vid värderingen som ligger nära till hands är emellertid att värdera kolvärdet med alternativkostnaden för att inte avverka, dvs. virkesinkomsten. Detta alternativ utgår från den förenklade förutsättningen att en avverkning leder till att virkets kolinnehåll omedelbart frigörs till atmosfären. Denna fråga skall vi strax återkomma till, men här accepterar jag detta antagande.

Värderat med miljöavgiften är värdet av den kollageruppbyggnad som vi har beräknat här 6,7 miljarder kr. Om värderingen görs med utgångspunkt från kostnaden för att inte avverka erhåller vi en post som vi redan har värderat, värdet av virkesförrådsökningen. Denna värderades i avsnitt A till 3,8 miljarder kr. Denna post skall således, med denna värderingsprincip, räknas dubbelt; en gång för virket och en gång för kollagringen.

Man bör komma ihåg att detta resultat inte betyder att inkluderandet av denna post sammantaget ökar landets NNP. Även om vi inkluderar annan fastläggning av kol än den som sker i virkesförrådet är förmodligen denna lägre än koldioxidutsläppen.

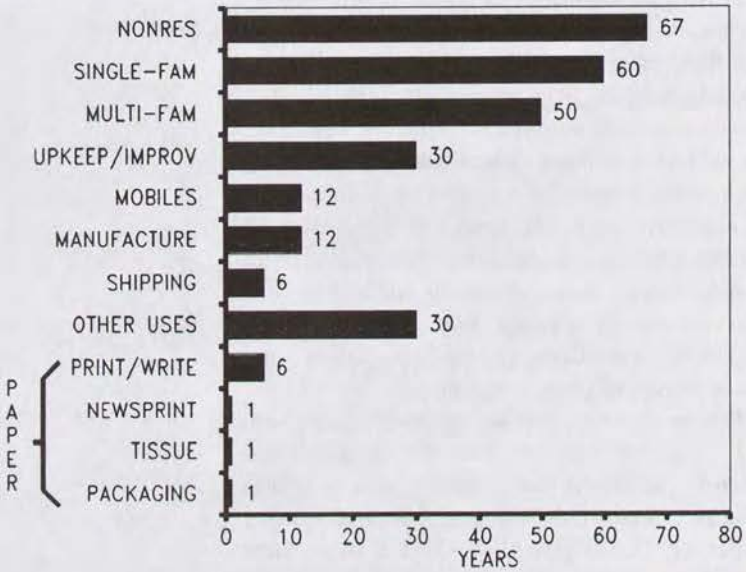
Detta för in på en intressant fråga, nämligen vad som händer med kolinnehållet i avverkningsvolymen. Skogsindustriproduktionen och träbränsleeldningen ligger i andra näringsgrenar än den som vi studerar här, men vi kan ändå kort beröra denna fråga.

Bruttoavverkningen 1987 uppgick till ca 67 milj. m^3 sk. En överslagsberäkning ger att 34 % av denna biomassa överfördes till papper och 22 % till trävaror. Resten, 44 %, lämnades kvar i skogen, eldades i fast form eller genom eldning av svartlut, etc. Kolinnehållet i denna del kom alltså omedelbart eller inom några år att tillföras atmosfären.

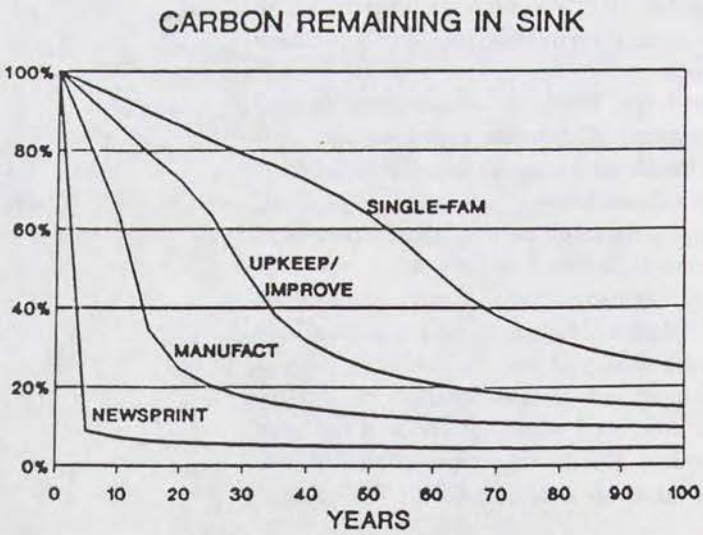
Även det kol som finns i papper och trävaror överförs på sikt till atmosfären. Tidsperspektivet är emellertid väsentligt eftersom det finns stora skillnader i överföringstiden. Denna fråga har emellertid inte uppmärksammats mer än att vi måste använda en nästan 50 år gammal

studie från USA bör att belysa detta. I figur 2 visas den genomsnittliga livslängden för trävaror och papper i olika användningar enligt en studie av U.S. Department of the Treasury 1942 (Row & Phelps 1990). Av denna framgår att den genomsnittliga livslängden för de flesta pappersprodukter var i storleksordningen ett år, medan den för trävaror som används till husbyggnad kan vara 50—60 år. Figur 3 illustrerar hur kolförråden kan tänkas utvecklas över tiden för några av dessa produkter. Förloppen har antagits följa en logistisk kurva, vilket innebär att en stor del av kolförrådsminskningen sker under den första tiden, medan en mindre del av lagret består under mycket lång tid.

Figur 2 Genomsnittlig livslängd för trävaror och papper i olika användningar



Figur 3 Kolförrådsminskning för vissa trävaru- och pappersprodukter



Det faktum att pappersprodukterna har en kort halveringstid innebär emellertid inte nödvändigtvis att deras kolinnehåll snabbt tillförs atmosfären. För det första återcirkuleras en del av pappret som returfiber och kommer på så sätt att köras runt i en eller flera ytterligare användningscykler. För det andra bränns inte allt avfallspapper. En förhållandevis stor del deponeras i soptippar. Enligt amerikanska studier är "avdunstnings"takten för kolinnehållet i trävaror och papper som har deponerats som landfyllnadsmassa ca 0,5 % per år. Detta innebär en halveringstid på knappt 14 år. Emellertid sker kolutsläppen inte endast i form av koldioxid utan även som metangas, vilket är en drivhusgas med starkare effekt än koldioxid.

Någon aktuell svensk studie av dessa frågor finns mig veterligt inte. Analysen kompliceras av att en stor del av skogsindustriproduktionen exporteras, vilket innebär att man måste ta hänsyn till returfiberutnyttjande, sopdeponering etc. i andra länder. Av den genomgång vi har gjort här kan man emellertid dra slutsatsen att den övervägande delen av kolinnehållet i avverkningsvolymen övergår till atmosfären inom ett eller några få år. Frågan förtjänar emellertid en mer ingående undersökning.

H. Buffring av surt regn

Genom vittring och atmosfärisk deposition tillförs marken salter. Ur dessa hämtar träden sitt behov av olika näringsämnen som t.ex. NH_4^+, Ca^{2+} och Mg^{2+}. I "utbyte" lämnar rötterna protoner (vätejoner), vilket således innebär att pH sjunker. Uttag av biomassa från skogen innebär även ett uttag av dessa näringsämnen från det biologiska kretsloppet, dvs. det tappar mark-vegetationskretsloppet på katjoner. Träden tar även upp anjoner och utbytet på rotytan sker då med hydroxyljoner, dvs. pH stiger. Upptaget av katjoner är emellertid mycket större än anjonupptaget vilket leder till försurning, dvs. pH-sänkning. Även syra som deponeras på marken genom surt regn bidrar till att markens pH sjunker och att dess förråd av katjoner minskar genom att dessa urlakas.

Den årliga förlusten av utbytbara katjoner på grund av virkesuttaget anges av Sverdrup och Warfvinge [1988] motsvara en kompenserande tillförsel av kalk med 2—300 000 ton per år utöver normal tillförsel genom vittring etc. Skogstillväxtens bidrar enligt samma källa med mellan 20—30 % (västkusten) och 30—60 % (norra Sverige) av den totala årliga markförsurningen. Om vi antar att värdena är 250.000 ton kalk och 40 %, så är det totala årliga behovet av kalk för att motverka försurning under ett år 625 000 ton kalciumkarbonat.

Gustafsson [1989] anger med hänvisning till diverse referenser från början av 1980-talet att den årliga försurningseffekten på skogsmark motsvarar ett behov av CaO på 25—250 kg per ha, motsvarande 45—450 kg $CaCO_3$ per ha. Uppräknat med hela skogsmarksarealen innebär detta 590 000—5 900 000 ton CaO, resp. 1 060 000—10 600 000 ton $CaCO_3$ per hektar. Snittmängden mellan dessa båda uppgifter tycks således ligga vid den nedre intervallsgränsen, dvs. i storleksordningen en miljon ton kalciumkarbonat.

Givetvis är det inte enbart kalcium som utlakas och som behöver ersättas. Eftersom kalk är förhållandevis billigt blir kostnaden högre för att tillföra t.ex. kalium och magnesium. Å andra sidan är det troligt att vitaliseringsgödsling i en nära framtid kommer att kunna ske genom spridning av vedaska, vilket bör kunna sänka kostnaden..

Kostnaden för spridning av 3 ton kalcium- och magnesiumkarbonat per hektar är enligt en uppgift ca 1 800 kr. Denna siffra tycks vara grundad på västtyska erfarenheter av skogsmarkkalkning.[7] Nyss påbörjad försöksverksamhet under Skogsstyrelsens ledning bör ge ett mer tillförlitligt underlag för att uppskatta denna kostnad. Med den här angivna hektarkostnaden kan den totala kostnaden för att ersätta den årliga förlusten av näringsämnen i skog och skogsmark till följd av surt regn och virkesuttag därmed uppskattas till 600 milj. kr.

I den utsträckning som "vitaliseringsgödsling" av skogsmark kommer till stånd skall givetvis effekten av denna inräknas. Det innebär, om de planerade storskaliga skogskalkningsprogrammen i södra Sverige kommer till stånd, att det är tänkbart att denna post vissa år kan bli positiv. Detta avspeglar i så fall en "lagerökning" för tillgången av utbytbara katjoner.

En eventuell positiv effekten av kalkning etc. på skogstillväxten kommer givetvis att inkluderas i virkesinkomsten/förrådsförändringen. Det är tänkbart att kalkning även medför andra effekter, t.ex. påverkan av flora och fauna. Det kan finnas anledning att ta hänsyn till sådana effekter vid nationalinkomstberäkningen (se även nästa avsnitt).

I. Kväveläckage från skogsmark

I normala ekologiska system begränsas tillväxten av kväve. Skog fungerar därför under normala omständigheter som en kvävesänka som kan absorbera utsläpp av kväveföreningar. Om tillgången till kväve blir mycket stor kommer emellertid andra näringsämnen att begränsa tillväxten. Resultaten kan bli ett kväveläckage t.ex. genom avrinning från skogsmarken till yt- och grundvatten. Kväveläckage kan även förekomma i andra extrema fall där skogens tillväxt kraftigt störs, exempelvis vid massiva insektsangrepp, stora frostskador, torkdrabbade områden osv. Omfattningen av sådant läckage är emellertid oregelbunden och svår att beräkna.

Flera studier visar att vissa skogsområden i södra Sverige har nått en sådan kvävemättnad (för en översikt, se Rosen [1988]), vilket bl.a. leder till nitratläckage från mark med växande skog under vegetationsperioden.

Dessa effekter är nära förenade med markförsurningsfrågan. Under förutsättningen av att de tillväxtbegränsande restriktionerna ges av tillgången på närsalter i marker är kvävemättnaden indirekt följden av att avgången av dessa, genom avverkning och surt regn, inte har kompenserats. Ett sådant samband mellan tillväxt (kväveabsorption) och tillväxt av

[7] Hans Ekvall, inst. f. skogsekonomi, uppskattar att kostnaden vid flygspridning ligger i intervallet 1.500–2.000 kr.

andra näringsämnen än kväve vid höga kvävenivåer har åtminstone kunnat fastställas i skogsgödslingsexperiment (se Figur 4 som hämtats ur Rosen [1988]). Detta tyder således på att kväveläckage, liksom t.ex. ökning av aluminiumkoncentrationen i marken, kan ses som en följd av markförsurningen. Medan kostnaden för sådana läckage från skogsekosystemet är svåra att beräkna, är däremot, som jag har visat här ovan, kostnaden för att hålla stocken av utbytesbara katjoner konstant enklare att uppskatta. Eftersom markförsurningen i södra Sverige redan har nått kritiska nivåer för aluminium- och kväveläckage förefaller målet att motverka en ytterligare markförsurning vara en minimiambition för en miljöpolitik som syftar till en uthållig grundval för de ekologiska systemen (se Nilsson & Grennfelt [1988] för översikt och studier av kritiska belastningsgränser).

Det finns emellertid skäl att understryka att en höjd kvävestatus får betydelsefulla effekter även om kväveläckage kan undvikas. Förutom påverkan på trädens tillväxt leder den till olika slag av vegetationsförändringar. Arter som gynnas av näringsfattiga förhållanden, t.ex. lingon, trängs undan, medan andra arter, t.ex. gräs, gynnas.

J. Renutfodring

Renar betar bl.a. träd- och marklavar, speciellt under den kritiska vinterperioden. Den trädlavbärande gammelskogen har därför stor betydelse för rennäringen. Trädlavar är det nästan enda tillgängliga betet för renar om en beteskris inträffar genom att mildväder eller regn omöjliggör markbete. Regelmässigt betas trädlavar (på träden eller nedfallna på snön) dessutom under vårvintern när skare omöjliggör markbete. Både tillgången av marklav och trädlav påverkas av skogsbruket. Trädlav förekommer framförallt på träd som är äldre än hundra år, vilket innebär att omloppstidens längd har stor betydelse för lavtillgången.

Betestrycket på marklavar i stora delar av Norrbottens och Västerbottens inland är idag större än tillväxten av dessa lavar. Delvis kompenseras detta med stödutfodring, delvis leder det till att marklavsförrådet minskar. Produktionen av marklav förväntas minska under de närmaste decennierna för att sedan åter öka från ca år 2030. När det gäller trädlavar är behovet större än produktionen i Norrbotten, särskilt inlandet. I Västerbotten är betestrycket mindre hårt. I båda länen kommer emellertid trädlavsproduktionen av vara betydligt lägre än den har varit under 1980-talet under överskådlig framtid (förutsatt ett fortsatt "normalt" avverkningsprogram). (Samtliga uppgifter hämtade från Wilhelmsson [1989], kap. 3.) Jag skall därför här utgå från att lav är en knapp resurs, vars alternativkostnad är kostnaden för stödutfodring.

Den årliga lavbetningen är en insatstjänst från skogen till rennäringen. Ur nationalräkenskapssynpunkt leder ett inkluderande av denna post till att skogsbrukets förädlingsvärde ökar medan jordbrukets (rennäringens) förädlingsvärde minskar i motsvarande mån. Värdet av lavkonsumtionen finns således redan med i BNP. Omkring 80 % av landets renstam finns i Västerbotten och Norrbotten. Enligt uppgifter i Wilhelmsson [1989],

kap. 3, är det totala antalet dagar då renar betar marklavar, multiplicerat med antalet renar, dvs. antalet renbetesdagar för marklav, i dessa två län ett genomsnittligt år 50 miljoner. Antalet renbetesdagar för trädlav ett genomsnittligt år (vart femte år antas vara ett "nödår") är 6 miljoner. Totala antalet renbetesdagar för hela landet och all skogslav kan därmed uppskattas till 70 miljoner.

Enligt Bostedt & Öström [1990], som hänvisar till Lantbruksstyrelsens rennäringsenhet, är kostnaden för att stödutfodra en ren en dag 8 kronor. I detta ingår både kostnaden för foder och kostnaden för det merarbete som utfodringen kräver. Således är värdet av den årliga lavbetningen i skogarna 560 milj. kr.

Det som emellertid här har störst intresse är skogsbrukets påverkan på "lavproduktionskapaciteten", dvs. den "stock" som begreppsmässigt avkastar en viss årlig lavproduktion. Den årliga förändring i denna "stock" påverkar NNP som vi här definerat den.

Det är genomförbart, och förhållandevis enkelt, att beräkna vilken årlig lavproduktion (tillväxt av lavens biomassa) som impliceras av skogstillståndet ett visst år, sådant det framkommer i den årliga riksskogstaxeringen. En metod för detta redovisas i Wilhelmsson [1989]. Jag har emellertid här inte haft tillgång till sådana årliga data. Jag utgår därför från den prognosticerade genomsnittliga årliga förändringen i denna produktion under 1980-talet enligt Wilhelmssons beräkning.

Om värdet av den årliga lavproduktionen år t är I_t så kan det kapitaliserade värdet av en uthållig (evig) sådan produktion beräknas som $V_t = I_t / r$, där r är kalkylräntan. Förändringen i detta värde (till följd av en volymändringen, "lavpriset" konstant) kan därmed beräknas som $\triangle V_t = \triangle I_t / r$, där $\triangle$ markerar förändring jämfört med föregående år.

Jag skall här använda 5 procents ränta, eftersom detta är den räntesats som ligger till grund för beräkningen av taxeringsvärdet av skogsmark enligt avkastningsmetoden. Vidare antar jag att förändringen av den årliga lavproduktionen mellan 1980 och 1990 är linjär. Eftersom jag gör beräkningen med utgångspunkt från Wilhelmssons produktionskalkyl inkluderar jag enbart Västerbotten och Norrbotten.

När det gäller marklav indikerar Wilhelmssons kalkyl på att minskningen i lavproduktionen uppträder huvudsakligen efter 1990. Den årliga produktionen minskar under 1980-talet i Norrbottens lappmark, men ökar i Västerbotten. Nettoresultatet är en genomsnittlig årlig ökning av årsproduktionen i de båda länen med 41 ton torrvikt. Den totala betningen i dessa två län 1980 uppgick till 62,6 tusen ton. Således kan vi värdera 41 ton till 0,26 milj. kr. Värdet av den årliga *ökningen* i marklavproduktionskapaciteten var därmed 0,26/0,05 = 5,2 milj. kr.

Motsvarande beräkningar för trädlav visar en årlig minskning av årsproduktionen med 78 ton torrvikt, jämnt fördelad över länsdelarna. Betningsbehovet 1980 var 2 650 ton torrvikt. Värdet av 78 ton är 1,02 milj. kr. Värdet av den årliga *minskningen* i trädlavsproduktionskapaciteten kan därmed sättas till 20,4 milj. kr. Netto för all lav skall vi således för ett enskilt år på 1980-talet bokföra en minskning av lavproduktionskapacitetens värde med 15,2 milj. kr.

Denna post är således förhållandevis blygsam med de data vi har använt här. Detta beror emellertid på att den största delposten, marklavsproduktionen, i detta fall är i stort sett konstant. En förändring av produktionskapaciteten med en procent för marklav kan värderas till i storleksordningen 100 milj. kr. Produktionsnivån år 2010 för marklav beräknas av Wilhelmsson till en nivå ca 16 % lägre än nivån 1980. Denna post kan därför trots allt i framtiden komma att bli av en viss betydelse.

K. Rekreation

Som jag redan har nämnt kommer jag inte att inkludera rekreationsvärden i inkomstberäkningen. Huvudskälet är att en konsekvent hantering av värdet av fritid för oss en lång bit bort från de inkomstbegrepp som används i de ordinarie nationalräkenskaperna. Värderingen av rekreationsvärden är dessutom i sig komplicerad. Till exempel medför en stor älgstam både positiva och negativa rekreationsvärden. En fjärdedel av de norrländska älgjägarna uppger att de helst skulle velat avstå från en del av sin jakttilldelning, bl.a. för att få tid till småviltsjakt.

Rekreation har naturligtvis ett stort värde för de flesta människor, vissa arbetsnarkomaner oräknade. Av naturliga skäl "utförs" denna i vårt land till stor del i skogsmiljö. Frågan vid en värdering av rekreationsvärdet av skog är emellertid inte rekreationens totala värde, utan hur mycket denna ökas av tillgången till en skogsmiljö av en viss beskaffenhet. Några studier har försökt belysa denna aspekt.

Vi har redan tidigare nämnt Leif Mattsons studie av rekreationsvärdet av viltjakt, vilket för 1987 uppskattades till en knapp miljard kronor.

En annan ambitiös studie på detta område har utförts av Kriström [1990]. Denne uppskattar värdet av att skydda elva av landets mest skyddsvärda skogsområden (Muddus, Tärna-Graddis fjällvärld, Skuleskogen, Dala-Härjedalen-Jämtlandsfjällen, Hamra, Garphyttan, Tiveden, Norra Kvill, Kullaberg-Hallandsåsen, Åsnen-Listerlandet samt Dalby-Söderskog). Den genomsnittliga betalningsviljan per hushåll för skydd av dessa områden uppskattades till 1.072 kr. Omräknat till ett årligt belopp som summerar alla hushålls betalningsvilja blir detta ca 230 milj. kr. (5 procents ränta). Av detta är emellertid naturligtvis endast en del rekreationsvärde.

En ytterligare och förmodligen mycket betydelsefull post är rekreationsvärdet av "vanlig skog". En närmare precisering av värdet av detta kan bli möjlig som resultat av ett forskningsprojekt som har igångsatts av institutionerna för skogstaxering och skogsekonomi vid SLU i Umeå.

5 Den totala inkomsten från skogstillgångarna

I nedanstående tabell sammanställs de olika delposter som har värderats här ovan.

Tabell 5 Den totala skogsinkomsten 1987. Miljarder kr.

Virkesproduktion		
Bruttoproduktionsvärde	18,63	
Insatsvaror	-3,14	(-5,3)
Förrådsökning	3,80	
Skogsvårdskostnader	-1,55	(-2,28)
Summa 1	17,75	(16)
Övrig varuproduktion		
Bär	0,50	
Svamp	0,55	
Jakt (kött)	0,47	
Summa 2	1,52	
Förändring i miljötillgångar		
Artutträngning	-0,60	
Kollagring	3,80	(6,70)
Förlust av utbytesbara baskatjoner	-0,60	
Förlust av lavproduktionsförmåga	-0,02	
Summa 3	2,58	(5,48)
Nettoproduktionens värde (skogsinkomsten)	21,85	(20–24)

De beräkningar som vi här har utfört visar således att skogsinkomsten 1987 var ca 22 miljarder kr., eller 4 miljarder kr. mer än den inkomst som redovisas i NR för skogsbruket. Detta beror huvudsakligen på den betydande ökningen av virkesförrådet under detta år. Denna ökning får en särskilt stor betydelse eftersom den även påverkar mängden av det kol som under året har varit fixerad och således inte funnits i atmosfären.

Värderingen är naturligtvis osäker. Delvis beror den på avsaknaden av väl fungerande marknader eller en väl fungerande miljöpolitik med inriktning på kostnadseffektivitet. Det faktum att t.ex. skatters existens och asymmetrier försvårar värderingen (som t.ex. för älgkött och vid värderingen av koldioxid) är emellertid ett generellt problem vid nationalbokföring som inte bara drabbar miljöräkenskaper. För övrigt härrör åtminstone hälften av den osäkerhet som redovisas här ovan från den del av inkomsten som redan är inkluderad vid beräkningen av BNP.

Tanken bakom denna övning har varit att framställa ett underlag som kan användas för att studera nationalinkomstens bärkraft, dvs. dess uthållighet. Något svar på denna fråga har vi inte förrän helhetsbilden är klar. Exempelvis ger koldioxidproblemet här upphov till en inkomst trots att landet som helhet har en nettokostnad när koldioxidflödena utanför skogssektorn beaktas. När det gäller skogen har utvecklingen definitivt inte präglats av ekologisk uthållighet. Tilltagande markförsurning och ansträngning av olika djur- och växtarters överlevnadsbetingelser innebär att miljötillgångar tärs. Å andra sidan utgör denna värdeminskning, här mätt som den årliga kostnad (inkomstminskning) som krävs för att hålla

tillgången konstant (när det gäller arter: begränsa reduktionen av stocken), en begränsad andel av bruttoinkomsten (7 % av virkesinkomsten). Så här långt har vi alltså inte funnit grund för ett påstående att vår konsumtion till stor del grundas på inkomster som av miljöskäl inte kan upprätthållas på lång sikt. Möjligen är detta ett riktigt påstående, men då beror det på andra samband än de vi finner i skogen.

Slutligen bör understrykas att bokföring och investeringsbedömning är två skilda saker. Nationalräkenskaperna lämpar sig inte omedelbart för en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning. I den senare måste bl.a. alternativkostnaden för arbete och kapital beaktas (liksom t.ex. de rekreationsvärden som vi här har uteslutit). Vi har här beräknat en inkomst, inte svarat på frågor om resursanvändningens effektivitet.

Referenser

Adger, N & Whitby: M, 1990, "Accounting for the Impact of Agriculture and Forestry on Environmental Quality". Paper presented at the European Economic Association conference in Lisboa, August 1990.

Bostedt, G & Öström, P: 1990, "Skogsbruk i fjällnära skog - en samhällsekonomisk kostnads-intäktsanalys". Umeå universitet, inst f nationalekonomi, C-uppsats.

Bradford, D F: 1990, Comment on Scott and Eisner, Journal of Economic Literature 28:1183-1186.

Daly, H E: 1984, "Alternative Strategies for Integrating Economy and Ecology", in A M Jansson (ed), Integration of Economy and Ecology: An Outlook for the Eighties. Askö-laboratoriet, Stockholm.

Eisner, R: 1988, Extended Accounts for National Income and Product. Journal of Economic Literature 26:1611-1684.

Eisner, R: 1990, Reply. Journal of Economic Literature 28:1179-1183.

Gustafsson, K: 1989, "Kolflöden i Sverige som påverkar atmosfärens koldioxidinnehåll". Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Göteborg, IVL-rapport 89/196.

Hartwick, J M: 1990, "Natural Resources, National Accounting and Economic Depreciation". Journal of Public Economics (1990, in press).

Hartwick, J M: 1990, "Degradation of Environmental Capital and National Accounting Procedures". Queen's University, Kingston, Canada, working paper.

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 H Folmer & E Ireland (eds), Evaluation and Policy Making in Environmental Economics. Elsevier, Amsterdam.

Kardell, L: 1988, Skog och natur i Nordmaling. En attitydstudie 1986. SLU, inst f skoglig landskapsvård, Uppsala, rapport 45.

Kardell, L: 1989, Contorta. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift.

Kortesharju, J: 1984, "Observations on Cloudberry Crops in Finland". Multiple-use Forestry in the Scandinavian Countries. The Finnish Forest Research Institute, Helsingfors.

Kriström, B: 1990, Valuing Environmental Benefits Using the Contingent Valuation Method: An econometric analysis. Umeå Economic Studies 219.

Mäler, K-G: 1990, "National Accounts and Environmental Resources". Paper presented at the Congres of the European Association of Environment and Resource Economics, Venice, 17-20 April, 1990.

Nilsson, J & Grennfelt, P (eds): 1988, Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March, 1988. Nordiska rådet, Miljörapport 1988:15.

OECD: Environmental Directorate, 1990, "National Resources Account. Report on the Pilot Study Concerning Forest Resources". Drafted 28th August 1990.

Row, C & Phelps, R B: 1990, "Tracing the Flow of Carbon Through US Forest Product Sector". Paper presented at the 19th World Congres of the International Union of Forestry Research Organisations, Montreal, August 5-11, 1990.

Rosen, K: 1988, "Effects of Biomass Accumulation and Forestry on Nitrogen in Forest Ecosystems". I Nilsson & Grennfelt, 1988, se ovan.

Rosen, K: 1990, "The Critical Load of Nitrogen to Swedish Forest Ecosystems". SLU, inst f marklära, Uppsala, arbetsrapport.

Scott, M: 1990, Extended Accounts for National Income and Product: A Comment. Journal of Economic Literature 28:1172-1179.

Skogsstyrelsen: 1986, "Avverkningsberäkningar 1985 - AVB85". Jönköping.

Solow, R M: 1986, On the Intergenerational Allocation of Natural Resources. Scandinavian Journal of Economics 88:141-149.

Tengblad, Å: 1990, "PM ang beräkningarna över skogsbrukets produktion enligt Nationalräkenskaperna". SCB, PM 1990-09-27.Tengblad, Å, 1990, "PM med reviderad beräkning av skogskapitalets nationalförmögenhetsvärde." SCB, NR-PM 1990:62, 1990-10-02.

Wilhelmsson, E: 1989, Modell och verklighet vid regionala avverkningsberäkningar. SLU, inst f skogstaxering, Umeå, rapport 48.

Ågren, G: 1990, "Kolbalansberäkningar för bränsleuttag i skogsbruk". SLU, inst f ekologi och miljövård, Uppsala, rapport till Vattenfall 1990-03-14.

Bilaga 3

Jordbruket i miljöräkenskaperna – en idédiskussion

av Knut Per Hasund

Förord 5

1 Syfte och disposition 7

2 Värdebegrepp 7

3 Ett resurssätt 10
3.1 Klassificering av begreppet resurser 10
3.2 Resursernas storlek 12
3.3 Jordbruket och naturresurserna 13
3.4 Sammanfattande punkter 15

4 Ansats till system för jordbrukets miljöräkenskaper 15

5 Miljöräkenskaper för jordbruket 19
5.1 Jordbrukets produktion av råvaror 19
5.2 Jordbruksmarken som resurs för produkter 20
5.2.1 Vad kännetecknar marken som resurs? 20
5.2.2 Vad avgör vad som räknas som odlingsresurs? 21
5.2.3 Hur mäta markresursens storlek? 21
5.2.4 Hur stora är Sveriges markresurser? 23
5.2.5 Vad påverkar markresursernas storlek? 26
5.2.6 Sammanfattande om markresursindikatorer 29
5.2.7 Påverkade markresursvärden 30
5.3 Vatten som recipientresurs 31
5.3.1 Jordbrukets läckage till vattensystemen 31
5.3.2 Miljöräkenskaper för läckaget till vattensystemen 33
5.3.3 Möjligheterna att kvantifiera läckaget 34
5.3.4 Utförda uppskattningar 36
5.3.5 Slutsatser 37
5.4 Luft som recipient 38
5.5 Kulturlandskapet som in-situ resurs 40
5.5.1 Miljöproblem av förändrat odlingslanskap 40
5.6 Biologiska resurser 42
5.7 Förbrukning av lagerresurser 44

6 Slutsatser 45
6.1 Om måtten på resurseffekterna 45
6.2 System för jordbrukets miljöräkenskaper 49
6.3 Slutord 51

Referenser 52

Använda förkortningar

BNP Bruttonationalprodukt
Mha Miljoner hektar = 10^{10} m^2
NNP Nettonationalprodukt
NR Nationalräkenskaperna

Förord

Detta arbete har tillkommit under stor tidspress. Texten bör därför ses som en första skiss till hur jordbruket skulle kunna inkluderas i miljöräkenskaperna.

Jag utgår från att inte alla läsare av denna PM är fackekonomer eller jordbruksexperter. Skriften är för den skull hållen på en allmänfattlig nivå, och beskriver några centrala begrepp, synsätt och förhållanden som enligt min mening är relevanta för problemet.

Av studien framgår att jag inte är särskilt bevandrad i räkenskapsteoriernas underbara värld. Att ändå bli ombedd att göra ett utkast till en modell över hur jordbruket påverkar och påverkas av miljön tar jag som en frihet att tämligen förutsättningslöst diskutera kring denna påverkan i förhållande till nationalproduktmåtten.

Min förhoppning är att denna PM skall vara ett litet bidrag till att jordbrukets miljö- och övriga naturresursproblem beaktas mer och bättre i den politiska beslutsprocessen.

Stockholm i februari 1991

Knut Per Hasund

1 Syfte och disposition

Naturresursräkenskaperna har givits många potentiella uppgifter (se t.ex. Bergström (1990) och Arrhenius & Kågeson (1989)). Till dessa hör bl.a. att:

- generera och strukturera data som passar in i tillgängliga prognosmodeller,
- synliggöra faktiska förändringar av miljö/resurstillståndet
- möjliggöra jämförelser mellan tidpunkter, perioder, platser, mot normer eller mål, och
- tillhandahålla underlag för det politiska beslutsfattandet med syfte att i ett längre tidsperspektiv öka samhällets välfärd.

Denna PM skall försöka bidra till dessa och andra vällovliga ambitioner. Däremot görs här inget försök att leva upp till det Alfsen (1989) poängterar är viktigast: att integrera resursdata i de övergripande räkenskaperna och vidare till beslutsfattande organ.

Syftet med föreliggande arbete har varit att utveckla en modellansats för hur de jordbruksrelaterade förändringarna i miljö/naturresurstillståndet skulle kunna beskrivas. En del av studien är därför att analysera indikatorer som kan beskriva förändringar i miljö/naturresurssituation av betydelse för samhällets nuvarande eller framtida välfärd. Endast förhållanden som påverkar eller påverkas av jordbruket diskuteras.

Jag har funnit det mest intressant att behandla problemet i resurstermer och från en uppsättning nationalekonomiska värdebegrepp. Miljötillståndet betraktas som en resurs (bland flera) som kan utvinnas på värden genom t.ex. konsumtion av hälsosam luft, skönhet, eller glädjen åt att det finns en mångfaldig natur. Värde- och resursbegreppen behandlas utförligare i kapitel 2 resp. 3. Från denna bas struktureras problemet och klarläggs ansatsen i kapitel 4. Varje post diskuteras sedan i kapitel 5. Det sista kapitlet 6 sammanfattar möjligheterna att kvantifiera jordbrukets naturresurspåverkan och inkludera den i ett system för miljöräkenskaper.

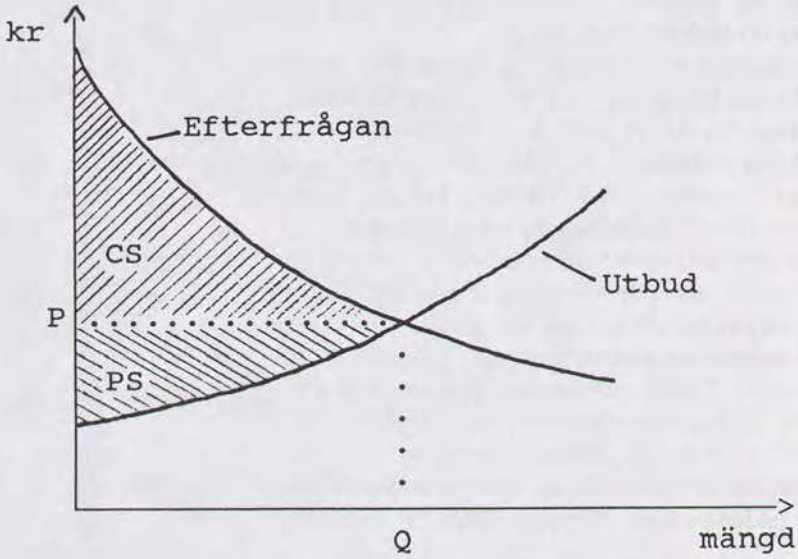
2 Värdebegrepp

Vad som bestämmer värdet av något är en gammal fråga inom nationalekonomin. De klassiska ekonomerna talade om value-in-use (bruksvärde) skilt från value-in-exchange (bytesvärde), men fastnade i ofruktbara konstruktioner. Enligt Marx arbetsvärdeteori bestäms en varas värde av hur mycket arbete som ackumulerat i produktionsprocessen lagts ned på dess framställning. Förklaringsvärdet av denna teori när man studerar faktiska priser, produktion och konsumtion är dock lågt.

Den neoklassiska teorin har kringgått den svårknäckta nöten med att säga att värden finns bara på individnivå. De kan inte mätas. Däremot kan individernas värderingar yttra sig i deras val. Individens maximala betalningsvillighet uttrycker värdet av en vara relativt (alla) andra varor vid en given inkomstnivå, information m.m. Åtminstone relativt vad som kan fås direkt eller indirekt för pengar.

I stället för värde talar neoklassikerna vanligtvis om en varas pris. Värde och pris får absolut inte förväxlas! Marknadspriset bestäms av individernas marginella betalningsvillighet för varan och av "villigheten" att producera den. Dessa beskrivs av efterfrågekurvan resp. utbudskurvan, dvs. hur mycket man är beredd att köpa eller producera vid olika priser (se figur 1). Jämviktspriset är lika med den marginella betalningsvilligheten (dvs. vad man är villig att betala för ytterligare en enhet) då lika stora kvantiteter efterfrågas som produceras. Under en rad mycket stränga antaganden hävdar teorin att priserna exakt speglar individernas värderingar avstämt mot resurssituationen, givet en viss inkomstfördelning och kunskapsnivå (teknisk nivå) i samhället. Dessa antaganden är aldrig uppfyllda i verkligheten.

Figur 1 Efterfrågan, utbud, pris, konsument- och producentöverskott för en resurs



Enligt cost-benefit-teorin (CBA) kan värdet av en resurs beräknas som skillnaden mellan efterfråge- och utbudskurvorna till vänster om jämviktspunkten[1]. Det motsvarar de skuggade ytorna CS och PS i figur 1 nedan. Förenklat är resursens värde skillnaden mellan vad vi är villiga att avstå för att få tillgång till ytterligare mängder av resursen (efterfrågekurvan), och vad det kostar oss att utnyttja den (utbudskurvan). En del av detta värde tillfaller konsumenterna (CS), resten producenterna eller resursägarna (PS).

I de nuvarande NR mäts samhällets produktion, konsumtion, investeringar och förslitning efter vad som omsätts till rådande priser, dvs. som

[1] Efterfrågan på en resurs kan härledas från efterfrågan på de produkter den ingår i (se t.ex. Just, Heuth & Schmitz, 1982). Denna typ av efterfrågan kallas "härledd efterfrågan" eller "derived demand".

Q • P. Det motsvarar således inte resursernas totala värde (enligt CBA-skolan). Dessutom är det endast en del av resurserna som inkluderas i NR: de resurser som omsätts på den ekonomiska marknaden. Miljö- och andra naturresurser är i allmänhet s.k. externaliteter och kollektiva nyttigheter. Deras värden måste därför skattas med andra metoder om de skall inkluderas i NR. (Dessa metoder finns beskrivna i t.ex. Johansson (1987) och Mitchell & Carsson (1989)). För det tredje: marknaden och vissa av dessa värderingsmetoder fångar normalt bara en del av varornas eller resursernas värden, de s.k. användarvärdena.

En resurs totala värde kan ses som bestående av en eller flera komponenter. Huvudkomponenterna är de ovan nämnda producent- och konsumentöverskotten. De senare brukar indelas i användarvärden, optionsvärden, informationsväntevärde, och existensvärden (se t.ex. Bojö (1985) eller Kriström (1990)).

Användarvärden (user-values) upplevs av individerna i samband med konsumtion. Konsumtionen kan vara materiell, t.ex. att dricka ett glas mjölk eller rent vatten. Den kan också vara immateriell, t.ex. att njuta av fågelsång och landskapets skönhet. Då någon köper en vara eller en tjänst är det i regel dennes användarvärdering som kommer till uttryck. (Det sker då personens maximala betalningsvillighet för konsumtion är högre än eller lika med priset.)

Optionsvärde (möjlighetsvärde) är den uppoffring individerna de facto är villiga att göra för att behålla en framtida möjlighet till konsumtion. Även om kulturlandskapet i Småland inte har något användarvärde för mig idag kanske jag är villig att avstå en krona om året för att ha kvar möjligheten att senare besöka området i tilltalande skick. Optionsvärdet kan ses som en riskpremie vars storlek är lika med skillnaden mellan vad man är villig att betala för möjligheten av framtida konsumtion (options-priset, OP) och den förväntade nyttan (konsumentöverskott, E(CS)). Alltså, OV = OP - E(CS) (Bishop (1982). Optionsvärdena kan ibland vara betydande. De förekommer i samband med att det råder osäkerhet om resursens framtida användning.

Informationsväntevärde (quasi-option-value) är värdet av ny information som förväntas bli tillgänglig i framtiden. Denna typ av värde förekommer i samband med att irreversibla förändringar ska vidtas.

Existensvärde innefattar flera undertyper av värden som vanligen förknippas med altruism. Någonting kan ha ett värde för mig genom sin blotta existens trots att jag inte förväntar mig någon direkt eller indirekt nytta av det. Randall & Stoll (1983, från Kriström 1990) talar om tre slags existensvärden:

- interpersonella (värdet av att andra har det bra),
- intergenerationella (också kallade arvsvärden eller bequest values; värdet av att framtida generationer får det bra),
- "Q"-altruism (värdet av vetskapen om en resurs blotta existens).

Existensvärdena kan gälla familj, vänner, övriga människor, djur, miljöförhållanden, kulturella företeelser och ekosystemen /miljön i stort.

Dessa värden kallar jag fortsättningsvis "subjektvärden" eftersom de är indelade efter vilken roll de har för värderingssubjektet. I språkbruket finns också andra kategorier av värden, vilket kan förvilla bilden. De är naturvårdsvärden, kulturhistoriska värden och estetiska värden, m.m. Låt oss kalla dem "objektvärden", medvetna om att de är väl så beroende av subjekten, men ändå kan indelas efter de objekt de omfattar. "Funktionsvärdena" kan indelas i vetenskapliga värden, rekreationsvärden osv. Vi systematiserar inte värdekategorierna vidare här, men noterar att t.ex. naturvårdsvärdena kan vara såväl användar-, options- som existensvärden.

Egenvärden är något som brukar tillskrivas olika fenomen som ett inneboende värde i detta, oavsett om någon sätter ett värde eller inte på fenomenet. Ett naturområde eller en djurart sägs ibland ha ett egenvärde. Personligen anser jag att detta begrepp inte är användbart som underlag för mänskligt handlande, utan bör ersättas med någon form av existensvärde: att någon anser att fenomenet har ett värde oavsett dess nytta. (Som vanligt i ekonomisk teori är perspektivet antropocentriskt.)

Detta "värdeteoretiska" kapitel har pekat på att miljö och andra naturresurser kan ha betydande värden utöver användarvärden och utöver de monetära produktionsvärdena. Jordbruket producerar inte bara vete och fläskkotletter, utan också ekhagar, förorenade åar, matproduktionskapacitet för framtida försörjningskriser m.m., samt förvaltar ett kulturhistoriskt arv. För att spegla de förändringar som sker med resurstillgångarna måste även dessa värden och deras utveckling beaktas. Att inte ta hänsyn till optionsvärden, existensvärden, naturvärden, vetenskapliga värden osv. i miljöräkenskaperna är att kraftigt underskatta resursernas totala värde för samhället! Det kan visserligen vara synnerligen diskutabelt att låta resursvärdet upp- eller nedskrivas till följd av att man värdesätter resursen annorlunda ($x \cdot \triangle p$). Här tas inte ställning till huruvida ändrade "priser" på resursen skall slå igenom såsom för marknadsvaror i traditionella NR, eller om man bara skall beakta förändringar i stocken ($p \cdot \triangle x$) av det som är föremål för värdet.

3 Ett resurssynsätt

3.1 Klassificering av begreppet resurser

Den klassiska indelningen av produktionsresurser är i arbete (arbetstid, arbetskraftens kvalitet inkl. utbildning), naturresurser och kapital (maskiner, anläggningar m.m.). I denna PM används termen "resurser" för ett brett begrepp. Naturresurserna är antingen *produktionsresurser* eller *in-situ resurser*.

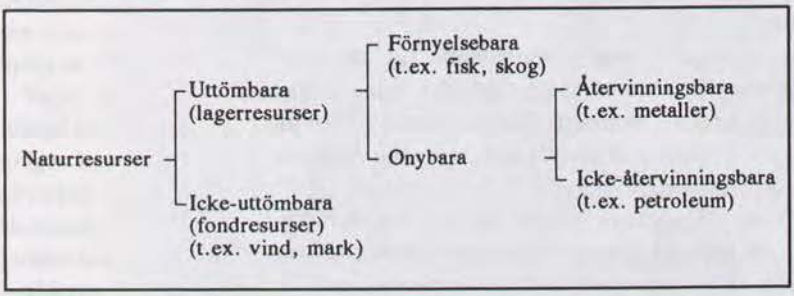
Produktionsresurser kan ingå i produktionsfunktioner, men inte direkt påverka konsumtionen genom individernas nyttofunktioner. Exempel på produktionsresurser är *råvaruresurser* som kan utvinnas på ämnen för vidare förädling eller på konsumtionsprodukter (äpplen, dricksvatten). *Tjänstegenererande resurser* kan vara vattenkraft som alstrar elström,

eller t.ex. *recipientresurser*, dvs. mark-, vatten- och luftsystemens förmåga att ta emot och förhoppningsvis rena utsläpp. *Biologiska resurser* syftar bl.a. på den genetiska bank som kan utnyttjas för produktion, men också på de naturvärden i form av växt- och djurliv som många uppskattar (in-situ resurs).

In-situ-resurser påverkar direkt individernas nyttofunktioner (välfärd) genom den "konsumtion" de skapar möjlighet till. Om vi anknyter till Lancasters (1966) konsumtionsteori säger den att vi konsumerar den "service" (tjänst) som varor eller in-situ-resurser ger. En bil avkastar service i form av transporttjänster, status, trygghet att snabbt kunna åka till sjukhuset osv. På samma sätt avkastar miljön serviceflöden. Kulturlandskapet är en in-situ-resurs som ger upphov till existensvärden, användarvärden i form av rekreation, m.m. Vi kan på ekonomspråk säga att användarvärden uppstår då någon konsumerar skönhetsupplevelser från in-situ-resursen enbackar. Många — men inte alla — miljövärden härrör från in-situ-resurser.

Det finns nästan lika många sätt att klassificera naturresurser för produktion som det finns skrifter i ämnet. Man skiljer ofta på stock- och flödesresurser. Ett sätt som kan vara lämpligt i miljöräkenskapssammanhang är efter resursernas ändlighet.

Figur 2 Naturresurstyper indelade efter ändlighet



Källa: Egen framställning.

Vid utnyttjande av uttömbara naturresurser, s.k. *lagerresurser*, förbrukas själva resursen som råvara i produktionen. Lagerresurser kan vara nybara (förnyelsebara, återskapningsbara) som möjliggör ett i princip obegränsat uttag om detta tidsmässigt fördelas så att reproduktionsbasen ej tärs. En fiskstam t.ex. kan beskattas på ett flöde i form av uthållig, fångstbar kvantitet, dvs stammens bruttotillväxt minus reproduktionsbehov. Lagerresurser kan också vara av onybart slag, dvs. flödet genom nybildning är försumbart, åtminstone i det tidsperspektiv som är intressant för mänsklighetens behov. Vissa onybara resurser är principiellt sett återvinningsbara, även om ekonomiska m.fl. förhållanden i allmänt hindrar fullständig recirkulering och åstadkommer läckage.

Fondresurser har en stock som ger ett flöde vilket kan utnyttjas. Mark, älvar och sol är exempel på fondresurstillgångar vars flöden är biologiska produkter, vattenkraft, solinstrålning etc. Stocken kan vara föränderlig, men är vid en viss tidpunkt given. Flödet är förnyelsebart.

Utnyttjande av fondresursers flöde tär i princip inte på resursens storlek. Förbrukning av onybara lagerresurser eller av nybara lagerresursers stock (t.ex. överfiske) reducerar däremot resurstillgångarna.

3.2 Resursernas storlek

Det är inte givet hur man skall avgränsa vad som är en resurs eller inte. Följaktligen kan det också av detta skäl vara svårt att avgöra resursernas storlek och hur de förändras. Låt oss ta resursen jordbruksmark som exempel.

Tillgången av odlingsbara markresurser brukar betraktas efter två olika synsätt. Enligt det naturvetenskapliga synsättet *föreligger* naturgivet vissa markresurser beträffande yta, jordart, topografi och läge med bestämda fysikaliska, kemiska, hydrologiska och klimatologiska egenskaper. Denna resursbas kan förändras kvantitativt och kvalitativt. Enligt detta synsätt är markresursernas storlek och kvalitet i varje ögonblick givna och *begränsade*. De kan anges i *absoluta mått* av yta, lerhalt, vegetationsperiodens längd m.m.

Det ekonomiska synsättet framhåller att resursstocken inte är absolut. Den bestäms förutom av den materiella basen också av vilka mänsklighetens behov är. Från dessa fysiska och mänskliga förhållanden uppstår utbud resp. efterfrågan på resurser, och avgörs vad som överhuvud taget kommer att räknas som resurser. Mekanismen där detta sker styrs bl.a. av samhällets tekniska nivå.

"... resurser kan vara "resurser" bara i förhållande till ett visst samhälle. Resursen måste *efterfrågas* av samhället och det måste finnas *kunskap* och *kapacitet* för att utnyttja resursen. Om inte dessa villkor är uppfyllda så är ämnena ute i naturen ingen "resurs" — utan bara en företeelse." (Sekretariatet för framtidsstudier 1977)

De fysiska tillgångarna av odlingsmark består dels av den använda jordbruksmarken, dels av de uppodlingsbara reserverna. Dessa markresurser har varierande *avkastningsförmåga* (land use-capacity) och är därför olika lönsamma att ta i bruk. I praktiken finns ofta både mark som med lönsamhet kan uppodlas och odlad mark vars produktion är lägre än värdet av insatserna. Teoretiskt bör mark i nedanstående figurs kvadrant 1 och 2 räknas till resurserna, men i praktiken brukar ofta kvadranterna 1 och 3 avses.

BRUKAD MARK	RESERVER		
1	2	+	LÖNSAMMA
3	4	–	OLÖNSAMMA

Resursens storlek är på så sätt relaterad till en given tidsperiod med en viss teknisk nivå, vissa institutionella förhållanden m.m. Det fysiska

utbudet av odlingsbar mark är därför enligt detta synsätt i det närmaste oändligt. Det råder ingen absolut knapphet i Malthusiansk mening, i stället ligger begränsningarna i att mark av allt lägre kvalitet måste tas i anspråk då produktionen skall ökas.

Varje ökning av den ekonomiskt utbjudna kvantiteten är förknippad med allt högre brukningskostnader per producerad enhet och med allt högre kostnader för att utveckla den naturgivna markresursen till jordbruksmark. Dränering, terrassering, växthusbyggande m.m. ökar utbudet då behovet av odlingskapacitet gör dessa åtgärder lönsamma. Den utbjudna kvantiteten är beroende av efterfrågan: ju högre efterfrågan är desto mer drivs priserna på produkterna upp. Dessa högre priser gör det lönsammare både att förhöja befintlig jordbruksmarks produktionsförmåga, och att bringa nya arealer in i det ekonomiska utbudet.

3.3 Jordbruket och naturresurserna

Jordbruket påverkar genom en mängd aktiviteter miljön och andra resurser. De resurser som jordbruket utnyttjar, t.ex. åkermarken, påverkas dels av jordbruket självt (endogen påverkan), dels av andra samhällssektorer (exogen). Sambanden är många och komplexa. En del av dem beskrivs i kapitel 5 i anknytning till frågan hur de skall kunna kvantifieras och föras in i miljöräkenskaperna. Som underlag för modelldiskussionen i kapitel 4 skall i detta avsnitt 3.3 bara en överblick ges över vilka faktorer, resurser och värden som påverkas. Det sker med hjälp av figur 3.

Varje aktivitet i jordbruket påverkar resurssituationen, i regel på en mängd olika sätt. Av exemplet i figur 3 framgår att handelsgödselanvändningen har föga betydelse för biocidläckaget, men att bland mycket annat påverkas fosforförbrukningen, försurningen, växtlivet, skörden, och åkermarkens emission av lustgas. De resurser som främst berörs av jordbruket är lagerresurserna som fosfat och olja, jordbruksmarken, landskapet, biologiska resurser, vatten och luft. Tillgången av dessa resurser har betydelse för flera värden, framför allt framtida produktionsmöjligheter, nuvarande materiell konsumtion, naturvärden, kulturhistoriska värden, rekreationsvärden, och humanhälsa.

Figur 3 Jordbrukets miljörelationer. Sammanställning över viktigare påverkade resurser och värden, med ett exempel: vilka faktorer aktiviteten "handelsgödselanvändning" påverkar.

Sektor/aktivitet	Resurspåverkande faktor	Påverkade resurser	Påverkade värden
Jordbruk			
Växtodling			
Bruk av maskiner	> Oljeförbrukning		
	> Fosfat "		
Användning av	Metall "	Lager-	
bekämpn.medel	> Kalk "	resurser	
	Etc.		Resursbas
Handelsgödsel			för
			produktion
Rötslam	Jordpackning		
	> Försurning		
Odlingsteknik	> Förgiftning	Jordbruks-	
	Sänkta humus-	mark	
Grödval	halter		
	Etc.		Natur-
Uppodling/			värden
nedläggning	····· > Areal åker		
	····· > Areal betesmark		
Kalkning		Landskap	
	Landskapselement		
Etc.	Våtmarker		
			Kultur-
	> Växter		historiska
Animalieproduktion	Djur	Biologiska	värden
Antal husdjur	Insekter	resurser	
Utfodring			
	> Skörd	Konsum-	
Produktionsform	Animalie-	tions-	
(bete, struktur)	produktion	produk-	
		ter	Rekreations-
Stallgödsel-			värden
hantering	> Kväveläckage		
	> Fosforläckage	Vatten-	
Etc.	Eroderat material	resurser	
	Biocidläckage		
			Humanhälsa
Exogen påverkan			
Tungmetallnedfall	> Ammoniakav-		
	dunstning		
Försurande nedfall	> NO, NO_2-avgång	Luft	
	> Lustgas (N_2O)		Materiell
Ozon	Metan		konsumtion
	CO_2-balans		
Klimat			
Markexploatering			
Etc.			

Källa: Egen framställning.

3.4 Sammanfattande punkter

I miljöräkenskapssammanhang kan det vara relevant att anlägga ett naturresursbaserat angreppssätt. Naturmiljön kan t.ex. betraktas som en resurs med ett serviceflöde som kan konsumeras.

Olika verksamheters nyttjande av produktionsresurserna påverkar samtida och framtida produktion och konsumtion. Konsumtionen av många miljövärden kan relateras till tillgången av in-situ-resurser.

Det kan dock vara synnerligen vanskligt att avgränsa vad som skall räknas som resurser och att avgöra dessas storlek.

Jordbruket påverkar inte bara vad som traditionellt brukar räknas som naturresurser, utan också t.ex. de biologiska resurserna och in-situ-resursen kulturlandskapet.

4 Ansats till system för jordbrukets miljöräkenskaper

En individs eller nations välstånd är *relaterad till* dels konsumtionsnivån, dels förmögenhetens storlek. Ett välfärdsrelaterat naturresursperspektiv föranleder att man kompletterar nationalräkenskaperna till fyra huvudposter:

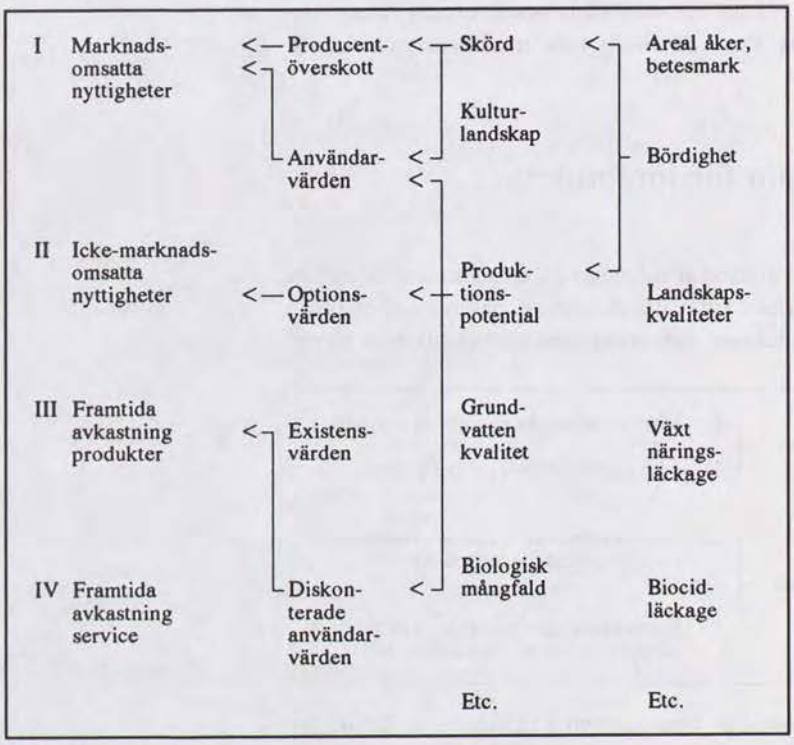
- Välstånd
  - Konsumtion
    - I Marknadsomsatta nyttigheter (prissatta)
    - II Icke-marknadsomsatta nyttigheter
  - Förmögenhet
    - III Naturresursernas framtida avkastning av råvaror/produkter (nettonuvärdet)
    - IV Naturresursernas framtida avkastning av miljöservice m.m. (nettonuvärdet)

Är man i stället intresserad av *förändringar* i välståndet är det de fyra posterna i rutan nedan som täcker de relevanta faktorerna. Nettonationalprodukten, NNP, är ett vedertaget begrepp som traditionellt inte är något välfärdsmått, men som används i stället för direkta, svåruppnåeliga sådana.

- NNP (natur-resurs-utvidgad)
  - Konsumtion
    - I Marknadsomsatta nyttigheter
    - II Icke-marknadsomsatta nyttigheter
  - Ändring i national-förmögenhet inkl. natur-resurskapital
    - III Förändring av nationalförmögenhetens framtida avkastning råvaror/produkter
    - IV Förändring av naturresursernas framtida avkastning miljöservice m.m.

I BNP-sammanhang måste givetvis posterna utrikes transaktioner, produktion, nyinvesteringar och underhåll läggas till bilden. För enkelhetens skull kan vi tillfälligt bortse från dem, och i stället koncentrera oss på vad de fyra posterna täcker av jordbrukets naturresurspåverkan. Om vi erinrar oss att varje resurs kan påverka flera värden blir det ganska många underposter som behöver estimeras. Problemet illustreras i figur 4 nedan.

Figur 4 Hur miljöräkenskaperna påverkas av ändrade fysiska förhållanden.
Principskiss med ett exempel: att en bördighetsfaktor förändras



Källa: Egen framställning.

För att kunna beskriva hur miljön och naturresurserna förändras behöver man i en ekonomisk bokföring klarlägga ett flertal samband mellan de fysiska parametrarna och räkenskapsposterna. Jordbrukets viktigare samband listas nedan:

I Marknadsomsatta nyttigheter

11# Flödet av produkter från jordbruket
12# Minskade fiskefångster
13# Ökade kostnader för vattenrening
14# Förändrad virkesproduktion pga. försurning, kvävenedfall m.m.

II Icke-marknadsomsatta nyttigheter

21# Optionsvärdet av produktionskapacitet (= beredskapsvärde av inhemsk försörjningsförmåga för mat)
22# Informationsväntevärde av att bevara produktionspotential.
23# Användarvärden från landskap. (Estetiska, rekreations-, kulturhistoriska, naturvårdsvärden m.m.)
24# Existensvärden av kulturlandskapet
25# Minskad konsumtion av rent vatten: bad, sportfiske, dricksvatten från privata brunnar (användarvärde)
26# Existensvärde av limniska och marina ekosystem
27# Användarvärde av växt- och djurliv
28# Existensvärde av växt- och djurliv
29# Minskad konsumtion av ren luft (användarvärde)

III Naturresursernas framtida avkastning av råvaror/produkter

31# Markens framtida förmåga avkasta jordbruksprodukter (Diskonterat användarvärde och producentöverskott)
32# Minskning av ändliga, onybara resurser, t.ex. fosfor, metaller, fossila bränslen (diskonterat användarvärde och producentöverskott)
33# Framtida fiskeproduktion (diskonterat användarvärde och producentöverskott)

IV Naturresursernas framtida avkastning av miljöservice m.m.

41# Framtida kulturlandskap (diskonterat användarvärde av rekreations, natur- och kulturvärden)
42# Framtida ytvattentillgångar (diskonterat användarvärde)
43# Framtida grundvattenkvalitet (diskonterat användarvärde)

Hur dessa 19 delposter och förändringar av dem kan estimeras för att komplettera NR skall diskuteras i kapitel 5 under rubrikerna mark, vatten, luft, landskap och biologiska resurser.

I de traditionella NR ingår huvudsakligen produktion och konsumtion av det slag som listats under I (11#—14#). Dessa poster uttrycks i BNP-redovisningen som förädlingsvärdet, dvs. kostnaderna för arbete och avskrivning samt företagens vinst. Förädlingsvärdet $F = p \cdot q - \Sigma(r_i \cdot v_i) = \pi + wL$.

Värdena av 21#—29# avspeglar miljöservice som inte omsätts på någon marknad och därför inte kommer till uttryck i nuvarande NR.

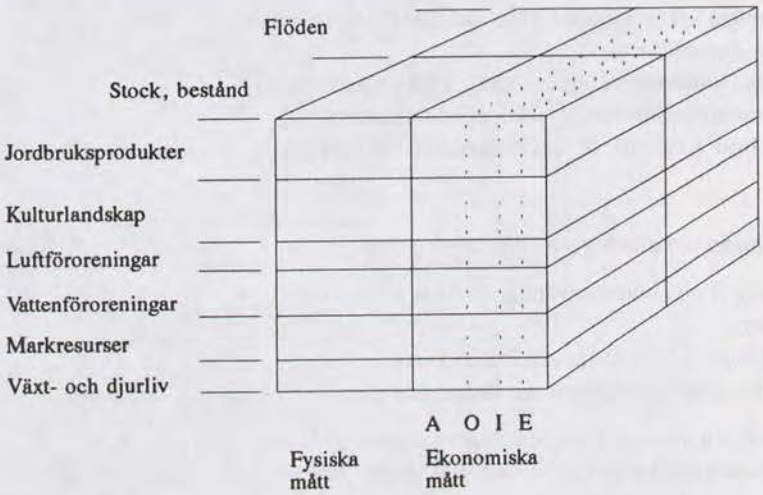
Kategori III, naturresursernas framtida avkastning av råvaror och produkter som omsätts på marknader, brukar anges med förväntad framtida flöde diskonterat till nettonuvärde. Samma förfarande skulle kunna tillämpas för flödet av framtida miljöservice (IV).

Inte enbart jordbruksnäringens påverkan på dessa konsumtions- och resurskonton skulle vinna på att klarläggas, utan också andra näringars (negativa) miljöpåverkan på jordbruket. Då exempelvis transportsektorn (bilismen) och industrin emitterar kolväten och kväveoxider bildas luftföroreningen (troposfäriskt) ozon som påtagligt reducerar skördarna.

Den lägre skörden beaktas redan i NR genom att jordbrukets inkomster sänkts. För att bättre redovisa varje närings bidrag till nationalprodukten vore det dock möjligt att korrigera med hänsyn till negativ miljöpåverkan från en sektor till en annan. I detta fall skulle transport- och industrisektorerna belastas med en minuspost för ozonskador (post II), som skulle motsvaras av en förlust i jordbrukets markresurskapital (post III). Förlusten i markresurskapitalet kan kontoföras som en desinvestering (negativ investering) i en input-output modell, eller i en Social Accounting Matrix (SAM) med miljösektor.

Framställningen kommer att ske i tre dimensioner. Eftersom en text bara skrider, alternativt hackar sig fram i en dimension, kan det bli något förvillande. Jag skall försöka förtydliga strukturen med följande illustration:

Figur 5 Tre dimensioner av jordbrukets miljöräkenskaper



A Användarvärden I Informationsväntevärde
O Optionsvärden E Existensvärden

I texten tas sålunda inte ställning till om förändringarna i resurstillståndet bör uttryckas med monetära eller fysiska mått. Inte heller aggregeringsgraden, dvs. om olika mått bör användas för olika fenomen, och i så fall hur många olika slags indikatorer. Resp. tillvägagångssätts för- och nackdelar berörs i anslutning till de olika resurserna (mark, landskap etc.).

Genomgången sker inte inom ramen för någon etablerad räkenskapsmetod som SNA-systemet, input-output-analys, positionsanalys, osv. I stället belyses olika möjligheter och problem med olika mätmetoder för resp. faktor. I många sammanhang anknyter emellertid texten till den neoklassiska nationalekonomins synsätt.

5 Miljöräkenskaper för jordbruket

5.1 Jordbrukets produktion av råvaror

Jordbruk bedrivs i första hand för att producera livsmedel eller livsmedelsråvaror. Även andra produkter framställs: fiber- och energiråvaror, ridhästar, m.m. Ett flöde av produkter går alltså från jordbruket till (livsmedels)industrin eller hushållssektorn. I samband med det uppstår producentöverskott och användarvärden (jfr figur 4 och post 11#, s. 16).

Det är i huvudsak denna produktion/konsumtion som kommer till uttryck i de nuvarande NR. Jordbrukets bidrag till BNP beräknas som summan av kostnaderna för arbetskraft och avskrivning samt företagens driftsöverskott. Observera att BNP alltså *inte* mäter de totala användarvärdena. En stor del av driftsöverskottet torde dessutom vara jordränta, som bör ses som ersättning för utnyttjande av markresurserna (jfr avsnitt 5.2).

Till sektorn räknas i nuvarande svenska NR förutom egentligt jordbruk inkl. husdjursskötsel även trädgårdsbruk, pälsdjursskötsel, hästavel, renskötsel, biodling, jakt m.m. Uppgifterna inkluderar egen konsumtion av gårdsprodukter. År 1988 var jordbrukets förädlingsvärde till faktorpris 15 miljarder kr. Det motsvarade 1,5 % av rikets totala BNP.

Tabell 1 Förädlingsvärdet inom jordbruket och bruttonationalprodukten till faktorpriser i löpande priser och med fördelning på faktorinsatser 1985–1988. Milj. kr.

Förädlingsvärde resp. bruttonationalprodukt	1985	1986	1987	1988
Förädlingsvärdet inom jordbruk m.m.	13 413	14 152	13 436	15 006
löner inkl. kollektiva avgifter	2 833	3 063	3 268	3 501
driftsöverskott	10 580	11 089	10 168	11 505
Totala bruttonationalprodukten till faktorpris	766 634	833 475	892 016	981 204
löner inkl. kollektiva avgifter	505 570	554 233	598 688	654 019
kapitalförslitning	99 464	107 219	116 475	127 866
driftsöverskott	161 600	172 023	176 853	199 319

Källa: Statistiska Centralbyrån (1990).

Det egentliga jordbrukets intäkter och kostnader var samma år 27 resp. 24 miljarder kr. Av intäkterna kom endast 6 miljarder kr. eller 21 % från växtodlingen, medan animalieproduktionen gav 20 miljarder kr. Då tillskrivs eller belastas inte vegetabilie- resp. animalieproduktionen värdet av den mycket stora mellanprodukten egenproducerat foder.

I NR beräknas produktionsvärdet till rådande inhemska priser. Jordbrukspolitikens prisregleringar har i praktiken medfört att dessa legat avsevärt över världsmarknadspriserna. Skulle prisregleringarna och gränsskyddet avskaffas helt - eller produktionen ändå värderas efter vmpris — reduceras jordbrukets bidrag till BNP kraftigt.

Föreligger önskemål om NR i fysiska termer (rensat från prisernas inverkan) så finns detaljerad årlig statistik över producerade kvantiteter.

Naturligtvis beror en stor del av de årliga fluktuationerna på klimatet. Historiskt har dock årsmånens betydelse dämpats av ny odlingsteknik (bevattning, nedmyllande såmaskiner, växtförädling m.m.).

5.2 Jordbruksmarken som resurs för produkter

5.2.1 Vad kännetecknar marken som resurs?

Jordbruksmark är en produktionsresurs. I den nationalekonomiska teorins klassiska indelning av produktionsresurser i arbete, kapital och naturresurser kan jordbruksmarken betraktas som en sammansatt resurs, med en av människan skapad kapitalkomponent och en naturresurskomponent. Kapitalkomponenten härrör från investeringar i nyodling, täckdikning, inhägnad, grundkalkning osv. som ökar markens produktionsförmåga. Även odlingssystemet påverkar resursbasen. Naturresurskomponenten utgörs av de naturgivna förutsättningarna vad beträffar yta, jordmaterial, klimat och topografi. Naturresurs- och kapitalkomponenterna är oskiljbara i verkan, och bestämmer gemensamt markens produktionskapacitet/resursens flöde. (Hasund 1986)

Jordbruksmark är som framhållits en produktionsresurs och ej en ren naturresurs. Till sin karaktär kan den dock likställas med en fondresurs. Den består sålunda av en *stock* som förmår ge ett *flöde* av produkter. Utnyttjande av fondresursers flöde påverkar i princip inte resursens storlek. Stocken av resursen jordbruksmark kan dock avsiktligt eller oavsiktligt ökas eller minskas genom mer eller mindre reversibla processer.

Storleken på jordbruksmarksresurserna har både en kvantitativ aspekt (hektar), och en kvalitativ, dvs. bördigheten eller avkastningsförmågan.

Skillnaderna i bördighet innebär att jordbruksmarken inte är någon homogen resurs. Detta har betydelse bl.a. för hur markresursen bör behandlas i miljöräkenskaperna. Antingen kan åker- och betestillgångarna standardiseras, dvs. omräknas till en jämförbar enhet, eller så måste de behandlas som en serie separata, sinsemellan utbytbara resurser vars egenskaper är olika, men mellan vilka substitution är möjlig.

Bördighetsskillnaderna beror på att den biologiska avkastningsförmågan varierar avsevärt mellan olika jordar, klimatlägen och hydrotopografiska lägen. Den ekonomiska avkastningsförmågan beror dessutom av läge i förhållande till marknaden (transportkostnader) och av arronderingsförhållandena (fältform, fältstorlek, åkertäthet).

De edafiska (jord-), klimatiska och topografiska faktorerna bestämmer *i samverkan* markens avkastningsförmåga. Två identiska lerjordar — i den mån det finns — belägna i olika klimatlägen eller olika topografiska lägen ger i regel helt olika skörd. Bördighetsbegreppet måste därför inkludera alla dessa faktorer som påverkar odlingsmarkens produktionsbetingelser. Analogt måste en diskussion om markresurserna beakta förändringar i klimat, luftkvalitet o.d. (för en mer ingående redogörelse av marken som resurs se t.ex. Hasund (1986)).

5.2.2 Vad avgör vad som räknas som odlingsresurs?

I naturresursekonomisk teori betingas storleken på jordbruksmarksresursen förutom av den materiella (/fysiska) basen också av den rådande efterfrågestrukturen och samhällets tekniska nivå.

Efterfrågan på jordbruksmark härleds från efterfrågan på jordbruksprodukter. Den påverkas dessutom av förutsättningarna att utbyta mark mot arbete, handelsgödsel etc. i produktionen (*insatsfaktorsubstitution*). Efterfrågan på jordbruksprodukter beror i sin tur bl.a. på befolkningsmängd, konsumtionspreferenser, nationalinkomst och substitutionsmöjligheterna gentemot andra livsmedel, fiberråvaror o.d. (*konsumtionssubstitut*). Ju gynnsammare konkurrensförhållanden mot substitut och ju högre efterfrågan är desto mer mark kommer att räknas som odlingsvärda resurser.

Den tekniska nivån påvekar dels vad som är kunskapsmässigt möjligt, dels kostnaderna för att ta i anspråk olika insatsfaktorer och framställa olika produkter. Teknisk utveckling påverkar sålunda både utbud och efterfrågan på jordbruksmark genom att sänka kostnaderna för

1a) att utnyttja jordbruksmarken som produktionsfaktor,
1b) att utnyttja konkurrerande insatsmedel,
2a) att framställa jordbruksprodukter,
2b) att framställa konkurrerande varor.

Det kvantitativa och kvalitativa utbudet av odlingsmark styrs t.ex. av ny teknik för markinvesteringar (uppodling resp. markförbättring) och av teknik som förändrar markens produktionsfunktion (kvalitativ förbättring av komplementära insatsfaktorer, t.ex. bättre utsäde).

Möjligheten att substituera mark mot andra produktionsmedel medför att jordbruksproduktionen kan ökas på två sätt: med större insatser av arbete och kapital på en viss areal, eller med utvidgning av markresurserna. Produktionen sägs öka genom förflyttning efter den *intensiva marginalen* resp. *extensiva marginalen* (Barlowe 1978). Lagen om avtagande meravkastning innebär dock att substitution bara är lönsam till en viss gräns.

5.2.3 Hur mäta markresursens storlek?

Räkenskaper över naturresurserna bör belysa jordbruksmarken 1) arealmässigt, 2) kvalitativt, och 3) med avseende på geografisk belägenhet.

Resurstillgångarna av jordbruksmark kan anges på två huvudsätt. Antingen kan själva stocken kvantifieras. Tänkbara ekonomiska mått är åkervärdet i fastighetstaxeringen eller diskonterade nuvärdet av beräknade framtida inkomstströmmar. I fysiska termer kan resurserna åker- och betesmark beskrivas med hjälp av mått på yta (hektar) och ett antal utvalda ståndortsparametrar som har stor betydelse för markkvaliteten.

Det andra huvudsättet är att beskriva odlingsmarksresurserna utifrån deras förmåga att generera ett flöde av skördeprodukter. Resursens storlek anges då som dess produktionskapacitet mätt i fysisk eller ekonomisk avkastningsförmåga. (Observera att det fortfarande är resursen som kvantifieras (genom avkastningsförmågan) och inte den aktuella produktionen.)

1a Fysiska stockbaserade indikatorer

Eftersom resursens storlek bestäms av kvantiteten mark och dess kvalitet behövs arealdata plus en uppsättning *ståndortsparametrar* som beskriver bördighetsfaktorerna. Exempel på viktiga parametrar är lerhalt, humushalt, katjonbyteskapacitet, effektivt jorddjup, juninederbörd, vegetationsperiodens längd etc.

Antalet mer eller mindre viktiga ståndortsparametrar liksom kombinationsmöjligheterna i detta stora komplex av delfaktorer är i det närmaste oändligt. Det kan också vara synnerligen svårt att relatera bördigheten till en viss ståndortsparameter, i synnerhet som dess inverkan beror på hur alla andra bördighetsfaktorer samverkar. I praktiken torde därför förutsättningarna vara små att på detta sätt erhålla en tydlig uppfattning om bördigheten och därmed om resursen. Antalet mätpunkter måste dessutom vara ganska stort om man skall kunna bilda sig en uppfattning om situationen och förändringar av den.

1b Ekonomiska stockbaserade indikatorer

Markresurserna kan givetvis värderas på samma sätt som realkapitalet i NR. Uppgifter om investeringar i markanläggningar, taxeringsvärden för åker, eller dylikt förefaller dock som tämligen irrelevanta för bedömning av förändringar i markresursen.

2a Fysiska flödesbaserade indikatorer

En möjlighet är att estimera odlingsresurserna efter deras kapacitet att generera ett flöde av produkter: avkastningsförmågan. Sjunker den av någon anledning har resursen minskat. Ett försök i den riktningen gjordes av Hasund (1986) utifrån SCB:s normskördeområden och normskördar. Sveriges åkerarealer har indelats i 420 homogena skördeområden efter naturliga förutsättningar enligt jordart, lokalklimat, topografi m.m.

Jordbruksmarkens fysiska avkastningsförmåga bestämdes med hjälp av normskördarna för korn i landets alla skördeområden. Normskörden anger resp. skördeområdes genomsnittliga skörd i kg/ha ett normalår. De framräknas från ett stort årligt statistiskt material på faktiska skördeuppgifter från ett stokastiskt urval provytor utlagda på den brukade arealen. Om skördarna förändras i ett område påverkar det normskördevärdet. Däremot skall inte dåliga betingelser under ett enskilt år slå igenom i större grad eftersom tidsserier används. För att rensa normskördevärden från skillnader i gödslingsintensitet så att ett renare mått på markens bördighet erhålls, korrigerades normskördarna till jämförbara värden. Avkastningsförmågan anges således i kg kornekvivalenter per hektar vid gödslingsnivåerna 0 kg resp. 90 kg kväve/ha. Korn har valts som referensgröda därför att den odlas över hela landet och väl speglar skillnaderna i bördighet.

2b Ekonomiska flödesbaserade indikatorer

Markresursen kan också värderas utifrån dess ekonomiska avkastningsförmåga (= *jordränta*). Det ekonomiska avkastningsvärdet beräknades av Hasund (1986) som skillnaden mellan intäkter och särkostnader för var och en av landets 420 skördeområden. Intäkterna räknades fram genom att först multiplicera arealen av varje gröda i skördeområdet med normskörd och pris för resp. gröda. Därefter summerades intäkterna från varje gröda till ett totalt normskördevärde för skördeområdet. Efter att dividera detta med åkerarealen i skördeområdet erhölls ett genomsnittligt värde, det s.k. normskördevärdet i kronor per hektar. Särkostnaderna beräknades på ett liknande sätt genom att väga särkostnaderna för varje gröda mot arealen.

Metoden ger genomsnittsvärden för skördeområdena. Värdena är tidsmässigt betingade av rådande produktionsteknik, prisförhållanden, jordbruksstruktur m.m. Eftersom åkermarkens ekonomiska avkastningsvärde beräknas som en restpost (ur kostnader och intäkter) är den egentligen ett sammanvägt mått på jordbruksmarkens kvalitet och jordbrukarnas skicklighet i resp. områden. Vid tolkning av värdena som ett mått på markkvaliteten kan alltså ett systematiskt fel uppstå *om* jordbrukarnas skicklighet i ett område skulle avvika från genomsnittet.

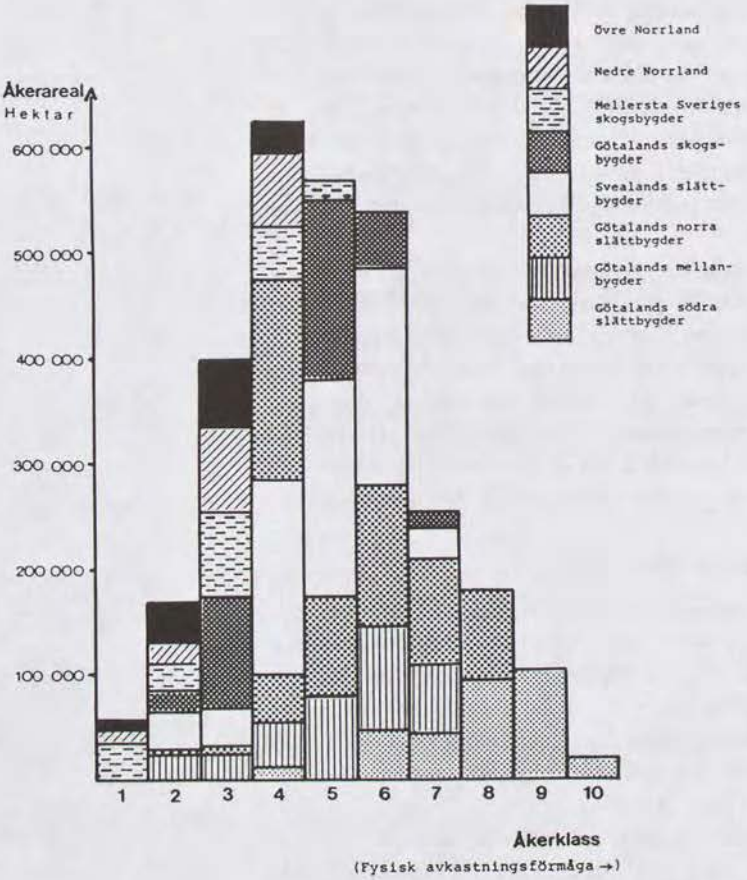
5.2.4 Hur stora är Sveriges markresurser?

De svenska odlingsresursernas areal är för närvarande ca 2,9 Mha åker, 0,5 Mha betesmark, samt ett okänt antal hektar av olika kvaliteter nyeller återuppodlingsbar mark. Vid sekelskiftet fanns ca 3,5 Mha åker och 1,5 Mha betesmark. Åkerarealen per invånare har under denna tid sjunkit från 0,69 till 0,35 ha. Sedan 1945 har arealbortfallet uppgått till 10—15 % i Götalands och Svealands slättbygder, medan det för skogsbygderna och Norrland varit 30—40 %.

Sveriges åkerareal — graderad efter fysisk avkastningsförmåga vid gödslingsnivån 0 kg N/ha — var år 1983 approximativt normalfördelade kring medianvärdet 2 100 kg korn/ha. Vid en närmare optimal gödslingsintensitet, 90 kg N/ha, var medianvärdet 3 500 kg korn/ha. Skördeområdenas inbördes ordning avviker inte särskilt starkt mellan de båda graderingsmetoderna. Skillnaderna mellan de högst och de lägst avkastande åkermarkerna är dock avsevärt större vid 0 än vid 90 kg kvävegödsling (Hasund 1986).

Figur 6 Produktionsområdenas åkerareal fördelad på 10 klasser efter avkastningsförmåga för korn vid 90 kg kvävegödsel. 1983.

Åkerklass 10 högst. Klassgräns mellan klass 1 och 2: 2 350 kg korn/ha. Klassbredd = 300 kg korn/ha.



Ett nytt begrepp, benämnt *standardåker* eller *standardhektar*, har utvecklats för att ytterligare underlätta jämförelser mellan åker i olika delar av landet (jfr tabell 2 nedan). Ifall t.ex. 50 ha åker i Malmöhus län bebyggs motsvarar det en förlust av 50 • 1,31 = 65 ha genomsnittlig svensk åker, standardåker. Skillnaderna mellan olika områden blir betydligt större på en mindre aggregerad nivå, om man jämför jordräntan eller om man jämför den fysiska avkastningsförmågan vid 0 kg kvävegödsling. Tabell 2 visar också hur stora åkerresurserna är, och var de är belägna. Åkerresurserna uttrycks i hur stort flöde de förmår ge vid gödslingsnivån 90 kg kväve, dvs. areal gånger fysisk avkastningsförmåga.

Tabell 2 Åkerresursens avkastningsförmåga i län och produktionsområden
Avkastningsförmågan mätt i kg kornekvivalenter vid gödslingsnivån 90 kg kväve/ha. Åkerindex: rikets genomsnittliga avkastningsförmåga = 1,0. Avser åker på företag med mer än 2,0 ha åker. 1983.

	Åkerindex	Avkastnings-förmåga	Andel av Sv. åkerresurser
	Standard-hektar	Milj. ton kornekv.	%
Län			
Stockholms	1,00	0,35	3,16
Uppsala	1,07	0,57	5,56
Södermanlands	1,05	0,50	4,79
Östergötlands	1,16	0,79	8,24
Jönköpings	0,99	0,34	3,07
Kronobergs	1,02	0,21	1,98
Kalmar	0,99	0,48	4,34
Gotlands	0,92	0,30	2,48
Blekinge	1,06	0,14	1,31
Kristianstads	1,13	0,65	6,84
Malmöhus	1,31	1,10	13,08
Hallands	1,11	0,49	4,52
Göteborgs och Bohus	1,03	0,25	2,37
Älvsborgs	0,99	0,58	5,16
Skaraborgs	1,11	1,02	10,20
Värmlands	0,83	0,45	3,35
Örebro	1,04	0,42	3,96
Västmanlands	1,06	0,47	4,54
Kopparbergs	0,83	0,24	1,81
Gävleborgs	0,88	0,28	2,24
Västernorrlands	0,88	0,22	1,79
Jämtlands	0,96	0,17	1,46
Västerbottens	0,85	0,32	2,45
Norrbottens	0,85	0,17	1,29
Produktionsområde			
Götalands södra slättbygder, Gss	1,32	1,27	14,93
Götalands mellanbygder, Gmb	1,07	1,18	11,99
Götalands norra slättbygder, Gns	1,15	1,65	17,46
Svealands slättbygder, Ss	1,04	2,39	22,92
Götalands skogsbygder, Gsk	0,99	2,02	17,84
Mellersta Sveriges skogsbygder, Ssk	0,86	0,79	5,81
Nedre Norrland, Nn	0,88	0,65	5,13
Övre Norrland, Nö	0,85	0,51	3,93
Hela riket	1,00	10,50	100,00

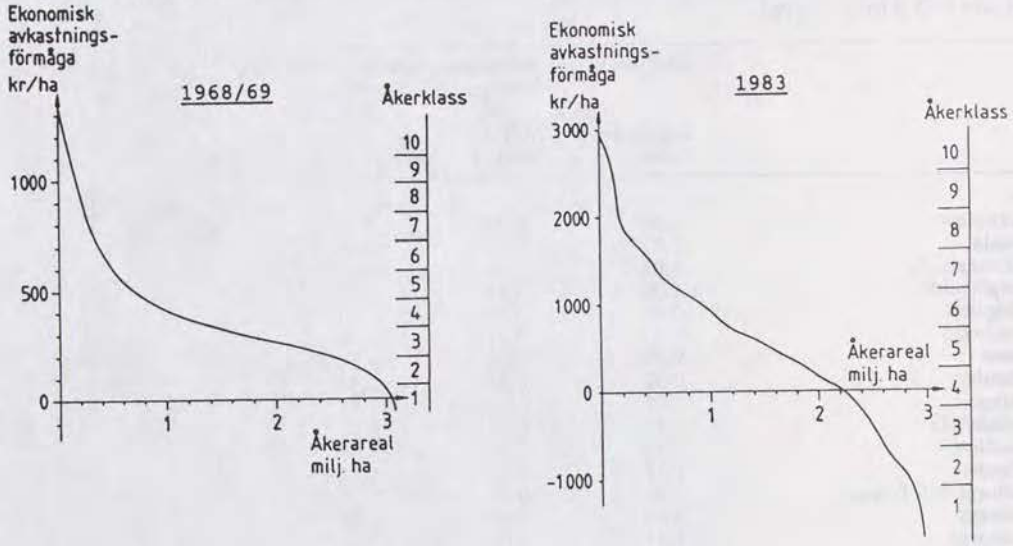
Källa: Hasund (1986).

Ekonomiska, flödesbaserade mått

Den svenska åkermarken var år 1983 tämligen heterogen vad avser ekonomisk avkastningsförmåga. Tydliga regionala mönster förelåg. Arealen var approximativt normalfördelad kring ett medianvärde på 565 kr/ha.

Med anknytning till Ricardos jordränteteori och till teorin om markresursernas marginalproduktivitet har ett diagram konstruerats som beskriver den svenska åkerarealens kumulativa bördighetsfördelning. Kurvan visar hur den ekonomiska avkastningsförmågan sjunker då successivt sämre marker tas i anspråk för att öka livsmedelsproduktionen.

Figur 7 Åkerresursens bördighetskurva år 1968/69 och 1983
Resp. års penningvärde.



Källa: Hasund (1986).

Givet vissa förutsättningar (t.ex. att arbetskraften skall ersättas med lantarbetarlön) speglar ytan mellan jordräntekurvan och arealaxeln (jfr figur 7) åkermarkens totala ekonomiska avkastning. För år 1983 har den beräknats till 1,7 miljarder kr. minus ersättning till fasta kostnader (Hasund 1990). Detta kan med vissa förbehåll tas som ett mått på åkerresursernas ekonomiska värde (producentöverskott).

5.2.5 Vad påverkar markresursernas storlek?

Nedan belyses hur några fysiska faktorer påverkar tillgången av odlingsvärd mark. I framställningen beskrivs hur jordbruksmarkens resursvärde kan påverkas på fyra huvudsätt:

- ökade eller minskade hektarskördar,
- förändrade växtodlingskostnader (sänker jordräntan),
- förändrad produktkvalitet, och
- förändrad jordbruksareal.

Försurning

Jordbruksmarken försuras för närvarande i hög grad av surgörande gödselmedel, atmosfäriskt nedfall, bortförsel av basiska skördeprodukter, och genom utlakning. I jordbruket bör försurningen kunna kontrolleras genom odlingsåtgärder, främst kalkning i tillräcklig omfattning. Det torde därför inte uppstå några oreparabla, långsiktigt bestående skador på åker- eller betesmarksresurserna. På mycket lång sikt finns en viss risk att de accelererade vittringsprocesserna kan krympa markförrådet av kolloidala

mineralpartiklar. Kalkning tär på den ändliga naturresursen kalk, som dock finns i mycket stora mängder. Kalkningen medför också kostnader som innebär att markens värde som resurs minskar. De 10 % av försurningen som orsakas av nedfall skulle i miljöräkenskaperna kunna påföras förorenande sektorer som en kostnad.

Markförgiftning

Jordbruksmarken kan förgiftas av tungmetaller, av radioaktivt nedfall och av s.k. antropogena mikroföreningar (t.ex. bekämpningsmedel). Markförgiftningen kan påverka odlingsresurserna långsiktigt på tre sätt:

- sänka jordbruksmarkens avkastningsförmåga, genom att skada grödor eller markorganismer,
- försämra produktkvaliteten genom att ingå i skördeprodukter, och
- begränsa den odlingsvärda arealen, på grund av risken för höga halter toxiska ämnen i skördeprodukterna.

Fotokemiska oxidanter

Luftföroreningar som sänker odlingsmarkens avkastningsförmåga innebär enligt det synsätt på markresurserna som anlades i avsnitt 5.2.1 att en (klimatisk) ståndortsparameter försämras så att markresursen krymper. Det har påvisats att s.k. fotokemiska oxidanter — i synnerhet ozon — kan ge kraftigt reducerande skördar, försämrad produktkvalitet och i starkt ozonförorenade regioner t.o.m. omöjliggöra odling av vissa grödor. Enligt Hasund, Hedvåg och Pleijel (1990) sänkte ozonet de svenska skördarna med i genomsnitt 1,4 miljarder kr. per år under perioden 1986—1988 (1988 års inhemska priser). Skördeförlusterna beaktas redan i NR som ett lägre bidrag från jordbruket till BNP. Dessutom har dock markresursen krympts vilket i miljöräkenskaperna skulle kunna belasta bilismen, industrin, utlandet m.fl. som en kostnad. I och med att ozonhalterna skulle sjunka omedelbart i takt med att utsläppen (av kväveoxider och kolväten) upphör påverkas framtida markresurskapitalet inte av dagens utsläpp.

Sänkt humushalt

Till följd av att mängden stallgödsel och vallarealen har minskat markant, så har åkerjordarnas humushalter sjunkit under senare decennier. Detta gäller främst Götalands och Svealands slättbygder där ensidig spannmålsodling nu är vanlig. Humusen förbättrar bl.a. jordens vatten- och näringslagrande förmåga och påverkar därför bördigheten positivt. Effekterna av sänkta humushalter kan delvis kompenseras genom ökad kalkning, gödsling etc., vilket dock är förknippat med kostnader. I allmänhet medför humusförlusterna att åkermarkens avkastningsförmåga sjunker något, men sambanden mellan humushalt och skörd är mycket komplexa. Eftersom de humusbildande processerna är synnerligen långsamma blir effekterna bestående över mycket lång tid.

Jordpackning

Jordbrukets mekanisering har medfört att fordon och maskiner kompakterar marken. Det resulterar i försämrad genomsläpplighet för luft, vatten och rötter, med försvårad brukning och reducerad avkastning som följd. Både matjordslagret och den underliggande alven kan bli kompakterade.

Matjordspackningen ger idag skördeförluster på i genomsnitt 3—4 %. Plöjning, tjäle och biologiska processer verkar uppluckrande på matjordslagret. Ifall kompakteringen upphör så avklingar packningsskadorna inom några år. Packningen av alven ger däremot irreversibla skador som ackumuleras över tiden. Plöjning, tjäle o.d. har föga motverkande effekt, och möjligheterna att begränsa skadorna med t.ex. alvluckrande redskap är små. Packningsskador under 40 cm djup bedöms sålunda bestå i åtminstone decennier, oberoende av klimat- och jordartsförhållanden (Håkansson 1985).

Beräkningar av Hasund (1986) baserade på omfattande försöksdata (Håkansson 1985) visar att *om* all åker förr eller senare skulle bli utsatt för alvpackning så kommer åkerresursen att minska med ca 5 %, motsvarande 140 000 standardhektar.

Vinderosion

Vinderosion kan reducera jordbruksmarkens avkastningsförmåga genom att 1) direkt skada grödorna (skördeförlust), 2) utarma markens långsiktiga produktionsförmåga, eller 3) öka utgifterna för omsådd, jordbearbetning och gödsel m.m. Historiskt har vinderosionen förvandlat något tiotusenttal hektar åker till odlingsimpediment. I Sverige är numera 30—50 000 ha utsatt för skador (Nihlén 1984).

Bortodling

Uppodlade myrjordar drabbas av sättningar, och framför allt av att den organogena jorden bortoxideras. Om myrjorden vilar på en lera erhålls i regel en god odlingsjord med tiden. Vanligare är dock att man når ned till steniga moräner som är mycket dåliga ur odlingssynpunkt. Att markytan sjunker kan även ge problem med dräneringen. Problemen är störst på och kring sydsvenska höglandet där ca hälften av de odlade myrjordarna bedöms vara hotade. Vid mitten av 1950-talet uppskattades arealen odlad myrjord i Sverige till minst 600 000 ha. Enbart mellan 1945 och 1955 blev ca 10 % av södra Sveriges myrjordar obrukbara som åker (Jordbruksdepartementet 1957).

Tätortsexpansion

Tätorternas förbrukning av åker innebär i praktiken att det uppstår irreversibla förluster i resurstillgångarna av jordbruksmark. Under perioden 1966—1975 var tätorternas konsumtion av åkermark ca 3 700 ha/år. Perioderna 1975—1980 och 1980—1985 har ca 2 000 resp. 700 ha/år tagigit i anspråk (SCB 1982, 1987).

Markförbättring

Investeringar kan öka jordbruksmarkens antropogena komponent så att odlingsresurserna blir större. Ny- och återuppodling utvidgar jordbruksarealen. På befintliga jordbruksarealer kan avkastningsförmågan höjas genom grundgödsling, grundkalkning, dränering, läplantering etc. Särskilt grundkalkning och dränering förefaller besitta en stor potential att öka jordbruksmarksresurserna kvalitativt. En ökad andel perenna grödor som vall höjer markens långsiktiga avkastningsförmåga där spannmålsodling idag dominerar.

Även andra faktorer påverkar eller kan komma att påverka jordbrukets markresurser. Till dem hör klimatförändringar, vattenerosion, koldioxidhalten (fotosyntes), vägutbyggnad m.m.

5.2.6 Sammanfattande om markresursindikatorer

Flera problem och möjligheter att kvantifiera resursstocken och dess förändringar bör ha framkommit tidigare i kapitlet. Utöver det kan här framhållas några generella iakttagelser.

En viktig fråga är hur man skall skilja lång- och kortsiktiga förändringar från varandra. Packning av matjorden kan exempelvis minska avkastningsförmågan drastiskt några år framåt, men sen avklingar effekten. Borteroderad jord förblir däremot borteroderad.

Hur man kan avgränsa resursen är ett dilemma. Det gäller om man använder fysiska mått och än mer för ekonomiska.

Vid val av metod verkar två vägar finnas. Den ena är att mäta stocken direkt eller indirekt vid olika tillfällen (t.ex. areal, humushalt, avkastningsförmåga). Den andra kan vara att mäta direkt på förändringsfaktorn. Exempel på sådana mått är bebyggd areal, tillförsel av kadmium och ändring i luftens ozonhalt. Av praktiska skäl skulle det kunna vara lämpligt att indikera försurningen genom generella mätningar av nederbörd och stoftnedfall i stället för att specifikt granska markens pH och buffringskapacitet.

Beträffande stockbaserade parametrar förefaller de ekonomiska irrelevanta och de fysiska utsiktslösa att kunna fånga förändringar i resursen. Givetvis bör fysiska parametrar gå att använda som indikatorer utan att därför göra anspråk på att spegla hur resurssituationen påverkas.

De flödesbaserade indikatorerna föranleder några ställningstaganden. Spridningen inom Sverige i åkermarkens fysiska avkastningsförmåga är betydligt mindre än spridningen i ekonomisk. Bland annat kan noteras att distansen mellan de allra högst avkastande jordarna och övriga är mindre uttalad (då man mäter i kilogram). Detta speglar att skillnaderna i jordbruksmarkens värde till en del inte beror på olika förmåga att producera protein och kalorier, utan på att vissa grödor som betalas bättre bara kan odlas i (klimatiskt eller institutionellt) gynnade områden. Det kan vara rimligt att ett mått som skall beskriva resursens värde fångar upp produkternas olika värde. Åker som kan ge vete bör vara mer värd än sådan som bara lämpar sig för vall och foderspannmål.

Markens ekonomiska avkastningsförmåga torde ge en tämligen bra bild av förutsättningarna för jordbruksdrift, resursens företags- eller samhällsekonomiska värde. Men eftersom jordräntan är priskänslig kan den vara mindre lämplig för långsiktiga naturresurs- eller försörjningsmässiga bedömningar. Den fysiska avkastningsförmågan torde ge ett över tiden mer beständigt mått på resursstocken.

Med anledning av att åkermarkens ekonomiska avkastningsvärde framräknas i form av en *restpost* i kalkylerna kan det vara högst aktuellt att ifrågasätta huruvida detta mått beskriver markens "verkliga" värde som resurs.

Slutligen. De processer som förändrar markens bördighet är ofta mycket långsamma, tröga. Ibland är de irreversibla. Att hålla ståndortsparametrarna eller avkastningsförmågan under uppsikt kan därför vara angeläget. Samtidigt kan de årliga utslagen bli små och svåra att fastställa. De riskerar inte bara att försvinna i de kraftiga kortsiktiga svängningarnas informationsbrus. De kan vara så små att de försummas med den vanliga planeringshorisonten.

5.2.7 Påverkade markresursvärden

Listan över samband mellan jordbruket och naturresurserna på sidan 13 innehåller tre punkter som handlar om marken som resurs för produkter:

- 21 # optionsvärdet av inhemsk odlingskapacitet,
- 22 # informationsväntevärdet av att bevara marken i hävd, och
- 31 # det diskonterade användarvärdet av framtida avkastning.

Optionsvärdet kommer till uttryck i jordbrukspolitikens beredskapsmål att trygga befolkningens livsmedelsförsörjning vid avspärrning eller krig. Detta har under olika perioder varit det viktigaste eller ett av de tre viktigaste målen för jordbrukspolitiken sedan 1948. Det har motiverat stödet till jordbruket som utgått genom pris- och marknadsregleringarna.

I olika propositioner m.m. har åkermarken och antalet mjölkkor framhållits som särskilt viktiga ur beredskapssynpunkt. Försörjningsförmågan är en genuint kollektiv nyttighet och kan därför inte hanteras effektivt av marknader. Enligt OECD (1990) var samhällets stöd till jordbruket år 1989 knappt 15 miljarder kr. *Om vi antar* att stödets storlek i demokratisk ordning är bestämt av hur värdefull försörjningsförmågan anses vara skulle markens optionsvärde sålunda vara åtskilliga miljarder. Mot vårt antagande kan utan tvekan vissa invändningar resas, men optionsvärdet torde ändå vara betydande, åtminstone har det varit det.

En annan metod att skatta optionsvärdet bör vara att undersöka betalningsvilligheten hos skattebetalarna. Någon form av contingent valuation förefaller lämpligast, om än förenad med vissa svårigheter.

Informationsväntevärdet uttrycker nyttan av att vänta med att lägga ned odlingen trots att den kanske går med förlust nu. Om Sverige ansluter sig till EG, priserna på världsmarknaden stiger eller miljöhänsyn tvingar ned kemikalieintensiteten kan marken bli lönsam igen. Även om nedläggning inte behöver vara irreversibel kan återuppodling dock vara förknippad

med avsevärda kostnader. Väntevärdet ställs på sin spets vid tätortsexpansion i en överskottssituation.

Framtida användarvärden kan om de anges monetärt diskonteras till nuvärden för att skapa jämförbarhet med andra storheter i NR. Av flera skäl är detta dock minst sagt varken oproblematiskt eller odiskutabelt. För övrigt bör indikatorer på markens framtida värde som resurs ha belysts i avsnitten 5.2.1—5.2.6.

5.3 Vatten som recipientresurs

5.3.1 Jordbrukets läckage till vattensystemen

Jordbruket orsakar läckage av växtnäringsämnen och bekämpningsmedel. Ämnena når vattensystemen genom utlakning eller ytavrinning. Både yt- och grundvatten drabbas. Det är i huvudsak växtnäringsämnena kväve och fosfor som påverkar vattenresurserna negativt.

Växtnäringsläckaget är i allmänhet flera gånger större än vad det skulle vara med naturlig vegetation på samma marker. Läckagets storlek varierar kraftigt mellan olika åkrar, tidpunkter och år. Variationerna beror på naturliga och antropogena faktorer, främst jordart, gröda, odlingsmetod, gödslingsintensitet och klimatförhållanden. Det finns således stora möjligheter att påverka läckaget.

I marken binds och frigörs ämnena i organiskt material och en mängd jämviktsreaktioner. Tillsammans med transportsträckor i marken fördröjer detta läckaget. Hur stort läckaget är under en tidsperiod beror därför även på odlingsåtgärder som skett under tidigare perioder. För bekämpningsmedel avklingar effekten snabbare, men för kväve och fosfor kan den vara påtaglig efter flera år. Enligt Andersson (1986) rör sig t.ex. löst nitratkväve med hastigheten 1,5 m/år i en sandjord.

Läckaget är diffust. Det sker från stora ytor, delvis genom otaliga dräneringsrör, delvis på "bred front" till undervattensmagasin eller till omgivningens marker och vattendrag.

Kväve

Per hektar åker utlakas normalt mellan 3 och 60 kg N per år, men förluster på 100—150 kg N/år är inte ovanligt i södra Sverige. Det totala kväveläckeget från Sveriges åkerarealer till ytvattensystemen har av Löfgren och Olsson (1990) kvantifierats till 48 000 ton N/år under perioden 1982—1987. Jordbrukets andel av kväveläckaget är störst i Öresund, 88 %, men är även i själva Östersjön så högt som 48 %. Skulle åkermarken varit skogbevuxen hade läckaget varit ca 16 % av dagens 48 000 ton, dvs. ca 7 700 ton i stället. Löfgren och Olssons uppgifter har — liksom tidigare uppskattningar — beräknats på basis av värden från enstaka, regionalt utspridda fältförsök som uppmultiplicerats med arealdata, samt transportmätningar i vattendrag.

Enligt riksdagsbeslut skall jordbrukets kväveläckage halveras till år 2000 i förhållande till 1987 års nivå.

Höjda halter av nitrat- och ammoniumkväve ökar tillväxten av vattenorganismer, särskilt av vissa alger. I inlandsvattnen och Bottenviken är oftast fosfor mest begränsande ämne, så kvävetillförseln dit är främst ett problem om det strömmar vidare till havsvattnen.

Ekosystemen förändras. Dels blir produktionen av biomassa större, dels gynnas vissa arter medan andra missgynnas. Mängden organiskt material som sjunker till bottnarna kan till slut bli så stor att dess nedbrytning orsakar syrebrist. På större djup bildas då i anaeroba processer giftigt svavelväte. Resultatet blir döda bottnar och vattenvolymer. Fisk, havskräftor och andra organismer slås ut eller tvingas utvandra. Dessutom har torsk och flera andra fiskarter pelagiska ägg, dvs. dess rom svävar fritt i vattnet. Vid Östersjöns salthalt svävar torskäggen vid haloklinen på ca 60 m djup. Sedan år 1979 kan torsken troligen inte reproducera sig i normal omfattning i Östersjön, ty syrehalten vid haloklinen har i allt större områden varit så låg att romen dör (Silvander 1988).

Kväveläckaget kan också orsaka algblomning. Vid denna massförekomst kan algerna direkt döda fisk och andra vattendjur. Dessutom bildar algerna toxiner som ackumuleras i djurplankton och musslor. Toxinerna kan leda till förgiftning av fisk och människor.

Grundvatten med höga kvävehalter (nitrat) är olämpligt som dricksvatten och för spädbarn ibland hälsovådligt. År 1982 drack ca 100 000 personer vatten med halter över WHO:s gränsvärde 50 mg nitrat per liter. De allra flesta bodde i Götalands jordbruksbygder (Thoms & Joelsson 1982).

Tabell 3 Beräknad genomsnittlig och total förlust av kväve och fosfor från åkermark och alla källor i Sverige. Genomsnitt i kilogram per hektar för perioden 1975–1987. Totalförluster i ton per år för perioden 1982–1987.

	Kväve			Fosfor		
Avrinningsområde	åker kg/ha	åker ton/år	alla källor ton/år	åker kg/ha	åker ton/år	alla källor ton/år
Bottenviken	3,9	313	24 440	0,20	16	1 600
Bottenhavet	6,0	1 882	44 826	0,20	62	2 005
Östersjön	16,4	22 746	46 987	0,20	259	1 296
Öresund	39,7	7 926	9 035	0,33	66	109
Kattegatt	15,6	13 107	37 049	0,23	191	1 179
Skagerack	29,1	2 359	3 918	0,33	27	101
Sverige	..	48 333	166 256	..	621	6 289

Källa: Utdrag från Löfgren & Olsson (1990).

Fosfor

Från Sveriges åkerareal bortfördes genom i huvudsak ytavrinning ca 620 ton fosfor per år till vattendragen (Löfgren & Olsson 1990). Enligt Andersson (1986) var åkermarkens fosforläckage 1 160 ton P/år. Detta illustrerar svårigheterna att ens mäta det fysiska flödet.

Fosforläckaget påverkar framför allt sötvattnen. Dessa blir näringsrikare, eutrofieras, eftersom fosfor i regel är bristämne där. Måttliga utsläpp kan ge ökat fiske och fågelliv. Högre halter leder till kraftiga algblomningar, syrebrist och igenväxning av sjöar och vattendrag. Bakteriehalterna i vattnet ökar och periodvis sker massutveckling av blågröna alger. Vattnet kan grumlas. Smak- och luktproblem förekommer vid uttag av s.k. råvatten för beredning av dricksvatten. Dessutom bildar vissa blågröna alger toxiner som ibland ger allergiska besvär, magproblem och leverskador hos människor. Hundar och boskap som dricker av vattnet kan förgiftas.

Kemiska bekämpningsmedel

Det svenska jordbruket använde år 1989 ca 1 900 ton ogräsmedel, 380 ton svampmedel, 120 ton betningsmedel och 40 ton insektmedel. Det motsvarar 0,7 kg per hektar. Årligen besprutas halva åkerarealen med ogräsmedel och 30 % med insektmedel.

Bekämpningsmedlen bryts till största delen ned på åkern. En liten del kan dock återfinnas i livsmedlen eller spridas till omgivande marker och vattensystemen. Föroreningen av vatten sker genom ytavrinning, utlakning, tvättning av sprutredskap, samt nedfall efter avdunstning och vindavdrift. Normalt avgår mindre än 1 % med avrinnande vatten, men ytavrinning och dränering på 4 % resp. 10 % av spridd mängd har uppmätts i Sverige (Brink 1985). Rester av ett antal kemiska bekämpningsmedel har påträffats i grundvatten och i ytvatten på många platser i Sverige (se Brink 1985 och Kreuger 1986). I regel har det varit fråga om mycket låga halter, men de har ändå ofta varit högre än US Environmental Protection Agencys gränsvärden (Brink 1985).

Riskerna är föga kända. De ökar med preparatets toxicitet, beständighet (lång nedbrytningstid) och rörlighet (dvs. om de binds i marken eller om de löser sig i avrinningsvattnet). *Växt- och djurliv* i åar, sjöar och inte minst odlingslandskapets småvatten kan påverkas negativt. Kontaminering av *dricksvatten* innebär risker för människors hälsa. *Bevattningsvatten* som innehåller ogräsmedel har påvisats skada flera grödor som endast tål små mängder av vissa preparat.

5.3.2 Miljöräkenskaper för läckaget till vattensystemen

Vattensystemen fungerar som recipient för jordbruksnäringen. Samtidigt är de en resurs som både utnyttjas i produktionen och som genererar service som direkt påverkar hushållens välfärd. Yt- och grundvatten ger upphov till många kategorier användar-, options- och existensvärden avseende materiell konsumtion, rekreation och naturvård. Jordbrukets läckage förändrar därmed dels nuvarande monetära och icke-monetära flöden, dels resurstillgångarna för framtida konsumtion av de värden vattensystemen alstrar. Det gäller ekosystemen, fisket, havsbruket, rekreation och människors hälsa.

I miljöräkenskaperna kommer alla dessa påverkade poster in på olika ställen. Strukturen sammanfattas som följer:

I Marknadsomsatta nyttigheter

12# Kommersiella fiskets och havsbrukets fångster (konsument-, producentöverskott)

13# Kostnader för vattenrening samt nyttjandekvalitet (konsument-, producentöverskott)
- kommunalt vatten
- privata brunnar
- bevattningsvatten åt jordbruket
- processvatten åt övrig industri

II Miljöservice till hushållen

25# Konsumtion av mindre rent vatten
- dricksvattenkvalitet (användar-, optionsvärden)

a * hälsa

b * smak
- rekreation (användar-, optionsvärden)

c * sportfiske

d * bad, vistelse vid vatten

e * upplevelser av vattnens växt- och djurliv

26# Naturvärden (existensvärden)
- förekomst av enskilda arter
- limniska ekosystemens sammansättning (sötvatten)
- marina ekosystemens sammansättning (salt-, bräckvatten)

III Naturresursernas framtida avkastning av råvaror

33# Framtida fiske (diskonterade konsument- och prod.överskott)

Framtida konsumtions- och produktionsvatten enligt 13# ovan

IV Naturresursernas framtida avkastning av miljöservice

42# Framtida ytvattentillgångar för värden enligt 25# och 26#

43# Framtida grundvattentillgångar, värden enligt 25a# och 25b#

Hur dessa värden kan inkluderas i ett miljöräkenskapssystem diskuteras något i kapitel 6.

5.3.3 Möjligheterna att kvantifiera läckaget

Fysiska mått

Mätningar går att göra på 1) flödet av bekämpningsmedel och växtnäringsämnen från åker till vattensystemen, 2) halten av dessa ämnen i recipienten, samt 3) omfattningen av skador och positiva effekter.

Eftersom läckaget är diffust och varierar efter så många parametrar mellan olika åkrar och år är det med dagens teknik på gränsen till

omöjligt att mäta flödet av ämnen med tillräcklig precision och validitet för fysiska miljöräkenskaper. Att mäta utlakning och ytavrinning från en försöksruta kan vara tämligen vanskligt och omständigt, vilket antyder svårigheten att mäta det totala läckaget.

Det är dock möjligt att mäta halterna av ämnena i vattendragen och på enstaka punkter i grundvattenmagasinen. Ungefärliga uppgifter om jordbrukets bidrag till belastningen kan därefter beräknas utifrån mer eller mindre grova schabloner.

Skadorna har i regel komplexa och tidsmässigt fördröjda orsakssamband. Även då kunskap finns torde denna typ av mått inte passa för miljräkenskapssammanhang, men det är naturligtvis möjligt att tillskriva jordbruket x % mindre blåstång i Östersjön och y ton minskad torskfångst. Antalet möjliga skadeparametrar är i det närmaste oändligt.

Ekonomiska mått

Skattning av läckaget i ekonomiska termer kan utföras på olika led i kedjan: sektor(verksamhet) — utsläpp — fysisk effekt (skada) — ekonomiskt värde av miljö/resursförändring. Läckagets miljökostnader går att beräkna på alternativa sätt:

undvikandekostnader (vad det skulle kosta att reducera läckaget till målbestämd nivå eller bakgrundsnivå),
eliminationskostnader (kostnad att rena vattensystemen så deras funktioner återställs),
ersättningskostnader (kostnaden ersätta vattensystemens funktioner med teknik), eller
effektkostnader (monetära eller icke-monetära, t.ex. förlust av fiskefångster, biologisk mångfald).

För miljöräkenskaper med syftet att bl.a. synliggöra välfärdsförändringar torde det vara mest relevant att mäta *effektkostnaderna*, och då i form av producent- och konsumentöverskott och deras delkomponenter. Det är dessa som finns listade i sammanställningen på föregående sida.

Att skatta det ekonomiska värdet av en resursförändring förutsätter dock en koppling till fysiska samband och åter till en viss sektor. Dessa är inte alltid helt klarlagda. Förfarandet innebär ytterligare ett led av osäkerhet jämfört med fysiska räkenskaper över skadorna.

Beträffande fisket och havsbruket finns speciella problem att fastställa sambandet mellan läckage och ekonomiska förluster. Små utsläpp ökar produktionen av fisk och musslor. Med ökande växtnäringsbelastning sjunker dock avkastningen för att till slut försvinna helt. Olika vattenområden befinner sig i olika eutrofieringsstadier, och utsläpp på olika platser får därför olika konsekvenser. I Bottenviken är antagligen kväveutsläppen positiva för fisket, medan marginalkostnaderna i Östersjöns avrinningsområden är höga. Laholmsbuktens avrinningsområde befinner sig i andra änden av eutrofieringsskalan, med höga totalkostnader och låga marginalkostnader.

Effekter på övriga marknadsomsatta nyttigheter (13#) bör kunna beräknas med tillräcklig noggrannhet från befintliga data.

Läckagets effekter på vattensystemens miljöservice till hushållen (25#, 26#) kan estimeras med hedonistiska, resekostnads- och contingent valuation metoderna. Dessa uppgifter anger storleksordningen på värdena, men blir inte exakta. De är också känsliga för värderingsförändringar, vilket kan dölja fysiska förändringar av resurserna. Jämförelser mellan värdering vid olika tidpunkter förutsätter också identiskt genomförda undersökningar.

Undvikandekostnaderna är möjliga att beräkna för såväl bekämpningsmedels- som växtnäringsläckaget. Uppgifterna blir dock ungefärliga och behäftade med osäkerhet. De kan bara avse genomsnittliga förhållanden för olika jordar, grödor och år. Dessutom är de känsliga för teknikförändringar.

Med dessa reservationer kan undvikandekostnaderna beräknas för att minska läckaget till naturlig bakgrundsnivå eller till någon fastställd målnivå. Undvikandekostnaderna för växtnäringsläckagets bakgrundsnivå torde vara lika med värdet av den svenska produktionen, eftersom jordbruk inte kan bedrivas utan att öka läckaget. Produktionsvärdet avser inte bara livsmedlen utan också övriga nyttigheter, t.ex. kulturlandskapet. För bekämpningsmedel är undvikandekostnaderna till bakgrundsnivå (= nollnivå) ett mer realistiskt alternativ. Beräknas i stället de kostnader som skulle uppstå för att sänka läckaget till någon viss målnivå, så får valet av målnivå avgörande betydelse för resultatet. Olika länder kan dock jämföras vid gemensamma standards. Meningsfulla jämförelser mellan olika år försvåras av att de erfordrar kännedom om förändringar av faktiskt läckage.

5.3.4 Utförda uppskattningar

Fysiska

Ett stort antal undersökningar har under senare år genomförts av både jordbrukets läckage och recipienter. Halter och mängder som avgivits från olika jordar, grödor, gödselgivor, avrinningsförhållanden m.m. har uppmätts. Uppgifterna är av varierande art och ofta antingen situationsspecifika eller grovt aggregerade. Noggrannare uppgifter finns för vissa ofta hårt belastade avrinningsområden, t.ex. Ringsjön och Laholmsbukten. I PMK-programmet byggs nu upp ett system med mätstationer i ett antal recipienter.

Ekonomiska

Silvander (1990) har i två studier estimerat befolkningens betalningsvillighet dels för sportfiske i salt- och bräckvatten, dels för nitratfritt grundvatten. Utifrån vissa antaganden härleder han sedan värdet (kostnaden) av jordbrukets kväveläckage till ca 660 milj. kr. per år resp. 1 020 milj. kr. per år.

Det kommersiella fisket kan vid "steady state"-fångster (inget överfiske) generera intäkter på 580 milj. kr. per år i 1986 års priser. Med avdrag för löner och andra kostnader har Silvander & Drake (1988) beräknat fiskets samhällsekonomiska värde till 65 milj. kr. Enligt författarna skulle jordbrukets kväveläckage debeteras halva denna kostnad (= andelen av totala utsläpp) *om* allt fiske slogs ut. Underlag saknades för att göra en skattning av rådande förluster, men sänkta fångstvolymer och förskjutning i artsammansättningen mot "skräpfisk" har vid nuvarande läckage sänkt fiskets intäkter.

Musselodlingen är den näringsgren som kraftigast har drabbats av eutrofieringen. Stora delar av bestånden har inte kunnat skördas vissa år på grund av för höga toxinhalter, som är en följd av algblomningen. År 1986 skördades endast 400 ton för konsumtion, trots att kapaciteten var 5 000 ton. Eutrofieringen har annars positiva effekter för musselodlingen så länge inga giftiga alger uppträder, men har hittills inte inverkat på fiskodlingen. Havsbrukets samhällsekonomiska värde har skattats till 40 milj. kr. (1986), men nuvarande ekonomiska effekter av jordbrukets kväveutsläpp torde vara betydligt mindre (Silvander & Drake 1988).

5.3.5 Slutsatser

Miljöräkenskaperna bör fånga upp förändringar i läckage, skador och de värden som berörs. För detta krävs bl.a. skattning av flöden och tillstånd som ofta inte har kvantifierats tidigare. Kostnaderna att ta fram uppgifterna är inte oöverstigliga om man nöjer sig med grova mått.

Beträffande jordbrukets läckage till yt- och grundvatten föreligger speciella problem. Förutom vanlig osäkerhet över okända effekter sker en fördröjning i tiden av effekterna. Att läckaget är diffust och spritt över mycket stora områden skapar mätsvårigheter. Det har också betydelse var och när utsläppen äger rum. Effekterna skiljer sig mellan olika platser och tidpunkter för samma mängd emissioner. Genomsnittsdata och aggregering till nationell nivå kan dölja viktiga lokala effekter.

I praktiken kan det vara vanskligt att avgöra hur stor del av effekterna som skall tillskrivas jordbruket resp. andra källor. Är vissa utsläpp acceptabla och utsläpp däröver att betrakta som ensamma ansvariga för uppkomna skador? Skall ökade utsläpp i en näring få medföra att miljökostnaderna av en annan värderas annorlunda? Principiellt bör dock — enligt min uppfattning — kostnaderna fördelas efter regeln: total effekt multiplicerat med jordbrukets andel av utsläpp över naturlig bakgrundsnivå. I matematisk form kan det uttryckas:

$$M_j = M_{tot} \cdot (U_j - U_{bj}) / (U_{tot} - U_{bt}),$$

där M_j är jordbrukets miljöeffekt (kostnad), M_{tot} är den totala miljöeffekten, U_j är utlakningen från jordbruket, U_{bj} är det naturliga bakgrundsläckaget från jordbruksmarkerna, och U_{bt} det totala naturliga bakgrundsläckaget.

Vid redovisade standardförfaranden bör uppgifterna kunna användas för att uttrycka jordbrukets inverkan på naturresurserna, men det måste då ske i medvetenhet om att de problem som nämnts ovan minskar uppgifternas reabilitet och validitet. Nationalräkenskaperna kan korrigeras för miljöeffekterna för att bättre beskriva näringens bidrag till samhällets utveckling. Bristerna i miljöräkenskapernas form av redovisning tillsammans med behovet av bättre ingångsdata förstärker behovet av ett kompletterande miljöövervakningssystem med utvalda fysiska och biologiska indikatorer.

5.4 Luft som recipient

Ammoniak (NH_3)

Jordbrukets emission av ammoniak är drygt 45 000 ton/år av Sveriges totala utsläpp om ca 52 000 ton. Huvuddelen kommer från hanteringen av stallgödsel och urin, ca 40 000 ton. Vid spridning av handelsgödsel är förlusterna ca 10 % av tillfört kväve, uppskattningsvis 6 000 ton/år (Nilsson et al 1986). Nya rön tyder på att spannmål under år med kylig väderlek vid kärnbildningsfasen därutöver kan avge stora mängder ammoniak till atmosfären, mellan 5—40 kg/ha (Schörring 1990).

Husdjursgödsel avger ammoniak från stallar, under lagring och vid spridning. Hur stora emissionerna blir varierar mycket. Mängden beror på fodertyp, utgödsling, strömaterial, lagringsmetod, spridningsteknik och tidpunkt, nedmyllning, m.m.

Jordbrukets ammoniakutsläpp avsätts till stor del mindre än 100 km från källan. Huvuddelen av de svenska utsläppen deponeras inom landet. Drygt hälften av totala depositionen härrör från utländska källor. Våtdepositionen av ammonium är 5—8 kg/ha/år i södra Sverige, men avtar mot norr. Torrdepositionen avtar snabbt från källan. Den kan bli mycket hög i skogsbryn mot åkermark. (Nilsson et al, 1986)

Ammoniakemissionerna påverkar naturresurserna på följande sätt:

- Skogstillväxten
  * Deposition av mindre än 10—20 kg kväve per hektar i form av ammonium eller andra föreningar gödslar marken och ökar virkesproduktionen. Större mängder kan ej utnyttjas.
  * Direkta skador på träden (frost- och "frät"-skador) förekommer vid höga halter i luften (nära stora djurstallar).
  * Skogsmarken påverkas. Den kan försuras kraftigt och utlakas. Obalans kan uppstå mellan växtnäringsämnena. Markorganismerna påverkas, bl.a. kan den för näringsupptagningen viktiga mykorrhizan försvinna.
- Terresta ekosystemen. Ammoniumdepositionen förändrar vegetation och svampflora. Bland annat förändras artsammansättningen.
- Akvatiska ekosystemen. Nedfallet bidrar till försurningen och eutrofieringen, vilket påverkar vattnens växt- och djurliv, fiske, rekreation, vattenkvalitet, m.m. (se kapitel 5.3.1)

För miljöräkenskaper kan mätningar utföras på:

1) ammoniakemissionerna från stallgödsel, mark och grödor,
2) depositionen, eller
3) effekterna (fysiskt, ekonomiskt).

Direkta mätningar av emissionerna är i praktiken omöjligt att genomföra i full skala. De är allt för diffusa. Från mark och grödor torde det vara besvärligt att fortlöpande mäta också på representativa ytor. De totala utsläppen från stallgödseln kan däremot härledas från uppgifter om djurstam, stallventilation, lagring, spridning osv. Eftersom flera av dessa parametrar aldrig kommer att kunna kvantifieras tillräckligt noggrant, går det inte att på detta sätt avspegla trender eller årliga förändringar så att resultatet blir intressant för miljöräkenskaperna. Resultatet bör dock kunna användas för en bokföringsmässig redovisning av emissionernas storleksordning.

Depositionen kan mätas på olika platser för att med viss noggrannhet ge en uppfattning om de regionala och totala kvantiteterna. Det skulle på denna bakväg vara möjligt att beräkna jordbrukets ammoniakemission, men variationen i det utländska bidraget m.m. kan tänkas maskera de förändringar som sker.

Möjligheterna att mäta effekterna på skogstillväxten bedömer jag vara goda, åtminstone de kortsiktiga. Kvantifiering av fysiska och ekonomiska effekter av förändringarna på naturmiljön möter delvis samma svårigheter som läckaget till vattensystemen (se kapitel 5.3.3).

Lustgas (N_2O)

Lustgasen verkar eutrofierande och bidrar till klimatförändringen. Den påverkar dessutom ozonskiktet i stratosfären negativt, eventuellt mycket negativt.

Koncentrationen av lustgas i atmosfären ökar för närvarande med 0,3 % per år (Prinn et al, från Robertsson 1991). Det naturliga bakgrundsläckaget från den svenska åkermarken har av Robertsson (1991) beräknats till 3,7 milj. kg N_2O/år, med osäkerhetsintervallet 0,4 - 7,2 Mkg/år. Därutöver beräknas jordbrukets kvävegödsling öka emissionen med 5,2 Mkg N_2O/år. Uppgiften är behäftad med stor osäkerhet. Avdunstningen kan öka kraftigt vid höga nitrathalter och anaeroba förhållanden i jorden. Emissionen påverkas således av bl.a. gödsling och dränering.

Det är mättekniskt mycket svårt att skatta lustgasavgivningen från åker. Skattningarna blir därför ungefärliga och genomsnittliga. Ännu svårare blir det att skatta de fysiska och ekonomiska konsekvenserna, på grund av skadeverkningarna är ofullständigt utforskade. För närvarande torde inte ens undvikandekostnaderna kunna beräknas på ett meningsfullt sätt.

Mono- och kvävedioxid (NO, NO_2)

Jordbruket svarar för en mindre del av samhällets utsläpp. Tar man med ammoniak är näringens andel av emissionerna nitrösa gaser dock en

tredjedel. Ämnena verkar försurande och eutrofierande. De skadar människors hälsa och växterna bl.a. genom att bidra till bildningen av fotokemiska oxidanter.

Metan (CH_4)

Nötkreatur och andra idisslare avger stora mängder metan. Halten i atmosfären har ökat från den naturliga bakgrundsnivån 0,79 ppmv till 1,72 ppm vilket till stor del beror på idisslarna. Problemet är globalt. Metan bedöms svara för 15 % av den s.k. växthuseffekten. Eventuella klimateffekter kan medföra enorma förändringar av bl.a. materiell konsumtion (producentöverskott, användarvärden) och biologiska värden (användar-, existensvärden). Min gissning är att de svenska utsläppen kan beräknas ganska väl. En skattning av effekterna blir i dagsläget osäker.

Koldioxid (CO_2)

Koldioxid reflekterar långvågig strålning. Ökade halter i atmosfären befaras höja jordens medeltemperatur.

Markens innehåll av humus och annat organiskt material binder koldioxid. Balansen mellan inlagring och frigörning avgör nettotillskottet till atmosfären. Mängden levande och dött material fluktuerar över åren. Humusmängden styrs däremot av synnerligen långsamma processer. Bevisligen har åkermarkens humushalt sjunkit avsevärt under senare decennier. Det beror på dränering, minskad vallodling, ändrad jordbearbetning m.m. Att skatta åkermarkens nettofrigörning av koldioxid skulle erfordra insamling av data från många mätpunkter, eftersom fastläggning och frigörning varierar med platsförhållandena. Förutsättningarna är små att fånga årliga förändringar annat än som genomsnitt av periodvisa trender. Med dagens kunskapsnivå förefaller det omöjligt att på ett meningsfullt sätt värdera koldioxidutsläppens klimateffekter och deras inverkan på framtida producent- och konsumentöverskott.

Koldioxid binds dessutom temporärt i skördeprodukter. Biobränslen från jordbruket kan ersätta fossila. I miljöräkenskaperna bör jordbruket dock inte krediteras "vinsten" av minskade utsläpp. I stället borde varje näring belastas för sina emissioner av fossil koldioxid.

Bekämpningsmedel

Kemiska bekämpningsmedel avdunstar och avgår i vindavdrift vid spridningen. Ämnena deponeras på intilliggande marker där de kan slå ut känsliga växter (se kapitel 5.6). De kan också transporteras långväga och hamna i mark eller vatten (kapitel 5.3).

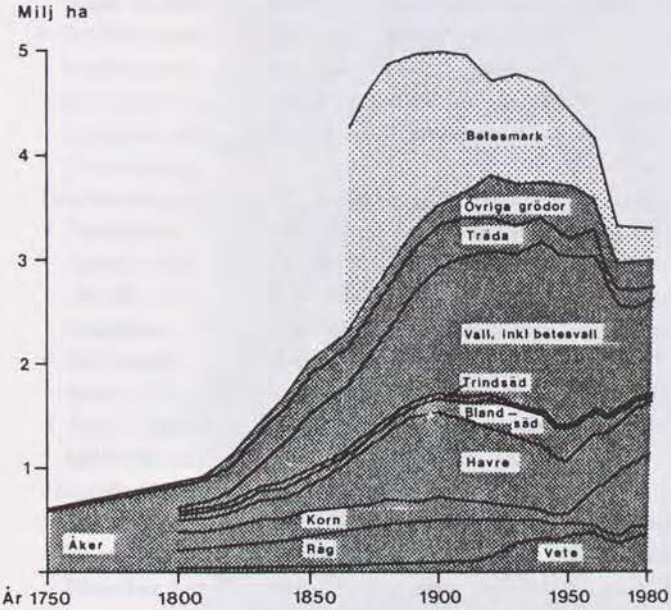
5.5 Kulturlandskapet som in-situ resurs

5.5.1 Miljöproblem av förändrat odlingslandskap

Sedan 1940-talet har det svenska jordbruket genomgått en snabb omvandling. Teknisk utveckling, förändrade faktorpriser, strukturom-

vandling m.m. har bl.a. lett till att ca 800 000 hektar åker, eller ungefär en femtedel av åkerarealen aktivt eller passivt har beskogats. Denna trend har varit särskilt påtaglig i skogs- och Norrlandsbygderna. Arealen betesmark har minskat från 1,5 Mha år 1900 till ca 350 000 ha idag.

Figur 8 Arealen åker och betesmark i Sverige år 1750–1980



Parallellt med den kraftiga arealmässiga krympningen har en miljömässigt kvalitativ försämring av odlingslandskapet ägt rum. Ogödslade slåttermarker och betesmarker med mycket stora botaniska värden har i stor utsträckning försvunnit. Rationaliseringssträvandena inom växtodlingen har bl.a. inneburit att fälten utvidgats och uträtats genom att öppna diken, gärdsgårdar, stenmurar, åkerholmar o.d. tagits bort. Sammantaget har utvecklingen snabbt gått mot ett enformigare och artfattigare landskap.

Den historiska utvecklingen av odlingslandskapet har till dels dokumenterats av Ihse (1985). Med hjälp av flygbildsstudier har hon uppmätt hur stor andel av olika landskapselement som avlägsnats i några bygder. En kraftig omvandling har påvisats, särskilt i slättbygderna.

Naturvårdsvärdena i kulturlandskapet är dels förknippade med de biotoper/ekosystem som skapas, dels med de arter som är beroende av eller gynnas av odling och bete (se kapitel 5.6).

De kulturhistoriska värdena knutna till jordbrukslandskapet är dels gärdsgårdar, stenmurar, odlingsrösen o.d., dels markanvändningen, dvs. vilka jordar som odlats, slagits eller betats. Skiftenas form och storlek vittnar om gamla ägoförhållanden och om när områdena uppodlades, t.ex. under medeltiden, 1700-talet eller efter laga skiftet.

Rekreationsvärdena beror på landskapets tillgänglighet, landskapsbilden och förekomsten av växter och djur. Tillgängligheten är större på betade hagmarker än på åkern (sommarhalvåret), och om åkerskiftena är mindre med passager emellan. Den beror också på lokaliseringen.

Av såväl landskapsbildsskäl som ekologiska skäl betonas ofta vikten av sammanhängande kulturlandskap. En stor del av de kulturhistoriska och estetiska värdena riskerar att gå förlorade då helhetsbilden förändras. Detta kan ske även om de värdefullaste miljöerna bevaras då övriga arealer skogsplanteras. Mindre landskapsfragment, avskärmade från liknande biotoper, tillfredställer inte alltid många arters krav på minsta arealstorlek för överlevnad, eller s.k. förbindelsekorridorer för genutbyte m.m.

Kulturlandskapet besitter inte enbart stora vetenskapliga värden. För både botaniker och en mycket stor del av allmänheten har det stora rekreationsvärden och existensvärden. Detta finns belagt på flera sätt. En undersökning vid Sveriges Lantbruksuniversitet (Drake 1987) visar bl.a. att befolkningens sammanlagda värderingar innebar en betalningsvillighet på totalt ca 3,3 miljarder kr./år. Det motsvarar ca 800 kr. per hektar (1986) för att behålla marken odlad och inte bli granplanterad. Preliminära resultat från mina egna — ännu ej publicerade — undersökningar visar på hög betalningsvillighet för att bevara inslag som åkerholmar o.d.

Sammanfattningsvis kan noteras att kulturlandskapet är en in-situ-resurs med stora natur-, kultur- och rekreationsvärden. Dessa utgörs av användar-, options-, informationsvänte- och existensvärden. Åker- och betesmarkernas areal, kvalitet och geografiska läge påverkar resursens värde.

Med contingent valuation-metoden är det möjligt att estimera dessa värden, men resultaten blir inte exakta. Uppgifterna är för osäkra för att kunna fånga upp årliga förändringar av landskapsresursens stock. Med vissa reservationer skulle värdeförändringarna dock kunna beräknas utifrån skattningar av marginell betalningsvillighet multiplicerat med statistiska data över förändringar i areal, förekomsten av landskapselement, m.m. Som alternativ bör det vara möjligt att i grova tal beräkna bevarandekostnaden av att vidmakthålla ett landskap av en viss kvalitet.

5.6 Biologiska resurser

I litteraturen finns dokumenterat hur fältvilt och ett större antal fågelarter har särskilt betesmarker och det småbrutna odlingslandskapet som huvudsaklig livsmiljö för sin överlevnad. Av Sveriges "akut hotade" och "sårbara" kärlväxtarter (örter, gräs, ormbunkar o.d.) finns 57 resp. 67 st. i jordbrukslandskapet (Endast 5 resp. 13 arter tillhör skogsbrukslandskapet) (Databanken för hotade arter & Naturvårdsverket, 1991). Flera av landets rikaste biotoper är beroende av jordbruket för sin existens, t.ex. betade sjö- och havsstrandängar. De har utvecklats under århundraden eller årtusenden. Det torde i många fall ta mycket lång tid att återskapa deras biologiska mångfald.

Jordbruket påverkar idag de terresta ekosystemen på följande vis:

- Markanvändningen
  * Betesarealens öppethållande. Många arter är direkt beroende av betesmarken. (Hävden ger positiv effekt).
  * Åkerareal i skogs- och mellanbygder. Förekomsten av torra, permanenta bryn och ett blandlandskap ger en annan flora och fauna än det storskaliga skogslandskapet. (Positiv effekt)
  * Småbiotoper i odlingslandskapet. Bortrationaliseringen av landskapselement som öppna diken, märgelgravar, åkerholmar, stenmurar o.d. utarmar flora och fauna. De fungerar bl.a. som lämpliga ståndorter eller platser för häckning, spridning, skydd och övervintring. (Negativ effekt)
- Bekämpningsmedel
  * Åkerkanter. Sprutning av åkerrenar och vindavdrift till omgivande marker slår ut ett stort antal växter där så sker. Bestånden av fältvilt m.m. minskar indirekt då tillgången på frö och insekter försämras. (Negativ effekt)
  * Betesmark. Ogräsbekämpning på beten påverkar både flora och fauna. (Negativ effekt)
  * Åker. Ogräs- och insektsbekämpning på åker minskar antalet individer och arter. (Negativ biologisk effekt)
- Handelsgödsel
  * Kvävegödsling av framför allt naturbetesmarker gynnar några få högväxande, triviala gräs och örter som konkurrerar ut andra. Påverkar betesarealens naturvårdskvalitet negativt.

I miljöräkenskaperna vore det värdefullt om exempelvis besprutningens skördehöjande verkan kunde vägas mot att det blir färre fjärilar i odlingslandskapet.

Ekosystemen är trögrörliga mot vissa typer av förändringar. Det kan ibland vara ogörligt att uttala sig om konsekvenserna för växtligheten till följd av förändringar i t.ex. markfaktorerna på en ståndort utifrån tidsserier kortare än 20—25 år. Bekämpningsmedel ger däremot omedelbart utslag på en del arter, samtidigt som andra påverkas indirekt på sikt.

Miljöräkenskaperna har att utgå från sambanden mellan jordbruks- eller landskapsparametrar— biologiska parametrar — ekonomiska parametrar. Kopplingen mellan de biologiska resursernas "storlek" och relevanta mått på jordbrukslandskapets tillstånd har avgörande betydelse.

Den årliga statistiken över *försäljningen* av bekämpningsmedel är tillförlitlig. Till jordbruket såldes år 1988 sammanlagt 2 009 ton ogäsmedel och 103 ton insektsmedel (aktiv substans). Det motsvarar 1 260 000 resp. 753 000 hektardoser. Antalet doser bekämpningsmedel totalt har minskat från 4,7 milj. år 1984 till 3,5 milj. år 1988. En undersökning av hur stor areal som behandlas (en eller flera gånger varje år) har utförts vid ett tillfälle av SCB. Den visade att i riket behandlades totalt 50 % av åkerarealen med ogräsmedel och 30 % av arealen med insektsmedel (SCB 1990b). Att empiriskt kartlägga omfattningen av vindavdrift och besprutning av fältkanter är däremot inte möjligt.

De biologiska resurserna är avhängiga av arealen livsmiljö för resp. art, biotopens kvalitet, avståndet mellan lokalerna, och tillgången på förbindelsekorridorer. I jordbrukslandskapet har förekomsten av småbiotoper i kulturlandskapet (åkerholmar, diken, märgelgravar m.m.) samt arealen ogödslad betesmark avgörande betydelse för fauna och flora. Indikatorer på dessa landskapsparametrar vore tänkbart. Problemet att avgöra sambanden mellan förändringar i landskapet och de biologiska resurserna kvarstår emellertid.

Fullödiga naturvetenskapliga mått eller indikatorer på biologisk mångfald o.d. saknas. Markens täckningsgrad av olika växtarter på representativa ytor är ett exempel på indikator. Antalet arter i olika hotkategorier ett annat. En tredje uppsättning biologiska indikatorer vore avståndet till resp. arts kritiska nivå för utrotning, som kan uttryckas relaterat till populationernas storlek, antal lokaler, osv.

De biologiska resursernas värden är främst:

förväntningsvärdet av att finna genetiskt material med kommersiellt värde,
existensvärden av biologisk mångfald o.d., samt
användarvärdet av jakt, naturupplevelser m.m.

Contingent valuation och andra skattningsmetoder bör kunna användas för att få ungefärliga uppgifter om användarvärdena. Det torde däremot vara mycket svårt att ta ställning till existensvärdena av biologisk rikedom. De kanske inte kan estimeras med hjälp av individernas värderingar. Ett alternativ är att i stället härleda ett implicit värde från bevarandekostnaderna att upprätthålla en viss biologisk standard.

Bevarandekostnaderna kan ses som en slags omvänd undvikandekostnad, vad det skulle kosta att undvika en minskning av de biologiska resurserna. De kan beräknas med täckningsbidragskalkyler eller dylikt för att hålla betesmarker i hävd, behålla "brukningshinder", osv. Uppgifterna avser då genomsnittliga förhållanden. De blir inte känsliga för förändringar i landskapet. Kalkylerna förutsätter att man fastställt en nivå för biologiska och landskapsparametrarna.

Vare sig bevarandekostnader eller skattning av producent- och konsumentöverskott används, föreligger svårigheter att relatera värderingarna till markanvändningen.

5.7 Förbrukning av lagerresurser

I livsmedelsproduktionen förbrukas vissa mängder onybara lagerresurser, bl.a. fosfor, metaller, och fossila bränslen. Inte minst fosfor är intressant ur resurshushållningssynpunkt. Det är ett livsnödvändigt ämne som saknar substitut i biologiska processer. De globala tillgångarna är begränsade och beräknas enligt olika bedömningar bli uttömda inom 70—250 år. Det svenska jordbrukets förbrukning har sjunkit från 50—60 000 ton till 31 400 ton fosfor per år för perioden 1987—1989 (SCB 1990a).

Om framtida generationers välfärd kan betraktas som existensvärdet av en s.k. kollektiv nyttighet kommer marknadens värdering av fosfortillgångarna att vara lägre än samhällets. Dagens konsumtion utestänger framtida, och denna framtida välfärdsförlust kommer inte i sin helhet till uttryck i dagens fosforpris. Även andra skäl, t.ex. skillnad i tidspreferens mellan marknaden och samhället, kan föranleda att ett knapphetspris åsätts uttaget utöver marknadspriset. Detta skulle öka jordbrukets kostnader i NR.

6 Slutsatser

6.1 Om måtten på resurseffekterna

Om vi försöker bedöma hur väl de diskuterade resursindikatorerna uppfyller sina syften vill jag inledningsvis påstå att mått på användarvärden, existensvärden o.d. är högst relevanta för de frågor man vill ha svar på. Dessa bör dock redovisas så att förändringar i "miljö-"eller "resurspriset" inte maskerar förändringar av stocken. Finns ambitionen att med hjälp av sådana mått i miljöräkenskaperna få svar på hur resurssituationen verkligen ser ut och utvecklas, måste man vara medveten om att de erhållna värdena inte är direkt jämförbara med de traditionella NR-måtten. Dessa uppskattar pris · kvantitet och är inte avsedda för en välfärdsbedömning. Konsumtionen av miljöservice (från kulturlandskap etc) skulle däremot åtminstone teoretiskt kunna beräknas i jämförbar storhet (kr/år) genom härledning av marginell betalningsvillighet · kvantitet.

Samtliga i rapporten diskuterade mått bör vara enkla att tolka i sig. Förmodligen med undantag för mått på informationsväntevärden och möjligen optionsvärden. Kopplingen mellan enskilda indikatorer (särskilt fysiska) och det de avser att mäta, resursen, är som framhållits många gånger otydlig. Det gäller inte bara mellan jordens kadmiumhalt och markens värde som resurs för produkter. Kopplingen mellan arealen betesmark och existensvärdena för hotade växter är inte heller lättolkad.

Betalningsvillighetsstudier o.d. förefaller ha stora möjligheter att komplettera bilden. De bör inte medföra orimligt stora kostnader att utföra.

Tillgängliga data och möjligheterna att ta fram indikatorer för jordbrukets resurspåverkan finns summariskt sammanställda i tabell 4 nedan.

Jordbruksmarken i miljöräkenskaperna

Mått på markens fysiska eller ekonomiska avkastningsförmåga för olika arealer beskriver egenskaper som är avgörande för dess värde som resurs. Egentligen *den* avgörande egenskapen. Samtidigt finns risken att dessa mått är alltför aggregerade och grova för att fånga upp viktiga förändringar lokalt eller för någon enskild bördighetsfaktor i tid innan dess eventuella tröskelvärde nås.

Tabell 4 Indikatorer på jordbrukets naturresurspåverkan

	Fysiska indikatorer	Ekonomiska indikatorer
11# Produkter, råvaror	Data finns för nästan samtliga produkter	15 miljarder kr. år 1988
12# Fiskefångster, havsbruk	Ekologiska samband ej helt klarlagda	< 50 milj. kr./år 1986
13# Kostnader för vattenrening	Beräkningsbart	Beräkningsbart
14# Virkesproduktion	Beräkningsbart	Beräkningsbart
21# Optionsvärdet av prod.kapacitet	–	x miljarder kr./år
22# Informationsvänte-värde av -"-	–	Kan estimeras
23# Användarvärden kulturlandskapet	Relaterat till arealdata & land-skapsdata	3,3 miljarder kr./år 1985
24# Existensvärden kulturlandskapet	–	
25# Användarvärde rent vatten	Svårkvantifierat yt-utsläpp ≈ 48000 ton N & 600 ton P/år; grund-vattendata punktvis	Sportfiske kuster ≈ 660 milj. kr./år grundvatten ≈ 1 miljard kr./år
26# Existensvärde vattenekosystem	–	Kan estimeras
27# Biologiska användarvärden	Relaterat till t.ex. data om djurantal, antal hotade arter	Kan estimeras
28# Biologiska existensvärden	–	Kan estimeras
29# Användarvärde ren luft	Utsläpp mycket svårkvantifierade	Kan estimeras om fysiska data finns
31# Användarvärde framtida skördar	Uppsättning ståndorts-parametrar; fysisk avkastningsförmåga 10,5 milj. ton ke	1,7 miljarder kr./år 1983 (jordränta)
32# Knapphetsvärde onybara resurser	Data om fosforförbruk-ning m.m. finns	Skuggpris tänkbart
41# Framtida landskap	–	Hypotetiskt beräkningsbart

Källa: Egen framställning.

De naturliga variationerna i skörd kan vara stora. Det tvingar mätningar av avkastningsförmågan att utgå från normskördar eller motsvarande. Dessutom försvårar det tillsammans med den tekniska utvecklingen möjligheterna att iaktta förändringar av resursstocken. För

vissa ståndortsparametrar är den naturliga tidsmässiga variationen liten. Ur denna synpunkt bör dessa därför vara lämpliga.

Av de externa faktorer som påverkar jordbrukets naturresurser och deras avkastning är överhuvudtaget de antropogena helt dominerande. De naturliga processerna försurning, växtnäringsutlakning, lervandring, erosion, jordmånsbildning m.m. är så långsamma att de under överskådlig tid helt överflyglas av människans påverkan.

Kostnaderna för att redovisa förändringar i odlingsmarksresurserna med ståndortsparametrar lär bli avskräckande. Med en betydligt lägre ambitionsnivå bör regelbundna mätningar på utvalda platser dock kunna utföras, t.ex. i anslutning till PMK. Den fysiska och ekonomiska avkastningsförmågan har tidigare kunnat uppskattas tämligen billigt på grund av omfattande statistik har funnits tillgänglig från de objektiva skördeuppskattningarna. Detaljeringsnivån på den statistiken har sänkts för ett par år sedan. Att mäta avkastningen på särskilda standardiserade provrutor spridda över riket medför extra kostnader.

Läckage till vatten

En viktig post i jordbrukets miljöräkenskaper är de externa effekterna på vattenresurserna. Kväveläckaget berör stora värden av miljösevice och dricksvattenkvalitet. Effekterna är dock svåra att kvantifiera på grund av läckagets diffusa karaktär, naturliga variationer, tidsmässiga fördröjning m.m.

Läckage till luft

Emissionerna av ammoniak och eventuellt lustgas från stallgödsel och åker utgör en väsentlig del av jordbrukets naturresurspåverkan. Det torde vara än svårare att kvantifiera de gasformiga emissionerna och deras effekter.

Kulturlandskapet i miljöräkenskaperna

Landskapets tillstånd är normalt mycket stabilt. De förändringar som sker är under aktuella mätintervall i regel antropogena. Statistiken över arealförändringar är detaljerad och årlig. Resurspåverkan bör kunna framgå tydligt i lämpligt utformade fysiska eller ekonomiska indikatorer.

Möjligheter att kvantifiera resurspåverkan

Jordbruket påverkar många naturresurser på en mängd olika sätt. I vissa fall är det möjligt att mäta eller beräkna jordbrukets påverkan, i andra fall effekten. Det finns följaktligen flera alternativ att kvantifiera sambanden mellan jordbruket, naturresurserna och ekonomin. Tabell 5 är ett första försök att sammanställa möjligheterna. Tabellen skall ses som ett utkast för diskussion. Dess syfte är främst att utgöra ett underlag för systematisk utvärdering av möjligheterna att kvantifiera jordbrukets resurspåverkan i miljöräkenskaperna. Vad skall mätas, med vilken typ av mått, osv.

Tabell 5 Möjligheter att kvantifiera några samband mellan jordbruk, naturresurser och ekonomi
Skiss för utvärdering. Alla uppgifter är mina personliga bedömningar

FP Fysisk Påverkan, t.ex. ton kväveläckage, luftens ozonhalt, humushalt
UND UNDvikandekostnad (för landskap och biol. resurser bevarandekostnad)
FE Fysisk Effekt (skada), t.ex. skördebortfall, cancerfrekvens,
ELR ELiminations- eller eRsättningskostnader (kr)
EE Ekonomiska Effektkostnader (= Σanvändar-, options- och existensvärden)

BB BeräkningsBart från representativa mätresultat, statistiska data, o.d.
DM Direkt Mätningar av total påverkan, /effekt

0 Orealistiskt, ej kvantifierbart på detta vis
1 Dålig precision, endast storleksordning kan erhållas
2 Viss precision, ungefärlig storlek men kan ej spegla årliga förändr.
3 Bra precision, kan spegla årliga förändringar
.. Otillämpligt mått

Belastning/PÅVERKAT VÄRDE	FP BB	FP DM	UND BB	FE BB	FE DM	ELR BB	EE BB	EE DM
Försurning av åker	2	1	2	2	1	2	2	0
Kadmiumspridning åker	3	0	3	1	0	0	0	2
Fotokemiska oxidanter	2	2	1	(2)	0	2	2	0
Jordens humushalt	1	0	1	1	0	1	1	0
Jordpackning	2	0	2	2	0	2	2	0
11# *Skörd* (användarvärde)	..	..	..	..	..	..	1	0
21# *Markresursens optionsvärde*	..	..	..	..	..	..	0	1
31# *Mrs framtida avk produkter*	..	..	..	..	..	..	1	0
Kväveläckage ytvatten	2	1	2	1	1	0	1	2
Kväveläckage grundvatten	1	1	2	1	0	0	1	2
Bekämpningsmedel ytvatten	0	1	2	1	0	0	0	2
Fiske, havsbruk (användar~)	..	..	..	..	..	..	1	0
Vattenrening(användar~)	..	..	..	..	..	..	3	2
Rekreation (användar, options~)	..	..	..	..	..	..	2	2
Akvatiska naturvärden (existens~)	..	..	..	..	..	..	0	(2)
Ammoniakavdunstning	1	0	1	3	0	2	2	2
Lustgasavdunstning	1	0	0	1	0	0	1	1
14# *Virkesproduktion* (nu)	..	..	..	..	..	..	3	1
27# *Växt- & djurliv* (användar~)	..	..	..	..	..	..	0	2
Arealförändring betesmark	2	3	3	2	1	0	3	2
Arealändr. åker skogs-mellanbygd	2	3	3	2	1	0	3	2
Borttagande landskapselement	2	2	2	2	1	0	2	2
Kulturlandskap (användarvärden)	..	..	..	..	..	..	0	2
Kulturlandskap (existens~)	..	..	..	..	..	..	0	2
Gödselspridning naturbetesmark	2	0	2	2	0	0	0	1
Bekämpn.medel åkerkanter, beten	1	0	0	1	0	0	0	1
Borttagande av biotoper	2	2	2	1	1	0	0	1
Biologiska resurser (användar~)	..	..	..	..	..	..	0	2
Biologiska resurser (existens~)	..	..	..	..	..	..	0	2
Förbrukning lagerresurser	2	3	3	2	0	3	3	0
Framtida användar~ lagerresurser	..	..	..	..	..	..	2	0

Källa: Egen framställning.

I tabell 5 redovisas mätmöjligheterna för ett urval av faktorer och värden kopplade till mark-, vatten-, luft-, landskaps-, biologiska och lagerresurserna. Mina ovetenskapliga bedömningar av möjligheterna är baserade på vad som förefaller framkomligt med dagens mätteknik,

kunskaper om samband m.m., men förutsätter i vissa fall kraftigt ökade resurser för mätning. Det är troligt att forskning och teknikutveckling kommer att förändra situationen. Efterfrågan på denna typ av uppgifter påskyndar en sådan utveckling.

Direkt mätning av de ekonomiska effektkostnaderna (EE/DM i tabell 5) förutsätter ofta tillämpning av metoder som är riktade på individernas värderingar eller beteende, t.ex. contingent valuation eller resekostnadsmetoden.

En slutsats som kan dras med hjälp av tabell 5 är att skattning av eliminations- eller erättningskostnaderna förefaller vara en föga framkomlig väg om man vill ha en enhetlig typ av mått.

Vidare antyder tabellens alla ettor och tvåor att jordbrukets resurspåverkan i många fall bara kan estimeras ungefärligt. Processerna är diffusa, tröga, bestämda av ett stort antal faktorer, kan ej renodlas från årsmånenes inverkan, osv. Motsvarande tabell för någon industrigren skulle innehålla betydligt fler treor. Att inkludera jordbruket i årliga miljöräkenskaper kan ge upphov till en skenbar säkerhet, som inte motsvaras av uppgifternas validitet.

6.2 System för jordbrukets miljöräkenskaper

Oavsett vilka mått på förändringarna i resurstillgångarna och deras serviceflöden som används och hur dessa estimeras, så vinner informationen på att organiseras och ibland aggregeras för att ge en överblick för politisk utvärdering och beslutsfattande.

I ett — av flera tänkbara — system beaktas endast flöden och förändringar av resurstillgångarna. Miljön och övriga naturresurser ingår som en egen sektor. För varje näringsgren eller sektor kan dess bidrag till brutto- och nettonationalprodukten beräknas på liknande sätt som för jordbruket i tabell 6 nedan. Om det finns önskemål kan räkenskaperna också utföras på regional eller lokal nivå.

Det är givetvis viktigt att konsistenta värden används, så att kompabilitet mellan olika poster råder. Om t.ex. konsument- och producentövverskott används som mått bör det göras på både marknadsprodukter och fria nyttigheter. Föredrar man att mäta i termer av pris • kvantitet bör detta göras genomgående.

Med satelliträkenskaper för naturresurserna kan för det första extern påverkan från en näring på miljön och vidare till andra näringsgrenar, hushåll eller företag inom samma näring inkluderas. Miljön eller resurstillgångarna kan betraktas som en intermediär sektor: sektor 1 —> miljö —> sektor 2. Jordbruket skulle debeteras kostnaden för sin negativa miljöpåverkan, vilket då balanseras av en nedskrivning av naturresurskapitalet. De negativa externa miljöeffekter som drabbar jordbruket från andra näringar via miljön kan särredovisas som en post. Dessa effekter bör krediteras jordbruket (rad 12 i tabell 6). Samtidigt kommer naturresurssektorn att tillskrivas ett lägre värde på den aktuella miljöservicen. De nuvarande NR beaktar redan vissa miljöeffekter som påverkar volymer och priser uttryckta på raderna 1—20. I dessa fall handlar miljörä-

kenskaperna om att göra miljöeffekterna explicita och bokförda på rätt näring.

Tabell 6 Miljöräkenskapssystem för jordbruket

1	Intäkter vegetabilier	+									
2	Intäkter animalier	+									
3	**Summa försäljningsvärde**		→ +								
4	Övriga intäkter (tjänster m.m.)		+								
5	Utgifter produktionsmedel, räntor, arbete		-								
6	Lagerförändringar		±								
7	**Jordbrukets bruttoprodukt exkl. miljö**				→ +						
8	Ozonskador på grödor		+								
9	Försurning		+								
10	Nedfall kadmium m.fl. gifter		+								
11	Klimatförändring		±								
12	**Summa externa effekter på jordbruksnäringen**				→ +						
13	Kommersiellt fiske och havsbruk		-								
14	Skogsmarkens virkesproduktion		±								
15	Försämrad/fördyrad vattenkonsumtion		-								
16	**Externa miljöeffekter från jordbruket**				→ -						
17	Ammoniakemission – kvävedeposition		±	0							
18	Vattenuttag, biocider – bevattningsresurser		±	0							
19	**Externa miljöeffekter mellan jordbruksföretag**		±	0	→ ±	0					
20	**I Jordbrukets miljöjusterade marknadsbruttoprodukt**							→ +			
21	Kulturlandskapets värden		+								
22	Biologiska värden		+								
23	Försörjningsförmåga livsmedel		+								
24	**Summa positiv, marknadsextern miljöpåverkan**				→ +						
25	Vattenföroreningseffekter på individkonsumtion		-								
26	Luftföror.eff. på individers miljökonsumtion		-								
27	**Summa negativ, marknadsextern miljöpåverkan**				→ +						
28	**II Jordbrukets marknadsexterna miljö- och resurspåverkan**							→ +			
29	**I + II JORDBRUKETS BRUTTOSEKTORPRODUKT**										
30	Nettoinvesteringar i maskiner, byggnader m.m.		+								
31	Jordbruksorsakad markförsurning		±								
32	Jordbruksorsakad markförgiftning		-								
33	Sänkt humushalt		-								
34	Jordpackning		-								
35	Erosion		-								
36	Bortodling		-								
37	Markförrådet av växtnäring		±								
38	Övriga markinvesteringar (dränering m.m.)		+								
39	**Ändrade framtida användarvärden markresursen**				→ ±						
40	Påverkan på fiskevattnens framtida avkastning		-								
41	Framtida konsumtionsvatten, marknadseffekter		-								
42	Skogsmarkens framtida virkesavkastning		-								
43	**Jordbrukets resursuttömning för övriga näringar**				→ -						
44	Förbrukning onybara resurser, knapphetsvärde					-					
45	**III Resursernas ändrade framtida avkastn. marknadsprod.**							→ ±			
46	Framtida landskapsvärden					+					
47	Framtida biologiska värden					+					
48	Framtida konsumtion försörjningsförmåga					+					
49	Vattenresursernas framtida miljöservice					-					
50	**IV Ändrad framtida avkastning miljöservice m.m.**							→ ±			
51	**I + II + III + IV JORDBRUKETS NETTOSEKTORPRODUKT**										

Källa: Egen framställning.

För det andra kan effekter på naturresurserna som inte påverkar marknaderna men väl individernas direkta nytta av miljöservice inkluderas i räkenskaperna. De positiva och negativa värden jordbruket ger upphov till kan krediteras näringen (rad 21—28). Tillsammans med de marknadspåverkade posterna ger detta jordbrukets bruttosektorprodukt (rad 29).

Posterna på rad 1—29 beskriver de effekter som kommer till uttryck under den innevarande tidsperioden. Uttömningen eller uppbyggnaden av resurstillgångarna återfinns under posterna på rad 30—50. De senare brukar anges med förväntade nettonuvärdet av förändringen i resurskapital, dvs. diskonterade framtida serviceflöden som genereras av resursen.

6.3 Slutord

Ett syfte med denna PM har varit att klarlägga jordbrukets påverkan på naturresurserna: vilka resursparametrar som kan vara intressanta, och hur de kan inkluderas i ett system för miljöräkenskaper. Till stor del har detta inneburit att peka på möjligheter och svårigheter att skatta dessa resurspararametrar.

Kanske har svårigheterna att estimera miljöeffekterna kommit att dominera framställningen. Problemen är stora och kan inte underskattas. Vilka möjligheter som finns är dock beroende av räkenskapernas syften. Ifall uppgifterna skall spegla förändringar mellan olika år och vara av jämförbar validitet med beloppen på de poster som ingår i de traditionella NR så är vägen lång. För jämförelser mellan olika länder och för att ge en bild av storleksordningar bör det dock finnas goda möjligheter att med miljöräkenskaper efter standardiserade förfaranden belysa dessa viktiga effekter.

Referenser

Alfsen, Knut H. (1989), "Norske erfaringer", i: NATURRÄKENSKAPER perspektiv och problem, red: Uno Svedin och Bo Heurling, Forskningsrådsnämnden, Rapport 89:2, Stockholm.

Arrhenius, Erik & Kågeson, Meta (1989), "Försiktighet och djärvhet", i: NATURRÄKENSKAPER perspektiv och problem, red: Uno Svedin och Bo Heurling, Forskningsrådsnämnden, Rapport 89:2, Stockholm.

Barlowe, Raleigh (1978), "Land resource economics", Third edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

Bergström, Sören (1990), "Hur naturen blir synlig", Naturvårdsverket, Rapport 3863, Solna.

Bishop, R.C. (1982), "Option value: An Exposition and Extension", *Land Economics*, Vol 58, No 1.

Bojö, Jan (1985), "Kostnadsnyttoanalys av fjällnära skogar", Ekonomiska forskningsinstitutet vid handelshögskolan, Research report, Stockholm.

Brink, Nils (1985), "Bekämpningsmedel i åar och grundvatten", Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvård, Ekohydrologi 20, Uppsala.

Databanken för hotade arter & Naturvårdsverket (1991), "Hotade växter i Sverige 1990". Kärlväxter, mossor, lavar och svampar - förteckning och länsvis förekomst", Lund.

Drake, Lars (1987) "Värdet av bevarat jordbrukslandskap. Resultat från intervjuundersökningar", Rapport 289, Institutionen för ekonomi och statistik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Hasund, Knut Per (1986), "Jordbruksmarken i naturresursekonomiskt perspektiv", Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi och statistik, rapport 269, Uppsala.

Hasund, Knut Per (1990), "Measuring arable land resources", in Proceedings of the 20th Symposium of the European Association of Agricultural Economists", ed: Whitby, M.C. & Dawson, P.J., Departement of Agricultural Economics and Food Marketing, The University of Newcastle upon Tyne, Newcastle upon Tyne.

Hasund, Knut Per, Hedvåg, Lennart & Pleijel, Håkan (1990), "Ekonomiska konsekvenser av det marknära ozonets inverkan på jordbruksgrödor", Naturvårdsverket, Rapport 3862, Solna.

Håkansson, Inge (1985), "Swedish experiments on subsoil compaction by vehicles with high axle load", *Soil Use and Management*, no 1985:4.

Ihse, Margaretha (1985), "Skåne - kulturlandskap i förändring", *Kulturminnesvård*, nr 5-85.

Johansson, Per-Olof (1987), "The economic theory and measurement of environmental benefits", Cambridge University Press, Cambridge

Jordbruksdepartementet (1957), "Markvård och erosionsskydd", Betänkande avgivet av 1949-års jorderosionskommitté, SOU 1957:17, Stockholm.

Just, R.E., Heuth, D.L. & Schmitz, A (1982), "Applied Welfare Economics and Public Policy", Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

Kriström, Bengt (1990), "Valuing environmental benefits using the contingent valuation method", University of Umeå, Umeå Economic Studies No. 219, Umeå.

Kreuger, Jenny (1986), "Bekämpningsmedel. Utlakning från åkermark", Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvård, Ekohydrologi 21, Uppsala.

Lancaster, K. (1966), "A New Approach to Consumer Theory", MacMillan, London.

Löfgren, Stefan & Olsson, Håkan (1990), "Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland", Naturvårdsverket, Rapport 3692, Solna.

Mitchell, R.C. & Carson (1989), "Using surveys to value public goods. The contingent valuation method", Resources for the future, Washington D.C.

Nihlén, Tomas (1984), "Utredning av den för vinderosion utsatta jordbruksmarken i Skåne", Lunds universitets naturgeografiska institution, Rapporter och notiser 58, Lund.

Nilsson, Jan et al (1986), "Ammoniakutsläpp och dess effekter", Statens Naturvårdsverk, Rapport 3188, Solna.

Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD (1990), "Tables of Producer and Consumer Subsidy Equivalents 1979 - 1989", Paris.

Robertsson, Kerstin (1991), "Emissions of N_2O in Sweden - natural and Anthropogenic Sources", University of Linköping, Departement of Water and Environmental Studies, (accept. för publ. i *Ambio* 1991).

Schörring, J.K. (1990), "Ammonia Emission from the Foliage of Growing Plants, Workshop on "Trace Gas Emissions by Plants", Stanford University.

Sekretariatet för framtidsstudier (1977), "Resurserna, samhället och framtiden", Stockholm.

Silvander, Ulf & Drake, Lars (1988), "Ekonomiska förluster för fisket och havsbruket av jordbrukets kväveläckage", Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Rapport 3, Uppsala.

Silvander, Ulf (1991), "Betalningsvillighetsstudier för sportfiske och grundvatten i Sverige", Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Avhandling 2, Uppsala.

Statistiska centralbyrån, SCB (1982), "Tätortsexpansion på jordbruksmark 1975—1980", Statistiska meddelanden, J 1982:10, Stockholm.

Statistiska centralbyrån, SCB (1987), "Tätortsexpansion på jordbruksmark 1980—1985", Statistiska meddelanden, Na 10 SM 8701, Stockholm.

Statistiska centralbyrån, SCB (1990a), "Jordbruksstatistisk årsbok 1990", Sveriges officiella statistik, Stockholm.

Statistiska centralbyrån, SCB (1990b), "Naturmiljön i siffror", Tredje utgåvan, Särtryck, Specialavsnitt jordbruk, Stockholm.

Thoms, C. & Joelsson, T (1982), "Nitrat i grundvattentäkter i Sverige", Statens Naturvårdsverk, PM 1598, Solna.

Bilaga 4

Värdering av natur- och miljöresurser

av Karl-Göran Mäler[1]

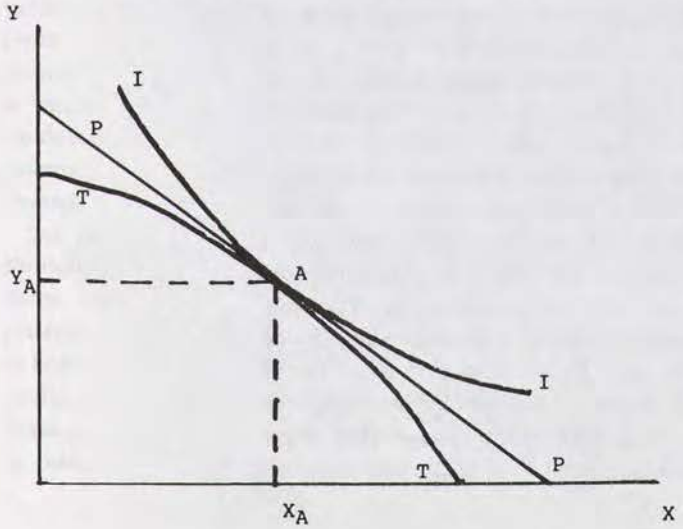
[1] Delar av denna bilaga har tidigare publicerats i Ekonomiska Rådets årsbok 1990 (Välfärd & Välfärdsmätning, Ekonomiska Rådets Årsbok 1990, Red. A. Björklund och K-G Mäler. Konjunkturinstitutet, Stockholm).

1 Nationalprodukt som välståndsindex[2]

Bruttonationalprodukten har i dagens samhälle blivit ett allmänt utnyttjat mått på välstånd i ett land. Om BNP växer antas detta vara ett uttryck för att det genomsnittliga välståndet växer och om BNP per capita är större i ett land än i ett annat så antas det förra ha högre välstånd. Denna föreställning att BNP är ett mått på "materiellt" välstånd är mycket spridd och har också därför fått konsekvenser för fattade beslut inom den ekonomiska politiken. Avsikten här är att diskutera den teoretiska grunden för tolkning av nationalprodukten som ett mått på materiellt välstånd samt några av de förutsättningar som krävs för en sådan tolkning. Det bör emellertid understrykas att nationalräkenskapssystemet har andra, kanske viktigare uppgifter, än att ge basen för ett välståndsindex. Några av dessa kommer att beröras längre fram.

Vi väljer att starta med en elementär men grundläggande diskussion inom ramen för en modellekonomi i vilken två varor produceras och konsumeras av en enda individ. Situationen illustreras i diagram 1. Längs de två axlarna är produktionen av vara x resp. vara y avsatt. Med de produktionsfaktorer som finns tillgängliga kan ekonomin producera kvantiteter av de två varorna som representeras av punkter på kurvan T-T eller innanför denna. Kurvan T-T utgör produktionsmöjlighetskurvan. Vi antar också än så länge att produktionsfaktorerna utbjudes fullständigt oelastiskt, dvs. att de finns i givna tillgångar som inte kan påverkas. Detta antagande medför att vi inte behöver ta hänsyn till variationer i arbetstid och fritid. Längre fram kommer vi att kortfattat beröra fallet med elastiskt utbud av arbetskraft.

Diagram 1 Värdering av nationalprodukten i en ren konkurrensekonomi



[2] Analysen i detta avsnitt bygger väsentligen på de teoretiska arbeten som finns i Dasgupta och Mäler 1990, Solow, 1986 och Weitzman 1976. Se också Weale, 1990.

Antag att ekonomin producerar kvantiteterna XA och YA och att dessa kvantiteter produceras av företag som säljer sina varor på marknader karaktäriserade av perfekt konkurrens. Låt oss för enkelhetens skull bortse från utrikeshandel. Efterfrågan i ekonomin representeras av indifferenskurvan I-I. Jämvikten i ekonomin kan då representeras av punkten A där indifferenskurvan tangerar produktionsmöjlighetskurvan. De jämviktspriser som bildas kan representeras av lutningen på linjen p-p. Värdet av den totala produktionen ges då av läget på linjen p-p, dvs. pxXA + pyYA och värdet av produktionen maximeras i punkten A. Detta är ekonomins nationalprodukt. Eftersom priserna är jämviktspriser kommer de att representera konsumentens marginella värdering av resp vara, dvs. hur mycket konsumenten värderar ytterligare en enhet av varan i termer av någon räkneenhet, t.ex. pengar. Detta följer av att linjen p-p tangerar indifferenskurvan i punkten A och därför utgör en första ordningens approximation till denna. Eftersom individens välfärd mäts av indifferenskurvan kommer en ökning av nationalprodukten därför, om värdet är beräknat med dessa jämviktspriser, att reflektera en ökning av konsumentens materiella välstånd. Vad som kanske är viktigare är att även om produktionen (och därför också konsumtionen) representeras av någon annan punkt än A kommer nationalprodukten mätt i priserna som ges av linjen p-p att representera konsumentens välstånd. Om vi känner jämviktspriserna och konsekvent utnyttjar dessa kommer nationalprodukten att korrekt mäta konsumentens materiella välstånd. Ett annat sätt att uttrycka samma sak är att säga att med jämviktspriserna p-p kan vi mäta "marginella" projekts bidrag till individens välstånd genom att avläsa förändringen i nationalprodukten. Med marginella projekt avses här projekt som är så små att deras genomförande inte påverkar jämviktspriserna.

Detta är grunden för användningen av nationalprodukten som ett mått på välståndet i en ekonomi. Det förhållande att vi ovan antagit endast två varor har ingen betydelse. Antagandet gjordes endast för att möjliggöra en diagrammatisk analys. Med hjälp av matematiska metoder är det möjligt att utsträcka analysen till godtyckligt antal varor. Antagandet att det endast finns en konsument är däremot kritiskt. Med två eller fler konsumenter måste produktionsresultatet delas mellan dessa och beroende på hur inkomstfördelningen värderas kan en ökning av nationalprodukten betraktas som en ökning i "välfärden" (dvs. om den samtida förändringen i inkomstfördelningen varit gynnsam) eller som en minskning (om förändringen i inkomstfördelning varit ogynnsam i sådan grad att den inte kompenserats av ökningen i nationalprodukten). Nationalprodukten som den här har definierats beaktar inte inkomstfördelningen. Det är emellertid möjligt att skapa en allmännare definition för att därigenom även beakta fördelningsfrågor. Detta kräver dock explicita värderingar avseende den önskade inkomstfördelningen[3]. Vi skall fortsättningsvis i

[3] Se någon elementär lärobok i välfärdsekonomi.

huvudsak bortse från inkomstfördelningsfrågor — inte för att de är ointressanta men för att de inte kan hanteras inom det konventionella nationalräkenskapssystemet. Detta innebär att vi försöker finna ett index som på ett tillfredsställande sätt mäter en representativ individs välstånd.

En omedelbar följd av den ovanstående diskussionen är att nationalprodukten bör definieras som summan av värdet av produktionen av samtliga konsumtionsvaror om vi enbart betraktar en enstaka tidsperiod, om utbudet av arbetskraft är fullständigt oelastiskt och om priserna korrekt reflekterar konsumenternas värdering av de olika konsumtionsvarorna.

I verkligheten bestäms människors välstånd, inte enbart av dagens konsumtion utan också av de förväntade framtida konsumtionsmöjligheterna. Dagens ekonomiska aktiviteter påverkar emellertid förutsättningarna för framtida produktion genom de nettoinvesteringar som genomförs. Vi bör därför addera nettoinvesteringarna, dvs. nettoförändringarna i samhällets stock av realkapital, till värdet av konsumtionen. Vi erhåller därigenom nettonationalprodukten — NNP. Skillnaden mellan bruttonationalprodukten — BNP — och NNP utgörs av kapitalförslitningen eller deprecieringen. Vi kommer senare se att ett konsekvent hänsynstagande till depreciering av tillgångar leder till revidering av nuvarande nationalräkenskaper.

Antagandet om oelastiskt utbud av arbetskraft är väsentligt då förändringar av arbetstid och därmed förändringar av fritid inte reflekteras i värdet av konsumtionsvarorna. Exempelvis har Island en med Sverige jämförbar nationalprodukt — vilket kan uppfattas som om välståndet är detsamma i de två länderna. Befolkningen på Island arbetar dock betydligt fler timmar per vecka än befolkningen i Sverige, och den större fritiden i Sverige reflekteras inte i den konventionellt beräknade nationalprodukten. Det teoretiskt korrekta vore att från värdet av konsumtion subtrahera lönesumman för att därigenom ta hänsyn till värdering av fritid. En annan möjlighet vore att addera värdet av fritid. Detta motsvarar de "full-inkomst" mått som diskuterats av Sören Blomqvist[4]. För att erhålla ett välståndsindex bör alltså någon justering av värdet av konsumtionen avseende fritiden (och självfallet annan tidsanvändning som inte innefattas i värdet av konsumtionen) ske. En sådan justering leder emellertid till att det resulterande indexet blir mindre användbart i t.ex. makroekonomiska analyser.

Det är för de flesta bekant att det existerar ett flertal undantag till förutsättningen att alla varor köps och säljs på marknader. Om marknaderna inte karaktäriseras av perfekt konkurrens behöver givetvis inte priserna korrekt reflektera konsumenternas preferenser. I detta fall skulle vi behöva använda "skuggpriser", beräknade som de jämviktspriser som skulle ha etablerats om marknaderna varit konkurrens marknader. Med dessa skuggpriser kan sedan värdet av konsumtionen beräknas. Detta har av många skäl dock aldrig genomförts.

[4] Se Ekonomiska Rådets årsbok, 1990.

Ett annat uppenbart undantag utgörs av framställningen och utbudet av s.k. kollektiva varor — försvar, rättsväsende, etc. — för vilka det inte kan existera några marknadspriser. Andra offentligt producerade varor som inte distribueras via marknader saknar också marknadspriser. Inom nationalräkenskapssystemet imputeras värden för dessa varor på basis av produktionskostnaderna[5]. Givet att det offentliga fattat beslut som reflekterar allmänhetens värdering av dessa offentligt producerade varor kommer dessa imputerade värden att motsvara jämviktspriser och det resulterande estimatet av nationalprodukten kan utnyttjas som ett välståndsindex (i allmänhet är dock produktionskostnaderna underskattade då det offentligas kapitalkostnader underskattas).

Ett annat intressant undantag är miljöresurser som vi skall analysera närmare här.

1.1 Miljötjänster

Med miljötjänster avses här flödet (i motsats till beståndet) av tjänster som genereras av miljöresurser. Det kan röra sig om ren luft att andas, rent vatten för rekreation eller konsumtion, ekologiska system för deras produktion eller vattenreglerande förmåga. Gemensamt för samtliga sådana "tjänster" är att de värderas positivt av de flesta människorna i samhället. Gemensamt för många av dessa tjänster är att de inte köps och säljs på marknader. Många gånger är det omöjligt att ens konceptuellt tänka sig marknader för dessa. Det innebär att de inte prissätts och att de därför inte innehålles i det skattade värdet av nationalprodukten. Om värdet av prissatt konsumtion stiger medan mängden miljötjänster minskar kan resultatet bli ett minskat välstånd trots att den av statistiska centralbyrån beräknade nationalprodukten stiger. Det bör dock tillfogas att vissa miljötjänster är helt privata och därför kan köpas och säljas på marknader. Exempel på detta ges av skogens produktion av timmer, havets produktion av fisk, älvars produktion av elektricitet. Men samtidigt som skogen producerar timmer som en miljötjänst producerar skogen tillfredsställelse för dem som söker sin rekreation i den, nytta för dem som inte får sin mark eroderad till följd av skogens vattenreglerande förmåga etc. Dessa senare tjänster är inte prissatta och därför inte inkluderade i vårt konventionella välståndsindex. Många gånger är fiskebankarna som sådana (till skillnad från den fångade fisken) inte föremål för äganderätt och förändringar i tillgången av fisk kommer därför inte att vara prissatt och därför inte beaktad i nationalprodukten (vi återkommer till detta exempel nedan). Älvar kan förutom att producera elektricitet för avsalu även producera av människor starkt positivt värderade ekologiska system, något som inte innehålles i nationalprodukten. Riksdagsbeslut om skydd av icke utvecklade älvar indikerar att dessa värden icke är negligerbara.

Ett index på välståndet bör därför innehålla värdet av dessa miljötjänster. Eftersom dessa tjänster ofta inte är föremål för transaktioner på

[5] Detta diskuteras närmare av Åke Tengblad i bilaga 1.

marknader måste deras värde bestämmas på annat men likvärdigt sätt för att de skall kunna ingå i ett sådant index. Sådana värderingsmetoder har utvecklats och kommit till omfattande praktisk användning (dock ej beträffande nationalräkenskaperna). Teoretiskt borde dessa värderingsmetoder utnyttjas för att skatta ett mer korrekt index för välståndet. I praktiken låter sig dock detta svårligen göras. Vissa approximationer har därför föreslagits i litteraturen, bl.a. att s.k. "defensive expenditures" eller skyddsutgifter i den slutliga efterfrågan (hushållens utgifter för att motverka miljöförstöring och det offentligas utgifter för avloppsrening och andra miljöförbättringar) bör exkluderas från nationalprodukten.

I stället för att inkludera värdet av miljötjänster skulle vi i stället kunna subtrahera från den konventionellt beräknade nettonationalprodukten värdet av reduktionen av dessa tjänster till följd av föroreningar dvs. reducera konsumtionen med värdet av miljöskadorna. I det förra fallet inkluderas värdet av resterande miljötjänster efter föroreningar och i det senare fallet subtraheras värdet av minskningen av dessa tjänster. Självfallet är dessa två ansatser likvärdiga (om de används konsekvent i alla jämförelser). Skillnaden mellan de två ansatserna kommer att vara en konstant (värdet av icke påverkade miljötjänster). Den senare ansatssen kan dock ha vissa praktiska fördelar. Värdet av reduktionen av tjänsterna brukar normalt benämnas miljöskador. Ett bättre index för välståndet erhålles således om man drar av värdet av miljöskadorna från värdet av den totala konsumtionen (offentlig och privat). Dessa miljöskador kan värderas med olika metoder.

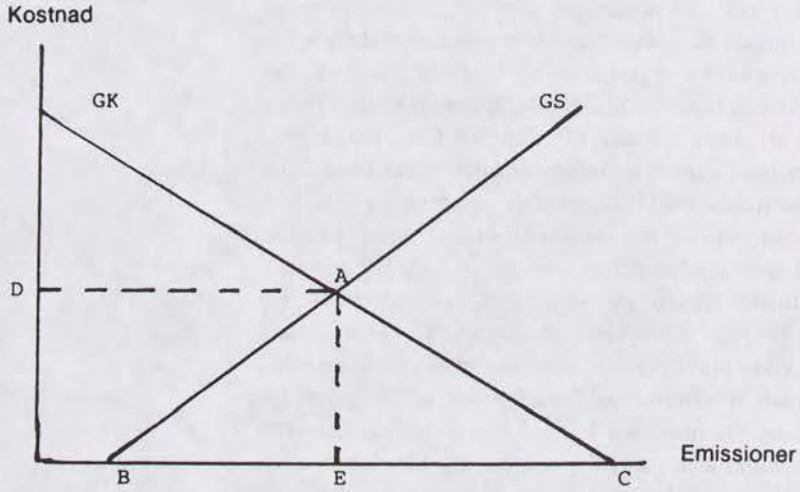
1.2 Skyddsutgifter och miljöskador

En metod, som antyddes ovan, utgår från att miljöskadorna uppgår till de skyddsutgifter samhället accepterar. Det är emellertid uppenbart att skyddsutgifterna inte har någon som helst relation till miljöskadorna, annat än att när skyddskostnaderna är större än noll. Då måste miljöskadorna också vara större än noll. Detta illustreras i diagram 2 i vilken det antagits att det är möjligt att skydda sig — i många fall är detta omöjligt.

I vidstående diagram betecknar GS eller gränsskadekurvan den marginella värderingen av skadan från ytterligare emissioner. Vid mycket små emissioner är sannolikt skadan från en marginell ökning relativt liten medan skadan från en sådan ökning är mycket stor om emissionerna redan är stora. Detta reflekteras i den växande GS kurvan. GK kurvan svarar mot gränskostnaderna för att skydda sig mot miljöföroreningar, t.ex. genom kalkning av sjöar, utbyggnad av avloppsreningsverk etc. Det är naturligt (och i enlighet med tillgänglig empirisk erfarenhet) att anta att denna kurva är avtagande. I punkten A, där de två kurvorna korsas minimeras kostnaden för skyddsåtgärder och miljöskador. De totala miljöskadorna, beräknade i enlighet med ovan ges av ytan ABE och de totala skyddskostnaderna ges av ytan AEC. Det finns ingen anledning att anta att ytan AEC ger en bra approximation av ytan ABE, dvs. att miljöskadorna skulle vara ungefär lika med skyddskostnaderna. Det finns därför heller ingen à priori anledning att anta att avdrag av skyddsutgifter från värdet av den totala konsumtionen skulle ge ett bättre välstånds-

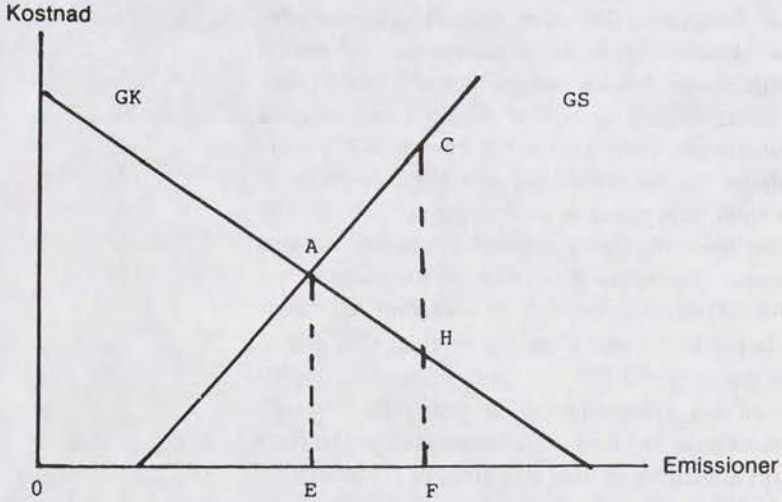
index. Tvärtom, det är enkelt att föreställa sig situationer i vilka ett sådan förfarande skulle ge orimliga resultat. Om exempelvis den yttre miljön förblir oförändrad men det offentliga beslutar om ett radikalt miljöprogram för uppstädning av miljön så borde rimligen välståndet öka medan NNP, beräknat med avdrag av skyddsutgifter, visar en nedgång.

Diagram 2 Skade- och skyddskostnader för emissioner



En annan approximation av miljöskadorna som utnyttjats främst i Japan har varit att beräkna kostnaderna för att uppnå fastställda mål i miljön. Om exempelvis målet är att uppnå en reduktion av de totala svavelutsläppen med X % skulle miljöskadorna approximeras av kostnaderna för att uppnå detta. Situationen illustreras i diagram 3.

Diagram 3 Approximation av miljöskadekostnader via kostnaden för att uppnå miljömål



Antag att målet är satt vid skärningspunkten mellan de två kurvorna, dvs. vid punkten A. Detta innebär en begränsning av emissionerna till OE medan den nuvarande emissionerna är OF. De totala kostnaderna för detta ges av ytan AEFH. Reduktionen i miljöskador med en sådan åtgärd ges av AEFG. Det är lätt att inse att AEFG och AEFH är positivt korrelerade. En ökning i miljöskadorna leder till en ökning av kostnaderna för att nå det uppsatta målet och vice versa. Detta är därför en bättre, men ej ideal, approximation för miljöskadorna. Till detta kommer förhållandet att det uppsatta miljömålet kan vara bestämt utifrån de miljöskador som drabbar företagen, t.ex. skogsskador. Sådana skador är emellertid redan inkluderade i värdet av den totala konsumtionen (bortsett från skador på stocken av miljöresurser, något som vi återkommer till i nästa sektion). Om målet för miljöpolitiken är helt eller delvis bestämt utifrån hänsyn till miljöskador i produktionen kommer värderingen att grovt överskatta miljöskadorna.

1.3 Miljötillgångar

Diskussionen i föregående avsnitt har enbart berört flöden av varor och miljötjänster. Detta är relevant om vi endast är intresserade av välståndet under en enstaka period utan beaktande av att vad som händer under denna period kan ha effekter på välståndet i framtida perioder. Vi är emellertid inte endast intresserade av konsekvenserna av allokeringsbeslut på innevarande periods välstånd utan även av effekterna för framtiden. Möjligheterna till välstånd i nästa period beror på de tillgångar i form av realkapital, mänskligt kapital (utbildning, teknologi etc.) och naturresurser som skapas och bibehålles under nuvarande period. Vi kan alltså representera det framtida välståndet genom en beskrivning av de tillgångar som är av betydelse för detta. Speciellt kommer förändringar av dessa tillgångar under innevarande period att representera konsekvenserna av beslut i denna period för det framtida välståndet. Värdet av förändringarna i de samlade tillgångarna bör därför inkluderas i nationalprodukten.

I nuvarande nationalräkenskaper innefattas endast förändringar i två tillgångar: realkapital och humankapital. I bruttonationalprodukten, BNP, ingår bruttoinvesteringar i realkapital. Från synpunkten av ett välståndsindex är detta emellertid irrelevant. Vad som är intressant är nettonationalprodukten, NNP, i vilken avskrivningar av existerande kapitalstock dragits av. Uppenbarligen är bruttoinvesteringar som helt eller delvis motsvaras av en nedgång i kapitalstocken till följd av förslitning, obsolesence, etc., inte ett tecken på högre framtida välstånd. Den rimliga indexen är därför NNP.

Förändringar i humankapital är en följd av utbildning, forskning och utveckling. Vissa av kostnaderna för detta ingår i BNP men är delvis klassade som offentlig konsumtion. Det förefaller rimligt att omdefiniera utgifter som ökar humankapitalet så att de svarar mot investeringar. Den stora kostnaden för investeringar i humankapital ingår emellertid inte — nämligen alternativkostnaden för de studerandes tid. Rimligtvis borde

denna kostnad ingå som del av kapitalbildningen. Däremot är det betydligt svårare att teoretiskt härleda ett rimligt avskrivningsbegrepp för att därigenom beräkna nettoinvesteringen i humankapital.

Förändringar i tillgångar i form av naturresurser är för närvarande inte inkluderade i nettonationalprodukten. Det är emellertid uppenbart att de är av betydelse för det framtida välståndet och bör därför ingå. Exempelvis bör värdet av en nedgång i fiskbeståndet dras av vid beräkningen av NNP och likaså bör minskningen av ekonomiskt brytbar malm i Kiruna beaktas i beräkningen av NNP. Den här typen av kalkyler har gjorts av Peskin (1989), Repetto m.fl. (1989) för några länder och för några miljöresurser, och de visar att NNP omdefinierat på detta sätt kan ge en helt annan bild av den ekonomiska utvecklingen än de konventionella estimaten. Exempelvis fann Repetto et. al. att om hänsyn tas till nedgången av oljereserver, skogstillgångar och jordmån i Indonesien skulle den konventionellt beräknade genomsnittliga tillväxttaken under åren 1971–1984 reduceras från 7,1 procent till 4,0 procent.

Värderingen av förändringar i tillgångar är emellertid ytterst svår i allmänhet och har för närvarande endast gjorts för ett fåtal resurser. Även med beaktande av dessa svårigheter är det emellertid absurt att förändringar i endast två typer av tillgångar finns redovisade i nationalräkenskaperna.

1.4 Bärkraftig utveckling och bärkraftig inkomst

Det välståndsbegrepp som här diskuterats och som kan tolkas som en generaliserad nettonationalprodukt innebär alltså att

NNP = värdet av slutlig konsumtion plus värdet av fritid (och annan icke registrerad tid) minus miljöskador plus nettoöäkningar i samtliga tillgångar. Det är intressant att notera att detta begrepp har följande egenskaper[6]:

i) NNP kommer att vara lika med avkastningen på den totala nationalförmögenheten (inkluderande realkapital, humankapital och naturkapital)

ii) NNP kommer att vara lika med det maximala konstanta välstånd som, i frånvaron av icke anticiperade tekniska framsteg[7], är möjlig. Ett högre välstånd i dag än vad som motsvarar denna definition av NNP kommer därför ofrånkomligen (om inte icke förväntade uppfinningar eller upptäckter ser dagens ljus) att leda till lägre välstånd i framtiden.

Detta svarar mot det inkomstbegrepp som först introducerades av Erik Lindahl men som numera kallas Hicks inkomst.

[6] Se Mäler, 1990 för en teknisk diskussion av dessa egenskaper.

[7] Det är möjligt att visa att vid stokastiska tekniska framsteg eller resursupptäckter så kan NNP modifieras med bibehållande av denna och den förra slutsatsen (se Dasgupta, Mäler, 1990).

Om vi med bärkraftig utveckling[8] avser en utveckling som inte minskar framtidens möjligheter till välstånd kommer det här föreslagna NNP måttet att ge ett kriterium huruvida den ekonomiska utvecklingen är bärkraftig eller inte.

1.5 Framtida utveckling

Diskussionen om en s.k. grön BNP startade i början 70-talet men först under senare år har arbetet med omformuleringar av nationalräkenskapssystem tagit riktig fart. I många länder, Tyskland, Holland, Frankrike och även Sverige förekommer diskussioner om hur räkenskapsystemen bör förändras för att bli mer "gröna". Existerande räkenskapssystem bygger i de flesta länder på det av FN rekommenderade SNA — System of National Accounts. FNs statistiska kontor arbetar nu med riktlinjer för hur satelliträkenskaper, dvs. kompletterande räkenskaper till SNA, ska utformas för att därigenom medge analys av förändringar i miljötillgångar i samband med den makroekonomiska utvecklingen. Dessa riktlinjer förväntas komma under 1991. Redan nu torde man dock kunna gissa att de i stor utsträckning kommer att motsvara den analys som presenterats i detta kapitel. Några punkter där man kanske kan förvänta sig andra betoningar rör t.ex. hur man skall bokföra hushållens och det offentligas utgifter för att skydda sig mot miljöförstöring. I denna uppsats har jag argumenterat för att dessa utgifter bör ingå som slutlig efterfrågan. Det är möjligt att FNs riktlinjer kommer att utgå från en annan syn. Vidare är det möjligt att FNs riktlinjer kommer att ha en något annan syn på hur förändringar i miljötillgångar bör beräknas — analogt med nettoinvesteringar i realkapital eller på annat sätt. Att riktlinjerna kommer att gälla satelliträkenskaper är emellertid klart. Man kommer, klokt nog, inte att rekommendera en fullständig förnyelse av existerande räkenskaper då dessas viktigaste uppgift knappast är att belysa mänsklig välfärd utan att skapa en konsistent databas för makroekonomisk analys.

2 Värderingsmetoder

I en ren konkurrensekonomi kommer priset för en vara eller tjänst att motsvara dels producenternas gränskostnad för varan och dels konsumenternas värdering av ytterligare en enhet av varan. Om nationalprodukten, vid oförändrade priser, ökar indikerar detta att konsumenternas välfärd ökas då flödet av varor och tjänster till konsumenterna, värderat med dessas marginella värderingar, ökar. Grundprincipen bakom tolkningen av nationalprodukten som ett välfärdsmått är alltså att det är konsumenternas värdering som är bestämmande för den nationella välfärden och att dessa värderingar kommer till uttryck i marknadspriser.

[8] Begreppet bärkraftig utveckling eller "sustainable development" infördes i IUCIN's World Conservative Strategy 1980 men fick riktigt genomslag först med WCDE' rapport "Vår gemensamma framtid", den s.k. Bruntdland-rapporten. Med bärkraftig utveckling avsågs en utveckling som på ett "rimligt" sätt tar hänsyn till framtida generationers välfärd.

På motsvarande sätt kommer nettoinvesteringar att representera tillskott till framtida konsumtion, värderad i enlighet med konsumenternas preferenser. En investering genomförs om och endast om den är lönsam. Men lönsamhet innebär att framtida konsumenter förväntas vara villiga att betala för den ökade produktion som följer av investeringen i sådan grad att de ökade intäkterna, diskonterade till nuvärde, överstiger investeringskostnaden. I jämvikt kommer gränskostnaden för investering att motsvara nuvärdet av framtida produktionsökningar.

Vissa miljö- och naturresurser finns inkluderade i nationalräkenskapssystemet — värderade i enlighet med de principer som angivits ovan — medan andra inte finns med, på grund av att de inte registreras genom marknadstransaktioner (på samma sätt som produktionen av offentliga varor och tjänster). Exempel på dessa ges t.ex. av luftföroreningars skador på människors hälsa, vattenföroreningars negativa effekter på rekreationsmöjligheter, reduktion av den totala populationen av lax, minskningen av tillgången på fågelliv av intresse för fågelskådare. De monetära ekvivalenterna för dessa variabler registreras inte i nationalräkenskaperna. Däremot, effekter som direkt påverkar företags vinster, kommer indirekt att inkluderas i de skattningar som görs av nationalprodukten, eftersom nationalprodukten inkluderar förädlingsvärdet. Det som alltså är av intresse i detta sammanhang är alltså hur förändringar i natur- och miljöresurser påverkar individers och hushålls situation.

Värdering av sådana resurser kan ske på olika sätt. Grovt sett kan vi klassificera metoderna i enlighet med följande:

i) Konstruerade marknader
ii) Artificiella marknader
iii) Studier av hushållens produktionsfunktioner
iv) Implicita värderingar från politik beslut.

i) Med konstruerade marknader avses marknader i experiment form som konstruerats för att belysa individers värdering av någon nyttighet. Dessa marknader innebär att individen ges en möjlighet att köpa och sälja en nyttighet med faktiska betalningar associerade till transaktionen. Metoden innebär i de flesta tillämpningarna att en grupp individer ges möjlighet att köpa en resurs eller tjänst från en resurs mot viss betalning. Exempelvis har man i USA värderat möjligheter till jakt genom att etablera andrahands marknader för jaktlicenser. I Sverige har denna ansats utvecklats av Peter Bohm som i ett antal experiment studerat dess möjlighet. Huvudproblemet här är att vissa individer kan ha incitament att överdriva sin värdering av en resurs om marknaden konstrueras på visst sätt och incitament att underdriva sin värdering i andra fall. Bohm har emellertid utvecklat metoder — intervallmetoden — för att undvika dessa problem. Allmänt synes metoden med konstruerade marknader kunna ge utomordentligt intressanta kvantitativa belysningar när det gäller värdering av miljö- och naturresurser. Det är dock knappast troligt att metoden kan spela någon väsentlig roll i samband med beräkning av monetära värden i samband med nationalräkenskaper då den är utomordentligt dyr. Det är svårt att tänka sig att värdet av de resultat i form av

bättre skattningar som följer av metodens användning skulle svara mot de extra kostnader som den kräver.

ii) Metoden med artificiella marknader avviker från metoden med konstruerade marknader i det att individerna ställs inför hypotetiska situationer i vilka de får avge sin värdering av en miljöresurs. I princip innebär metoden att individer tillfrågas om sin betalningsvilja för resurser på ett mer eller mindre sofistikerat sätt. Metoden kallas i allmänhet "contingent valuation" eller betingad värdering och beskrivs bl.a. i översikten av Johansson, 1990. Under senaste tio åren har metodens teoretiska och empiriska egenskaper utforskats grundligt och den har genomgått en närmast explosionsartad utveckling. I många rättsfall i USA har metoden utnyttjats för att fastlägga skadestånd för skador orsakade av missbruk av resurser. Exempelvis planerades ett flertal applikationer av metoden för att fastställa skadorna från Exon Valdez katastrofen i Alaska. Eftersom förlikning nu har uppnåtts är det ej känt huruvida faktiska studier genomförts.

Det grundläggande problemet med betingad värdering sammanhänger med den hypotetiska situation individerna befinner sig i. Metoden har emellertid kunnat valideras genom att jämföra resultat erhållna med betingad värdering med resultat erhållna på andra sätt. Exempelvis har Bishop och Heberlein i USA visat att i det ovan angivna exemplet med jaktlicenser, de två metoderna artificiella marknader och konstruerade marknader ger liknande resultat. I Sverige har Jan Bojö i licentiatavhandling visat att en betingad värdering av bevarandet av skogarna i Vålådalen ger i stort sett samma resultat som reskostnadsmetoden (se nedan).

Artificiella marknader har emellertid samma svaghet som konstruerade marknader — den är dyr. Det är därför knappast troligt den kan komma i fråga för en mer rutinmässig beräkning av resursers värde för nationalräkenskaper.

iii) Ofta (men inte alltid) kommer förändringar i tillgången på miljöresurser att påverka individers beteende och genom att statistiskt studera denna påverkan är det möjligt att skatta individernas värdering av dessa förändringar. Detta sker genom att hushållens beteende specificeras med en produktionsfunktion[9]. En sådan specifikation bygger på à priori antaganden om varors och resursers substituerbarhet eller komplementaritet. Exempelvis kan minskning av korrosionsskador till följd av minskade luftföroreningar antas vara ett substitut till ökade utgifter för korrosions skydd. Alltså kan betalningsviljan för minskade korrosions skador skattas som de utgifter för korrosions skydd man därigenom undviker.

Utrymmet medger inte en systematisk genomgång av ansatsen, men några några ytterligare exempel kan beskriva angreppssättet. Det första forskaren måste göra är att göra ett explicit antagande om substituerbarheten eller komplementaritet mellan en miljöresurs och varor som köps

[9] Se Mäler, 1991.

och säljs på marknader. Utifrån detta antagande kan sedan betalningsviljan för resursen skattas från information om priset på de varor som handlas på marknader. Det mest extrema antagandet är perfekt substituerbarhet, som i exemplet med korrosion ovan. Här kan värdet på resursen avläsas nästan direkt från priset på den handlade varan. Mindre extrema antaganden svarar mot svag substituerbarhet[10].

Ett allmänt använt antagande är svag komplementaritet. Detta antagande innebär att en konsument endast har en positiv betalningsvilja för en miljöresurs om någon handlad vara konsumeras i en positiv kvantitet. Exempelvis skulle, om detta antagande vore uppfyllt, en konsument ha en positiv betalningsvilja för en förbättrad vattenkvalitet i en viss sjö om och endast om han eller hon utnyttjar sjön på något sätt, t.ex. som fritidsfiskare. Varan fritidsfiske är en handlad vara (fiskelicens, fiskespö och annan utrustning, transporter är alla varor och tjänster som kan köpas på marknader). Man kan nu visa att genom att statistiskt skatta efterfrågan på den privata varan så kan även betalningsviljan för resurser skattas. Mest använd är metoden i samband med s.k. resekostnads studier, där efterfrågan för besök i ett visst område skattas genom studier av resekostnaderna till området. Människor som bor nära området har låga resekostnader medan människor som bor långt ifrån har höga resekostnader. För dem som bor tillräckligt långt bort kommer resekostnaderna att vara tillräckligt höga för att omöjliggöra besök. Dessa personer kommer alltså ej ha någon betalningsvilja för att förhindra en försämring av området. För människor med höga resekostnader men som ändock besöker området kommer resekostnaderna att eliminera en hög betalningsvilja medan människor med låga resekostnader kommer att ha en hög betalningsvilja. Genom att systematiskt studera besökande individers resekostnader kan man alltså skatta deras samlade betalningsvilja, om man är villig att göra ett antagande om svag komplementaritet (i frånvaro av detta antagande kommer även individer som aldrig besöker området ha en positiv betalningsvilja). Antagandet om svag komplementaritet kan emellertid utnyttjas i många andra sammanhang.

En användning av svag komplementaritets antagandet är den följande. Eftersom individers beteende förändras när tillgången av en miljöresurs förändras kan marknadspriser påverkas. Speciellt om en vara har ett fullständigt oelastiskt utbud borde man räkna med prisförändringar om efterfrågan på varan förändras. Land är en typisk sådan vara och man kan räkna med att exempelvis förbättrad luftkvalitet kapitaliseras i fastighetspriser. Genom att studera hur fastighetspriser förändras när miljön förändras är det alltså möjligt att empiriskt skatta de berörda individernas betalningsvilja för en miljöförbättring.

Det finns uppenbarligen många andra tillämpningar av produktionsfunktions ansatsen. En speciell sådan tillämpning berör värdering av hälsoeffekter. Vad vi önskar estimera i detta sammanhang är individers vilja

[10] Se Mäler, op. cit. för en definition.

att betala för en reduktion av risk att drabbas av försämrad hälsa och ev förtida död till följd av t.ex. en försämrad luftkvalitet.Givet antagande om svag komplementaritet kan man visa denna betalningsvilja är lika med förväntade besparingar i sjukvårdskostnader från förbättringen i luftkvaliteten, plus förväntade ökade arbetsintäkter plus förväntade ökade transfereringar från individen till resten av samhället plus ett icke negativt värde svarande mot "psykiska" kostnader (dvs. obehaget att leva med hög risk). De tre första komponenterna visar det s.k. human kapital värdet. Empirisk forskning har emellertid indikerat att den fjärde komponent kan vara nog så hög.

Till skillnad från de tidigare ansatserna är produktionsfunktions ansatsen tämligen billig att utnyttja. Tyvärr kan man dock inte värdera samtliga miljöresurser med hjälp av den då den endast i huvudsak kan utnyttjas för att uppskatta s.k. användarvärden, dvs. värden som på ett eller annat sätt är relaterade till handlade varor. Vi kan således inte använda metoden för att fånga människors betalningsvilja för att skydda ett visst ekologiskt system oberoende av deras användning av systemet.

Slutligen finns en möjlighet, vilken beskrivs ovan, att utifrån offentligt fattade beslut estimera en betalningsvilja för en resurs. Detta bygger på det kanske heroiska antagandet att det offentliga genom sina valda representanter perfekt reflekterar människornas preferenser. Åtminstone för den konventionella imputationen av värdet av den offentliga sektorn i national räkenskaperna återfinnes detta antagande. Man skulle kunna utöka domänen för denna imputation genom att se till det offentligas beslut rörande miljöskydd. Har exempelvis statsmakterna bestämt att utsläppen av svavel skall reduceras med x ton per år fram till 1995 så kan detta tolkas som att det samhällsekonomiska värdet, dvs. människors betalningsvilja för denna reduktion, måste minst uppgå till kostnaden för att genomföra den. Om beslutet är optimalt, så måste på marginalen gränskostnaden för ytterligare reduktion överensstämma med samhällets betalningsvilja för denna. Vi kan alltså från fattade beslut imputera värden som bygger på kostnaderna för att impletera besluten. Det är viktigt att notera att denna ansats bygger på helt samma teorifundament som de tidigare men med det ytterligare antagandet att de valda ombuden för det svenska folken på ett rättvisande sätt representerar folket preferenser rörande miljöresurser.

Än enklare blir denna ansats att tillämpa om det offentliga utnyttar antingen utsläppsavgifter eller överförbara utsläppstillstånd. Exempelvis kommer utsläppsavgifterna att kunna tolkas som samhället marginella betalningsvilja för att reducera utsläppen och de priser som marknaden bestämmer för de överförbara utsläppstillstånden kan på motsvarande sätt tolkas som samhällets marginella betalningsvilja.

Förutsättningen för denna ansats är uppenbarligen, förutom antagandet om ett rättvisande representationssystem, att det finns klart definierade politiska mål vad gäller miljöresurser. I Sverige saknas sådana, medan i andra länder (främst USA) har man sedan länge miljö kvalitets normer. Om ett sådant system av normer etablerades i Sverige skulle relativt enkelt skattningar av de viktigaste miljöresurserna kunna genomföras.

Slutligen bör det poängteras att för de föroreningar för vilka det finns väldefinierade kritiska belastningsgränser kan följande tankegångar utnyttjas. Givet existensen av kritiska belastningsgränser kommer det vara önskvärt att samhället på lång sikt söker sig mot ett tillstånd där dessa belastningsgränser inte överskrides.[11] På lång sikt måste alltså samhällets (dvs. individernas sammanlagda) betalningsvilja för miljöförbättring överstiga kostnaderna att nå de kritiska belastningsgränserna. På lång sikt kan vi alltså få en värdering av reduktioner i svavel- och kväve utsläpp genom att studera kostnaderna att nå ner till de kritiska belastningsgränserna.

[11] Se Mäler och Musu, 1991.

Referenser

Dasgupta, P. och K.-G. Mäler 1990, *Environment and Emerging Development Issues*, WIDER och Världsbanken.

Harcourt, J. M. 1990, Natural Resources, National Accounting and Economic Depreciation Discussion Paper 771, Queen's University, Kingston, Ontario

Johansson, P.-O. 1990, Valuing Environmental Damage, *Oxford Review of Economic Policy*, Vol. 6 No. 1

Mäler, K.-G. 1990, National Accounts and Environmental Resources, mimeo Stockholm School of Economics

Mäler, K.-G. 1991, Measuring environmental damage – the production function approach, Mimeo, Stockholm School of Economics

Mäler, K.-G. och Musu, I. 1991, Critical loads and international cooperation, mimeo, Stockholm School of Economics

Peskin, H., 1989, Accounting for Natural Resource Depletion and Degradation in Developing Countries, Environment Department Working Paper No 13, The World Bank

Repetto, R. W. Magrath, M. Wells, C. Beer och F. Rossini, 1989, *Wasting Assets and Natural Resources in the National Income Accounts*, World Resources Institute

Solow, R. 1986, On the Intertemporal Allocation of Natural Resources, *Scandinavian Journal of Economics*

Weale, M. 1990, Environmental Statistics and the National Accounts, WIDER

Weitzman, M. 1976, On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy, *Quarterly Journal of Economics* 90

Statens offentliga utredningar 1991

Kronologisk förteckning

1. Flykting- och immigrationspolitiken. A.
2. Finansiell tillsyn. Fi.
3. Statens roll vid främjande av export. UD.
4. Miljölagstiftningen i framtiden. M.
5. Miljölagstiftningen i framtiden. Bilagedel. Sekretariatets kartläggning och analys. M.
6. Utvärdering av SBU. Statens Beredning för Utvärdering av medicinsk metodik. S.
7. Sportslig och ekonomisk utveckling inom trav- och galoppsporten. Fi.
8. Beskattning av kraftföretag. Fi
9. Lokala sjukförsäkringsregister. S.
10. Affärstiderna. C.
11. Affärstiderna. Bilagedel. C.
12. Ungdomarna och makten. C.
13. Spelreglerna på arbetsmarknaden. A.
14. Den regionala bil- och körkortsadministrationen. K.
15. Informationens roll som handlingsunderlag - styrning och ekonomi. S.
16. Gemensamma regler - lagstiftning, klassifikationer och informationsteknologi. S.
17. Forskning och utveckling - epidemiologi, kvalitetssäkring och Spris utvecklingsprojekt. S.
18. Informationsstruktur för hälso- och sjukvården - en utvecklingsprocess. S.
19. Storstadens trafiksystem. Överenskommelser om trafik och miljö i Stockholms- Göteborgs- och Malmöregionerna. K.
20. Kapitalkostnader inom försvaret. Nya former för finansiell styrning. Fö.
21. Personregistrering inom arbetslivs-, forsknings- och massmedieområdena, m.m. Ju.
22. Översyn av lagstiftningen om träfiberråvara. I.
23. Ett nytt BFR - Byggforskningen på 90-talet. Bo.
24. Visst går det an! Del 1, 2 och 3. C.
25. Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöken med en friare nämndorganisation. C.
26. Kommunala entreprenader. Vad är möjligt? En analys av rättsläget och det statliga regelverkets roll. C.
27. Kapitalavkastningen i bytesbalansen. Tre expertrapporter. Fi.
28. Konkurrensen i Sverige - en kartläggning av konkurrensförhållandena i 61 branscher. Del 1 och 2. C.
29. Periodiska hälsoundersökningar i vissa statliga, kommunala och landstingskommunala anställningar. C.
30. Särskolan -en primärkommunal skola. U.
31. Statens arkivdepåer. En utvecklingsplan till år 2000. U.
32. Naturvårdsverkets uppgifter och organisation. M.
33. Branden på Sally Albatross. Den 9-12 januari 1990. Fö.
34. HIV-smittade - ersättning för ideell skada. Ju.
35. Några frågor i anslutning till en arbetsgivarperiod inom sjukpenningförsäkringen. S.
36. Ny kunskap och förnyelse. C.
37. Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. Fi.
38. Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. Bilagedel. Fi.

Statens offentliga utredningar 1991

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

Personregistrering inom arbetslivs-, forsknings- och massmedieområdena, m.m. [21]
HIV-smittade - ersättning för ideell skada. [34]

Utrikesdepartementet

Statens roll vid främjande av export. [3]

Försvarsdepartementet

Kapitalkostnader inom försvaret. Nya former för finansiell styrning. [20]
Branden på Sally Albatross. Den 9-12 januari 1990. [33]

Socialdepartementet

Utvärdering av SBU. Statens Beredning för Ut-värdering av medicinsk metodik. [6]
Lokala sjukförsäkringsregister [9]
Informationens roll som handlingsunderlag - styrning och ekonomi. [15].
Gemensamma regler - lagstiftning, klassifikationer och informationsteknologi. [16].
Forskning och utveckling - epidemiologi, kvalitetssäkring och Spris utvecklingsprojekt. [17].
Informationsstruktur för hälso- och sjukvården - en utvecklingsprocess. [18].
Några frågor i anslutning till en arbetsgivarperiod inom sjukpenningförsäkringen. [35]

Kommunikationsdepartementet

Den regionala bil- och körkortsadministrationen. [14]
Storstadens trafiksystem. Överenskommelser om trafik och miljö i Stockholms- Göteborgs- och Malmöregionerna. [19]

Finansdepartementet

Finansiell tillsyn. [2]
Sportslig och ekonomisk utveckling inom trav- och galoppsporten. [7]
Beskattning av kraftföretag. [8]
Kapitalavkastningen i bytesbalansen.
Tre expertrapporter. [27]
Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. [37]
Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. Bilagedel. [38]

Utbildningsdepartementet

Särskolan -en primärkommunal skola. [30]
Statens arkivdepåer. En utvecklingsplan till år 2000. [31]

Arbetsmarknadsdepartementet

Flykting- och immigrationspolitiken. [1]
Spelreglerna på arbetsmarknaden. [13]

Bostadsdepartemntet

Ett nytt BFR - Byggforskningen på 90-talet. [23]

Industridepartementet

Översyn av lagstiftningen om träfiberråvara. [22]

Civildepartementet

Affärstiderna. [10]
Affärstiderna. Bilagedel. [11]
Ungdomarna och makten.[12]
Visst går det an! Del 1, 2 och 3. [24]
Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöken med en friare nämndorganisation. [25]
Kommunala entreprenader. Vad är möjligt? En analys av rättsläget och det statliga regelverkets roll. [26]
Konkurrensen i Sverige - en kartläggning av konkurrensförhållandena i 61 branscher. Del 1 och 2. [28]
Periodiska hälsoundersökningar i vissa statliga, kommunala och landstingskommunala anställningar. [29]
Ny kunskap och förnyelse. [36]

Miljödepartementet

Miljölagstiftningen i framtiden. [4]
Miljölagstiftningen i framtiden. Bilagedel.
Sekretariatets kartläggning och analys. [5]
Naturvårdsverkets uppgifter och organisation. [32]

KUNGL. BIBL.
1991-07-17
STOCKHOLM