

Synergier i miljömålsarbetet

– hur göra konsekvensanalyser
om åtgärderna påverkar flera mål?



- Det är viktigt att använda kalkylvärden för samtliga betydande miljöeffekter av en åtgärd
- Kalkylvärden bör behandlas enhetligt över åtgärder och sektorer
- Det behövs ytterligare studier om både effekter och värden för att kunna välja samhällsekonomiskt effektiva åtgärder

Synergier i miljömålsarbetet

– hur göra konsekvensanalyser om åtgärderna påverkar flera mål?

Författare
Fredrik Holstein

Synergies in environmental work

– how to make cost analyses when the measures have effects on multiple goals?

This report analyzes the importance of taking all effects and environmental goals into account in cost-efficiency analyses. Measures do often have effects on multiple goals, and if this is not taken into account, cost-efficiency analyses separate for each environmental goal will possibly recommend a combination of measures that do not minimize total cost. Which cost estimates to impute depends on the choice situation: whether to attain established goals or to maximize social efficiency. In the first case, it is necessary that the environmental goals are quantified and accurately considered in order to settle the optimal set of measures.

Author:
Fredrik Holstein

Sammanfattning

Denna rapport analyserar hur konsekvensanalyser bör göras när enskilda, konkreta åtgärder har effekter på flera miljömål samtidigt. Teoretiskt och med hjälp av ett exempel visar rapporten att värdet av åtgärdernas samtliga effekter så långt möjligt bör beaktas i samhällsekonomiska kalkyler.

Värdet av åtgärdernas effekter på respektive miljömål beror på beslutssituationen. I en situation med redan beslutade och kvantifierade miljömål så handlar beslutssituationen om vilka åtgärder som bör användas, och inte om hur stora utsläpp eller annan miljöpåverkan det skall bli. Om man i den beslutssituationen avstår från att använda en viss åtgärd så måste i stället andra åtgärder användas för att uppnå målet. Detta innebär att värdet av en åtgärds miljöpåverkan bör beräknas utifrån den kostnadsbesparing som kan göras genom att andra åtgärder kan undvikas.

I rapporten visas på vikten av att beakta samtliga miljömål och åtgärder när man beräknar den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder. En övergripande analys och beräkning av en kostnadseffektiv kombination av åtgärder för att uppnå flera miljömål kräver både att miljömålen är kvantifierade och kunskap om de aktuella åtgärdernas fullständiga effektprofil. För närvarande är kunskapen om olika åtgärders effektprofil mycket begränsad. En slutsats i rapporten är att sådan kunskap är viktig.

I rapporten pekas också på problem med att använda miljömålen som underlag för att beräkna värdet av enskilda åtgärders miljöeffekter. En sådan tolkning av miljömålen innebär i praktiken att utsläppsminskningar upp till målsättningen har ett oändligt högt värde samtidigt som utsläppsminskningar över den nivån helt saknar värde. Resultatet av en övergripande kostnadsminimering kan också användas för att visa på de implicita värderingar som miljömålen innebär, vilket i sin tur kan ligga till grund för att ompröva eller klargöra miljömålet. Rapporten pekar också på att det i praktiken ofta är orimligt att göra de ”ideala” övergripande kostnadsminimeringarna, och att det då kan finnas utrymme för miljövärden härledda från exempelvis betalningsvillighetsstudier.

Innehåll

Förord	5
1 Inledning	7
2 Bakgrund	12
2.1 Metodproblemet – hur väga ihop flera miljöeffekter som inte prissatts?.....	12
2.2 Miljöeffekter och möjliga åtgärder.....	15
2.2.1 Miljöproblem – med fokus på jordbrukets vattenförorening.....	15
2.2.2 Åtgärder inom jordbruk och andra sektorer	16
2.3 Vad är målet ur ett samhällsekonomiskt perspektiv?	19
2.3.1 Samhällsekonomiska utgångspunkter	20
2.3.2 Kostnads- och nyttoanalys för att maximera den samlade nyttan	21
2.3.3 Kostnadseffektivitetsanalys – minimera kostnader för att nå mål.....	21
2.3.4 Andra saker kan också vara viktiga eller viktigare.....	22
2.4 Vad är målet ur ett politiskt perspektiv?.....	23
3 Värdet av åtgärder – värdeteori och att mäta värden	24
3.1 Hur vet man vad en åtgärd är värd?.....	24
3.2 Värde ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.....	27
3.2.1 Människors värderingar avgör.....	27
3.2.2 Samhällsekonomiska värden kan uttryckas som betalningsvilja.....	29
3.3 Värde från kostnadssidan.....	38
3.3.1 Värdet från kostnadssidan när det finns en målsättning	39
3.3.2 Mätning av kostnadsbesparingar i praktiken	42
3.3.3 Ofullständig uppskattning av kostnaden för en ny åtgärd	43
3.3.4 Ofullständig uppskattning av kostnaden för andra åtgärder.....	46
3.3.5 Hur påverkar ovärderade bieffekter bedömningen av en åtgärd?.....	47
3.3.6 Vilka värden för bieffekter bör användas?	48

3.3.7	Är målsättningen verkligen given?.....	49
3.3.8	Vad blir värdet från kostnadssidan när målsättning saknas?.....	51
3.4	Värdet från nytto- eller kostnadssidan.....	55
3.4.1	Beslutssituationen har betydelse.....	55
3.4.2	Sammanfattning av olika värderingsansatser	58
3.5	Metoder för att mäta värden	60
4	Data för bedömning av åtgärder inom jordbruket	61
4.1	Värdet av miljöförbättringar eller miljötillstånd	64
4.2	Värdeestimat.....	67
4.3	Slutsatser.....	70
5	Analys och resultat, metodbeskrivning och exemplet Norra Östersjön	71
5.1	Analysmetoder.....	71
5.2	Förutsättningar.....	73
5.2.1	Spridning i kostnader och effekter – att hantera osäkerheten.....	74
5.3	De viktigaste resultaten av kalkylerna.....	77
5.3.1	Endimensionellt mål, bieffekter ovärderade.....	77
5.3.2	Endimensionellt mål, bieffekter värderade.....	78
5.3.3	Endimensionella mål, fördelning av kostnaderna	79
5.3.4	Flerdimensionella mål, kostnadsminimering.....	80
6	Slutsatser och diskussion	83
7	Hur gör man? Några viktiga punkter	89
7.1	Övergripande analys när miljömål finns	89
7.1.1	Viktiga steg i den övergripande analysen.....	90
7.1.2	Bör kvantitativa mål eller priser användas?	92
7.1.3	Vilka priser bör användas?	93
7.1.4	Påverkar avgränsningarna resultatet av analysen?	93
7.2	Samhällsekonomisk kalkyl för enskild åtgärd.....	94

7.2.1	Syften och ansatser	94
7.2.2	Viktiga steg i analysen av en enskild åtgärd.....	95
8	Bilaga 1: Kalkyler för exemplet Norra Östersjöns avrinningsområde	97
8.1	Endimensionellt mål, bieffekter ovärderade.....	97
8.1.1	Fosforreduktion	97
8.1.2	Kvävereduktion	98
8.1.3	Att uppfylla både fosfor- och kvävemål	99
8.1.4	Sammanställning, endimensionella mål	105
8.2	Endimensionellt mål: hela åtgärdskostnaden, bieffekter värderade	107
8.2.1	Fosforreduktion	107
8.2.2	Kvävereduktion	109
8.3	Endimensionellt mål: fördelad åtgärdskostnad, bieffekter ovärderade	112
8.3.1	Fosforreduktion	113
8.3.2	Kvävereduktion	115
8.3.3	Kväve- och fosforreduktion samtidigt.....	116
8.4	Flerdimensionella mål, kostnadsminimering.....	118
8.4.1	De högre målsättningarna.....	118
8.4.2	De lägre målsättningarna.....	119
8.5	Simultan kostnadsminimering med pris på växthusgasutsläpp	121
9	Bilaga 2: Exemplet Övre Norrland, med mer finfördelade kostnader	122
9.1	Endimensionellt mål, åtgärdskostnader, bieffekter ovärderade.....	122
9.1.1	Fosforreduktion	122
9.1.2	Kvävereduktion	124
9.1.3	Att uppfylla både fosfor- och kvävemål	126
9.1.4	Sammanställning, endimensionella mål	127
9.2	Flerdimensionella mål, kostnadsminimering.....	128

Förord

Konsekvensanalyser kan vara ett kraftfullt verktyg i arbetet att öka välfärden i samhället. Det gäller inte minst i myndigheternas verksamhet att nå miljömålen. För att konsekvensanalysernas potential ska utnyttjas fullt ut krävs dock att de genomförs så att lösningarna totalt sett blir så bra som möjligt. Detta projekt har beskrivit riskerna av att inte beakta alla berörda miljömål samtidigt då man väljer åtgärder, men framför allt hur konsekvensanalyser kan genomföras så att alla slags (miljö-)effekter och kostnader kan vägas samman för att finna den effektivaste uppsättningen åtgärder. Förhoppningsvis kan denna rapport bidra till att vår miljö blir bättre till så låga kostnader som möjligt.

Ambitionen har varit att skriva så att problemen och metoden kan förstås även av dem som inte har förkunskaper i nationalekonomi. Rapporten redogör för farorna med för snäva analyser, vilka svårigheter som kan uppstå, och enkla tips hur man praktiskt bör genomföra konsekvensanalyser då de konkreta åtgärderna påverkar mer än ett miljömål samtidigt. Metoden har belysts med exempel från åtgärder mot vattenförorening, men resonemangen är tillämpliga för alla miljömålen.

Projektet är finansierat av Miljömålsrådet och av Jordbruksverket.

Författaren Fredrik Holstein har gjort huvuddelen av insamling av faktaunderlag, analys och skrivarbete. Initiativtagare till projektet var Bo Norell, Jordbruksverket, som också medverkat med synpunkter under arbetet. Knut Per Hasund, Jordbruksverket, är projektansvarig och har medverkat med synpunkter, texter och redigering.

Jönköping den 25 mars 2011

Knut Per Hasund

1 Inledning

Sverige har 16 miljömål. För att dessa skall kunna uppfyllas måste en rad åtgärder inom olika sektorer vidtas. Vissa åtgärder är relativt enkla och billiga medan andra är dyrare. Samhällsekonomisk kostnadseffektivitet innebär att man använder den kombination av åtgärder som når de fastställda målen till lägsta möjliga sammanlagda kostnad. Samhällsekonomisk effektivitet innebär – till skillnad från kostnadseffektivitet – att den kombination av åtgärder används som ger största möjliga samhällsnytta. (Det medför att enbart åtgärder vars samhällsnytta är större än åtgärdens samhällsekonomiska kostnad ska genomföras, eller med andra ord: man ska öka mängden åtgärder med början från den billigaste till dess att samhällets marginalnytta är lika med marginalkostnaden.) Samhällsekonomisk effektivitet är en viktig målsättning inom miljöpolitiken, som framhållits i bland annat Miljömålspropositionen¹. För att bedöma om en viss given åtgärd bör användas krävs kunskap om alla alternativa åtgärders positiva effekter och kostnader.

Samhällsekonomiska konsekvensanalyser är ett sätt att i förväg bedöma vilka åtgärder eller kombinationer av åtgärder som är bäst. Bristande kunskap, såväl om kostnader som om effekter, medför att det i praktiken är svårt att genomföra helt rättvisande konsekvensanalyser. Till dessa grundläggande problem kommer det faktum att många åtgärder har effekter som påverkar flera av miljömålen samtidigt. Det innebär att kostnaden för en sådan åtgärd skall ”fördelas på” dess effekter på respektive mål. Hur skall man göra detta rent praktiskt? Syftet med denna rapport är att visa på vikten av att beakta påverkan på berörda miljömål tillsammans när man utvärderar åtgärder. Det är inte ovanligt att de tänkbara åtgärderna utvärderas utifrån enbart ett miljömål åt gången. Då finns det en risk för felbedömning av varje åtgärds sammantagna nytta, dvs. alla positiva effekter och kostnader av respektive åtgärd. Därmed uppstår också risken att man väljer en onödigt dyr kombination av åtgärder.

Problemet med att utvärdera åtgärder som har flera effekter gäller på samhällsnivå, men också på exempelvis företagsnivå. Det principiella problemet är detsamma, så låt oss börja med ett förenklat exempel som illustrerar problemet.

Ett fiktivt exempel

(Notera att siffror valts för att beräkningarna skall vara enkla och illustrativa och inte speglar åtgärdernas verkliga effekter och kostnader.)

Bonden Persson skall minska sina fosforutsläpp med 100 kg. Han har fått hjälp av en konsult som har jämfört alternativen våtmark och Leca-kulor. Varje hektar våtmark kostar tio tusen kronor och reducerar fosforutsläppen med 8 kg. Att ha 12,5 hektar våtmark skulle kosta 125 000 kronor och reducera fosforutsläppen med de önskade 100 kg (förutsättningarna redovisas samlat i Tabell 1). Varje meter Leca-kulor skulle kosta 100 kronor och minska fosforutsläppen med 0,1 kg. Med 1000 meter skulle utsläppen

¹ Miljömålspropositionen, prop 2009/10:155

minska med 100 kg fosfor (P) till kostnaden 100 000 kronor. Person tackar konsulten och är glad åt förslaget med Leca-kulor som var 25 000 kronor billigare än den våtmark som han från början hade tänkt sig.

Så får Persson reda på att han också måste minska sina kväveutsläpp, med 300 kg. En ny konsult jämför våtmarker och skydds-zoner. Våtmarken reducerar 8 kg kväve (N) och kostar tio tusen kronor per hektar, som ovan; se Tabell 1. Med 37,5 hektar och total-kostnaden 375 000 kronor skulle målet nås. Den nya konsulten visar dock att skydds-zoner reducerar 10 kg kväve per hektar, och att varje hektar kostar 10 000 kronor. Minskningen kan alltså nås med 30 hektar till kostnaden 300 000 kronor. Person är nöjd, konsult nummer två har hittat en lösning som är 75 000 kronor billigare än den först påtänkta. Persson har två miljömål att uppfylla, och det kan göras till en total kostnad av 400 000 kronor (se åtgärds-kombination I i Tabell 2 nedan).

Tabell 1. Förutsättningar för ett hypotetiskt exempel. Två åtgärder är tillgängliga för fosfor-reduktion och två för kvävereduktion. En av de tre åtgärderna reducerar både kväve och fosfor.

Metod	Kvävereduktion, per enhet, kg	Fosforreduktion per enhet, kg	Kostnad per enhet, kronor
Våtmark	8	8	10 000
Skydds-zon	10	0	10 000
Leca-kulor	0	0,1	100

Men innan någon av åtgärderna är påbörjade hinner Persson tänka efter. Våtmarken skulle ju kunna hjälpa honom med både fosfor- och kvävereduktion! Att anlägga 37,5 hektar våtmark skulle kosta 375 000 kronor och reducera 300 kg kväve och mer än 100 kg fosfor (se åtgärds-kombination II i Tabell 2 nedan). Än mer nöjd än tidigare inser Persson detta är ännu bättre än de två lösningarna med Leca och skydds-zon, som tillsammans kostade 400 000 kronor.

Det Persson hade insett var faran av att fokusera på ett mål åt gången när det finns åtgärder som kan bidra till att uppfylla flera mål samtidigt. Våtmarken framstod som dyr när man studerade ett mål åt gången, som de båda konsulterna gjorde. Om man tar hänsyn till att våtmarken bidrar till att uppfylla de båda målen samtidigt så framgår det emellertid att en sådan åtgärd är billigare än det först kan förefalla. Men, det visar sig att det finns ännu billigare sätt att uppnå Perssons båda mål. Våtmarken är bara billig så länge den bidrar till att uppfylla båda målen. Man kan notera att fosformålet är uppfyllt redan efter 12,5 hektar våtmark. Kostnaden för mer våtmark än så motiveras bara av kvävereduktion, och skydds-zoner är ju billigare för att åstadkomma just det. Persson skulle därför kunna uppnå sina mål med 12,5 hektar våtmark (som reducerar 100 kg av vardera P och N till en kostnad av 125 000) i kombination med 20 hektar skydds-zon (som reducerar 200 kg N till en kostnad av 200 000). Målen kan alltså nås för 325 000 kr (se åtgärds-kombination III i Tabell 2 nedan. Det är den mest kostnadseffektiva lösningen.

Tabell 2. Tre möjliga kombinationer av åtgärder som uppnår båda målsättningarna.

Åtgärdskombination ↓	Enheter	Kostnad	Enheter	Kostnad	Enheter	Kostnad	N-red.	P-red.	Kostnad
I Konsulternas			30	300 000	1000	100 000	300	100	400 000
II Perssons	37,5	375 000					300	300	375 000
III Billigaste	12,5	125 000	20	200 000			300	100	325 000

Exemplet i Tabell 2 visar att det är viktigt att beakta alla mål samtidigt. De åtgärder som framstår som billigast när enstaka mål analyseras behöver inte vara billigast när flera mål skall uppfyllas. Exemplet visar också att åtgärder med flera effekter kan sänka kostnaderna men att fördelen endast finns så länge alla effekter har ett värde.

Vi kan dra en rad slutsatser från exemplet, även om det är kraftigt förenklat. Det är viktigt att beakta att vissa åtgärder kan ha flera effekter, som tidigare nämnts. Om man bortser från det så kan en åtgärd framstå som onödigt dyr. (Det var det som konsulterna i exemplet gjorde.) Bedömd utifrån enskilda mål så framstod våtmarken i exemplet som en allt för dyr åtgärd, medan skyddszon och Leca-kulor föreföll som billigare åtgärder för att nå respektive mål.

Exemplet visar vidare att åtgärder med flera positiva effekter kan vara konkurrenskraftiga just av den anledningen (som exemplets våtmark). Men, detta gäller bara så länge effekterna verkligen är önskvärda. I exemplet var målet att reducera fosfor med 100 kg. När detta mål är uppfyllt, med hjälp av 12,5 ha våtmark finns det billigare sätt att minska kväveutsläppen till önskad nivå. För all våtmark över 12,5 ha skall hela våtmarkskostnaden hänföras till kvävemålet. Och det målet kan nås billigare genom att resterande kvävereduktion görs med skyddszoner, som åtgärdskombination III i Tabell 2 ovan visar.

I exemplet hittades den billigaste lösningen genom att söka den kombination av åtgärder som minimerar den totala kostnaden och samtidigt uppfyller båda målen. Finns det andra metoder för att hantera problemet med att en åtgärd har flera effekter? Ja, om det fanns ett värde, uttryckt som ett pris, på varje slags miljöförbättring. Ett pris per kilogram minskade kväveutsläpp skulle kunna ha använts av konsulterna för att beräkna vilken åtgärdskombination som ger lägst kostnader för att minska fosforutsläppen. Frågan blir då naturligtvis vilka priser som skall sättas på olika slags utsläppsminskningar.

Exemplet väcker fler frågor. Vi konstaterade bland annat att våtmarken inte var konkurrenskraftig när fosformålet var uppfyllt. Denna slutsats bygger på antagandet att det inte är värt någonting (eller väldigt lite) att minska fosforutsläppen utöver målet. En miljöpolitisk ansats med mål som *skall* uppfyllas implicerar i princip ett oändligt högt värde

för utsläppsminskningar tills målet är uppfyllt. Samtidigt saknar utsläppsminskningar utöver målet värde. Det kan naturligtvis ifrågasättas om detta är avsikten med en sådan miljöpolitik.

Syftet med denna rapport är att utreda och belysa hur samhällsekonomiska analyser av konkreta miljöåtgärder kan göras på ett bättre sätt. I verkligheten blir sådana analyser knappast någonsin fullständigt perfekta, bland annat till följd av kunskapsbrist och begränsade resurser för utredning. Fokus här ligger dock på att analysera det särskilda problem som uppstår när åtgärder har flera effekter, att visa på möjliga sätt att hantera detta problem, samt att föreslå hur man bör gå tillväga. Ett tillvägagångssätt är att hitta mått på värdet av miljöförändringarna så att flera miljöförändringar kan jämföras med varandra och med åtgärdskostnaden i samma kalkyl.

Åtgärder som syftar till att bidra till att uppfylla ett visst miljömål kan alltså också ha andra effekter. Det gäller såväl inom jordbruket som inom andra sektorer. I exemplet ovan bidrog en viss åtgärd till två miljömål; det finns *synergieffekter*. Men det förekommer också att en åtgärd har effekter som motverkar ett annat miljömål. Fler betande kor kan t.ex. vara positivt för att bevara den biologiska mångfalden, men samtidigt vara negativt för klimatmålet. Det finns då en *konflikt* mellan målen. I en samhällsekonomisk kalkyl skulle, i princip, synergier kunna hanteras genom att värdet av en positiv miljöpåverkan hanteras som en *intäkt* medan värdet av negativ miljöpåverkan behandlas som en *kostnad*. För att detta skall vara möjligt i praktiken krävs dock att värdet av varje miljöförändring kan uttryckas i priser. Sådana priser saknas dock ofta i praktiken. När så är fallet analyseras ofta åtgärder i praktiken som om de endast påverkade en miljöeffekt. Detta kan medföra att rangordningen (och omfattningen) av åtgärder blir en annan än den samhällsekonomiskt optimala.

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv kan konsekvensanalyser genomföras med syftet att:

- hitta den kombination av åtgärder som leder till att miljömålen kan uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnader, eller
- hitta den kombination av åtgärder som leder till en samhällsekonomiskt optimal resursanvändning.

I det första fallet är utgångspunkten att miljömålen är fastlagda och att en eventuell avvägning mot kostnader redan har gjorts när man satte målnivån (eller så anser man att det inte behöver göras). Målsättningen blir då att nå målen till lägsta möjliga kostnader. I det andra fallet skall kostnaderna för åtgärder vägas mot nyttan av förbättrad miljö. I detta senare fall måste det göras en bedömning av hur värdefulla miljöförbättringar är jämfört med vad det kostar att uppnå dem. Utgångspunkten i denna rapport är i huvudsak att miljömålen är fastslagna och att den samhällsekonomiska analysen syftar till att visa hur de kan uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnader. Det skall dock visa sig att denna utgångspunkt inte är oproblematiske. En implikation är att åtgärder utöver målen helt saknar värde, som framgick av det inledande exemplet. Bland annat detta gör att det finns skäl till en viss försiktighet och att ibland ifrågasätta målsättningarna utifrån ett samhällsekonomiskt effektivitetsperspektiv.

Syftet med denna rapport är att analysera och diskutera hur samhällsekonomiska bedömningar av miljöåtgärder bör genomföras när åtgärder bidrar till flera miljömål. Utgångspunkterna är att det finns miljömål som skall uppfyllas och att bedömningen av åtgärder görs utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Rapporten syftar alltså till att förbättra kunskapen om hur kostnadseffektivitet i praktiken kan beräknas på ett mer ändamålsenligt sätt när åtgärder har flera slags miljöeffekter. Ett delsyfte till det är att visa på hur alternativa åtgärders rangordning och önskvärdhet kan påverkas genom att mer fullständigt beakta påverkan på andra berörda miljömål samtidigt. Därutöver syftar rapporten till att visa på kunskapsluckor och behov av fortsatta studier för att ytterligare förbättra framtida konsekvensanalyser.

En central slutsats i denna rapport är att det är viktigt med ett helhetsperspektiv och att så många åtgärder som möjligt analyseras samtidigt. Trots detta diskuteras i huvudsak endast åtgärder inom jordbruket. Vidare är det, som framhålls i rapporten, viktigt att så många miljömål som möjligt beaktas samtidigt. Exempelen i rapporten är dock begränsade till att i huvudsak beakta växtnäringsläckage. Dessa avgränsningar har gjorts av praktiska skäl och påverkar inte syftet att illustrera vikten av att beakta flera effekter och flera åtgärder samtidigt. Avgränsningen kan dock ses som ett uttryck för att det i praktiken är svårt att leva upp till idealiserade rekommendationer om hur konsekvensanalyser bör genomföras.

De teoretiska analyserna och resonemangen stöds av exempel på åtgärder mot växtnäringsläckage inom jordbruket. Någon fullständig kartläggning av olika åtgärders samlade effektprofiler och kostnader görs dock inte. Istället kompletteras de teoretiska resonemangen med ett beräkningsexempel utifrån Åtgärdsprogrammet för Norra Östersjön.

De åtgärder som analyseras kan karakteriseras som konkreta ”fysiska” åtgärder. Någon analys av exempelvis politiska styrmedel görs alltså inte.

2 Bakgrund

I inledningen presenterades ett förenklat exempel som visade på problemet med att utvärdera åtgärder som samtidigt påverkar flera miljömål. I exemplet beskrevs en beslutssituation för en enskild lantbrukare. Men det principiella problemet finns också på samhällsnivå. Eftersom uppfyllandet av miljömål nästan alltid kräver någon form av politisk styrning så krävs det politiska beslut om i vilken omfattning styrmedel ska riktas mot olika typer av praktiska åtgärder. Som underlag för sådana beslut kan samhällsekonomiska kalkyler bidra med att peka på prioriteringar som skulle minska kostnaderna för att uppnå målen. I sådana analyser är det viktigt att även på samhällsnivå beakta att många åtgärder bidrar till och/eller motverkar uppfyllandet av flera mål samtidigt. En samhällsekonomisk bedömning som bortser från detta riskerar att leda till att för lite eller för svaga styrmedel riktas mot åtgärder som har flera positiva effekter. Om det är så att våtmarker har flera positiva effekter men man bortser från detta i analysen så framstår våtmarker som dyrare än vad de är. Med en rättvis kalkyl bör kostnaden för våtmarken inte enbart fördelas per kilo kväverening om den samtidigt bidrar till att uppfylla målen om minskade fosforutsläpp och en expansiv biologisk mångfald. Effekten av en missvisande kalkyl riskerar att ge för lite och/eller för svaga styrmedel och därmed för få våtmarker samt en onödigt hög kostnad för att nå sina miljömål. Omvänt så kan en åtgärd som, utöver en viss positiv miljöeffekt, också har en eller flera effekter som motverkar andra miljömål framstå som billigare än den i realiteten är. Om en våtmark bidrar till ökade lustgasutsläpp så innebär det att klimatmålet motverkas. Om man bortser från detta i analysen av våtmarken som en åtgärd mot växtnäringsläckage så framstår våtmarken som fördelaktigare än vad den egentligen är.

Ett syfte med denna rapport är alltså att utreda hur samhällsekonomiska analyser bör genomföras för att hantera och hitta de mest effektiva åtgärderna med flera effekter. Det kan vara åtgärder som har *synergieffekter* och/eller *motverkande effekter*. I detta kapitel ges en bakgrund till de särskilda metodproblem som finns när man utvärderar förslag till åtgärder med effekter på flera miljöproblem (avsnitt 2.1). Därefter i avsnitt 2.2 ges en översiktlig beskrivning av de miljöproblem och de åtgärder inom jordbrukssektorn som används. Se tillämpningsexemplen i rapporten. I avsnitt 2.3 ges en bakgrund till det samhällsekonomiska perspektivet på miljöproblem och åtgärder mot dessa. Det finns också en analys av miljöproblemen. Därefter i avsnitt 2.4 beskrivs översiktligt de politiskt uppsatta miljömålen.

2.1 Metodproblemet – hur väga ihop flera miljöeffekter som inte prissatts?

Inledningsvis presenterades ett enkelt exempel som visade på problemet med att analysera kostnader för åtgärder med flera miljöeffekter. En samhällsekonomisk analys syftar till att jämföra och väga en mängd olika effekter mot varandra. För ett flertal effekter finns det priser som kan användas som mått på intäkter eller kostnader. Notera att kostnaden för en våtmark redan är en sammanvägning av värdet och kostnaden av en rad effekter exempelvis markanvändning och skördebortfall, användning av maskiner,



Foto: Knut Per Hasund

Anlagda våtmarker kan ge många positiva effekter, men hur mycket av vardera biologisk mångfald, kräftfiske, kväve- eller fosforrening de ger beror bland annat på var i landskapet de placeras och hur de utformas.

bränsle och arbetskraft såväl vid anläggandet som vid skötseln. Dessa effekter kan sammanfattas som en kostnad genom att det finns priser som speglar kostnaden. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv kan problemet med synergieffekter och motverkande effekter beskrivas som ett problem med brist på priser. Om det saknas priser som gör att värdet av minskade fosforutsläpp och kostnaden för ökade lustgasutsläpp inte kan inkluderas i en kalkyl så kommer producenter och konsumenter att inte ta hänsyn till dessa kostnader. Det blir dessutom svårt att beakta dessa i en samhällsekonomisk analys. I detta avsnitt diskuteras grunder och antaganden bakom samhällsekonomiska analyser.

Många miljöproblem kan åtgärdas på mer än ett sätt. Exempelvis kan utsläpp minskas med olika metoder och vid olika källor. Metoder för att minska utsläpp kan vara olika former av ändrade produktionsmetoder, minskad produktion eller införande av kompletterande tekniska metoder för att minska utsläppen. Förbättring av miljötillståndet kan ibland också åstadkommas genom att miljöpåverkande ämnen tas bort eller neutraliseras på andra ställen än vid själva utsläppen. Så är fallet med våtmarker när det gäller rening av näringsämnen eller kalkning mot försurning. Alla åtgärder har för- och nackdelar med olika höga kostnader och olika stor effekt på det problem de är avsedda att lösa. För att avgöra vilka åtgärder som *bör* användas kan de bedömas genom att förväntade effekter beskrivs och värderas. En värdering och sammanvägning av effekterna kan exempelvis göras ur ett samhällsekonomiskt perspektiv med en kostnads- och nyttoanalys (CBA, cost-benefit analysis). Idén bakom en sådan är att alla handlingsalternativ och dess effekter beskrivs samt att nytta och kostnader vägs samman så att handlingsalternativen kan rangordnas.

Ett av problemen med ett sådant angreppssätt är att miljöeffekter är särskilt svåra att mäta och värdera i samhällsekonomiska termer. Därför blir de svåra att relatera till och jämföra med i förhållande till andra nyttor och kostnader. Ett sätt att hantera detta problem är att avstå från att tydligt värdera miljöeffekten och istället analysera hur ett visst miljömål kan nås till lägsta möjliga kostnad. Med en kostnadseffektivitetsanalys kan den kombination av åtgärder som leder till att miljömålet nås till lägsta möjliga kostnad pekas ut. Resultatet av en sådan analys kan dock bli missvisande om de analyserade åtgärderna samtidigt påverkar andra miljöproblem och om det saknas mått på värdet och kostnaden för denna påverkan. En åtgärd som förefaller ha en låg kostnad för att minska kvävetillförseln till Östersjön skulle samtidigt kunna medföra att utsläppen av växthusgaser ökar. Denna negativa effekt innebär att det finns en samhällsekonomisk kostnad som inte beaktats. Åtgärden är då i verkligheten dyrare än vad den förefaller vara vid en ofullständig analys. Därmed finns det en risk för att till synes dyrare åtgärder med negativ klimateffekt i själva verket har lägre kostnader.

En uppenbar lösning på ovanstående problem är att även ta hänsyn till värdet och kostnaden av påverkan på andra miljöeffekter. Om värdet och kostnaden av alla effekter analyseras så skulle en samhällsekonomisk analys (kostnadseffektivitets- eller intäktskostnadsanalys) resultera i en ”mer korrekt” bedömning av åtgärderna. Det finns naturligtvis även andra problem och invändningar beträffande samhällsekonomiska analyser. Någon ”objektivt korrekt” bedömning kan naturligtvis inte göras. Valet av värdeperspektiv är subjektivt.

Med en mer komplett kunskap om värdet på olika miljöeffekter skulle konsekvensanalyserna alltså potentiellt kunna förbättras. Det är emellertid en empirisk fråga hur mycket av resultaten av analyserna som skulle påverkas om mer kompletta uppgifter hade använts. Ett syfte med denna studie är därför att undersöka om de rekommendationer som rör vilka åtgärder som bör användas borde förändras. Om så inte är fallet kan det finnas argument för att genomföra något ofullständiga analyser till en kanske väsentligt lägre kostnad.

Svaret på ovanstående fråga beror såväl på relationen mellan olika effekter av en åtgärd som av hur stort värdet och kostnaden av effekterna är. En delfråga blir därför vilka värden som bör användas för olika effekter. En viktig aspekt för att besvara denna fråga är vilken beslutssituation det är. Det är exempelvis viktigt, som diskussionen i kapitel 3 visar, att skilja på en situation när ett miljö- eller utsläppsmål ska fastställas eller ifrågasättas och en situation när målsättningen är given och olika sätt att nå målet ska bedömas. Om ett visst värdeestimat bör användas beror bland annat på vilken beslutssituationen är men också på vilken potential värderingsmetoden har samt hur väl den i praktiken har genomförts. Även dessa frågor behandlas mer ingående i kapitel 3.

2.2 Miljöeffekter och möjliga åtgärder

Den centrala frågeställningen i denna rapport är generell vilket betyder att den behandlar konsekvensanalyser av miljöpåverkande åtgärder i allmänhet. Trots det så används åtgärder inom jordbruket särskilt med syfte att minska övergödning som tillämpnings-exempel. I föregående avsnitt 2.1 presenterades översiktligt de metodproblem som står i fokus i denna rapport. I detta avsnitt 2.2 ges en kortfattad presentation av de viktigaste av jordbrukets miljöeffekter.

I stort sett all mänsklig aktivitet påverkar omgivningen. Olika former av verksamhet har olika typer av påverkan och i olika omfattning. Olika former av påverkan kan i sin tur uppfattas som önskvärd eller inte önskvärd och det finns positiva och negativa miljöeffekter. Detta gäller inte minst jordbruket som är en verksamhet som påverkar miljön på ett flertal sätt, både negativt och positivt. Även om det är självklart så bör det här påpekas att en viktig effekt av jordbruk är livsmedelsprodukter. Fokus i detta avsnitt ligger dock på en beskrivning av jordbrukets viktigaste miljöeffekter. Detta innebär inte att miljöeffekterna i absoluta termer behöver vara viktigare än livsmedelsproduktionen. En underliggande utgångspunkt är dock att en avvägning mellan olika mål som exempelvis livsmedelsproduktion och miljöpåverkan alltid måste göras. När resurserna är begränsade och det finns en konflikt mellan olika mål kan det vara motiverat att göra avkall på uppfyllandet av ett visst mål om det leder till bättre måluppfyllelse av ett annat mål. Hur sådana avvägningar bör göras utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv beskrivs utförligare i avsnitt 2.3.1 sidan 17. Det är dock viktigt att notera att även om en mindre förändring kan motiveras så innebär det inte med nödvändighet att större förändringar i samma riktning måste vara önskvärda. Med en omfattande livsmedelsproduktion med negativ miljöpåverkan skulle det i ett visst läge vara önskvärt att minska livsmedelsproduktionen en aning till förmån för förbättrad miljö. Detta innebär dock inte att det behöver vara önskvärt att helt upphöra med livsmedelproduktionen även om det skulle ge ytterligare förbättring i miljön.

I avsnitt 2.2.1 nedan beskrivs kortfattat jordbrukets miljöpåverkan. Beskrivningen är inte fullständig utan syftar endast till att översiktligt introducera läsaren till de mest aktuella miljöproblemen. I avsnitt 2.2.2 beskrivs översiktligt några åtgärder som kan vidtas inom jordbrukssektorn för att komma tillrätta med ett eller flera av jordbrukets miljöproblem. Fokus ligger på åtgärder med påverkan på flera olika miljöproblem, eftersom det är bedömningen och utvärderingen av sådana åtgärder som står i centrum för denna rapport.

2.2.1 Miljöproblem – med fokus på jordbrukets vattenförorening

I fokus för analyserna i denna rapport står jordbrukets utsläpp av näringsämnen till vatten och de problem detta medför. Det handlar därmed om problem kopplade till kväve (N) och fosfor (P). Åtgärder för att minska de här problemen leder så gott som alltid till att påverkan på andra miljöproblem samtidigt minskar och/eller ökar. Eftersom fokus i denna studie är just synergier och konflikter då man söker uppfylla mer än ett miljömål omnämns därför även andra relevanta miljöproblem i detta avsnitt.

Bland den miljöpåverkan som jordbruket bidrar till kan nämnas kväveläckage (inklusive ammoniakavgång), fosforläckage, utsläpp av växthusgaser, utsläpp av ämnen som påverkar ozonlagret, pesticidutsläpp, påverkan på jordbrukslandskapets biologiska mångfald samt påverkan på kulturmiljö och landskapsbild. Någon närmare beskrivning av dessa problem görs inte här eftersom läsaren sannolikt är tillräckligt väl införstådd med huvuddragen i dessa problem. Syftet med rapporten är inte att ge någon detaljerad kunskap om problemen. Det är inte heller nödvändigt. Det viktiga här är insikten om att det finns flera miljöproblem. En åtgärd som man genomför kan bidra till att samtidigt motverka något eller några av dessa på samma gång som andra förbättras.

2.2.2 Åtgärder inom jordbruk och andra sektorer

I första hand beskrivs relevanta möjliga konkreta åtgärder inom jordbrukssektorn i denna rapport. Kostnadseffektivitet på samhällsnivå kräver att den kombination av åtgärder som når målet till lägst kostnad måste ta hänsyn till vad åtgärder inom andra sektorer kostar. Åtgärder med höga kostnader inom jordbruket är inte värda att genomföras så länge det finns åtgärder med lägre kostnader inom andra sektorer. Av denna anledning beskrivs även vissa åtgärder inom andra sektorer översiktligt.

Många åtgärder har föreslagits och analyserats tidigare. Syftet med detta projekt är att belysa synergier och konflikter mellan uppfyllandet av olika miljömål. Av särskilt intresse är därför att studera åtgärder med tydlig påverkan på mer än ett miljömål.

För utvärderingen av en enskild åtgärd så påverkas utfallet av en CBA av vilka ”priser” som används för respektive effekt och av om ”bieffekter” har stor eller liten omfattning. Eftersom fokus är på jordbruket så är det framförallt åtgärder inom jordbruk med påverkan på flera mål som bör analyseras.

Om ”priserna” och olika värden på en effekt härleds från en övergripande kostnadsminimering för att uppnå hela målsättningen eller alla målsättningar så kommer dessa värden att vara beroende av vilka synergier och konflikter som finns hos samtliga åtgärder. Det betyder att om det finns synergier hos en betydande mängd av åtgärderna så kommer marginalkostnaden för att uppnå respektive mål att vara lägre än vad den förefaller vara vid en övergripande kostnadsminimering.

Om *många åtgärder i andra sektorer har synergier* så kommer åtgärderna inom jordbruket att vara mindre lönsamma än vad de förefaller vara om man bortser från andra sektorer synergier.

Om *åtgärderna i jordbruket har många synergier* så kommer MC för respektive utsläppsminskning (vid målsättningsnivån) att vara lägre än vad den förefaller vara om man bortser från synergier. Men samtidigt kommer enskilda åtgärder att vara mer lönsamma vilket innebär att fler åtgärder bör vidtas inom jordbrukssektorn och färre inom andra sektorer.

2.2.2.1 Möjliga åtgärder och deras effekter

Åtgärder väljs och analyseras ofta utifrån ett visst miljömål. Att det finns synergier och konflikter är dock väl känt även om dessa oftast inte beaktats på ett fullständigt och konsekvent sätt i analyser.

En omfattande sammanställning av åtgärder och konsekvenser har bland annat gjorts i Jordbruksverkets rapport 2010:10². Fokus i denna rapport är växtnäringsläckage och klimatpåverkan. Även om flera av åtgärderna som redovisas påverkar olika miljömål så är effekterna kvantifierade endast för en av de utsläppstyper som man tagit hänsyn till. Därutöver har positiv eller negativ påverkan på andra mål redovisats utan att omfattningen har kunnat kvantifieras. Det innebär också att de kostnadsberäkningar som har gjorts för åtgärder endast har kunnat hänföras till ett av utsläppen. Det innebär att där det finns synergier eller konflikter blir kostnadsberäkningarna mer eller mindre missvisande. I rapporten konstateras att det finns viktiga synergier och konflikter. Exempel på sådana är:

Synergier:

- Behovsanpassad gödsling leder till minskade växtnäringsförluster och till minskad risk för lustgasavgång.
- Fånggrödor och vårbearbetning bör leda till minskad lustgasavgång och ökad kolinlagring i marken.
- Reducerad jordbearbetning sparar energi och kan leda till minskad kväveutlakning och minskad lustgasavgång.
- Rötning av stallgödsel ger lägre metanavgång och kan ge lägre kvävebelastning vid spridning jämfört med stallgödsel. Dock är risken för ammoniakavgång större från rötresten än från gödsel.
- Täckning av urinbehållare minskar ammoniakförlusterna och kan också minska metanavgången.

Målkonflikter:

- Reglerbar dränering och anläggning av våtmarker som minskar växtnäringsbelastningen till vatten kan leda till ökade utsläpp av växthusgaser.

Av sammanställningarna ovan framgår att effekterna för respektive åtgärd endast har kvantifierats för en typ av miljöpåverkan. I de fall flera typer av utsläpp påverkas av en åtgärd har effekten på den eller de andra typerna av utsläpp endast angetts i termer av ökad eller minskad påverkan. Följaktligen har kostnaderna för respektive åtgärd endast kunnat beräknas som totalkostnader och som genomsnittskostnader per enhet för den kvantifierade utsläppsminskningen. Detta innebär att kostnaderna för utsläppsminsk-

² Jordbruksverket. 2010. *Minskade växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp till 2016 – förslag till handlingsprogram för jordbruket*. Jordbruksverket, rapport 2010:10.



Foto: Petter Haldén

Att inte beakta skyddszonernas alla effekter vid val eller utformning av åtgärder medför stor risk att man får en lösning som totalt sett är sämre än vad som vore möjligt. Det gäller därför att beakta kväve- och fosforutlakning, rekreativsmöjligheter, flora, fauna och annat tillsammans.

ningen har överskattats i de fall som det finns synergier och att de har underskattats i de fall som det finns konflikter.

Även i andra studier har vissa synergieffekter uppmärksamats och i viss mån beaktats. I huvudsak gäller detta synergier mellan minskning av N- och P-läckage. Elofsson³ konstaterar att det finns åtgärder som, på grund av att de har synergieffekter, har en kostnadsfördel jämfört med åtgärder som endast påverkar utsläppet av ett näringsämne. Sådana åtgärder är **minskad djurhållning** i Kattegatts avrinningsområde samt **ökad andel gräsmarker** i avrinningsområden i norr och i Östersjöns egentliga avrinningsområde.

Lindqvist⁴ (2008) har visat att **musselodlingar** kan utgöra en del av en kostnadseffektiv kombination av åtgärder. Kostnaderna har beräknats såväl under antagandet att musselodlingar används för N- som för P-reduktion. Därutöver har kostnaden för reduktionen av båda dessa ämnen samtidigt beräknats. En slutsats är att en åtgärd som musselodling med effekt på flera mål kan visa sig vara mer lönsam genom att de olika målen analyseras simultant.

³ Elofsson, K. 2010. *Baltic-wide and Swedish Nutrient Reduction Targets. An Evaluation of Cost-Effective Strategies*. Regeringskansliet, The Expert Group for Environmental Studies 2010:2.

⁴ Lindqvist, M. 2008. *Värdet av musselodlingar som reningsåtgärd i en kostnadseffektiv rening av kväve och fosfor från Östersjön*. Examensarbete 517, institutionen för ekonomi, SLU.

Bland vattenmyndigheternas åtgärdsförslag finns bland annat tre åtgärder som valts ut och konsekvensbeskrivits: *dammar för fosforavskiljning, våtmarker* och *skyddszoner*⁵. Dessa åtgärder bedöms ha stor potential och genomförbarhet och kan binda eller minska utsläppen av näringsämnen till så låga kostnader att de bör ingå i en kostnadseffektiv kombination av åtgärder. Vidare bedöms dessa åtgärder ha synergieffekter i form av positiv påverkan på biologisk mångfald och kemiska bekämpningsmedel.

Exemplen ovan visar att det finns en mängd åtgärder som har både synergier och konflikter. Men det framgår också att kunskapen om olika åtgärders effekter är bristfällig. I regel har en åtgärd utformats utifrån en viss målsättning. Det är då också effekterna på detta mål som i störst utsträckning har undersökts och kvantifierats. I regel är kunskapen om effekterna på andra miljömål mycket bristfällig. I bästa fall finns det uppskattningar om i vilken riktning något eller ett par andra mål påverkas. Detta innebär att det för närvarande är omöjligt att genomföra en komplett utvärdering av åtgärder som tar hänsyn till påverkan på flera olika miljömål. Som framgår nedan är det första kravet på att en mer komplett samhällsekonomisk analys ska kunna genomföras att flera effekter kan kvantifieras. I det beräkningsexempel som redovisas nedan har målsättningar, åtgärder och effekter som de beskrivs i *Åtgärdsprogrammet för Norra Östersjön* använts (se fotnot 5).

2.3 Vad är målet ur ett samhällsekonomiskt perspektiv?

Att minska en negativ miljöpåverkan kräver i regel någon form av uppoffring. Den avvägning som görs mellan kostnaderna (uppoffringen) och nyttan av en minskad miljöpåverkan (hur värdefullt ett förbättrat miljötillstånd än är) kan göras med olika utgångspunkter och mer eller mindre tydligt. Ett sätt att analysera en sådan avvägning är den samhällsekonomiska med utgångspunkten att den mänskligt upplevda nyttan bör maximeras.

I avsnitt 2.3.1 beskrivs översiktligt grunderna för en samhällsekonomisk avvägning. Där framställs speciellt på vilket sätt miljö kvalitet kan ha ett välfärdsekonomiskt värde samt varför sådana ”miljövärden” i många fall inte beaktas i de avvägningar som görs via marknadsmekanismer. Detta avsnitt introducerar de samhällsekonomiska grunderna. I de följande avsnitten 2.3.2 och 2.3.3 beskrivs kostnads- och intäktsanalys respektive kostnadseffektivitetsanalys översiktligt. De utgör alltså metoder som kan användas för att i praktiken göra samhällsekonomiska bedömningar.

För att en kostnads- och intäktsanalys ska kunna ge en ganska komplett bild och värdering av konsekvenser så krävs det att effekterna eller åtminstone de förväntade effekterna kan beskrivas och kvantifieras. Det krävs även att de kan få ett värde och en kostnad. Frågan om innebörden av sådana värden och kostnader samt en beskrivning av metoder för att i praktiken kunna uppskatta dem finns i avsnitt 3.

⁵ Vattenmyndigheten, Norra Östersjön. 2009. *Åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt 2009-2015*.

Ett av motiven till att göra en kostnadseffektivitetsanalys kan vara just problemet med tillgången på tillförlitliga mätningar av värden på miljöeffekter. I avsnitt 2.3.3 konstateras dock att även en kostnadseffektivitetsanalys kräver tillgång till miljöeffekters värden för att, när åtgärder har flera miljöeffekter, kunna ge en rättvis bedömning.

2.3.1 Samhällsekonomiska utgångspunkter

En samhällsekonomisk analys syftar till att beskriva hur begränsade resurser bör användas på bästa sätt. Med ”bästa sätt” menar man det sätt som tillfredsställer så många mänskliga önskemål som möjligt. Notera att detta naturligtvis endast är en möjlig definition av vad som är ”bästa sätt”. Det finns andra definitioner, men det finns inte någon objektivt sann definition.

I det samhällsekonomiska perspektivet används resurser på bästa möjliga sätt när det inte är möjligt att förbättra för en individ utan att man försämrar för någon annan. Målet kan beskrivas som ett sätt att maximera den sammanlagda mänskliga välfärden över tid. Bedömningen av vad som ger den enskilde individen nytta ”överlåter” man till individen själv att avgöra. Det är utifrån varje individs egna preferenser (smak) som bedömningen görs. Det som en individ tycker är värdefullt får därmed ett samhällsekonomiskt värde. Begreppet ”samhälle” används i samhällsekonomiska analyser som liktydigt med summan av alla individer. Det är alltså viktigt att notera att en samhällsekonomisk analys inte är samma sak som exempelvis en statsfinansiell analys. Den senare beskriver flöden av pengar till och från statskassan medan en samhällsekonomisk analys alltså syftar till att beskriva hur människors upplevda välfärd sammantaget förändras av ett visst projekt.

Det är viktigt att understryka att en samhällsekonomisk analys inte föreskriver någonting om vad människor *bör* tycka. Tvärtom så är människors preferenser och smak utgångspunkten för analysen. *Om* människor har preferenser för vetebullar så har de ett samhällsekonomiskt värde. Detsamma gäller exempelvis ren luft och rent vatten. *Om* människor har preferenser för detta så har det också ett samhällsekonomiskt värde. Det är alltså inte faktiska betalningsströmmar, överföring av pengar, som i första hand är intressant i en samhällsekonomisk kalkyl. För att verkligen åstadkomma åtgärder och effekter så *kan* betalning och penningtransaktioner vara viktiga. Men en viss åtgärd och effekt har ett värde oberoende av detta.

En samhällsekonomisk intäkt uppstår när en resurs används på ett sätt så att en individ upplever att hans eller hennes preferenser och önskningar har uppfyllts bättre. Storleken på intäkten kan, vilket närmare beskrivs i avsnitt 3, mätas i termer av vad individen är villig att betala. Men vad är då en samhällsekonomisk kostnad? I grunden är alla samhällsekonomiska kostnader *alternativkostnader*. En kostnad uppstår när det finns en alternativ användning av en resurs och utgörs av det värde (intäkt) som den bästa alternativa användningen skulle ha gett. Det är alltså begränsningen i resurser som gör att det finns kostnader. Om det hade varit möjligt att använda en resurs på ett visst sätt, utan att det innebär att man måste avstå från någon annan användning, så skulle det inte finnas några kostnader.

2.3.2 Kostnads- och nyttoanalys för att maximera den samlade nyttan

I en samhällsekonomisk kostnads- och nyttoanalys är syftet att hitta den användning av begränsade resurser som maximerar nyttan i samhället. Alla resurser ska användas till det som ger den högsta samlade nettonyttan på lång sikt vid det tillfälle de ger störst nytta. Alla nu och i framtiden existerande individers och företags förbättringar och försämringar ska vägas in. Det handlar om en optimal resursinsats, resursmix, produktionsteknik, produktmix och produktmängd över tiden.

Visserligen används oftast ett monetärt mått på nytta och kostnader men kalkylen handlar inte om att mäta betalningsströmmar eller om att maximera betalningsströmmar till någon part eller aktör. En betalningsström innebär att pengar går från en aktör till en annan. Detta innebär att konsumtionsmöjligheterna ökar lika mycket för en individ som de minskar för en annan. Om båda individerna upplever lika stor nytta av sin konsumtion, vilket dock inte behöver vara fallet, så innebär detta inte någon förändring av samhällsnyttan. Naturligtvis innebär en betalningsström en omfördelning av pengar och sådana *fördelningseffekter* kan i sig vara viktiga att beakta.

De monetära måtten på kostnader och nytta i en samhällsekonomisk kalkyl speglar istället värden och kostnader. Det faktum att någon är beredd att betala en viss summa för någonting tolkas som ett uttryck för hur starka preferenserna är. Nyttan av till exempel en vara är lika stor oavsett om en person behöver betala för den eller inte. Exempelvis kan naturområden ha ett högt värde som skulle kunna mätas i termer av betalningsvilja. Rekreationen är så värdefull att människor skulle kunna tänka sig att betala en viss summa pengar för den. Denna betalningsvilja speglar värdet även om ingen betalning görs.

En samhällsekonomisk kostnads- och nyttoanalys innebär att alla effekter av ett visst projekt beskrivs och kvantifieras översiktligt. Därefter tilldelas alla effekter monetära värden för att göra dessa värden jämförbara på en gemensam skala. I många fall kan priser på existerande marknader användas som mått på värden och kostnader. På en fungerande marknad speglar priset den marginella nyttan och marginalkostnaden. När det gäller exempelvis miljöpåverkan så saknas dock oftast marknadspriser. För sådana effekter måste måtten på nytta eller kostnader uppskattas på annat sätt. Bristen på sådana uppskattningar och svårigheterna med att genomföra dem gör att det i praktiken ofta är svårt att infoga värden på miljöförändringar.

2.3.3 Kostnadseffektivitetsanalys – minimera kostnader för att nå mål

Om inga miljöeffekter värderas kan en kostnadseffektivitetsanalys (KEA), användas. Denna kan beskrivas som en "halv kostnads- och nyttoanalys" eftersom kostnader, men inte nytta, kvantifieras och värderas monetärt i analysen. Utgångspunkten för en sådan analys är att målsättningen är fastlagd, exempelvis som ett miljömål, och att åtgärder analyseras i termer av kostnader för att uppnå detta mål. Motiven för att göra en kostnadseffektivitetsanalys istället för en kostnads- och nyttoanalys kan vara flera.

Man kan exempelvis anse att miljö kvalitet av något skäl inte *bör* värderas i monetära enheter. Men även om man inte har något principiellt skäl mot monetär värdering av

miljöförändringar så kan det i praktiken saknas tillräckligt med tillförlitliga estimat. Det kan bero på metodbrister eller på att någon värderingsstudie ännu inte har genomförts. Vidare kan beslutssituationen vara sådan att en kostnadseffektivitetsanalys på ett bättre sätt speglar det samhällsekonomiska nettovärdet av ett beslut. Detta gäller om det finns ett fastställt mål som (till varje pris) ska uppnås. Effekterna av ett sådant beslut handlar ”bara” om vilka åtgärder som väljs och därmed om att minimera kostnaderna. Förutsatt att det finns ett mål som ska uppfyllas så påverkas alltså inte miljökvaliteten av valet mellan olika åtgärder.

2.3.4 Andra saker kan också vara viktiga eller viktigare

Andra kriterier än effektivitet kan vara viktiga när det gäller att avgöra vilka åtgärder som bör göras. Det kan vara frågor om rättvisa, demokrati, fördelningseffekter eller till exempel risktagande.

Det är viktigt att skilja på å ena sidan principerna för hur en viss typ av konsekvensanalys bör genomföras och å andra sidan brister i det praktiska genomförandet. Idealt sett beaktas alla effekter, om de påverkar en människas subjektiva nytta. I praktiken är det förstås omöjligt att verkligen ta hänsyn till alla effekter. Även om effekterna analyseras så råder det ofta osäkerhet både om hur stora effekterna är och om vilket värde de har. Det betyder att det i regel råder viss osäkerhet om resultatet av en analys. Detta kan hanteras genom att en känslighetsanalys genomförs. Genom att variera såväl effekt- som värdeuppskattningar kan känsligheten för fel i dessa antaganden testas. Genom att göra exempelvis tre kalkyler kan lönsamheten och önskvärdheten beräknas för i) de mest troliga uppskattningarna ii) för projektet rimligt negativa uppskattningar iii) för projektet rimligt positiva uppskattningar. Ett projekt som visar lönsamhet eller låga kostnader i alla tre fall är sannolikt lönsamt. Om utfallet varierar i de tre fallen måste en bedömning göras utifrån vilka risker beslutsfattaren vill ta.

Som beskrivningen ovan visat så bygger en samhällsekonomisk analys på att de för- och nackdelar som tillfaller olika individer slås ihop. Det medför att ”bakom” aggregerade resultat kan det finnas såväl vinnare som förlorare. En samhällsekonomisk vinst innebär att vinnarna i princip skulle kunna ha kompenserat förlorarna så att ingen skulle behöva vara förlorare. Men någon sådan kompensation behöver inte utgå i praktiken. Det kan alltså finnas viktiga fördelningseffekter som också påverkar hur önskvärd en viss åtgärd är. Fördelningsaspekter är naturligtvis viktiga för dem som påverkas och de kan också bedömas som viktiga på en mer övergripande nivå. Generellt kan fördelningseffekter hanteras genom att i) effekter på olika grupper viktas i kalkylen eller ii) effekter på olika grupper beskrivs separat.

Hur fördelningsaspekterna av en åtgärd blir är helt beroende av på vilket sätt en förändring kommer till stånd. En åtgärd inom jordbruket kan exempelvis ske till följd av tvingande lagstiftning, genom subventioner eller genom beskattning. Det innebär att fördelningseffekten av en åtgärd blir helt olika beroende på vilken politik som används för att tvinga eller stimulera fram åtgärder. Fokus i denna rapport ligger på metoder för att bedöma önskvärdheten i själva åtgärderna. Därmed bortses i huvudsak från fördelningsaspekter.

2.4 Vad är målet ur ett politiskt perspektiv?

I avsnitt 2.3 beskrevs med ett samhällsekonomiskt perspektiv hur en bedömning av om åtgärder bör genomföras eller inte kan göras. Utgångspunkten var att en bedömning görs genom en avvägning utifrån nytta och kostnader uttryckta i ekonomiska termer (se vidare avsnitt 3). Ur det perspektivet formuleras alltså ett kvantifierat miljö- eller utsläppsmål efter att en samhällsekonomisk avvägning har gjorts. Ett miljömål kan formuleras med andra utgångspunkter, vilket också konstaterades i avsnitt 2.3.3. Det kan ske när beslutsfattarna inte delar den normativa utgångspunkt som ligger bakom en samhällsekonomisk avvägning eller för att tillräckliga uppgifter om effekter och/eller effekters värden saknas.

Det konstaterades vidare i avsnitt 2.3.3 att samhällsekonomiska principer och metoder kan vara användbara även om miljö- eller utsläppsmål har formulerats med andra utgångspunkter än en samhällsekonomisk avvägning.

I Sverige har 16 generella miljömål formulerats. Det övergripande målet kan beskrivas som att nuvarande generation inte ska lämna några miljöproblem till kommande generationer. Detta har sedan beskrivits mer detaljerat i de 16 generella miljö kvalitetsmålen, exempelvis *Ingen övergödning* och *Begränsad klimatpåverkan*. Dessa preciseras sedan i termer av vilket miljö tillstånd som ska gälla då generationsmålet är uppnått (år 2020). Det kommer bland annat att innebära att utsläppen av vissa ämnen måste minska. För närvarande pågår ett arbete med en revidering av miljömålen. Någon fullständig genomgång och beskrivning av miljömålen görs inte här.

Som exempel på ett miljömål kan man nämna det nationella miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Enligt detta ska halterna av gödande ämnen i vatten och i mark vara sådana att de inte påverkar människors hälsa negativt. På så sätt finns det förutsättningar för bevarande av biologisk mångfald och bevarande av möjligheter till allsidig användning av mark och vatten. Utifrån detta övergripande mål har delmål för minskning av utsläpp av kväve och fosfor till vatten samt av ammoniak formulerats. Dessa delmål gällde till och med 2010. För närvarande har man föreslagit att nya *etappmål* ska anpassas till målsättningar från EU-direktiv och internationella konventioner. Arbetet med formuleringen av dessa pågår för närvarande.

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv väcks två huvudfrågor när det gäller miljömål och kvantitativt formulerade mål om exempelvis utsläppsminskningar. För det första gäller det frågan om enligt vilka principer målen sätts. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv, med syftet att maximera nyttan över tiden, bör målen sättas utifrån en avvägning mellan nytta och kostnader. Andra sätt att formulera målen behöver objektivt sett inte vara felaktiga. Men ett mål formulerat utifrån andra utgångspunkter kan alltid analyseras och bedömas utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. En sådan bedömning kan visa att mål är samhällsekonomiskt ineffektiva och att den samlade mänskliga nyttan skulle kunna öka genom förändrade mål. Om det finns andra goda skäl för målet behöver detta dock inte innebära att målet bör ändras.

Den andra huvudfrågan handlar om val av åtgärder för att uppnå målen förutsatt att dessa redan är formulerade och gäller. En sådan analys bör i första hand göras i form av en kostnadseffektivitetsanalys.

3 Värdet av åtgärder – värdeteori och att mäta värden

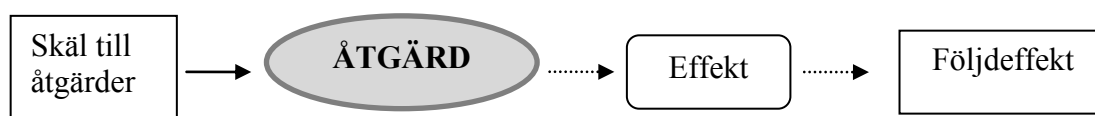
Det har konstaterats i de föregående kapitlen att en utvärdering av åtgärder bör göras med hjälp av samhällsekonomiska analyser i syfte att peka ut vilka åtgärder som är bäst. Dessa kräver i sin tur såväl kunskap och kvantifiering av effekter som kunskap om värdet och kostnaden av dessa effekter.

Detta kapitel behandlar frågan om vad det innebär att någonting är värdefullt, att det har ett värde. Inledningsvis diskuteras hur värden kan tillskrivas åtgärder genom att dessa har effekter som i sin tur är värdefulla. Åtgärden har då ett *instrumentellt värde*. Men varför är effekten värdefull? Om det finns följd effekter kan också den första effekten ha ett instrumentellt värde. Men i grunden måste ett instrumentellt värde kunna härledas till någonting som är värdefullt utan att det bidrar till att realisera någonting annat. Hur kan sådana värden, så kallade *målvärden*, motiveras? Det finns olika sätt att betrakta och definiera denna typ av värden. Det finns inte något sätt eller perspektiv som är objektivt korrekt. Men ett sätt att försöka förstå dessa värden finns inom nationalekonomin. Det samhällsekonomiska perspektivet på värden beskrivs mer ingående i avsnitt 3.2.

3.1 Hur vet man vad en åtgärd är värd?

– En modell för att förklara värdet av åtgärders instrumentella värden

I fokus för denna studie står hur man utvärderar faktiska, fysiska åtgärder. En sådan *åtgärd* karaktäriseras av att ett agerande förändras relativt jämfört med en viss referensaktivitet. En åtgärd kan därmed bestå i att någon (exempelvis en jordbrukare) faktiskt *gör* någonting men också i att någon undviker att göra någonting som kunde eller skulle ha gjorts. I Figur 1 illustreras sambandet mellan åtgärd, effekt och följd effekt. Bedömningen av om det finns tillräckliga skäl att genomföra en viss åtgärd beror på vem som gör bedömningen och på vilket sätt denna person påverkas av effekter och följd effekter samt personens värdering av detta.

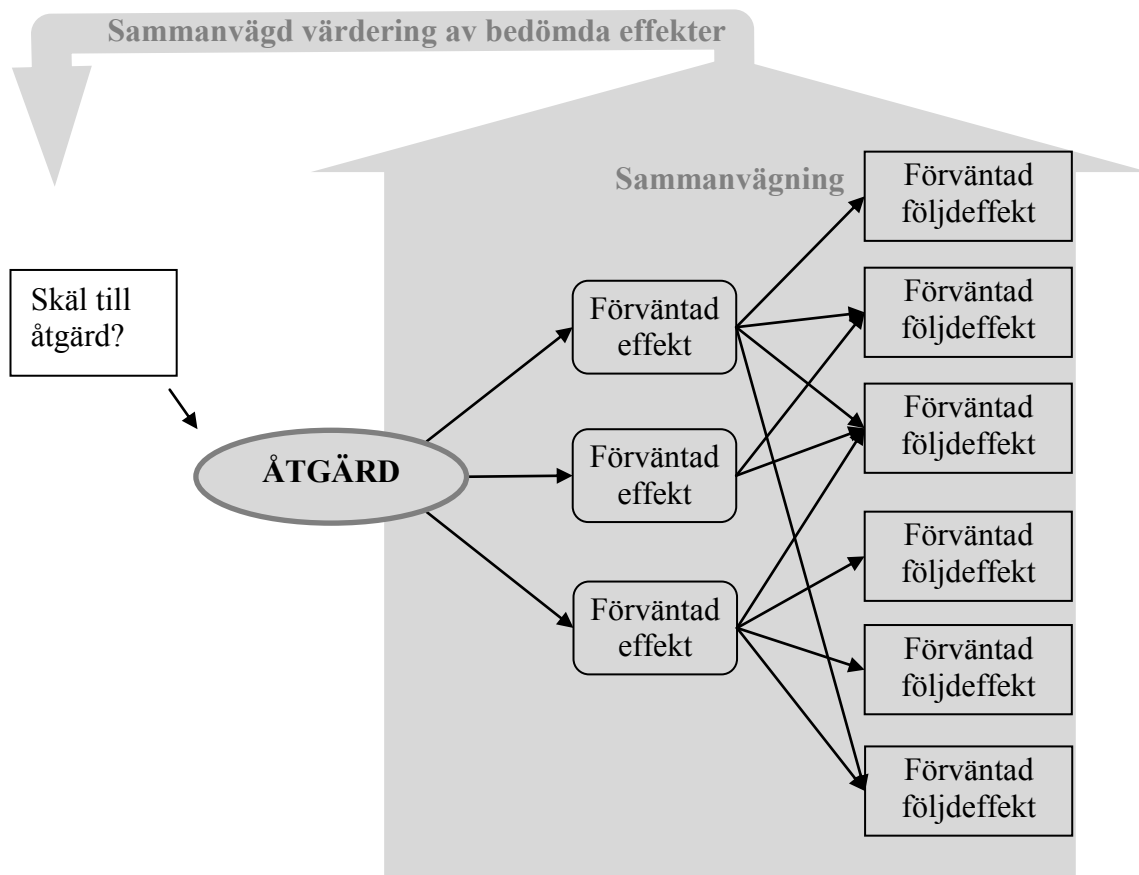


Figur 1. En viss åtgärd genomförs av något eller några skäl. Åtgärden ger effekter som i sin tur får följd effekter. Exempelvis kan en högre skatt på handelsgödsel vara ett skäl till åtgärden "minskad gödsling" vilket kan ge effekten minskat näringsläckage. En följd effekt av detta kan vara minskad övergödning i havet. Det kan även leda till, vilket inte illustreras här, ytterligare följd effekter som exempelvis bättre vattenkvalitet och ökad fiskproduktion. Osäkerheten om vilka effekterna blir illustreras av de streckade pilarna.

En bedömning av om det finns skäl att genomföra åtgärder grundas på i) bedömningar av vilka effekter åtgärden har samt ii) en sammanvägd värdering av de förväntade effekterna. För att en åtgärd verkligen ska komma till stånd måste det naturligtvis finnas skäl för *den aktör som har rättighet och möjlighet att agera* att genomföra åtgärden. Den huvudsakliga frågeställningen är dock inte vilka åtgärder som kommer att utföras eller på vilket sätt det sker exempelvis via politiska styrmedel eller tvång. Den centrala frågeställningen här är istället *vilka åtgärder som bör genomföras*. I första hand görs denna bedömning ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Det är viktigt att notera att även om det finns samhällsekonomiska skäl för att utföra en viss åtgärd kan det vara så att den enskilde aktören inte har eller anser sig ha skäl för att vidta åtgärden. Orsakerna till detta kan vara flera. Exempelvis kan vissa av de förväntade positiva effekterna av en åtgärd påverka andra än aktören samtidigt som denna person påverkas av de förväntade negativa effekterna.

Figur 2 nedan illustrerar ytterligare några viktiga saker. För det första så illustreras osäkerheten som finns bland effekterna. Detta indikeras genom att åtgärden har *förväntade* effekter och följd effekter. För det andra så har en normativ och värderingsmässig dimension lagts till. För att bedöma om det finns skäl att genomföra en åtgärd krävs både en uppfattning av vilka effekter som kan förväntas samt någon form av bedömning av om dessa effekter är önskvärda eller ej.

I Figur 2, och även i fortsättningen är det främst effekter och följd effekter som anger värden. Själva åtgärden har ett värde om den leder till effekter och följd effekter som sammantaget är önskvärda och har ett positivt värde. Man skulle kunna hävda att det finns åtgärder som är värdefulla i sig själva och helt oberoende av vilka effekterna blir. Delvis handlar detta om hur man beskriver vad som är en effekt. Om man exempelvis tycker att traditionell lieslätter har ett värde (oberoende av om det har positiva effekter på biologisk mångfald eller inte) så skulle detta kunna beskrivas som att bevarande av kunskapen är en effekt och att denna effekt är värdefull. Men det finns inte någon anledning att utesluta att själva åtgärden kan uppfattas som värdefull även om den inte har några positiva effekter. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv på värden så har någonting ett värde *om* en människa anser att så är fallet. Utifrån det perspektivet är det alltså snarast en empirisk fråga om och hur stort värde en åtgärd har i sig själv. I Figur 2 indikeras att åtgärden skulle kunna ha ett värde oberoende av effekterna genom att bedömningen av värdet delvis överlappar själva åtgärden. Det är viktigt att återigen notera att även åtgärder utan ”värde” tillskrivs ett värde genom att de bidrar till att uppfylla värdefulla effekter och följd effekter. Av Figur 1, framgår inte heller det faktum att en enskild åtgärd har ett flertal effekter och att varje sådan effekt har ett flertal följd effekter etcetera. Figur 2 nedan ger en mer fullständig bild av detta genom att det illustreras.



Figur 2. För att bedöma om det finns skäl att genomföra en åtgärd måste först en **bedömning** av vilka effekter åtgärden leder till göras. Därefter måste de förväntade effekterna **värderas**. Är de önskvärda eller inte? Man måste också ta hänsyn till det faktum att varje åtgärd har ett antal effekter och att dessa i sin tur har ett antal följd effekter.

Önskvärdheten av en viss åtgärd bör alltså bedömas utifrån vilka förväntade effekter åtgärden har samt hur önskvärda dessa effekter (samt möjligen åtgärden i sig själv) är. Avgörande är alltså vilka effekter och följd effekter som finns och hur värdefulla dessa är. I den bedömningen kan det visa sig att vissa av effekterna är negativa och har ett negativt värde alltså en kostnad. Men det är också viktigt att beakta andra åtgärder som skulle kunna användas. Även om en viss åtgärd förefaller vara önskvärd (enkelt uttryckt på grund av att "nyttan överstiger kostnaderna"), så kan det finnas andra åtgärder som är ännu mer önskvärda. Det betyder att om man måste välja mellan olika möjliga åtgärder så bör den "mest önskvärda" åtgärden väljas. Det kan alltså finnas åtgärder som förefaller vara önskvärda men som med insikten om att ännu bättre åtgärder finns inte bör genomföras.

3.2 Värde ur ett samhällsekonomiskt perspektiv

Det har ovan fastställts att exempelvis en åtgärd inom jordbruket kan ha ett *instrumentellt värde* eftersom åtgärden bidrar till att realisera andra värdefulla effekter. Det har vidare konstaterats att instrumentella värden kan härledas via långa ”kedjor av påverkan och följd effekter”. Men en sådan kedja måste kunna återföras till ett *målvärde*. Vidare konstaterades att det inte finns något objektivt sätt att beskriva vad som gör att någonting har ett *målvärde*. Det finns bara olika sätt att beskriva värden.

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv har någonting ett värde om en människa tillskriver det ett värde. Enligt resonemanget ovan kan andra företeelser eller åtgärder tillskrivas (samhällsekonomiska) instrumentella värden om de bidrar till uppfyllandet av någonting värdefullt. I avsnitt 3.2.1 diskuteras grunden för de samhällsekonomiska värden som finns i den nytta som människor upplever. Därefter presenteras i avsnitt 3.2.2, samhällsekonomiska monetära mått på dessa värden. Eftersom nytta inte kan observeras och mätas används istället *betalningsvilja* och *ersättningskrav* som samhällsekonomiska mått på värden. Men inte heller dessa mått är enkla att mäta. I avsnitt 3.5 diskuteras översiktligt metoder för hur dessa värden kan mätas i praktiken.



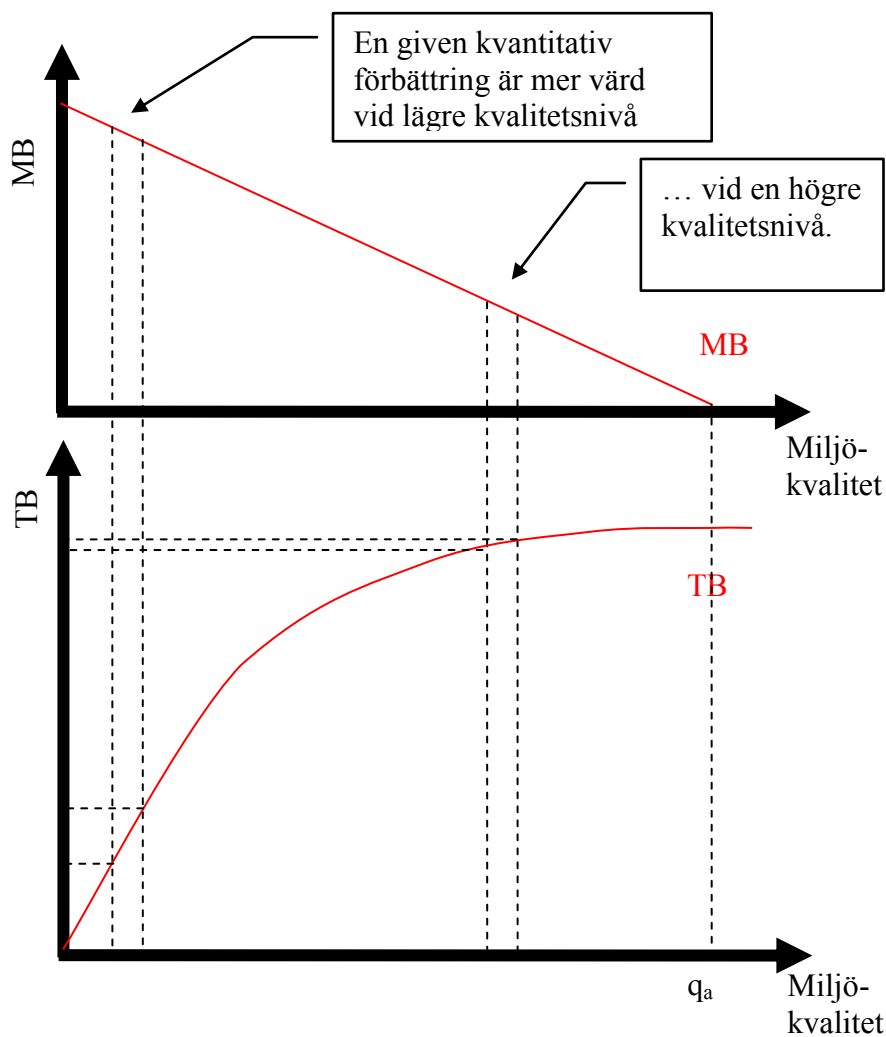
Foto: Per G. Norén

Det samhällsekonomiskt mest relevanta att värdera är oftast åtgärdernas effekter i slutändan (t.ex. hur biologiska mångfalden påverkas). Ibland kan dock åtgärden i sig tillskrivas ett värde, eller det vara lättare att jämföra åtgärderna via något mellansteg (t.ex. kr/kg minskat kväveläckage). Miljömässigt skonsam spridning av flytgödsel.

3.2.1 Människors värderingar avgör

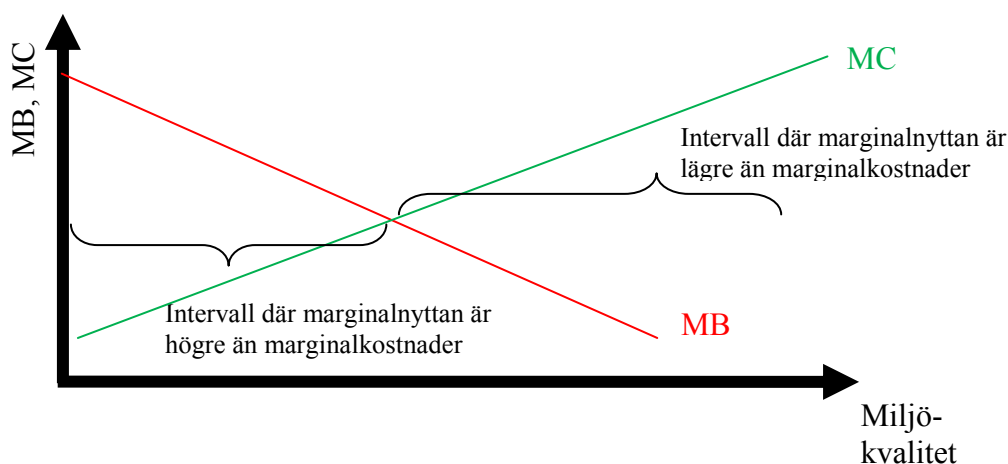
Någonting har ett samhällsekonomiskt värde om en människa upplever det eller anser det som nyttigt och värdefullt. En sak kan också få ett (instrumentellt) värde av en följd-

effekt som minst en människa tillskriver ett värde. Värdet av en miljöförbättring är ur ett samhällsekonomiskt perspektiv den subjektivt upplevda höjningen i välfärd och glädje som alla berörda människor upplever. Oftast har mer av en önskvärd företeelse större värde samtidigt som värdet av varje extra enhet blir mindre. Det senare handlar om så kallad *avtagande marginalnytta*. Det innebär att en *extra* enhet av någonting bra är mindre värd om man redan har mycket än om man har mindre. Mer av någonting önskvärt är naturligtvis mer värt än mindre. Den *totala* nyttan ökar för varje tillskott i mängd eller kvalitet. Men den extra nytta som ett visst tillskott ger blir mindre ju mer man redan har.



Figur 3. Avtagande marginalnytta (MB =marginal benefit) innebär att exempelvis en höjning av miljökvaliteten tillför ett lägre positivt värde ju högre kvaliteten är. Totalnyttan (TB =Total Benefit) illustreras i den översta figuren av ytan under marginalnyttokurvan. Varje liten ökning av miljökvaliteten ger ett tillskott till totalnyttan vilket motsvarar marginalnyttan (en liten smal stapel under MC -kurvan). Totalnyttan ökar (åtminstone upp till en eventuell mättnadsnivå; i figuren punkten q_a) men ökningen av nytta per extra enhet i kvalitet och mängd blir allt mindre.

Nettovärdet, det vill säga nyttan minus kostnaden av en viss åtgärd, är i regel beroende av hur mycket åtgärder som redan har genomförts. En anledning till det är att det marginala bruttovärdet är sjunkande enligt illustrationen i Figur 3 ovan. En annan anledning kan vara att marginalkostnaden för åtgärder är stigande. Hur mycket åtgärder bör genomföras? Bör åtgärder genomföras och miljökvaliteten höjas så länge åtgärderna bidrar till ökad nytta? Om en avvägning av nytta och kostnader görs enligt samhällsekonomiska principer så bör kvaliteten höjas. Mängden ökar bara så länge marginalvärdet överstiger marginalkostnaden. I Figur 4 nedan illustreras denna avvägning. När en viss kvalitet har uppnåtts är ytterligare åtgärder inte längre motiverade eftersom nyttan av en extra åtgärd är lägre än den extra kostnaden för att utföra den.



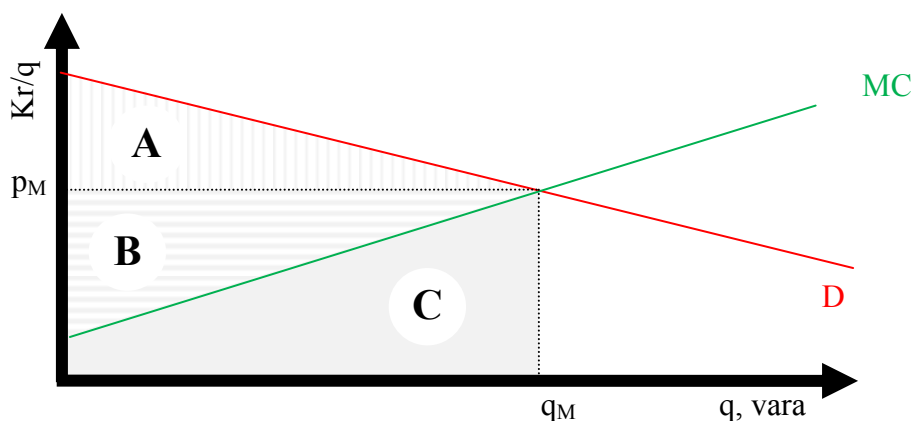
Figur 4. Avtagande marginalnyttan kan medföra att en viss andel av tillgängliga åtgärder bör vidtas medan man bör avstå från att vidta andra åtgärder.

3.2.2 Samhällsekonomiska värden kan uttryckas som betalningsvilja

I ett samhällsekonomiskt perspektiv är någonting alltså värdefullt när en människa upplever nyttan av företeelsen. För att kunna göra en analys där kostnader och nytta jämförs och vägs mot varandra måste nyttan kunna mätas. Ett sätt att spegla människors värderingar indirekt är att mäta hur människor värderar olika handlings- eller konsumtionsalternativ och ställa dem gentemot varandra. Sådana avvägningar görs exempelvis genom att man som konsument väljer att betala för en viss vara. Ett sådant val innebär alltid att man samtidigt väljer bort annan konsumtion eftersom pengarna man använder till detta inte kan användas till något annat. Man brukar uttrycka detta som ett "alternativvärde". Det är det värde som den mest värdefulla alternativa användningen skulle ge. Under förutsättning att ett sådant val görs av en upplyst och rationell konsument så speglar den summa man är beredd att betala för någonting hur värdefullt man anser att det är. Det bör omedelbart noteras att det är viktigt att skilja på vad man *maximalt skulle vara beredd att betala* för någonting och på vad man faktiskt behöver betala. Det innebär bland annat att någonting med ett lågt pris (exempelvis dricksvatten i Sverige) kan ha ett högt värde. Även om ett lågt pris innebär att man inte betalar så mycket så kan man vara *beredd att betala mer* (om det skulle behövas). Värdet behöver alltså inte även om det uttrycks i enheten kronor vara liktydigt med priset.

Värde och pris på varor på olika marknader kan skilja sig åt. För den som skulle vara beredd att betala ett högre pris än det gällande har varan ett högre värde. En sådan konsument upplever dessutom ett *nettovärde* även efter att ha betalt för varan. Varan är mer värd än de pengar (och därmed annan konsumtion) som man avstår från genom att köpa varan. Detta nettovärde, det så kallade *konsumentöverskottet* utgör för marknadsprissatta varor en del av det samhällsekonomiska nettovärdet. Förutom detta tillkommer det överskott det så kallade *producentöverskottet*, som tillfaller producenterna genom att betalningen överstiger produktionskostnaderna.

I Figur 5, nedan, illustreras schematiskt en marknad där mängden q_M säljs till priset p_M . Efterfrågekurvan D kan tolkas som konsumenternas marginella betalningsvilja. Eftersom det samhällsekonomiska värdet utgörs av vad konsumenterna maximalt skulle vara beredda att betala så kan bruttovärdet illustreras av ytorna A+B+C. Men av priset p_M betalar konsumenterna en summa motsvarande B+C. Det innebär att yta A illustrerar det nettovärde som tillfaller konsumenterna, det så kallade konsumentöverskottet på marknaden. Producenterna har produktionskostnader motsvarande yta C vilket innebär att nettovärde B tillfaller producenterna i form av ett producentöverskott. Det samhällsekonomiska nettovärdet illustreras alltså av ytorna A+B och detta värde fördelas mellan konsumenter och producenter enligt ovan. Notera att endast vid jämviktsnivån q_M är den marginella betalningsviljan lika med priset. Men för de ”tidigare” enheterna skulle konsumenterna ha varit beredda att betala mer, något som de inte behöver göra.



Figur 5. På en marknad i jämvikt omsätts mängden q_M av en vara. Efterfrågan (D =demand) anger konsumenternas marginella betalningsvilja och därmed också värdet på varan. Bruttovärdet av mängden q_M illustreras av de tre markerade ytorna ($A+B+C$). Det är den summa som konsumenterna skulle vara beredda att betala, alltså den maximala betalningsviljan. Nettovärdet illustreras av ytorna A (konsumentöverskott) och B (producentöverskott) och yta C illustrerar kostnaden för produktionen.

Det samhällsekonomiska värdet på en företeelse (som kan vara någonting som säljs på en marknad men inte behöver vara det) bestäms alltså av människors värderingar och kan mätas som den maximala betalningsviljan. Från detta bruttovärde dras kostnaden för produktionen för att erhålla det samhällsekonomiska nettovärdet. Beroende på hur en eventuell betalning sker så kan det samhällsekonomiska nettovärdet fördelas på olika sätt mellan konsumenter och producenter. I Figur 5 ovan illustrerades värdet av en vara



Foto: Mats Pettersson

Det samhällsekonomiska värdet av öppna landskap, rent vatten och annat bestäms av vad människorna i samhället är beredda att avstå av andra saker som direkt eller indirekt konkurrerar om resurserna för att få dessa nyttigheter, betalningsviljan.

som omsätts på en marknad med ett jämviktspris. Konsumenterna skulle maximalt vara beredda att betala motsvarande ytorna $A+B+C$ för mängden q_M , och dessa ytor speglar därmed bruttovärdet av den mängden. Med jämviktspriset p_M sker dock en omfördelning genom att konsumenterna betalar $B+C$ och avstår från en del av värdet. Kvar blir konsumentöverskottet motsvarande yta A .

Det är värt att särskilt notera att det kan finnas såväl ett samhällsekonomiskt värde, en betalningsvilja och ett konsumentöverskott även i fall då en betalning inte förekommer. Detta kan exempelvis vara fallet när det gäller en god miljö. Människor kan ha tillgång till en god miljö utan att faktiskt betala för det. Om det finns en betalningsvilja som innebär att människor skulle vara beredda att betala om det behövdes så har den goda miljön likväl ett samhällsekonomiskt värde. Notera dock att det samtidigt kan finnas en kostnad för att exempelvis bevara en oförstörd miljö men att inte heller denna kostnad behöver motsvaras av en monetär betalning.

Så här långt har betalningsvilja nämnts som det samhällsekonomiska måttet på hur värdefullt någonting är. Det är dock tveksamt med ett mått som utgår från att man förväntas betala för en företeelse som man redan har rätt att konsumera och uppleva. Denna invändning blir särskilt viktig med tanke på att betalningsvilja inte bara beror på individens värderingar utan också på individens betalningsförmåga. Ett alternativt mått på individens värdering är vilken *ersättning och kompensation som individen minst skulle kräva för att avstå från något värdefullt*. Även med detta mått anges värdet i monetära termer men utgångspunkten är att individen kan få betalt istället för att individen betalar. Vilket av de två måtten på samhällsekonomiska värden som bör användas beror på situationen. Det är viktigt att ställa frågan om individen redan har en rättighet till företeelsen eller om individen saknar en sådan rättighet.

3.2.2.1 Maximal betalningsvilja när individen saknar rättighet

För att avgöra vilket samhällsekonomiskt mått på en värdering som bör användas måste man först klargöra vilken rättighet individen har. Om individen saknar rättighet speglas hans eller hennes värderingar genom den maximala betalningsviljan för att erhålla rättigheten. Detta mått har beskrivits i ovanstående stycke och illustrerats i Figur 5 ovan. Det är viktigt att påminna om att måttet utgörs av vad individen *skulle vara beredd att som mest betala* och inte vad som faktiskt betalas. Denna maximala betalningsvilja tolkas då som en gräns för vad individen kan tänka sig att betala och därmed avstå ifrån i annan konsumtion.

Det kan noteras att måttet kan användas både när det handlar om att värdera en förbättring (att individen erhåller någonting) och att värdera en försämring (att individen avstår från någonting).

Vid en *förbättring* erhåller en individ mer av någonting eller någonting önskvärt av bättre kvalitet. Om individen inte har någon rättighet till förbättringen är det korrekta samhällsekonomiska måttet på värdet den *maximala betalningsviljan* för att få förbättringen.

Vid en *försämring* minskas mängden av någonting eller kvaliteten av någonting önskvärt. Att individen saknar rättighet till företeelsen innebär att individen tidigare har kunnat konsumera och njuta av företeelsen utan att ha någon egentlig rättighet att fortsätta göra det. Så kan vara fallet exempelvis om en individ njuter av att promenera i en privatägd skog. En avverkning kan individen uppfatta som en försämring men om skogsägaren har rätt att bedriva skogsbruk och avverka så saknar individen rätt att förhindra detta. Individens värdering av skogsområdet (eller viljan av att bevara det oförändrat i jämförelse med avverkning) speglas i detta fall av den *maximala betalningsviljan* för att slippa försämringen.

3.2.2.2 Lägsta ersättningskrav när individen har en rättighet

Om individen, i motsats till ovan, har en rättighet så är den maximala betalningsviljan inte det korrekta måttet. Istället mäts det samhällsekonomiska värdet i termer av vilket som är den lägsta ersättningen individen skulle behöva för att acceptera att avstå från det han eller hon har rätt till. Även i detta fall, när individen har en rättighet, kan man skilja mellan situationerna när man värderar en förbättring och en försämring.

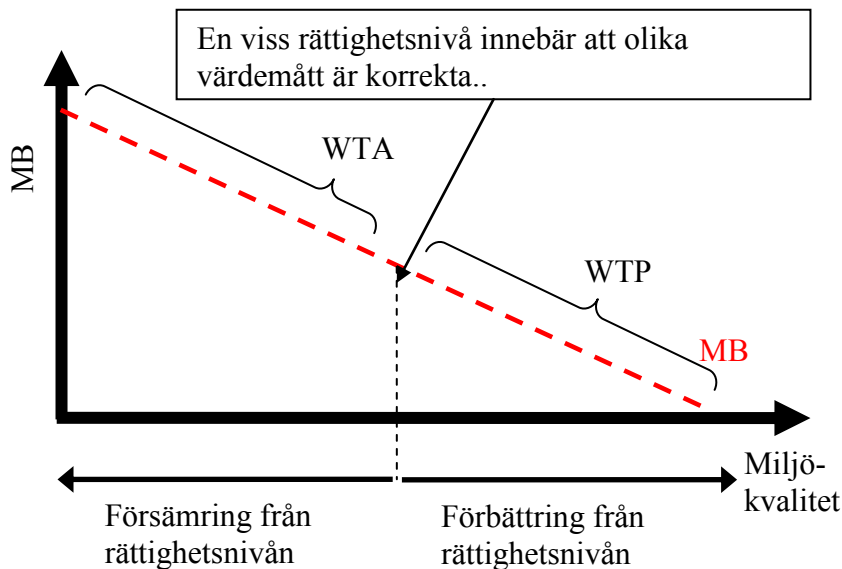
Vid en *förbättring* som individen har rätt till mäts det samhällsekonomiska värdet som den lägsta ersättningen som individen skulle behöva för att acceptera att inte få förbättringen.

Vid en *försämring*, som innebär att individen blir av med något som han eller hon har rätt till, mäts värdet som den lägsta ersättning som individen skulle behöva för att acceptera en försämring.

3.2.2.3 Skillnaden mellan WTP och WTA – inkomsteffekt och osäkerhet

En rättighet innebär i regel inte att man har rätt till allt eller inget av en viss vara. I princip kan rättigheter fördelas på vilken nivå som helst. När det gäller ”rätt till ren miljö” kan alltså rättigheten utgöras av en rätt till en ”viss renhet”. Om rättigheten inte gäller en ”fullständigt ren miljö” innebär detta att man också måste acceptera en viss mängd föroreningar och utsläpp.

Eftersom det korrekta värdemåttet utgår från hur rättigheter är fördelade så innebär detta att det kan vara olika mått som bör användas beroende på var längs exempelvis en utsläppsskala man befinner sig. Värdet av en förbättring utöver den som ”miljökonsumenterna” har rätt till bör mätas som betalningsvilja för en förbättring. Samtidigt bör värdet av en förbättring upp till den nivån (eller kostnaden av en försämring under den nivån) mätas som ersättningskravet för att acceptera en försämring. I Figur 6 illustreras detta genom att olika sektioner av den marginella nyttan representerar betalningsvilja respektive ersättningskrav.

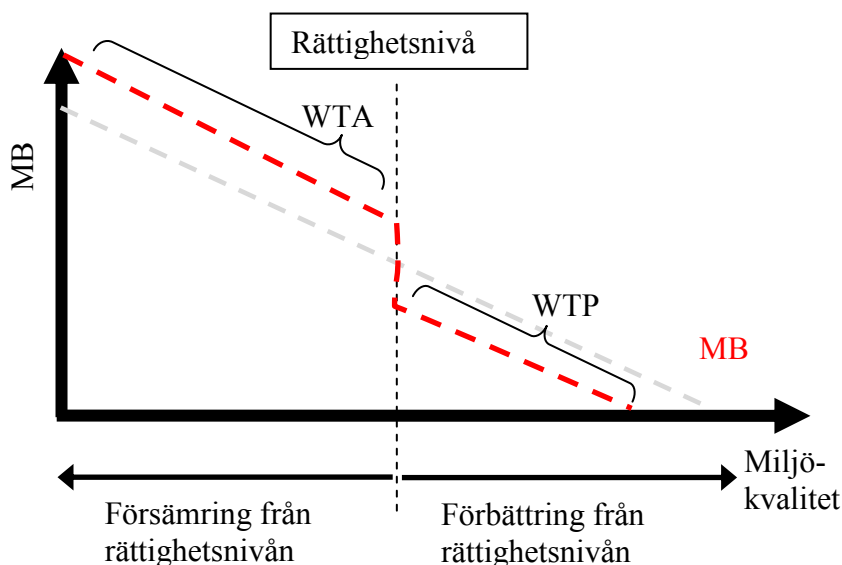


Figur 6. När rättigheten till exempelvis miljö-kvalitet är delad bör nyttan av förbättrad miljö-kvalitet mätas med olika mått beroende på om förändringen sker i intervallet där miljökonsumenterna har rättighet till en miljö-kvalitet eller i intervallet där de inte har en sådan initial rättighet. Värdet av förändringar till vänster bör mätas som ersättningskrav, WTA medan betalningsvilja, WTP är det korrekta måttet till höger.

Spelar det då någon roll om värdet bör mätas som WTP eller som WTA? Frågan är särskilt berättigad i relation till att mätproblemen är stora oavsett vilket mått som används. Vidare är det utifrån ett miljömålsperspektiv inte uppenbart att värdet av miljöförändringar är relevant när det handlar om att analysera vilka åtgärder som bör genomföras. Men det kan ändå vara viktigt att reflektera över *möjliga* implikationer av skillnaden

mellan WTP och WTA. Dessa är viktiga när det gäller att tolka och bedöma rimligheten i resultaten av kostnadsminimeringsanalyser. Det kommer också att visa sig.

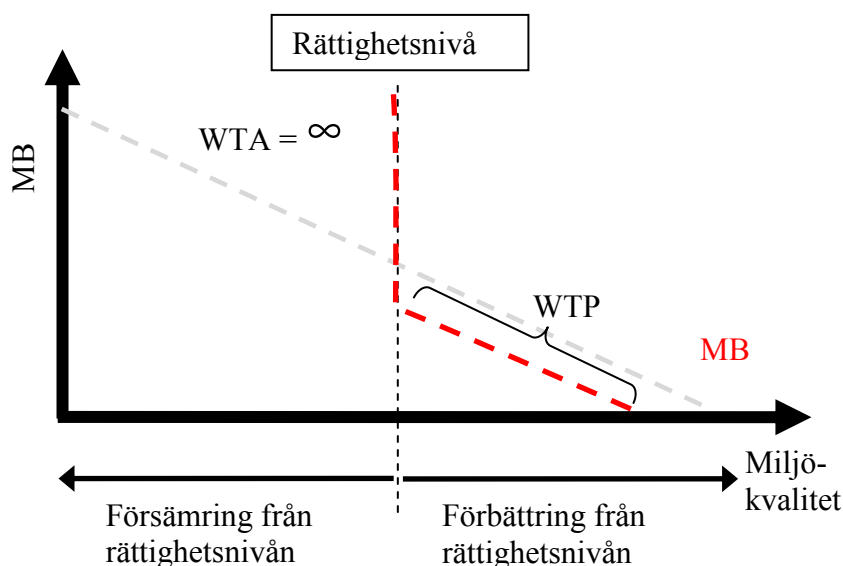
Det kan konstateras att det inte är orimligt att måtten skiljer sig åt och att detta faktiskt speglar de skillnader i människors värderingar som följer av att man värderar någonting utifrån olika situationer. Den som *har* en rättighet är, i och med denna rättighet, rikare än om hon saknar rättigheten. Enkelt uttryckt så har en fattigare person, i situationen utan rättighet, en mer begränsad möjlighet att betala. Det innebär att betalningsviljan i vissa fall kan vara lägre än vad ersättningskravet skulle vara om personen hade rättigheten. I Figur 7 illustreras en möjlig följd av detta. Notera att skillnaden mellan WTP och WTA endast är en *möjlighet* och att det är en empirisk fråga om den verkligen finns i det enskilda fallet. För att förstå att det kan finnas en skillnad mellan de två måtten kan man tänka sig ett fall där nyttigheten är väldigt viktig för individen och att den utgör en stor del av individens förmögenhet och inkomst. I ett sådant fall kan man tänka sig att individer "inte för någon ersättning vill avstå från sin rättighet" och att WTA därmed är oändligt hög. Även om det i många fall sannolikt finns en väldigt hög ersättning som skulle medföra att individen avstod från sin rättighet så saknas en övre gräns för hur hög WTA skulle kunna vara. WTP begränsas däremot av individens möjlighet att betala och kan på så sätt inte blir hur hög som helst. Skillnaden *skulle* alltså kunna vara väldigt stor. I de flesta fall är den dock sannolikt mindre eller kanske obefintlig.



Figur 7. Om rättighetsfördelningen innebär att det finns en skillnad mellan WTP och WTA kan detta leda till en situation som skulle kunna illustreras som ovan.

En annan aspekt på skillnaden mellan WTA och WTP finns i hur man hanterar osäkerhet. Anta att det finns ett fall där man vid beslutstillfället inte känner till värderingarna hos dem som drabbas av miljöförändringen. Detta gäller i princip alltid beslut som går ut över framtida generationer. Hur ska man hantera den osäkerhet som gäller framtida generationers värderingar? Skiljer sig den osäkerheten från annan osäkerhet? Den skulle kunna hanteras på i princip samma sätt som annan form av osäkerhet genom att man gör en bedömning av hur värderingarna sannolikt kommer att vara. Denna bedömning kom-

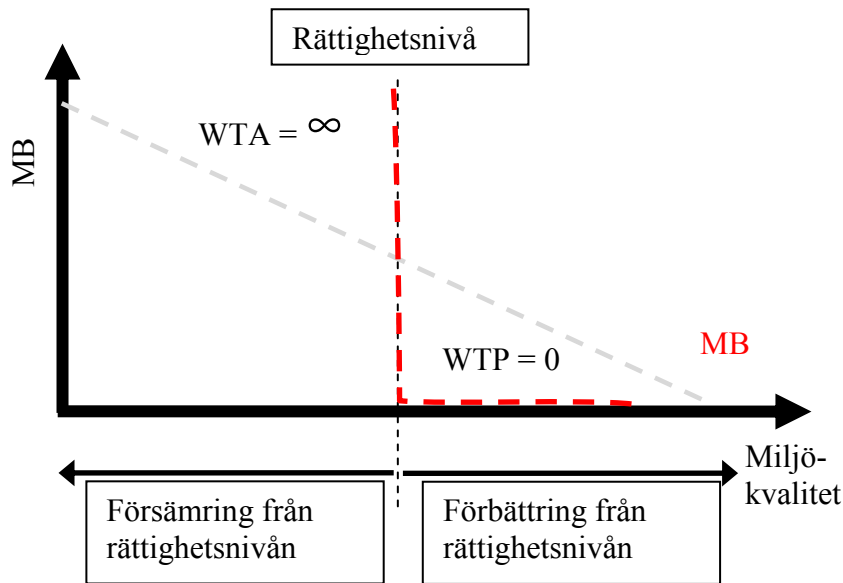
pletteras med en känslighetsanalys utifrån ett rimligt intervall som avviker från detta. Med utgångspunkt i ett rättighetsperspektiv kan man också resonera att den som saknar rättighet till en nytta inte heller har rätt att själv avgöra vilken ersättning den som har rättigheten har rätt att kräva. Ur det perspektivet skulle nuvarande generation inte ha någon rätt att "sätta priset" för framtida generationer. Detta skulle i praktiken innebära att priset på framtida generationers rättigheter är oändligt högt. Så länge vi inte vet vad de kräver i kompensation måste vi (anta att de verkligen har en odiskutabel rättighet) utgå från att WTA kan vara oändligt högt. Om framtida generationer tilldelas så starka rättigheter leder det i praktiken till en skyldighet för nuvarande generation att oavsett kostnad respektera dessa rättigheter.



Figur 8. Om exempelvis framtida generationer har rätt till en viss miljö-kvalitet och nuvarande generation saknar rätt att "gissa" framtida generationers värderingar så kan detta leda till slutsatsen att WTA, i brist på information, måste betraktas som oändligt hög.

Det kan förefalla som om sådana starka rättigheter skulle vara ett önskvärt skydd för framtida generationer. Men det är viktigt att konstatera att så inte alls behöver vara fallet. De kostnader som nuvarande generation måste bära för att respektera framtida generationers rättigheter skulle kunna användas på ett sätt som skulle gynna framtida generationer på ett bättre sätt.

Slutsatsen av resonemanget i detta avsnitt är att fördelningen av rättigheter kan vara betydelsefull när det gäller hur höga värden som renare miljö ska tillskrivas. Särskilt stor betydelse kan detta få när det råder osäkerhet om framtida generationers värderingar samtidigt som dessa tillskrivs starka rättigheter exempelvis en viss miljö-kvalitet. Värdet uttrycks i form av den betalningsvilja eller det ersättningskrav som potentiella köpare respektive säljare uttrycker. Därför kan den genuina osäkerhet som råder om framtida generationers värderingar tolkas på följande sätt. Så länge de inte uttrycker något ersättningskrav så "vill de inte sälja" och därmed är $WTA = \infty$. Vidare, så länge de inte uttrycker någon betalningsvilja så "vill de inte köpa" och därmed är $WTP = 0$. En sådan tolkning illustreras i Figur 9.

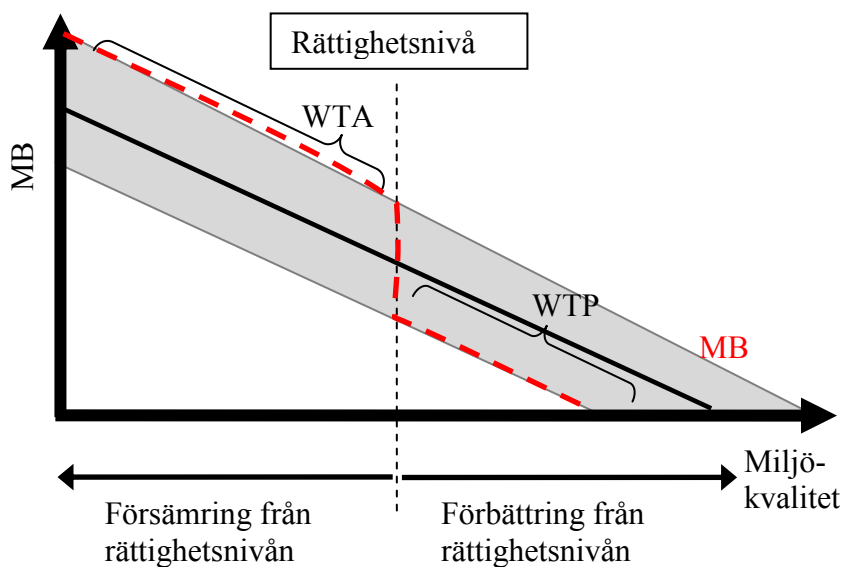


Figur 9. En extrem tolkning av att framtida generationer tilldelas starka rättigheter i kombination med att deras värderingar är okända för nuvarande generation leder till att värdet av miljöförbättringar upp till rättighetsnivån blir oändligt. Samtidigt är värdet över denna nivå noll.

Figur 9.illustrerar en situation där framtida generationer tillskrivs en extremt stark äganderätt till en viss miljö-kvalitet. En sådan tolkning av framtida generationers rättigheter behöver inte alls vara till gagn för framtida generationer. Det kan ju visa sig att de skulle acceptera en viss försämring om de kompensterades på annat sätt. Om det samtidigt visar sig mycket kostsamt att uppnå den miljö-kvalitet som framtida generationers rättigheter tillskrivits skulle mycket kunna sparas om miljö-kvaliteten tillåts försämrars något. Dessa kostnadsbesparingar skulle kunna räcka för att mer än väl kompensera framtida generationer.

Ekonomisk teori kan inte användas för att föreskriva på vilket sätt rättigheter *bör* fördelas initialt. Om man anser att framtida generationer bör tillskrivas starka och okränkbara rättigheter så är det i huvudsak en moralisk fråga. En ekonomisk analys kan dock visa att framtida generationer inte med nödvändighet gynnas välfärdsmässigt av ”för starka” rättigheter till en viss nytthet.

Slutligen skulle man kunna använda sig av någon form av kompromiss när det gäller att hantera den osäkerhet som råder rörande framtida generationers värderingar. Vi i dagens generation bör inte tillskriva framtida generationer en *fullständig* tolkningsrätt till sina egna värderingar och därmed i praktiken betrakta WTA som oändligt hög. Istället bör man förespråka en *viss försiktighet* i tolkningen och gissningen av framtida generationers värderingar. Detta skulle exempelvis i en analys kunna uttolkas att WTA är relativt hög och WTP är relativt låg. I Figur 10 har en uppskattning av framtida generationers värderingar gjorts och illustrerats med en svart linje. Det grå intervallet anger en bedömd rimlig spridning. Med en *viss försiktighet* i tolkningen skulle man kunna förespråka att värden enligt den röda streckade linjen används i en analys.



Figur 10. En viss försiktighet och respekt för framtida generationers rättigheter kan tolkas som att en rimligt hög WTA och en rimligt låg WTP bör användas i kalkyler.

Slutsatsen av den senare tolkningen av framtida generationers rättigheter blir att framtida generationers rätt till en viss miljö-kvalitet har visst skydd, men inte ett oändligt skydd. Detta skulle, i en kostnads- nyttoanalys leda till att nuvarande generation bör acceptera relativt höga kostnader upp till den miljö-kvalitetsnivå som framtida generation har rätt till, men att åtgärder därutöver inte kan motiveras om inte marginal-kostnaderna är betydligt lägre.

3.2.2.4 Sammanfattning av samhällsekonomiska värde-mått

Samhällsekonomiska mått på värden ska spegla individers subjektiva värderingar. Men eftersom själva värderingarna inte kan observeras eller mätas så används de monetära måtten *maximal betalningsvilja* eller *minsta ersättningskrav*. Inte något av dessa mått behöver motsvaras av någon faktisk betalning.

Hur mycket man faktiskt behöver betala för att erhålla någonting påverkar inte brutto-värdet. Detta är därför oberoende av priset. På samma sätt påverkas inte värdet av att använda någonting, som man redan äger, av hur mycket man får betalt om man säljer det. Istället speglas värdet av vad man, som lägst, skulle kräva i kompensation för att avstå från sin rättighet. I Tabell 3 sammanfattas vilket av de samhällsekonomiska måtten som bör användas för respektive situation.

Tabell 3. Relationen mellan samhällsekonomiska värdemått, rättighetsfördelning och typ av förändring. Vilket mått som är korrekt avgörs av vilken rättighet den värderande individen har.

	Individen har rättighet	Individen saknar rättighet
Förbättring	Individen har rätt till en förbättring. Det korrekta måttet på värde är minsta ersättningskrav för att avstå från förbättringen .	Individen har ingen rättighet till någon förbättring. Det korrekta måttet på värde är maximala betalningsviljan för att få förbättringen .
Försämring	Individen har rätt att slippa en försämring. Det korrekta måttet på värde är minsta ersättningskrav för att acceptera försämringen.	Individen har ingen rättighet till nuvarande nivå. Det korrekta måttet på värde är maximal betalningsvilja för att slippa försämringen-

Det är viktigt att notera att de två måtten, betalningsvilja respektive ersättningskrav *kan* skilja sig åt. I extremfallet är det lätt att föreställa sig att betalningsvillighetsmättet begränsas av individens budget medan ersättningskravet i princip är obegränsat. Någon-ting som i dagligt tal skulle beskrivas som ”ovärderligt” som ens eget liv har för många ett närmast oändligt värde om det lägsta ersättningskravet används. Däremot blir värdet begränsat om maximal betalningsvilja används.

Men det faktum att måtten kan skilja sig åt innebär inte att de behöver skilja sig åt särskilt mycket beträffande samtliga företeelser. Om det som ska värderas inte är exceptionellt viktigt (som i fallet med ens eget liv) och om betalningsviljan inte nämnvärt påverkas av budgetbegränsningen så behöver de två måtten inte skilja sig nämnvärt åt. Detta faktum i kombination med att det i regel uppfattas som svårare att empiriskt mäta *lägsta ersättningskrav* än *maximal betalningsvilja* medför att det *kan* vara befogat att använda betalningsvilja som mått även i de fall där ersättningskrav borde användas.

3.3 Värde från kostnadssidan

Som ovanstående genomgång visar så ska värdet och nyttan av en åtgärd inte förväxlas med kostnaden för åtgärden. Det är mycket viktigt att skilja på nyttan och kostnaden av en åtgärd. För att önskvärdenheten av en viss åtgärd ska kunna bedömas måste för- och nackdelar, nytta och kostnader jämföras med varandra.

Två argument för att mäta värdet på kostnadssidan:

- 1) Ett beslut om att acceptera kostnader implicerar att det som uppnås är minst lika mycket värt (vilket i sig kräver att den som fattat beslutet verkligen beaktat såväl kostnad som nytta). I detta fall förutsätts marginalkostnaden vara lika med

marginalnyttan i den optimala punkten. Det är dock mycket viktigt att inte blanda ihop nytta med kostnader. Kostnader kan visserligen ibland indikera nytta men det gäller bara om ett rationellt beslut har fattats. Om så är fallet så kan kostnaderna vara (betydligt) högre än nyttan och visa att någon verkligen har gjort en avvägning. Men beslut *kan* vara fattade på felaktiga grunder utan en korrekt indikator.

- 2) I en beslutssituation där ett visst mål ska uppnås innebär genomförandet av en viss åtgärd inte att miljökvaliteten förändras utan "bara" att någon annan åtgärd inte behöver utföras. Värdet av den utförda åtgärden utgörs därför av kostnaden för den åtgärd som inte behöver genomföras (en kostnad som man alltså kan undvika handlar om kostnadsbesparing). Notera här att det är kostnaden för en åtgärd exempelvis med Leca-kulor som ligger till grund för värderingen av användningen av en annan åtgärd exempelvis fosforfilter. I detta fall utgör värdet av en åtgärd den kostnadsbesparing som kan göras genom att en annan åtgärd kan undvikas. Ett kostnadsbaserat värdemått är således det korrekta måttet och speglar den faktiska välfärdsförändringen som ett beslut för med sig.

Vid värderingen av en åtgärd är det viktigt att beakta *beslutssituationen*! Om beslutssituationen är att ett visst mål *ska* uppfyllas så är värdet av en viss åtgärd alltid lika med den kostnad som man sparar genom att en annan åtgärd inte behöver utföras.

3.3.1 Värdet från kostnadssidan när det finns en målsättning

Om det finns ett fastställt miljömål som *ska* uppfyllas så innebär det att beslutet att använda en viss åtgärd även medför att en annan åtgärd inte behöver genomföras. Så länge målsättningen ligger fast och så länge den verkligen uppfylls, så förändras alltså inte miljökvaliteten av att en viss åtgärd används. I en sådan situation är värdet och nyttan av en förändrad miljökvalitet irrelevant när det gäller att bestämma hur värdefull en viss åtgärd är. Istället är det den kostnadsbesparing som kan göras genom att målet uppfylls på ett annat sätt som anger hur värdefull en viss åtgärd är. Genom att lägga till en viss åtgärd till det samlade åtgärdspaketet kan en annan åtgärd undvikas. För att uppnå målsättningen att minimera kostnaderna så bör man avstå från den dyraste åtgärden. När en ny åtgärd utvärderas är det alltså den kostnadsbesparing som kan göras som utgör grunden för att bedöma hur värdefull den nya åtgärden är. Det gäller under förutsättning att det finns ett fastlagt mål.

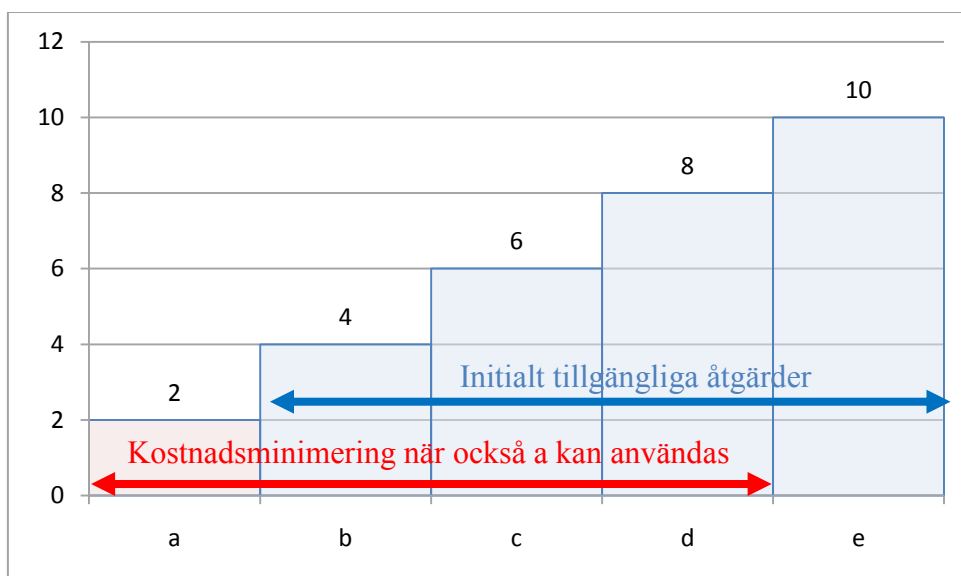
Som exempel kan man anta att det finns ett miljömål där fyra enheter av ett utsläpp ska reduceras. För närvarande finns de fyra åtgärderna b – e, vilka var och en reducerar utsläppen med en tillgänglig enhet. Åtgärderna har olika kostnader; åtgärd b kostar 4, c kostar 6, d kostar 8 och e kostar 10, se figur 11 nedan. Med de initialt tillgängliga åtgärderna är kostnaden för att uppnå målet därmed 28. Hur värdefullt skulle det då vara att få tillgång till ytterligare en åtgärd? Anta att en ny åtgärd ska utvärderas och att denna åtgärd reducerar utsläppen med en enhet. Om den nya åtgärden, åtgärd a används så räcker det att tre av de initiala åtgärderna används för att målet ska nås. Det innebär att en av de initiala åtgärderna inte behöver användas och att kostnaden för denna kan undvikas. Om kostnadsminimering är ett mål så bör man avstå från att använda den dyraste av de initiala åtgärderna. En konsekvensbedömning av den nya åtgärden visar



Foto: Urban Wigert

För miljömål med kvantifierad målnivå så är värdet av en åtgärds effekt på miljömålet lika med den samhälls-ekonomiska marginalkostnaden att nå målet. Flytjodsbrunn.

att man sparar kostnader motsvarande den dyraste av de åtgärder som tidigare krävdes för att nå målet. Denna kostnadsbesparing är den positiva effekten av att en ny åtgärd har använts. I exemplet bör man avstå från åtgärd e vilket innebär att bruttovärdet av att införa den nya åtgärden, åtgärd a är 10. I exemplet som illustreras i figuren nedan är kostnaden 2 för åtgärd a. Det innebär att nettovärdet av att införa a blir 8 (en kostnadsbesparing på 10 minus en kostnad på 2). Man kan också notera att den totala kostnaden för att nå målet till lägsta möjliga kostnad har sjunkit till 20 i och med att åtgärd a är tillgänglig ($2+4+6+8=20$). Den totala kostnaden för att nå målet har alltså sjunkit med 8 ($28-20=8$), vilket innebär att nettovärdet av att använda åtgärd a är 8.

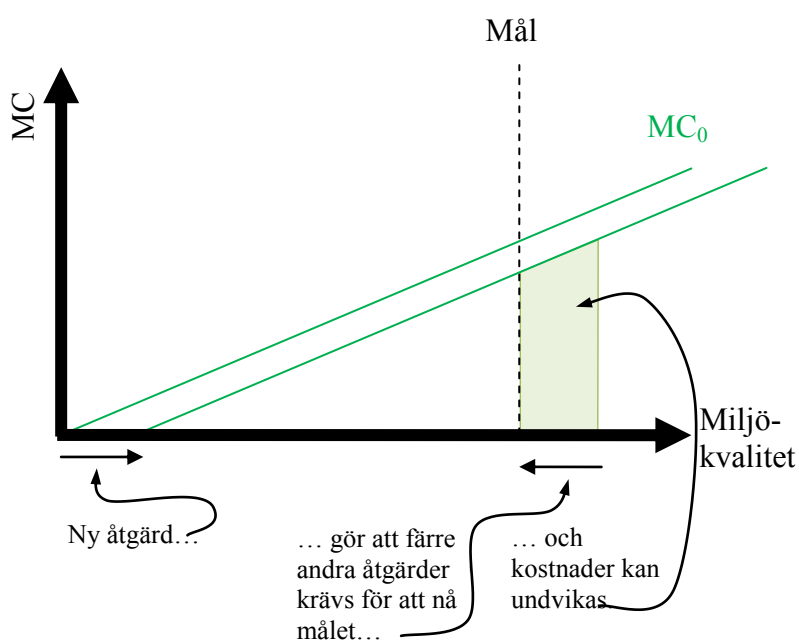


Figur 11. Hur blir kostnadsminimeringen när målsättningen är utsläppsreduktion med fyra enheter? När åtgärderna b-e är tillgängliga måste samtliga åtgärder användas. När åtgärd a blir tillgänglig bör denna användas för att minimera kostnaderna. Bruttovärdet av åtgärd a är 10 eftersom kostnaden 10 kan sparas genom att åtgärd e kan undvikas. Nettovärdet av att använda a är därmed 8. Under förutsättning att målet ska uppfyllas så påverkar inte värdet av miljöpåverkan bedömningen av hur värdefull införandet av åtgärd a är.

Det bör noteras att bruttovärdet av ytterligare en åtgärd är 10 oberoende av kostnaden för denna åtgärd. Nettovärdet av den tillkommande åtgärden beror också på kostnaden för denna åtgärd. Anta exempelvis att åtgärd f har bruttokostnaden 12. Nettovärdet av att verkligen utföra en sådan åtgärd hade varit -2. Kostnaden 10 hade då kunnat sparas genom att undvika åtgärd e, men samtidigt medför åtgärd f en kostnad på 12. Den totala kostnaden för att nå målet med åtgärderna b, c, d och f skulle vara 30, alltså 2 mer än den initiala kostnaden då målet nåddes med åtgärderna b – e. En konsekvensanalys av åtgärd f skulle alltså utmytna i att åtgärd f inte bör användas.

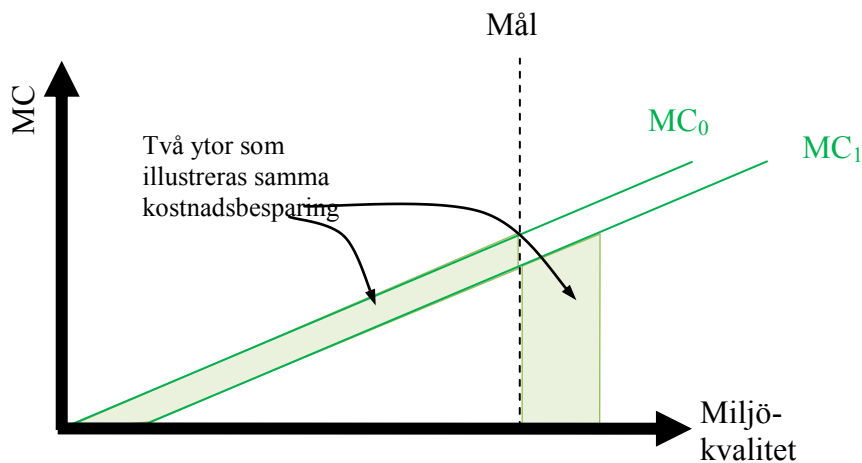
Vidare bör man notera att bruttovärdet av att införa en ny åtgärd har beräknats utan någon relation till hur värdefull en miljöförbättring anses vara. Skälet till detta är den beslutssituation som vi antagit, nämligen att utsläppen ska minska med fyra enheter. Så länge man håller fast vid den målsättningen så påverkar inte värdet av en miljöförändring bedömningen av om en ny åtgärd bör införas eller inte. Med en fastslagen målsättning så är det, som exemplet ovan visat, kostnaden för den dyraste åtgärden. Det gäller i den kostnadsminimerade kombinationen av åtgärder som tidigare krävdes för att nå målet och som anger bruttovärdet av att införa en ny åtgärd.

I nedanstående mer generella figur illustreras principiellt hur en ny åtgärd värderas när en målsättning finns. För att förenkla illustrationen antar man att kostnaden för den nya åtgärden, som ska utvärderas, är noll.



Figur 12. En ny billigare åtgärd med kostnaden noll, medför att marginalkostnadskurvan förskjuts åt höger. Kostnader, motsvarande den skuggade ytan, kan sparas genom att dyrare åtgärder inte längre behöver användas för att uppnå målet.

Den nya åtgärden, med marginalkostnaden noll, illustreras genom att marginalkostnads-kurvan förskjuts åt höger motsvarande en sträcka som motsvarar kvantiteten av den nya åtgärden (detta motsvarar att åtgärd a läggs till och placeras längst till vänster i Figur 11). Detta illustreras i figuren av den vänstra pilen under x-axeln samt av att marginalkostnads-kurvan förskjutits från MC_0 till MC_1 . Genom att den nya åtgärden tillkommer så kan mängden andra åtgärder, som tidigare hade behövts för att uppnå målet, minska. På så sätt kan de kostnader som dessa skulle ha medfört undvikas. Den nya åtgärden kommer i detta fall inte att påverka miljö-kvaliteten, eftersom man avstår från motsvarande mängd åtgärder. Värdet av en förändrad miljö-kvalitet saknar därför betydelse.



Figur 13. Kostnadsbesparingen som illustreras i Figur 12 kan också illustreras som ytan mellan marginalkostnadskurvorna upp till målet.

3.3.2 Mätning av kostnadsbesparingar i praktiken

För att korrekt uppskatta den kostnadsbesparing som kan göras krävs kunskap om den kostnadsminimerade kombinationen av åtgärder. Kostnadsbesparingen utgörs av marginalkostnaden för att uppnå målet. I det enkla fallet med ett miljömål kan detta utgöra marginalkostnaden för den dyraste åtgärden som ingår i den kostnadsminimerade kombinationen. Notera att det alltså inte handlar om marginalkostnaden för den dyraste av alla tillgängliga åtgärder och inte heller marginalkostnaden för den allra billigaste åtgärden.

Målet behöver ännu inte vara uppfyllt. Vid utvärderingen av en viss åtgärd krävs inte att den faktiska användningen av en annan åtgärd upphör. Det räcker med att man för att uppnå målet slipper använda den åtgärd som hade varit dyrast i en kostnadsminimerad kombination utan den nya aktuella åtgärden.

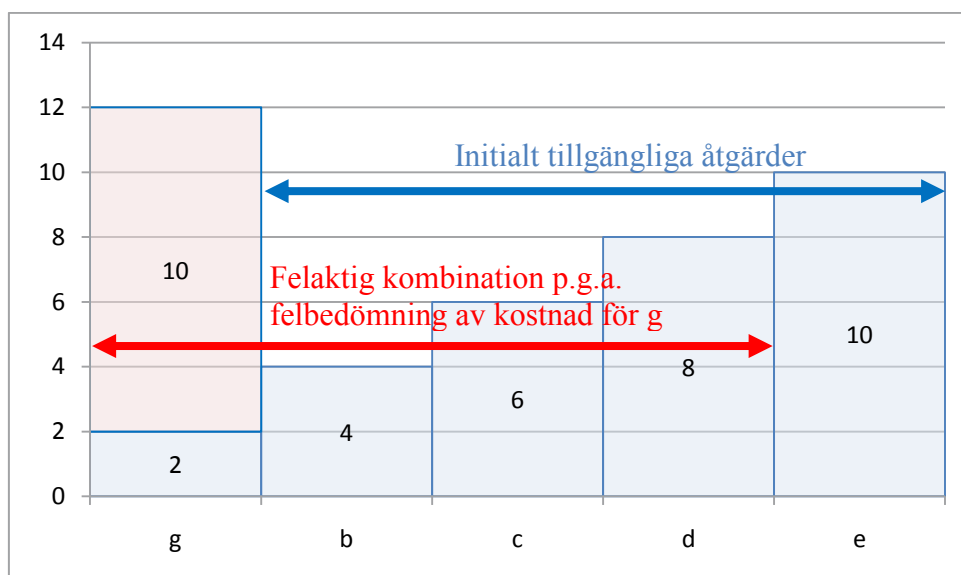
Kostnader för exempelvis en åtgärd måste för att vara relevanta i en samhällsekonomisk bedömning spegla den uppoffring som resursanvändningen innebär. Delar av resursanvändningen speglas i regel via marknadspriser (verksamhetsutövaren betalar för arbetstid och material etc.). Men det finns också resursanvändning vars kostnader inte direkt

speglas i något marknadspris. Exempel på det senare är olika former av miljöpåverkan. Detta problem vidareutvecklas i avsnitt 3.3.3.

3.3.3 Ofullständig uppskattning av kostnaden för en ny åtgärd

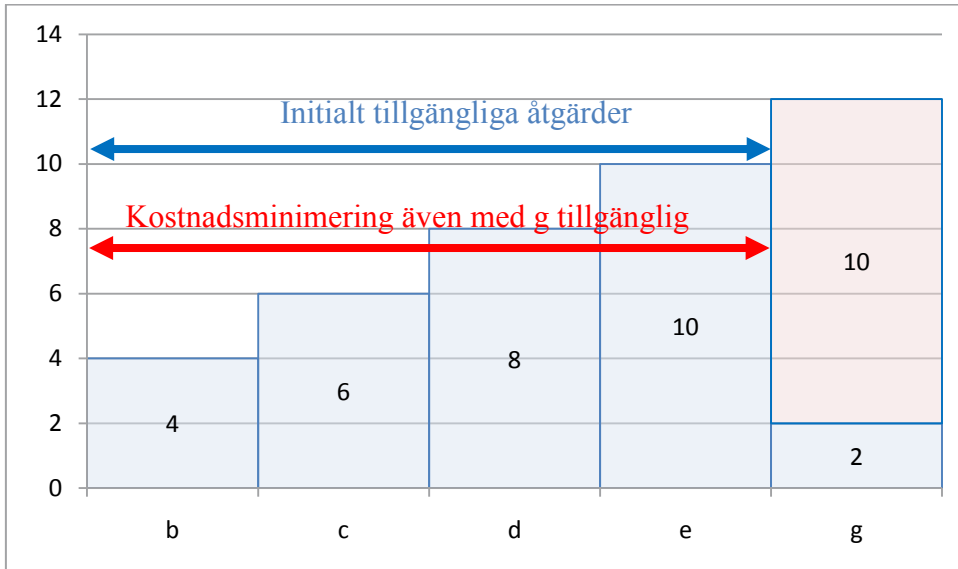
Nettovärdet av en ny åtgärd utgörs av den kostnadsbesparing som kan göras genom att den alternativa dyraste åtgärden kan undvikas minus kostnaden av den nya åtgärden. Det här förutsätter att det finns en viss målsättning. För att en ny åtgärd ska vara önskvärd måste den ha en lägre kostnad än den dyraste åtgärden som ingår i den tidigare kostnadsminimerade kombinationen av åtgärder.

Kostnaden för en åtgärd utgörs av värdet av de resurser som går åt för att genomföra åtgärden. I regel så går det att få ett mått på värdet av en del av resursanvändningen via priser. Priset för till exempel material och arbetskraft speglar det faktum att dessa resurser skulle ha kunnat användas på ett annat sätt och att det därför är förknippat med en kostnad att använda dem. Men om det finns resursanvändning vars kostnad inte speglas i marknadspriserna så speglar de inte heller den totala samhällsekonomiska kostnaden för en åtgärd. Anta exempelvis att det finns en åtgärd g som förefaller ha samma kostnad som åtgärd a, alltså kostnaden 2. Men åtgärd g leder till ökade utsläpp som i sin tur ger upphov till miljökostnaden 10. Vi bortser för närvarande från hur denna kostnad har beräknats. I Figur 14 har åtgärd g sorterats in längst till vänster utifrån det felaktiga antagandet att kostnaden för åtgärden är 2. Detta leder till den, felaktiga, slutsatsen att åtgärd g (liksom åtgärd a i exemplet ovan) bör användas.



Figur 14. Om åtgärd g felaktigt bedömts ha kostnaden 2 så kan den felaktigt bedömas ingå i en kostnadsminimerad kombination när målsättningen är utsläppsreduktion med fyra enheter. Nettovärdet av g bedöms felaktigt vara +8 (eftersom kostnaden för åtgärd e kan sparas) men är egentligen -2.

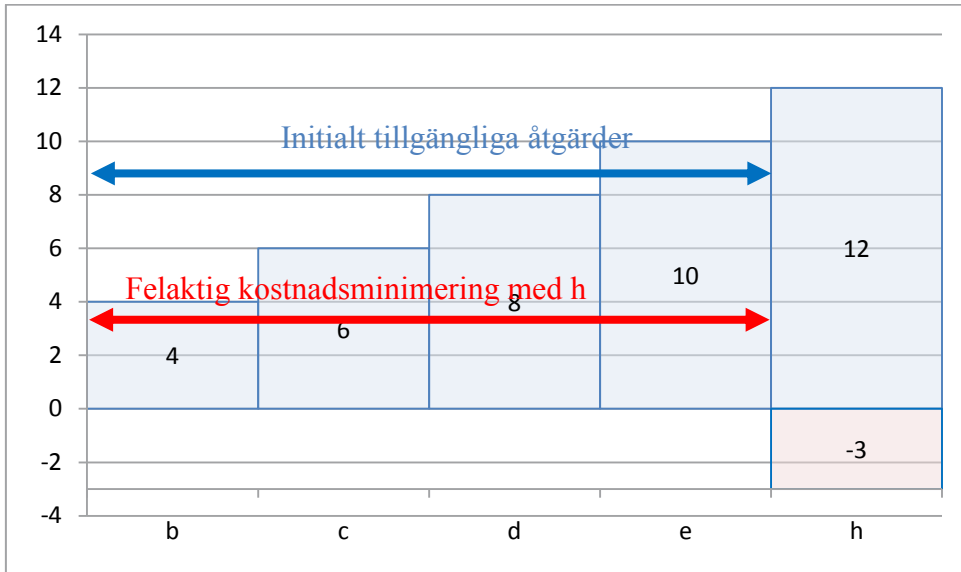
I Figur 15 nedan har åtgärd g sorterats in utifrån de fullständiga kostnaderna. Kostnaden för åtgärd g är 12 ($2+10=12$) och därmed är åtgärd g den dyraste av de i exemplet tillgängliga fem åtgärderna. Bruttovärdet av att införa åtgärd g skulle alltså vara 10 (eftersom åtgärd e då kan uteslutas) men åtgärd g kostar 12 vilket innebär att nettovärdet är -12 ($10-12=-2$). Åtgärd g bör alltså om man på ett korrekt sätt beaktar kostnaden för utsläppen inte användas.



Figur 15. Åtgärd g har en extern kostnad på 10 vilket betyder att den totala kostnaden för g är 12. Bruttovärdet av att använda åtgärd g som felaktigt bedömts ha kostnaden 2 kan felaktigt bedömas ingå i en kostnadsminimerad kombination när målsättningen är utsläppsreduktion med fyra enheter.

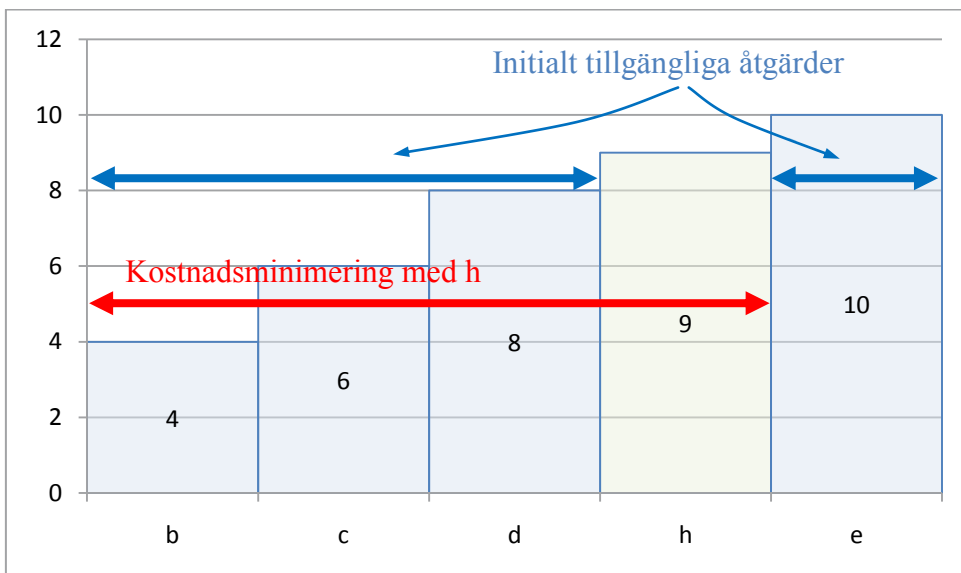
Det kan också finnas åtgärder som bidrar till andra miljöförbättringar än den som analyserats här. Om dessa inte värderats via de priser som ligger till grund för kostnadsuppskattningen så blir kostnadsuppskattningen missvisande. En miljöförbättring ”som bi-effekt” skulle innebära att kostnaden för åtgärden blir *lägre* än vad en kostnadsuppskattning baserad på marknadspriser skulle visa. Anta exempelvis att åtgärd h har en kostnad som felaktigt uppskattats till 12. En analys utifrån denna felaktiga kostnadsuppskattning leder till att nettovärdet av att använda åtgärd h är -2 och blir en orsak till att h inte används. Man undviker kostnaden 10 genom att avstå från åtgärd e samtidigt som åtgärd h kostar 12. Åtgärd h har dock ytterligare en positiv miljöeffekt som värderats till 3. Vi bortser för närvarande från hur denna värdering har gjorts. I Figur 16 har värdet av den, felaktigt obeaktade, positiva miljöeffekten illustrerats som en negativ kostnad.

Åtgärd h har alltså ytterligare en positiv miljöeffekt som värderats till 3. Detta innebär att kostnaden för att åtgärda exemplens miljöproblem är 9 ($12-3=9$). I Figur 17 har åtgärd h sorterats in utifrån kostnaden 9 och det framgår där att åtgärden bör användas för att nå målsättningen till lägsta möjliga kostnad. Bruttovärdet av åtgärd h är alltså 10.



Figur 16. Åtgärd h har en extern nytta på 3 (här illustrerad som en negativ kostnad). Om man bortser från denna nytta så blir nettovärdet av att använda åtgärd h -2 och, den felaktiga, rekommendationen blir att inte använda åtgärd h.

Åtgärd e kan undvikas och kostnaden 10 därmed sparas. Men med den korrekt beaktade kostnaden 9 blir nettovärdet av åtgärd h 1 ($10-9=1$). Eftersom åtgärd h nu kan användas så kan målet uppnås med totalkostnaden 27 istället för 28.



Figur 17. Åtgärd h har en kostnad på 9 ($12-3=9$). Nettovärdet av att använda åtgärd h är alltså 1.

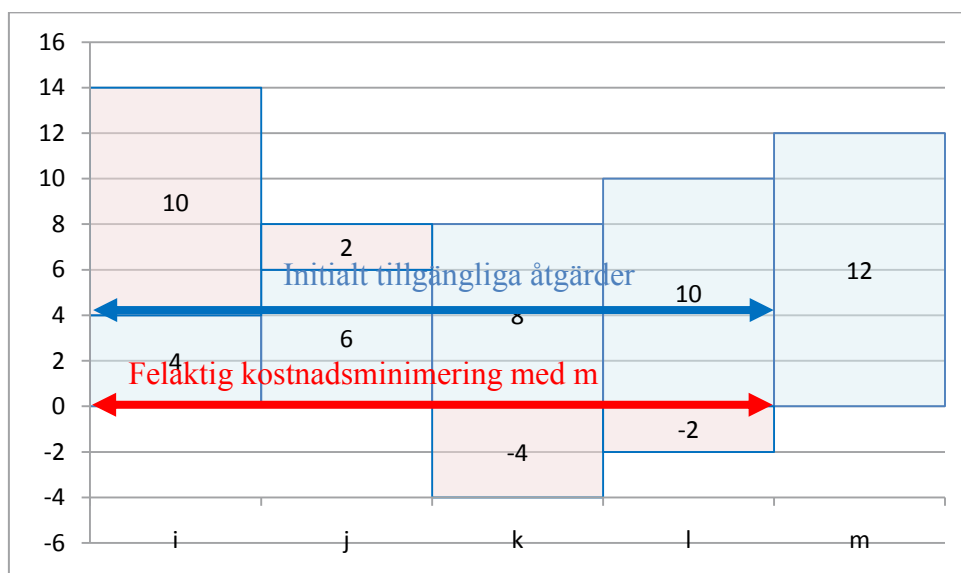
De senaste exemplen visar att det är viktigt att beakta värdet av alla effekter som en utvärderad åtgärd har. Utöver den avsedda miljöeffekten kan en åtgärd ha andra såväl positiva som negativa miljöeffekter. Den kan även ge andra effekter till exempel på

hälsa eller livsmedelsberedskap. Om kostnaden för en åtgärd är högre än vad de marknadsprissatta kostnaderna anger, som för åtgärd g i exemplet, så kan detta leda till att en åtgärd inte bör genomföras av hänsyn till värdet av alla effekter. Ändå tillskrivs denna åtgärd ett positivt nettovärde. Om kostnaden för en åtgärd istället är lägre än vad de marknadsprissatta kostnaderna anger så kan detta leda till att man inte bör genomföra en viss åtgärd, som åtgärd h i exemplet, trots att en mer korrekt analys hade visat att den bör användas.

När det finns en fastställd målsättning så utgörs bruttovärdet av att införa en viss åtgärd av den kostnadsbesparing som kan göras. Kostnadsbesparingen avser kostnaden för den åtgärd som kan undvaras. För att minimera kostnaderna så avstår man från den dyraste av de åtgärder som behövs för att nå målet. Detta innebär att det krävs kunskap om kostnader och andra åtgärders kapacitet för att värdet av en viss åtgärd ska kunna beräknas på ett korrekt sätt. Precis som den utvärderade åtgärden kan medföra andra miljöeffekter så skulle naturligtvis också många andra åtgärder kunna ha "bieffekter", vars värden inte alltid beaktas. Implikationen av detta behandlas i följande avsnitt.

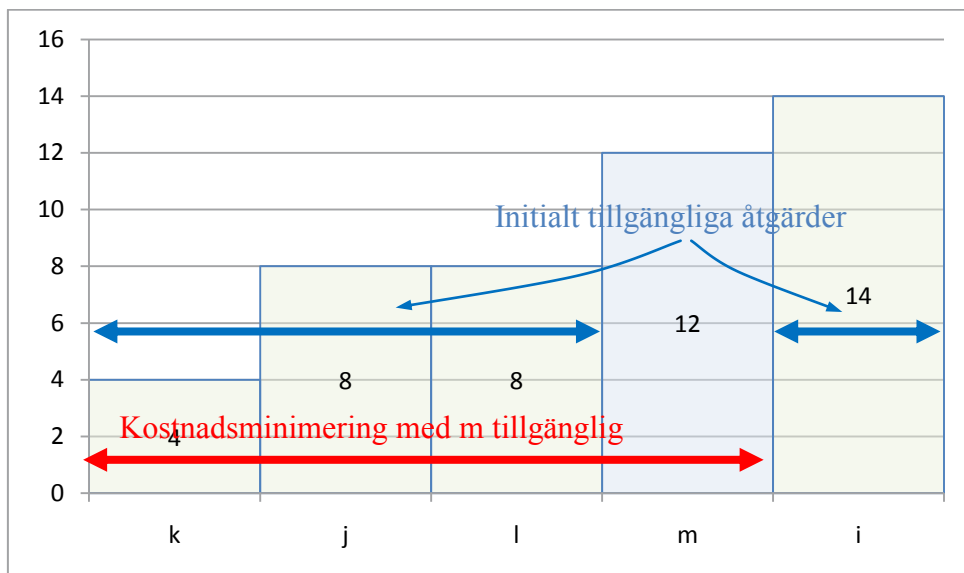
3.3.4 Ofullständig uppskattning av kostnaden för andra åtgärder

Anta, liksom ovan, att mängden "effekt" (miljöförbättring) som man önskar uppnå är 4. Vi börjar med åtgärderna i – l med *till synes* samma kostnadsbild som åtgärderna b – e ovan. Till skillnad från ovan så har dessa fyra initiala åtgärder "bieffekter", vilket illustreras i Figur 18. Om man felaktigt bortser från värdet av bieffekterna så är kostnaden för den dyraste av åtgärderna i den kostnadsminimerade kombinationen 10. Det betyder att värdet av att införa en ny åtgärd exempelvis m med effekt 1 skulle bedömas vara 10.



Figur 18. De fyra initialt tillgängliga åtgärderna förefaller ha kostnader så att målet kan nås till den totala kostnaden 28. Bruttovärdet av en ny åtgärd förefaller vara 10 (åtgärd l kan uteslutas) vilket innebär att åtgärd m, med kostnaden 12 tillskrivs det felaktiga nettovärdet -2.

10. Nya åtgärder med en bruttokostnad lägre än 14 bör därmed användas och ersätta den initialt dyraste åtgärden som är åtgärd i, se Figur 19. Åtgärd m med kostnad 12 har därmed ett bruttovärde på 14 och nettovärde på 2. Kostnaden för att nå målet utan åtgärd m är 34 medan möjligheten att använda åtgärd m innebär att kostnaden kan sänkas till 32.



Figur 19. När kostnaden för de initiala åtgärderna uppmärksammas på ett fullständigt sätt framgår det att bruttovärdet av nya åtgärder är 14. Det beror på att åtgärd i som är dyrast kan uteslutas och kostnaden 14 sparas.

Slutsatsen av detta exempel är att alla andra åtgärders bieffekter måste värderas för att ett korrekt bruttovärde för en ”ny” åtgärd ska kunna beräknas.

3.3.5 Hur påverkar ovärderade bieffekter bedömningen av en åtgärd?

För att bedömningen av en åtgärd ska bli rättvis måste bieffekter och effekterna på andra miljöproblem också analyseras. Ovan information har visat att förekomsten av och påverkan på andra problem har två komplikationer.

Kostnaden för den analyserade åtgärden måste för att bedömningen ska bli rättvis inkludera påverkan på andra miljömål än det som står i fokus. En åtgärd som dessutom har låga kostnader men som också har höga externa kostnader kan felaktigt bedömas som en önskvärd åtgärd.

Nytan av en åtgärd bedöms utifrån kostnadsbesparingen som kan göras när ett mål uppfylls. Samtidigt måste värdet av alla andra åtgärders positiva effekter på andra miljömål än det som står i fokus också inkluderas.

Anta att alla åtgärder för att åtgärda ett visst miljöproblem – exempelvis N-utsläppen – som bieffekt också minskar P-utsläppen. Om man bortser från värdet av att reducera P-utsläppen så kommer den analyserade effekten att förefalla ha högre kostnad än vad den egentligen har. Värdet av en P-reduktion borde räknas bort från kostnaden. Det finns

därmed en risk för att en åtgärd som borde utföras inte kommer att framstå som önskvärd. Åtgärden är billigare än vad den förefaller vara (se exempelvis åtgärd h i Figur 16 och 17). Men samtidigt har man alltså bortsett från att alla andra åtgärder också är billigare än vad de förefaller vara (så är fallet för åtgärderna k och l i Figur 18 och 19). Det senare innebär att bruttovärdet av den utvärderade åtgärden sannolikt är övervärderat. Det gäller alltså kostnaden för den i övrigt dyraste åtgärden. Detta kan medföra att en åtgärd förefaller vara önskvärd trots att den egentligen inte är det. Att bortse från värdet av positiva bieffekter medför alltså två typer av motverkande problem. Utfallet kan såväl bli att antingen för mycket eller för lite av den utvärderade åtgärden framstår som önskvärd, beroende på hur stora bieffekterna för olika åtgärder är.

När det finns flera bieffekter och när dessa kan vara såväl positiva som negativa så kan ingenting sägas generellt om vilken typ av fel som blir följden av att inte inkludera dem i en kalkyl. Resultatet kan såväl bli för mycket som för lite av respektive åtgärd. Frågan är empirisk, och ett av syftena med föreliggande rapport är just att undersöka hur kalkyler och rekommendationer påverkas när värdet av bieffekter beaktas.

3.3.6 Vilka värden för bieffekter bör användas?

Ovan bortsåg vi från problemet med hur bieffekterna värderas. I exemplen ovan har vi utgått från att ett visst problem ska åtgärdas till en viss given fastslagen nivå och att det måste göras till lägsta möjliga kostnad. När det finns ett problem som ska åtgärdas och när åtgärderna endast (utöver de marknadsprissatta effekterna) ar effekt på problemet kan det ovan beskrivna angreppssättet användas. Bruttovärdet av en viss åtgärd utgörs av den kostnadsbesparing som kan göras.

Ovanstående angreppssätt skulle fungera och kunna motiveras om det hade funnits en ovärderad miljöeffekt. När det finns annan miljöpåverkan bör dock värdet av denna ingå i kalkylen. Anta exempelvis att huvudsyftet med en åtgärd är att minska N-utsläppen. Men samtliga åtgärder påverkar också P-utsläppen. Om ett värde per minskat P-utsläpp skulle finnas tillgängligt så skulle värdet av minskade N-utsläpp kunna bedömas utifrån kostnaden av att uppfylla målet på minskade N-utsläpp (som i Figur 19). Men om det också finns ett mål för minskade P-utsläpp bör åtgärder för att nå det målet också, enligt ovan, värderas utifrån kostnaden för den åtgärd som kan undvikas när man inför en ny åtgärd. I det fallet är dock påverkan på N-utsläpp att betrakta som en bieffekt. Bedömningen av hur värdefull en åtgärd är för att minska P-utsläppen beror därmed av värdet av minskade N-utsläpp.

En lösning på problemet att ”båda kalkylerna är beroende av varandra” är att samtliga åtgärder bedöms simultant utifrån målsättningen att samtliga miljömål ska uppfyllas samtidigt. Med ett sådant angreppssätt måste kostnaderna minimeras under förutsättning att flera miljömål uppfylls. En sådan analys resulterar i en kostnadsminimerad kombination av åtgärder samt i ett ”skuggpris” för respektive miljömål. Ett sådant skuggpris visar hur den totala kostnaden för att uppfylla samtliga mål skulle förändras om den målsättningen ändras med en enhet. I inledningens enkla exempel finns förutsättningar och åtgärds kombinationer i Tabell 10 sidan 8, och Tabell 2 sidan 9. Skuggpriset kan utifrån perspektivet att miljömålen redan är bestämda och ska uppfyllas tolkas som värdet på de nya åtgärder som behövs för att minska respektive utsläpp. I exemplet skulle

värdet av att kunna minska fosforutsläppen med en annan metod vara 250 kronor per kilo fosfor. Om ett kilo fosfor kan reduceras på annat sätt så kan användningen av våtmarker minskas med 0,125 hektar (1 kg / 8 kg /ha). Det innebär en kostnadsbesparing på 1 250 kronor. Men för att kvävemålet ska uppfyllas så måste samtidigt mängden skyddszoner öka. Den minskade användningen av våtmarker leder till att kvävereduktionen minskar med 1 kg och därmed måste skyddszonsanvändningen öka med 0,1 hektar vilket medför en ökad kostnad på 1 000 kronor. Totalt kan alltså 250 kronor sparas om fosfor kan renas på annat sätt. Skuggpriset på kväve är enligt exemplet 1 000 kronor. Om 1 kg kväve kan renas på annat sätt så kan man avvara 0,1 enheter skyddszon och därmed spara 1 000 kronor.

Notera att skuggpriserna är en följd av att kostnadsminimeringen har gjorts utifrån att två mål ska uppfyllas samtidigt. Enligt en analys där ett mål i taget ska uppfyllas utan att man tar hänsyn till övriga mål så blir värdet av en fosforminskning 1 000 kronor per kilo. Anta att man utifrån en sådan bristfällig analys har beslutat sig för att använda 10 enheter Leca-kulor för att nå fosformålet. Kostnaden blir 100 000 och är lägre än kostnaden för våtmarker på 125 000. Om man då ställs inför möjligheten att använda fosforfilter till en kostnad på 500 kronor per kilo fosfor så skulle det vara fördelaktigt. Men denna kostnad kan inte motiveras utifrån värdet av den mer korrekta analysen att 500 kronor överstiger värdet 250. Bedömningen av en ny enskild åtgärd blir alltså missvisande om skuggpriserna beräknats på ett icke fullständigt sätt.

Utifrån en given målsättning så bör alltså en åtgärds effekter värderas utifrån så kallade skuggpriser. Det handlar om vilken kostnadsbesparing som kan göras genom att den nya utvärderade åtgärden används. Det är viktigt att konstatera att detta värde inte med nödvändighet har någon direkt relation till värdet av en förbättrad miljö med minskade utsläpp. Detta beror på att beslutssituationen är sådan att det oavsett val av handlingsalternativ inte blir någon förändring i utsläpp eller miljö kvalitet. Istället handlar beslutet om att minimera kostnaderna för att nå en målsättning som redan fastslagits.

Slutsatsen är alltså att skuggpriser speglar det samhällsekonomiska värdet i en situation där målsättningarna är givna i förväg och ska uppfyllas till lägsta möjliga kostnad. För att dessa skuggpriser på ett korrekt sätt ska spegla värdet så måste den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder ha beräknats utifrån att alla mål ska uppfyllas. En uträkning av skuggpriser genom att beräkna en kostnadsminimerad kombination utan att ta hänsyn till bieffekter blir, som exemplet med fosforfilter visade, missvisande.

3.3.7 Är målsättningen verkligen given?

Hur ska politiska målsättningar tolkas? Speciellt när dessa är långt ifrån uppfyllda kan det ifrågasättas om det verkligen är aktuellt att genomföra alla åtgärder som krävs. En värdering av åtgärder som utgår från att kostnader kan sparas kan alltså ifrågasättas när det gäller att uppfylla ett mål som i praktiken aldrig kommer att uppfyllas.



Foto: Urban Wigert

Att värdera en åtgärd genom att beräkna vilka kostnader kan sparas genom att man då inte behöver sätta in andra åtgärder kan ibland vara en tveksam metod, inte minst om målet är orealistiskt satt.

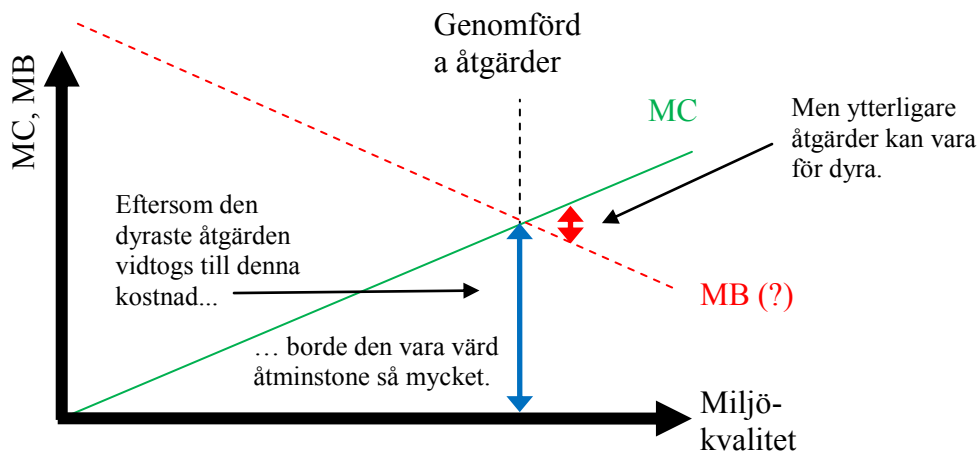
Man bör fråga sig:

- Om det övergripande uttalade målet också är ett verkligt mål som kommer att uppfyllas oavsett kostnader? Om så inte är fallet så kommer en värdering som grundas på potentiella kostnadsbesparingar att bli missvisande.
- På vilken nivå bör politiskt formulerade målsättningar accepteras som grund för en värdering? Om ett övergripande utsläppsmål har brutits ner till sektorsmål finns det en risk att marginalkostnaderna för måluppfyllelsen skiljer sig mellan olika sektorer. Sådana sektorsmål leder till att det övergripande målet uppnås via onödigt höga kostnader. Utifrån vilken kostnad ska en värdering grundas? Om sektorsmålen verkligen ska uppfyllas så bör värderingen grundas på kostnaden för den dyraste åtgärden i den sektorn (i den kostnadsminimerade kombinationen i figur 20 nedan). Det beror på att det är den åtgärden som skulle kunna undvikas genom att en ny åtgärd sätts in. Frågan är om sektorsmålen kommer att justeras så att en sektorsövergripande kostnadsminimering kan uppnås? I så fall bör värderingen snarare grundas i kostnaden för den dyraste åtgärden i en sektorsövergripande kostnadsminimerad kombination av åtgärder.
- Vilken nivå ska användas om det finns flera politiska nivåer för mål med samma miljöaspekt och utsläpp? Hur ska politiska mål som implicerar olika värden hanteras? Det kan exempelvis finnas en övergripande målsättning om maximala utsläpp eller utsläppsreduktion samtidigt som de faktiska styrmedel som införts leder till en helt annan utsläppsnivå. Det kan också finnas både ett reduktionsmål och en utsläppsskatt vars gemensamma nivå inte leder till att uppfylla reduktionsmålet. Det finns också exempel på att olika verksamheter med samma typ av utsläpp till samma mottagare är belagda med olika höga utsläppsskatter.

3.3.8 Vad blir värdet från kostnadssidan när målsättning saknas?

I exemplen ovan grundades värderingen av en åtgärd på att användandet av en viss åtgärd i sig inte påverkar miljö kvaliteten utan endast kombinationen av åtgärder som används för att uppnå målet. Bakom denna slutsats ligger antagandet om att det finns ett mål som ska uppnås och att beslutssituationen endast handlar om *vilka* åtgärder som ska nyttjas för att nå detta mål. Om en viss åtgärd används så innebär det att en annan åtgärd inte behöver användas och vice versa. Den samlade miljöeffekten av åtgärderna är alltså opåverkad av beslutet. Det är bara kombinationen av åtgärder och därmed den totala kostnaden som påverkas. Det är helt avgörande att denna utgångspunkt för att värdera någonting bygger på att miljö- och utsläppsmålet är fastställt och att den aktuella beslutssituationen endast handlar om att bestämma *vilka* åtgärder som ska användas. Om det saknas målsättning eller om en uttalad målsättning inte kan bedömas som verklig kan motsvarande argument för värdering utifrån kostnader inte användas.

Man kan dock argumentera för att kostnader bör användas som en indikation på hur värdefulla åtgärderna anses vara. Om åtgärderna har beslutats så indikerar det att värdet på effekterna av åtgärderna åtminstone är lika högt som kostnaderna. I Figur 20 har kostnaderna för olika åtgärder sorterats och sammanfattats i en marginalkostnadskurva. Upp till en viss nivå (streckad i figuren) har åtgärder genomförts eller åtminstone beslutats. Om dessa beslut är välgrundade kan man tolka det som att värdet av den dyraste åtgärden motsvarar det marginella värdet av miljöförbättringen.

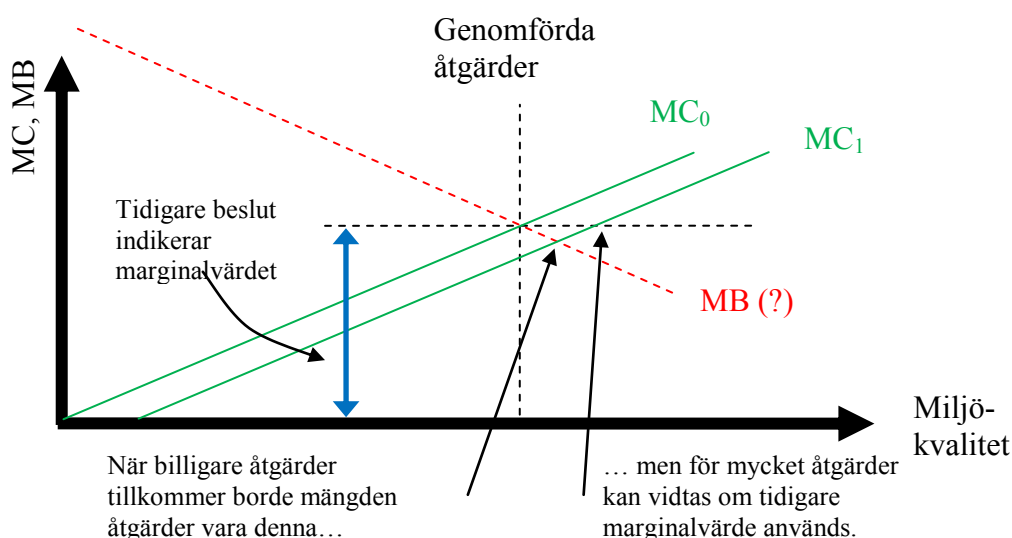


Figur 20. Faktiskt beslutade åtgärder kan indikera att värdet av förbättringen är åtminstone så högt som kostnaden.

Om antagandet om att tidigare beslut om åtgärder varit välgrundade stämmer, så är tolkningen att det marginella värdet av den senaste åtgärden är lika högt som marginalkostnaden rimlig. Hur kan då denna slutsats användas för att bedöma om fler åtgärder bör genomföras? För det första kan man konstatera att om det verkligen är de billigaste åtgärderna som har utförts så finns det inga fler åtgärder som bör vidtas. För ytterligare åtgärder kan kostnaden överstiga värdet, se Figur 20. Antaganden på helt välgrundade beslut kan då leda till att önskvärda åtgärder redan har vidtagits. Noteras bör dock att

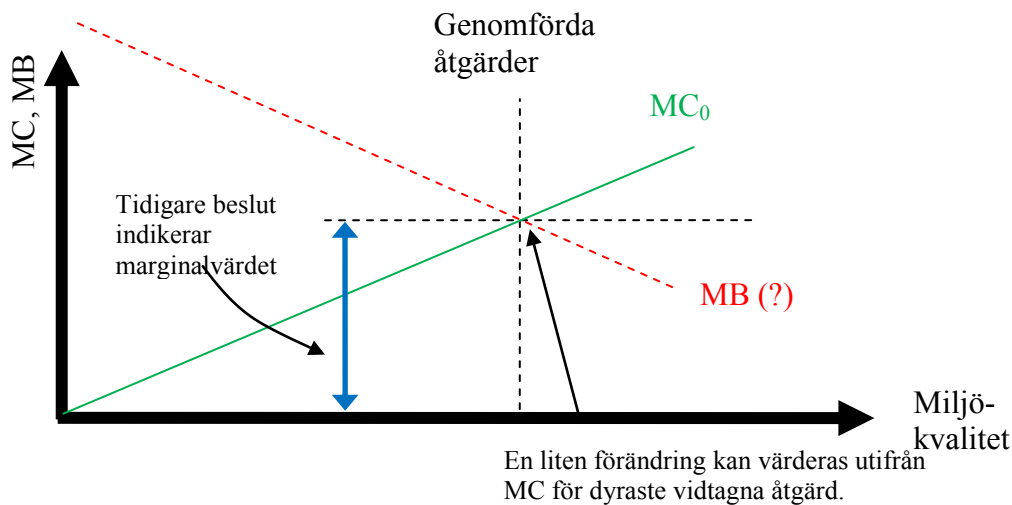
exempelvis värderingar har förändrats sedan tidigare beslut. Om betalningsviljan för en högre miljö kvalitet har ökat – till exempel som en följd av att samhället har blivit rikare – så kan det finnas skäl att i det nya läget genomföra åtgärder. Detta gäller, trots att de ansågs vara ”för dyra” i en tidigare beslutssituation.

Om utvärderingen istället handlar om en ny åtgärd som inte tidigare varit tillgänglig så kan det vara motiverat att införa denna om dess kostnader inte är för höga, även om det tidigare beslutet varit välgrundat. I Figur 21 har billigare åtgärder tillkommit vilket illustreras genom att marginalkostnadskurvan har förskjutits åt höger. För enkelhetens skull har antagits att de nya åtgärderna har kostnaden noll. Grundat på tidigare beslut så finns det ett marginalvärde som används som bruttovärde för att bedöma om nya åtgärder bör införas. Alla åtgärder med lägre bruttokostnad än detta bruttovärde bör användas. I och med att det i detta fall saknas en målsättning så innebär användandet av nya åtgärder att mängden åtgärder ökar. Men utifrån antagandet om en avtagande marginalnytta så är ytterligare åtgärder utöver de redan beslutade och genomförda sannolikt något mindre värda. Effekterna av att tillföra de nya billigare åtgärderna är två. Dels sjunker kostnaden för åtgärder (MC skiftar i figuren) och dels blir den marginella nyttan av förbättrad miljö kvalitet lägre i och med att mängden åtgärder ökar. Om marginalnyttan sjunker enligt Figur 21 så bör miljö kvaliteten förbättras något när de nya billiga åtgärderna blir tillgängliga. Samtidigt som de nya åtgärderna används borde dock några av de tidigare beslutade åtgärderna inte längre nyttjas. De dyraste av de tidigare använda åtgärderna kostar nämligen mer än den marginella nyttan vid en högre miljö kvalitetsnivå. Slut-satsen blir att användandet av kostnaden för tidigare beslutade och genomförda åtgärder som en indikator på marginalvärdet kan medföra en alltför hög värdering när mängden åtgärder utökas.



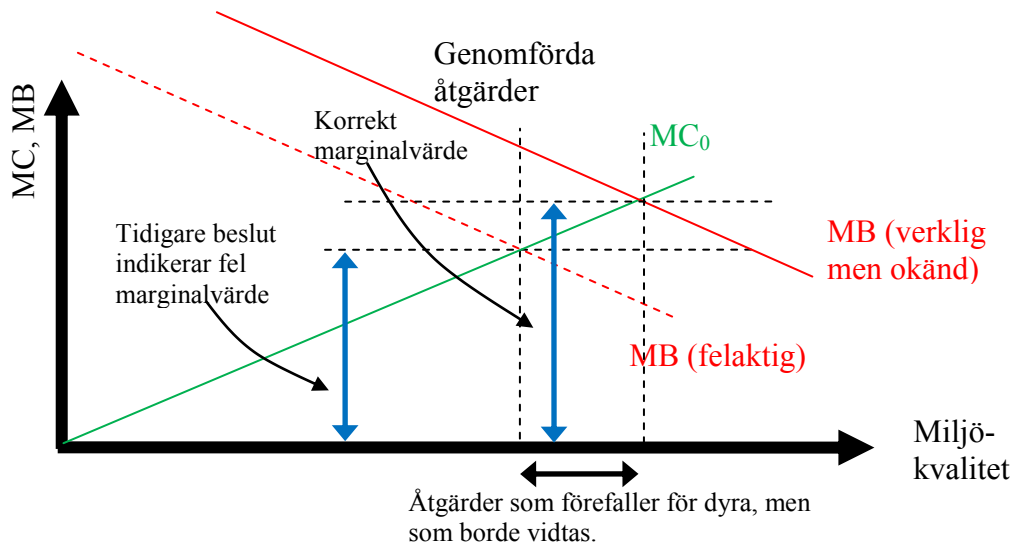
Figur 21. Faktiskt beslutade åtgärder kan indikera att värdet av förbättringen åtminstone är lika hög som kostnaden. När nya åtgärder tillkommer förändras dock kostnadsbilden och en värdering grundad på en tidigare situation kan bli missvisande.

Det fel som just beskrivits kan uppstå när omfattningen av de nya åtgärder som ska utvärderas är så stor att marginalkostnaden påverkas i en betydande omfattning. För en enstaka mindre åtgärd är påverkan på marginalkostnaden så liten att marginalvärdet i praktiken knappast påverkas alls. I Figur 22 värderas en marginell förändring utifrån marginalkostnaden för den dittills dyraste av de genomförda åtgärderna. Om tidigare beslut på ett korrekt sätt speglat den marginella nyttan av åtgärder så är den marginella nyttan lika med marginalkostnaden och värdet av att ytterligare en åtgärd speglas på ett korrekt sätt.



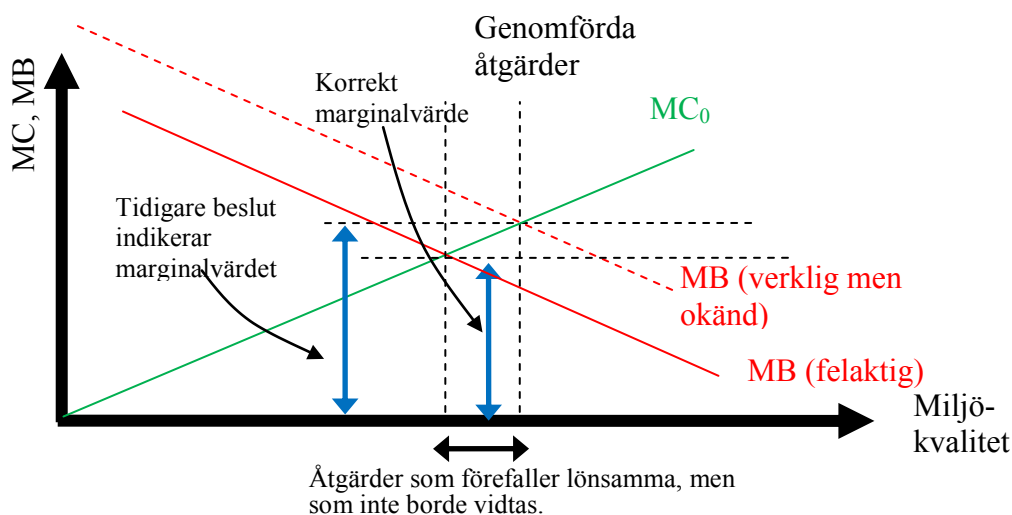
Figur 22. Faktiskt beslutade åtgärder kan indikera att värdet av förbättringen åtminstone är lika hög som kostnaden. En liten mängd nya åtgärder påverkar knappast marginalkostnaden och dessa kan då (givet att antagandet om marginell nytta är korrekt) värderas utifrån MC som den dyraste av de tidigare genomförda åtgärderna.

Så här långt har vi i detta avsnitt antagit att tidigare beslut om åtgärder varit välgrundade. Åtgärder har genomförts på ett sätt så att marginalnyttan av den dyraste genomförda åtgärden är lika hög som marginalkostnaden för denna åtgärd. Men det behöver naturligtvis inte vara så att ett beslut om åtgärder har fattats utifrån en avsikt att maximera samhällsekonomisk nytta. Det har sannolikt inte heller gjorts utifrån någon egentlig kunskap om den marginella nyttan av förbättrad miljö-kvalitet. I Figur 23 är den korrekta marginella nyttan högre än den som impliceras av tidigare genomförda åtgärder. En ny åtgärd som bedöms utifrån marginalkostnaden och den antagna marginalnyttan för tidigare åtgärder kan då bedömas som alltför dyr. Det kan ske trots att den verkliga marginella nyttan av den nya åtgärden är så hög att åtgärden borde genomföras.



Figur 23. Om det marginella okända värdet är högre än det felaktigt implicerade värdet så kan en ny åtgärd felaktigt bedömas som inte önskvärd. Den högra blå vertikala pilen indikerar en åtgärd med en marginalkostnad som är högre än det antagna marginalvärdet. Vid den aktuella nivån är dock det verkliga marginalvärdet högre än marginalkostnaden för åtgärden och därför borde åtgärden genomföras.

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv bör de åtgärder som har en marginalkostnad som är lägre än marginalnyttan utföras. Dessa har indikerats med en svart horisontell pil i Figur 23. Antagandet att tidigare beslut speglar marginalnyttan stämmer inte. Därför finns det åtgärder som inte förefaller lönsamma trots att de är det. I Figur 24 illustreras



Figur 24. Om det marginella värdet som också är okänt är lägre än det felaktigt implicerade värdet så kan en ny åtgärd felaktigt bedömas som önskvärd. Den högra blå vertikala pilen indikerar en åtgärd med en marginalkostnad som är lägre än det antagna marginalvärdet. Vid den aktuella nivån är dock det verkliga marginalvärdet lägre än marginalkostnaden för åtgärden och därför borde inte åtgärden genomföras.

det motsatta fallet i vilken den verkliga marginalnyttan är lägre än den som implicerats av tidigare beslut. Resultatet av detta är att åtgärder förefaller vara lönsamma trots att de inte är det.

En viktig slutsats av ovanstående är alltså att det kan vara vanskligt att dra slutsatser om värden av miljöförändringar utifrån kostnader för genomförda åtgärder. Åtgärderna kan vara beslutade på felaktiga antaganden om värdet av miljöförändringar. Men det kan också vara så att beslutet har fattats på andra grunder än en samhällsekonomisk utgångspunkt. När man ska bestämma målnivån bör man alltså ur ett samhällsekonomiskt perspektiv i första hand grunda sin värdering av miljöförändringar utifrån en värdering av nyttan. Men i en beslutssituation där det redan finns ett fastställt mål som ska uppnås är marginalkostnaden för måluppfyllelsen den relevanta värderingsgrunden. Det gäller oavsett om det kan motiveras ur samhällsekonomisk synpunkt eller inte.

3.4 Värdet från nytto- eller kostnadssidan

I följande avsnitt, 3.5, presenteras ett antal metoder översiktligt för att empiriskt mäta värden. I princip kan värden mätas antingen från ”värdesidan” som betalningsvilja eller som ersättningskrav, eller från ”kostnadssidan” som kostnader för åtgärder. Innan metoderna presenteras diskuteras dock här frågan om vilka effekterna av en åtgärd är. En slutsats är att beslutssituationen avgör om värden utgörs av ”nyttan av bättre miljö” eller av ”kostnadsbesparing när åtgärder kan undvaras”.

3.4.1 Beslutssituationen har betydelse

Det har ovan beskrivits att det främst är effekter och följeffekter som är värdefulla. Åtgärders värden är i regel *instrumentella*, även om det inte kan uteslutas att själva åtgärderna tillskrivs *målvärden*. Det är i regel avgörande att känna till vilka effekter en åtgärd har samt värdet av effekterna för att kunna uppskatta storleken på åtgärdens värde. ”Effekter” kan naturligtvis handla om fysiska effekter som exempelvis hur mycket kväve och fosfor en viss våtmark kan förväntas reducera. Men det är också viktigt att undersöka vilka andra beslut som följer av exempelvis genomförandet av en viss åtgärd. Är det ett separat beslut eller innebär genomförandet av en viss åtgärd samtidigt ett beslut eller en omprövning av andra åtgärder? Här är det särskilt viktigt att skilja på två olika typer av beslutssituationer. Ett åtgärdsbeslut kan för det första leda till effekten att utsläpp minskar och att miljökvaliteten förbättras. Men för det andra i en beslutssituation där det finns ett miljömål *som* ska uppfyllas så omfattar beslutet om användandet av en viss åtgärd att man samtidigt kan undvika en annan åtgärd. Låt oss återvända till det förenklade exemplet från inledningen (se förutsättningar och möjliga lösningar i Tabell 1 och Tabell 2 på sidorna 8 och 9). Antag att Persson redan använder sig av åtgärderna skyddszon och Leca-kulor. Persson står nu inför beslutet att anlägga en våtmark. Men vilket värde har detta? För att kunna besvara det måste beslutssituationen preciseras. I de följande avsnitten används det förenklade exemplet för att belysa skillnaderna mellan beslutssituationerna.

3.4.1.1 En ny åtgärd leder till att man kan avstå från andra åtgärder

I en typ av beslutssituation så innebär införandet av en viss åtgärd samtidigt att omfattningen av andra åtgärder kan minskas. Detta är fallet om det finns en målsättning som ska uppnås. Om denna övergripande målsättning inte kan omprövas i den aktuella beslutssituationen så handlar beslutet endast om *på vilket sätt målet ska uppnås*. I en sådan situation medför ökade åtgärder enligt en metod alltid att omfattningen av andra åtgärder minskar så att exempelvis utsläppen blir oförändrade. *Effekten* av införandet av en åtgärd är att andra åtgärder kan minska i omfattning. Det instrumentella värdet av en ny åtgärd måste utgå ifrån i vilken utsträckning det är värt att slippa genomföra andra åtgärder. Det handlar alltså om den kostnadsbesparing som kan göras. I en sådan beslutssituation är värdet av utsläppsförändringar ovidkommande eftersom effekten på utsläpp är 0.

I denna beslutssituation är det alltså kostnadsbesparingarna av att andra åtgärder kan undvaras som utgör grunden för att värdera en ny åtgärd. Så vad är då värdet av att anlägga en våtmark i vårt exempel från inledningen? Om en hektar våtmark anläggs så minskar kväveutsläppen med 8 kg och fosforutsläppen med 8 kg. Målen kan då fortfarande nås även med 0,8 enheter mindre skyddszon och Leca-kulor. Kostnaderna för de åtgärder som kan undvaras är 8 000 kronor för respektive åtgärd. Det innebär att bruttovärdet av en hektar våtmark är 16 000 kronor. Eftersom en hektar våtmark kostar 10 000 så är det lönsamt att öka mängden våtmark och samtidigt minska omfattningen av de andra åtgärderna. En hektar våtmark medför sammantaget en vinst och en kostnadsbesparing på 6 000 kronor.

Värdet av att minska kväveutsläpp med en ny metod är 1 000 kronor per kg kväve och värdet av att minska fosforutsläppen är 1 000 kronor per kg. Det innebär att en hektar våtmark som minskar varje utsläpp med 8 kg är värd 16 000 kronor.

Notera att denna värdering utgår ifrån situationen när skyddszoner och Leca-kulor används. I enlighet med den kostnadsminimerade kombinationen som inkluderar våtmark, så är värdet av en åtgärd som reducerar kväve alltså 1 000 kronor per kg N. Värdet av en åtgärd som reducerar P är dock utifrån den situationen 250 kronor⁶.

Slutsatsen här är att kostnadsbesparingar i vissa beslutssituationer kan vara det korrekta samhällsekonomiska måttet. Detta gäller beslutssituationer när det finns en målsättning som ska uppnås och beslutet endast gäller vilka åtgärder som bör användas för att nå målet.

⁶ Varför? Den kombination av tillgängliga åtgärder som minimerar kostnaderna när P-målet sänks med 1 kg, till 99 kg är 12,375 enheter våtmark (till en kostnad av 123 750 kronor) och 20,1 enheter skyddszon (till en kostnad av 201 000 kronor). Detta förklaras av att när P-målet sänks så blir åtgärden med synergieffekter mindre attraktiv. Våtmarken är bara lönsam så länge den bidrar till båda målen. Den totala kostnaden för att nå båda målen är nu 324 750 kronor. Kostnadsbesparingen som kan göras om man minskar utsläppen av 1 kg P med en ny metod är alltså 250 kronor.

3.4.1.2 En ny åtgärd leder till bättre miljö

I en annan beslutssituation påverkar inte införandet av en åtgärd användandet av andra åtgärder. Om vi antar att den effekt som en åtgärd har på utsläppen är oberoende av om andra åtgärder används så kommer en ny åtgärd att medföra att utsläppen minskar. En trolig följd effekt av detta är att miljötillståndet förbättras. Effekten av att anlägga våtmark är alltså i detta fall att utsläppen av kväve och fosfor minskar. För varje hektar våtmark som anläggs så kommer utsläppen av kväve och fosfor i exemplet att minska med 8 kg. Vad är då ytterligare en minskning av N- respektive P-utsläpp värd?

I denna beslutssituation är effekten som ska värderas en faktiskt ändrad mängd utsläpp. Värdet av sådana förändringar bestäms av vilken effekt de har på miljö kvaliteten och vilket värde människor tillskriver en sådan miljöförbättring. Vilken nytta har människor av en bättre miljö? I denna beslutssituation bör alltså värdet av utsläppsminskningar värderas "från värdesidan" genom att mäta betalningsviljan för minskade utsläpp och bättre miljö kvaliteten. Som ett alternativ kan man använda måttet på ersättningskrav för att acceptera att inte få minskade utsläpp och bättre miljö kvaliteten.

Men under vissa tillfällen skulle man kunna motivera att värdet också i denna beslutssituation uppskattas "från kostnadssidan". Om man antar att målsättningsbeslutet har tagits utifrån en avvägning mellan nytta och kostnader så speglar målsättningen just den situation där marginalnyttan och marginalkostnaden är lika höga. Därmed skulle marginalkostnaden för att nå målet spegla det marginella värdet av minskade utsläpp. Man skulle i en sådan situation kunna hävda att värdet av minskade utsläpp på ett korrekt sätt skulle kunna speglas med hjälp av ett kostnads mått. Men om en sådan avvägning ligger bakom ett utsläppsmål är i många fall tveksamt. Vidare om en sådan avvägning verkligen har gjorts så borde det finnas ett underlag i form av uppskattningar av nyttan "från nytto sidan". I regel måste man nog konstatera att en sådan avvägning inte har gjorts, åtminstone inte med hjälp av tydligt uttryckta miljö värden.

3.4.1.3 Är värdet noll när ett mål är uppfyllt?

Ett särskilt tolkningsproblem uppstår när någon av målsättningarna överträffas av en kostnadsminimerad kombination av åtgärder. Detta kan inträffa när man får en effekt "på köpet" alltså när åtgärder utförs i syfte att uppfylla andra mål. Utgå från vårt inledande exempel och anta att endast åtgärden våtmark finns tillgänglig. Kvävemålet skulle då uppnås med 37,5 hektar våtmark till en kostnad på 375 000 kronor. Eftersom detta skulle vara det enda sättet att nå målet är det också den mest kostnadseffektiva lösningen. Samtidigt överträffas fosformålet och för att kvävemålet ska uppnås reduceras fosforutsläppen med 300 kg.

Utifrån beslutssituationen att målen ska uppfyllas så är värdet av nya åtgärders kväve-reduktion i detta fall 1 250 kronor per kg kväve. Värdet av nya åtgärders fosforreduktion är dock 0 kronor per kg fosfor. Inga kostnader kan sparas om fosfor reduceras på annat sätt. Är det en rimlig slutsats att ytterligare minskning av ett utsläpp exempelvis fosfor inte har något positivt värde?

I ett läge där uppfyllandet av ett visst mål sker ”på köpet” vid uppfyllandet av andra mål måste man fråga sig vad effekten av att införa ytterligare åtgärder är. Eftersom målet att uppfylla samtliga mål kvarstår så kommer effekter av ytterligare åtgärder *inte* bli att någon annan åtgärd kan avvaras. I detta fall kommer *effekten* istället att bli en förändring av utsläppet och frågan blir då vad denna förändring är värd?

3.4.2 Sammanfattning av olika värderingsansatser

Ovan har det visats att det är viktigt att skilja på olika beslutssituationer. Värdet av en åtgärd beror bland annat av dess effekter och vilka effekterna är bestäms bland annat av beslutssituationen.

- Ovanstående avsnitt har visat att det saknar betydelse hur värdefullt ett förbättrat tillstånd i miljön anses vara om det är så *att mål är fastställda och ska uppfyllas*. Det här gäller i situationen där värdet av effekterna av en åtgärd ska fastställas
- Med en given målsättning utgörs värdet av en åtgärd istället av den kostnadsbesparing som kan göras genom att den dyraste åtgärden kan undvikas.
- Om målsättningen kan ifrågasättas riskerar dock en värdering från kostnadssidan att bli missvisande.
- Oavsett om värdet mäts från ”nyttosidan” eller från ”kostnadssidan” så krävs det kunskap om praktiska åtgärders effekter. På så sätt kan åtgärdens utsläppsminskningar tillskrivas ett värde. Detta gäller alltså både om värdet ska beräknas utifrån åtgärdens miljöförbättringar eller utifrån de kostnadsbesparingar som kan göras när andra åtgärder undviks.
- En värdering från nyttosidan är förknippad med ytterligare mätproblem. Mått grundade på människors betalningsvilja eller ersättningskrav bedöms i många fall som osäkra. Det beror på att det finns särskilda problem med att uppskatta hypotetisk betalningsvilja och ersättningskrav för nyttigheter som saknar marknadspris.
- En värdering från ”kostnadssidan” är i regel enklare och kostnadsuppskattningar bedöms som mer pålitliga. Det är dock viktigt att notera att även dessa uppskattningar är osäkra. Vid analyser av åtgärder med effekter och kostnader över tiden är det särskilt viktigt att vara medveten om att kostnader kan förändras. Sådana förändringar kan exempelvis bero på teknisk utveckling.

Ifall det finns en målsättning som ska uppfyllas så saknar värderingar från nyttosidan (även om de skulle vara helt utan mätfel) betydelse för utvärderingen av åtgärder. Värderingar från nyttosidan är dock relevanta både när det gäller att bestämma målsättningar och när åtgärder ska utformas eller hur de bör anpassas för att maximera samhällsnyttan.

Sammanfattningsvis pekar ovanstående på att i en situation med miljömål som ska uppfyllas så bör värdet av åtgärdernas miljöeffekter bedömas utifrån vilka kostnads-

besparingar som kan göras. Det finns dock viktiga invändningar mot detta. En invändning är att miljömålen *bör* ifrågasättas. Om exempelvis en samhällsekonomisk analys visar att vårt samhälle skulle använda de begränsade resurserna på ett bättre sätt om miljömålen hade ändrats.

I två speciella fall blir det särskilt tydligt att ett värde med utgångspunkt i kostnadsbesparingar kan vara tveksamt. Ovan diskuterades fallet när en miljöeffekt skedde ”på köpet” för att uppfylla andra mål. Konsekvensen av detta blir att en kostnadsbesparing inte kan göras och att värdet av en åtgärd som kan minska det ”överträffade” miljömålet ändå inte har något värde. Det innebär att den typen av nya åtgärder med låga kostnader aldrig bör användas. Sannolikt är en sådan slutsats inte i linje med själva intentionen bakom miljömålen. En möjlig slutsats av detta är att miljömålet borde justeras så att utsläppen kan minskas ytterligare.

En annan konsekvens av perspektivet att värden bör mätas som kostnadsbesparingar uppstår i situationer där det saknas tillräckligt med åtgärder för att uppnå målen. Konsekvensen av detta är att värdet av nya åtgärders utsläppsminskningar blir oändligt högt och att *alla* åtgärder bör genomföras oavsett kostnad. Det skulle kunna vara fallet om detta verkligen är intentionen bakom ett sådant miljömål. Men det är ytterst tveksamt om det verkligen är så. Man kan exempelvis ställa frågan vad anledningen till att det ”*inte finns*” tillräckligt med åtgärder är? En sådan ”brist” på åtgärder kan exempelvis bero på att ”orimligt dyra” åtgärder sorterats bort i beslutsprocessen. Om så är fallet så gäller alltså inte slutsatsen att alla åtgärder bör utföras. En konklusion av detta är att miljömålet justeras så att utsläppen inte behöver minskas i samma omfattning.

3.5 Metoder för att mäta värden

Det har ovan diskuterats vilket värde som principiellt bör användas i en kalkyl. I de fall som har ett fastställt mål som verkligen måste uppfyllas kan man motivera användningen av marginalkostnaden för att uppnå målsättningen som grund för värderingen.

När det däremot gäller att bestämma hur mycket åtgärder som bör användas så bör värderingen i första hand grundas på uppskattningar av värdet av miljöförändringen. Värderingen bör också ta hänsyn till andra beslut som påverkar omfattningen av åtgärder. Det samhällsekonomiska värdet av exempelvis bättre eller sämre miljö bestäms alltså av vilken nytta människor upplever att miljön gör. De samhällsekonomiska måtten på värden är eftersom värderingarna inte kan observeras och mätas *maximal betalningsvilja* eller *lägsta ersättningskrav*. Men inte heller dessa är i regel direkt observerbara. För det första kan man konstatera att inte ens fall där det finns marknadspriser på en vara är tillräckligt för att beräkna det samhällsekonomiska värdet. Marknadspriset indikerar den marginella värderingen av just den mängd som omsätts på marknaden. Om beslutet innebär en väsentlig förändring av denna mängd så kan marknadspriset vara missvisande. För det andra så finns det nyttigheter som inte omsätts på marknader och där priser helt saknas. Detta gäller för flertalet miljövaror. I det sammanhanget krävs andra metoder för att uppskatta värdet av miljöförändringar.

Det har här inte gjorts någon fullständig genomgång av de olika metoder som finns tillgängliga och som i praktiken används. Det är dock viktigt att konstatera att det inte finns några perfekta metoder utan att alla metoder har svagheter. Till svagheter hör att de är mer eller mindre komplicerade och dyra att genomföra vilket medför att en begränsad mängd värderingsstudier har genomförts.

Metoderna kan grovt delas in i direkta och indirekta metoder. De direkta metoderna innebär att man i princip frågar människor hur mycket de skulle vara beredda att betala för en viss miljöförbättring. Ett centralt problem med denna typ av värderingsmetod är att frågorna är hypotetiska och att incitamenten för att svara sanningsenligt är alltför svaga. Det finns en risk att människor som gärna vill ha en miljöförbättring överdriver sin betalningsvilja. Samtidigt tror de inte att de verkligen kommer att behöva betala

Med indirekta metoder undviker man problemet med att frågor blir hypotetiska. Här grundas värderingen på ett faktiskt beteende av människor som frivilligt tagit på sig kostnader för att exempelvis besöka ett naturområde. Om dessa beslut varit rationella så hade man kunnat dra slutsatsen att värdet av naturområdet måste vara minst lika högt som kostnaderna. Ett centralt problem med denna typ av metod är att miljökvalitet kan ha ett värde för människor utan att den värderingen avspeglas i ett agerande.

Slutligen kan man också konstatera att en estimering av värden kan göras genom att politiska beslut tolkas. Värdet av en åtgärd eller av effekten av en åtgärd kan också indikeras via politiska beslut om styrmedel. Det är styrmedel som påverkar beteenden och de åtgärder som genomförs medför i sin tur kostnader. Det faktum att ett indirekt beslut har fattats om genomförande av åtgärder indikerar att värdet av effekterna rimligen är minst lika höga som kostnaderna.

4 Data för bedömning av åtgärder inom jordbruket

Syftet med en konsekvensanalys är att i första hand beskriva vilka konsekvenser olika handlingsalternativ kan förväntas få. Dessutom kan en konsekvensanalys bidra med en värdering av effekterna och en eventuell sammanvägning av de värden som uppnås (intäkter) samt de värden man måste avstå ifrån (kostnader). Fokus i denna rapport ligger på samhällsekonomiska bedömningar av åtgärder inom jordbruket för att minska näringsläckage.

Det finns inte något objektiva svar på frågan om hur effekter ska värderas, hur man bör bedöma hur önskvärda eller inte önskvärda olika effekter är och hur de ska vägas mot varandra. Man kan också ha olika uppfattningar om värdet av olika effekter överhuvudtaget bör beskrivas i en konsekvensanalys. En alternativ utgångspunkt är att de normativa bedömningarna helt ska överlämnas till beslutsfattaren, som exempelvis kan vara en politisk församling. Syftet med denna rapport är dock att diskutera den form av konsekvensanalyser där syftet är att med hjälp av värdering av effekterna kunna göra en normativ bedömning av hur önskvärda olika åtgärder är. Detta ska inte tolkas som ett ställningstagande vare sig för eller emot metoder som innefattar normativa bedömningar. Frågeställningarna bakom denna rapport handlar istället om hur de metoder som innefattar värderingar och normativa bedömningar i praktiken ska genomföras på bästa möjliga sätt. Ofta är det brist på den typ av data som skulle behövas för att genomföra en fullständig konsekvensanalys. Det centrala problemet är att bedömningen av åtgärder som syftar till att hantera en viss miljöeffekt blir missvisande om värdet och kostnaden av påverkan på andra miljöproblem inte beaktas.

Bakgrunden till den värdeteori som presenterades i tidigare avsnitt ledde bland annat fram till följande slutsatser. För att kunna bedöma det sammantagna nettovärdet av en åtgärd krävs kunskap om:

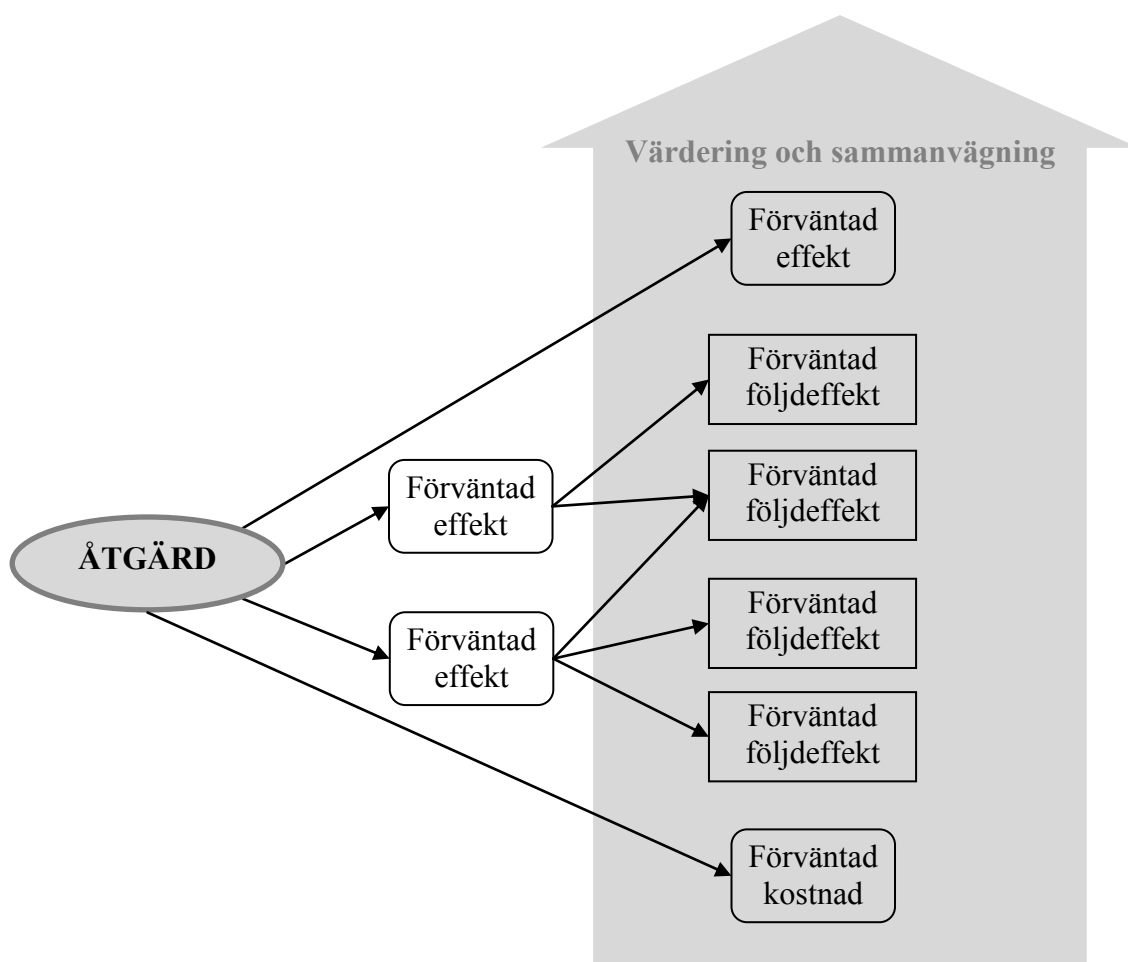
- **Vilka effekter som är relevanta.** Relevanta är sådana effekter som (utifrån det valda perspektivet) bedöms ha ett ”tillräckligt stort” positivt eller negativt värde. De relevanta effekterna kan utgöras av direkta effekter men också av följd-effekter i flera led. Det kan inte heller uteslutas att åtgärden i sig, utan beaktande av dess effekter, har ett värde.

Det går knappast att komma ifrån ett visst mått av rimlighetsbedömning när det gäller vilka effekter som ska ingå i en analys.

- **Relationen mellan åtgärdens omfattning och omfattningen av de relevanta effekterna.** I regel är det svårt att med fullständig säkerhet säga någonting om exakt vilka och hur stora effekter en viss åtgärd har. Den osäkerhet som alltid finns kan exempelvis hanteras genom att den *förväntade* effekten beskrivs eller genom att olika möjliga utfall beskrivs parallellt.
- **Värdet av de relevanta effekterna.** När man bedömer om exempelvis en åtgärd är önskvärd eller inte räcker det inte att bara känna till vilka effekterna är

och hur stora de är. Det krävs också en *värdering* av effekterna, en värdering som anger om effekterna är positiva eller negativa samt *hur* positiva och negativa de är.

Detta betyder att det är två typer av data som behövs. För det första så är det data om storleken på effekter och följd effekter. Sådana data bygger på naturvetenskaplig kunskap om funktionssamband. För det andra så är det data om värdet av effekterna. Sådan kunskap kan inte hämtas direkt från kunskaper om naturvetenskapliga samband, utan måste hämtas exempelvis med hjälp av exempelvis nationalekonomisk kunskap. (Genom tillämpning av nationalekonomiska metoder kan man mäta hur en befolkning värderar miljöförändringar.) Figur 25 nedan illustrerar schematiskt hur en bedömning av en viss åtgärd kan göras.



Figur 25. En förenklad bild av värderingen av en åtgärd. Värderingen görs utifrån de effekter och följd effekter som bedöms vara mest relevanta. Bland de relevanta effekterna finns de förväntade kostnaderna.

Enligt tidigare diskussion finns det effekter i flera led. Vilken som är den intressanta och relevanta effekten för en värdering är en subjektiv fråga. Det kan exempelvis inte uteslutas att själva åtgärden i sig kan tillskrivas ett målvärde av vissa personer. Samtidigt ser andra utsläppsminskningen som värdefull och ytterligare andra värderar kvaliteten på ekosystemen i havet. Som illustreras i Figur 25 ovan förenklas dock värderingen här genom antagandet att det är vissa av effekterna som är relevanta.

I tidigare avsnitt presenterades en översikt över åtgärder mot jordbrukets näringsläckage. Flera av de beskrivna åtgärderna påverkar inte bara olika former av näringsläckage utan bidrar eller motverkar också möjligheterna att uppfylla andra miljömål. Eftersom värdet av en förändrad miljöpåverkan i regel inte speglas i några marknadspriser faller dessa effekter ofta utanför bedömningarna i samhällsekonomiska kalkyler. Ovan samhällsekonomiska kalkyler har visat att när priser och skuggpriser på samtliga effekter inkluderas kan de användas för att bedöma olika åtgärders samhällsekonomiska värde. Genom att inkludera värden på alla effekter kan man få en rättvis bild av en åtgärds nettovärde KPH utifrån det samhällsekonomiska perspektivet.

Men två centrala problem finns när sådana kalkyler ska genomföras. För det första måste effekterna vara kända och kunna kvantifieras. För det andra måste *värdet* av effekterna vara känt.

Effekten av en åtgärd är bland annat beroende av beslutssituationen. Det har visat sig att det är centralt att skilja mellan ett beslut som i) handlar om en åtgärd som förändrar miljökvaliteten ska vidtas eller inte ii) handlar om en åtgärd som gör andra åtgärder överflödiga ska vidtas eller inte.

I det första fallet är den primära effekten att utsläppen minskar vilket leder till den sekundära effekten att kvaliteten på ekosystem förbättras. Även om värderingar är subjektiva och människor i princip kan ha preferenser för hur stora själva utsläppen är så är det rimligt att anta att det är kvaliteten på ekosystemen och den mängd tjänster dessa kan ge som har ett målvärde. Därmed har förändringen av utsläppsmängder ett instrumentellt värde som i princip kan härledas utifrån relationen mellan utsläppsmängd och kvaliteten på ekosystemet.

Även i det andra fallet är den primära effekten att utsläppen minskar. I detta fall är dock den sekundära effekten att andra åtgärder kan undvaras. Värdet av den förändring av utsläppsmängder som en viss åtgärd leder till ska därmed härledas utifrån den kostnadsbesparing som kan göras.

Oavsett vilken beslutssituation det är så kan den utsläppsförändring som en åtgärd leder till, tillskrivas ett instrumentellt värde. Beroende på beslutssituationen härleds dock detta värde från värdet av dess sekundära effekter. Detta innebär att en kalkyl för ett enskilt projekt kan fokusera på förändringar i primära effekter, alltså utsläppsmängder.

Det har ovan konstaterats att värdet av en åtgärds effekt på utsläpp kan härledas antingen från värdet av förändring i kvaliteten på ekosystemen eller från kostnadsbesparingen som möjliggörs. Beslutssituationen avgör vilket som är den faktiska effekten och därmed den korrekta basen för värdet. I en beslutssituation med givna målsättningar, som miljömålen, härleds utsläppsförändringarnas värden utifrån skuggpriser, alltså utifrån vilka kostnader som kan sparas. För att kunna härleda sådana skuggpriser

är det mest idealiska att man har kunskap om den kombination av åtgärder som till lägsta möjliga kostnad uppfyller alla målsättningar. Detta kräver i princip att alla, rimliga och tillgängliga åtgärder ingår i en analys. Detta innebär inte enbart att ”alla” åtgärder inom jordbruket bör analyseras, utan också att åtgärder i andra sektorer än jordbrukssektorn bör ingå i en övergripande analys. Eftersom denna studie är begränsad i sin omfattning har analysen avgränsats till ett antal viktigare åtgärder i jordbrukssektorn. Man bör vara medveten om att detta är en svaghet i analysen och att det påverkar giltigheten i resultaten.

De åtgärder som analyseras här är därför ett urval av de åtgärder som borde ingå i en mer fullständig utredning. De åtgärder som har valts är sådana som för närvarande används eller som är aktuella i debatten. Ett av syftena med denna rapport är att illustrera effekten av att beakta värdet också av ”bieffekter”. Det är också att analysera hur detta påverkar utfallet av analysen. Därför ligger alltså fokus på att inkludera åtgärder som tidigare har analyserats utan hänsyn till värdet och kostnaden av bieffekter.

Det har redan tidigare konstaterats att kunskapen om effekter i dagsläget är begränsad. I de flesta fall inskränker den sig till en ungefärlig kunskap om en åtgärds effekt på en typ av utsläpp. Vidare är det viktigt att konstatera att effekterna skiljer sig åt, exempelvis regionalt. Någon fullständig presentation av åtgärder och dess effekter görs därför inte här. I det exempel som analyseras nedan presenteras dock de åtgärder och de effekter som ligger till grund för *Åtgärdsplanen för Norra Östersjön*.

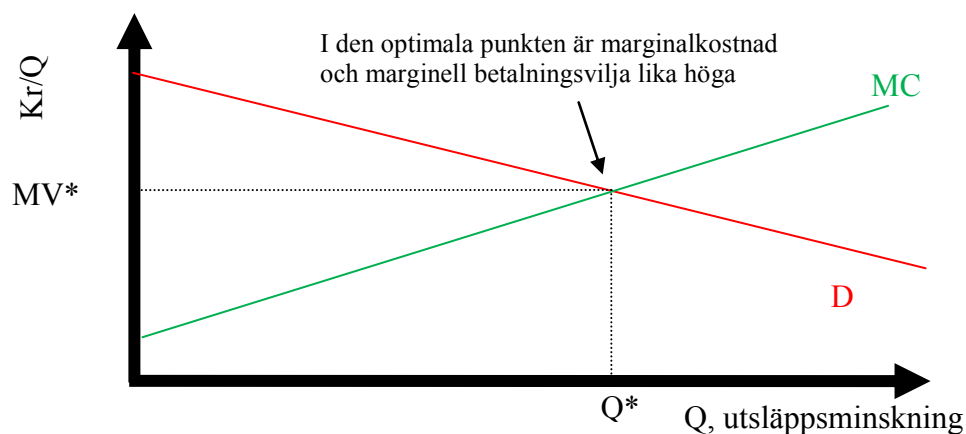
4.1 Värdet av miljöförbättringar eller miljötilstånd

Av den teoretiska genomgången ovan har det framgått att det inte finns något objektivt korrekt sätt att värdera åtgärders miljöpåverkan. Det finns olika perspektiv för att beskriva vad det innebär att någonting är värdefullt. Det samhällsekonomiska perspektivet är ett bland flera möjliga perspektiv. Det är dock det perspektivet som är den huvudsakliga utgångspunkten i denna rapport. Samtidigt är det viktigt att konstatera att analyser av åtgärder för att nå miljömål görs i ett sammanhang där miljömålen kan vara formulerade utifrån andra perspektiv på värden. Det innebär bland annat att målsättningar som skulle kunna kritiseras ur ett samhällsekonomiskt perspektiv ibland kan vara motiverade ur något annat perspektiv.

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv bör positiv miljöpåverkan värderas utifrån den nytta som en förbättrad miljö innebär för människor. I en beslutssituation där ett miljömål redan är bestämt och frågeställningen endast gäller vilka åtgärder som bör användas så påverkas dock inte miljösituationen av beslutet. I en sådan beslutssituation är *effekten* av beslutet en annan. Kan man undvara andra åtgärder som annars hade använts för att nå målet? Det samhällsekonomiska värdet i den beslutssituationen utgörs då av den kostnad som skulle kunna sparas. Och det som kan sparas är den dyraste av den kostnadsminimerade kombinationen av åtgärder som krävs för att nå målet. Detta kan också beskrivas som *marginalkostnaden* för att nå målet.

I ett samhällsekonomiskt perspektiv bör miljömål sättas så att nyttan i samhället maximeras (över tiden). Det innebär att målet bör sättas så att samhällets marginalnytta och marginalkostnad är lika höga. Om ett miljömål har bestämts utifrån denna utgångspunkt

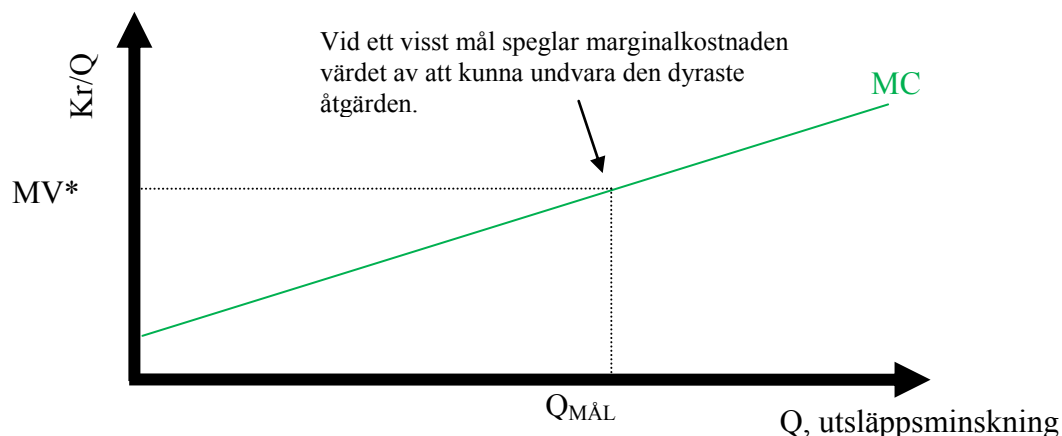
så är marginalvärdet och marginalkostnaden lika höga när målet är uppnått, förutsatt att man genomfört de billigaste åtgärderna. Detta innebär att värdet av exempelvis de minskade utsläpp som en viss åtgärd leder till ska kunna mätas. Det kan ske antingen genom en uppskattning av vad marginalkostnaden är *eller* av vad den marginella betalningsviljan är vid den optimala nivån för att minska utsläppen. Jämför med Q^* i Figur 26.



Figur 26. När en målsättning sammanfaller med ett samhällsekonomiskt optimum, Q^* så är marginalkostnad och marginell betalningsvilja lika höga. Värdet av en utsläppsminskning kan då härledas antingen från marginalkostnaden eller från den marginella betalningsviljan. I båda fallen gäller den optimala nivån.

Av Figur 26 framgår det dock att man behöver kunskap om både den marginella betalningsviljan och marginalkostnaden för att kunna fastställa den optimala nivån. Innebär detta att värdet av en åtgärds utsläppsreduktion bara kan estimeras om kunskap om både nytta och kostnader finns tillgänglig? Det är inte nödvändigtvis så. Man kan tänka sig att värderingar avslöjas genom människors faktiska beteende. Om åtgärder vidtagits genom att någon frivilligt accepterat kostnader så indikerar kostnaderna som accepterats att värdet måste vara åtminstone lika högt. Det visar också att värdet på marginalen kan speglas av marginalkostnaden vid den nivå som har valts. Men eftersom utsläpp och utsläppsminskningar normalt inte hanteras på ett effektivt sätt via marknader så görs i praktiken inte några val som avslöjar människors faktiska värderingar.

Om man istället antar att politiska beslut speglar medborgarnas värderingar så skulle man kunna hävda att politiskt beslutade mål indikerar att det marginella värdet vid målnivån är lika högt som marginalkostnaden. Om antagandet stämmer så skulle en estimering av marginalkostnaden vid målnivån också spegla det marginella värdet. Ett avgörande problem med detta antagande är att politiska målsättningar inte med nödvändighet speglar någon kännedom om värdet i termer av marginell betalningsvilja. (Ett annat problem är att detta förfarande kan leda till vilseledande ”ringbevis”. Det betyder att om beräkningarna görs för att ge politikerna ett bra beslutsunderlag, så bör de inte utgå från tidigare beslut som gjorts utan ett bra underlag.)



Figur 27. Med en målsättning som inte med nödvändighet är bestämd utifrån ett samhälls-ekonomiskt optimum speglar marginalkostnaden för måluppfyllelsen värdet av att införa en åtgärd som gör att man kan undvara den dyraste åtgärden i den kostnadseffektiva kombinationen. Värdet av utsläppsförändringar vid sidan av det uppsatta målet är dock okända när kunskap om den marginella betalningsviljan saknas.

Slutsatserna är alltså följande:

- Värdet av utsläppsförändringar mäts som betalningsvilja (eller ersättningskrav) och visar förändringen i miljö kvalitet. Det marginella värdet varierar med mängden minskade utsläpp.
- En nivå för ett värde per kg utsläpp måste relateras till en viss utsläppsnivå. Om syftet är att maximera samhällsnyttan så är den samhälls-ekonomiskt optimala nivån den relevanta. Kunskap om den optimala nivån kräver kännedom både om samhällets marginalkostnad och om marginalnyttan.
- Marginalkostnaden för att uppnå ett mål kan spegla värdet av en åtgärds utsläppsminskning om:
 - målet har formulerats med kännedom om nyttan av utsläppsminskningar. I detta fall speglas värdet av den miljöförändring som följer av utsläppsförändringen.
 - målet ligger fast och utsläppsmängden är opåverkad av om en viss åtgärd används. I detta fall speglas värdet av att en annan åtgärd kan undvaras. Denna tolkning av värdet kräver *inte* att målet har bestämts utifrån kännedom om nyttan av miljöförändringen.
- Ur vilket perspektiv miljömål bör bestämmas och bestäms avgörs i det politiska systemet. Även om någon kan peka på goda skäl för att en samhälls-ekonomisk avvägning mellan nytta och kostnader är en önskvärd utgångspunkt så kan de faktiska miljömålen ha andra grunder. Detta talar för att värderingen av åtgärders miljöpåverkan, när det redan finns ett fastställt miljömål, i första hand bör göras utifrån vilka kostnader som kan sparas genom att andra åtgärder kan undvaras.

4.2 Värdeestimat

Som tidigare nämnts så är tillgången till relevanta värdeestimat begränsad. Här redovisas dock ett litet urval av några av de estimat som gjorts.

I en genomgång av genomförda värderingsstudier som publicerats av Naturvårdsverket (rapport nr 6322⁷) konstateras det att mängden genomförda studier för de flesta miljöproblem är liten. Det bidrar till att man drar slutsatsen att värden, grundade på betalningsvilja, i nuläget bara kan fastställas för ett fåtal miljöaspekter. Vidare konstaterar man att det finns en stor spridning i de uppskattade värdena och man har därför angett ett intervall inom vilket värdet sannolikt ligger.

För *kväveutsläpp* har ett schablonvärde uppskattats till 31 kronor per kg N, sannolikt inom intervallet 4 – 70 kronor per kg. Detta värde gäller för utsläpp till havet och, poängteras, kan variera med anledning av lokala förhållanden.

För *fosforutsläpp* har ett schablonvärde uppskattats till 1 023 kronor per kg P, med ett intervall mellan 121 och 2 140 kronor per kg. Även här kan lokala förhållanden medföra att värdet varierar.

I båda dessa fall har man utgått från att de hypotetiska metoder som använts medfört att den sanna betalningsviljan har överskattats. Man har därför justerat resultaten från studierna för att kompensera för detta genom att dividera den estimerade betalningsviljan med 3.

I ValueBaseSWE⁸ finns en sammanställning av i Sverige genomförda värderingsstudier. Några av de relevanta resultaten redovisas nedan.

Frykblom (1998) skattade betalningsviljan, med CVM, för att minska näringstillförseln till Laholmsbukten med 50 %. Den genomsnittliga årliga betalningsviljan skattades till 747 SEK och medianbetalningsviljan till 242 SEK. (Ref F3, ValueBase)

Silvander och Drake (1991) skattade värdet av förlorad fiskefångst till följd av övergödning från kväve. Det kommersiella fisket uppskattades förlora 318 miljoner till följd av fortsatt läckage.

Söderqvist (1996) mätte betalningsviljan för minskad övergödning av Östersjön. Den totala betalningsviljan skattades till 21 816 miljoner. (Ref S8, ValueBase) Söderqvist och Scharin (2000) skattade regional betalningsvilja för ökat siktdjup / minskad övergödning i Stockholms skärgård. Den regionala betalningsviljan (i Stockholm och Uppsala) summerade till 500 – 800 miljoner kronor per år.

Andersson (1994) [Referens A1 ValueBase] uppskattade värdet av våtmarkers kväveretention via ersättningskostnaden, kostnaden att utföra tjänsten med reningsverk. Den totala kostnaden uppskattades till 1 200 – 1 600 miljoner kronor. Problem med denna

⁷ Kinell, G., Söderqvist, T. & Hasselström, L. 2009. *Monetära schablonvärden för miljöförändringar*. Naturvårdsverket, rapport 6322.

⁸ ValueBaseSWE finns tillgänglig via <http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm>



Foto: Urban Wigert

Om ett miljömål är kvantifierat genom gällande politiska beslut så speglar marginalkostnaden för att nå denna nivå värdet av en åtgärds effekt på målet. Gödselstack på betongplatta.

uppskattning; Ingen marginalkostnad. Oklart med om reduktionsnivån motsvarar målsättningen.

Gren (1993) skattade värdet av att använda våtmarker för kvävereduktion. Två alternativa åtgärds paket för att minska kväveutsläppen med 50 % jämfördes, där det ena inkluderade våtmarker medan det andra inte gjorde det. Genom användandet av våtmarker kunde kostnaden sänkas med motsvarande 32 kronor per kg N. Våtmarkerna antogs kunna reducera 100 kg N per hektar och år och tillskrevs därmed ett värde som kvävereducerare på 3 200 per hektar och år. (Ref G2, ValueBase)

Drake (1992) skattade, med CVM, betalningsviljan för att bevara ett öppet jordbrukslandskap. Det alternativa scenariot var att hälften av jordbruksmarken skulle beskogas med gran. Värdet per hektar, för att undvika beskogning, skattades och beräknades till 975 SEK per hektar och år.

Malmberg (1994) skattade betalningsviljan för att minska användningen av bekämpningsmedel med 50 respektive 100 %. Den totala betalningsviljan skattades till 6 400 respektive 9 500 miljoner kronor per år. (Ref M1, ValueBase).

SJV 2009:22 använde sig av kostnaden för att helt ta upphöra med användningen av växtskyddsmedel som en skattning av värdet. Kostnaden motsvarar 223 kronor per dos växtskyddsmedel.

Carlsson et al. (2003) skattade värdet av olika attribut hos våtmarker och fann en positiv betalningsvilja för attributen ”biodiversitet” och ”promenadmöjligheter” samt ett negativt värde för ”ängsmark”, stängsel och kräftor. Man poängterar dock att studiens resultat främst är giltiga lokalt och att man inte kan tolka värdena som generellt giltiga på exempelvis nationell nivå. (Refr C4, ValueBase)

Cravener (1995) värderade en anlagd våtmark i Oxelösund. Den genomsnittliga betalningsviljan, som engångssumma, för att bevara våtmarken varierade mellan 171 och 374 kronor. Något värde per kg N redovisas inte. Vidare är det oklart i vilken mån värderingen kan kopplas till kväve / näringsämnen och i vilken mån resultatet kan betraktas som generellt för alla våtmarker i Sverige. (REF C1, ValueBase)

Folke (1991) beräknade ersättningsvärdet för de ekosystemtjänster som en våtmark på Gotland producerar. Alla tjänster kunde inte produceras på annat sätt och värderades därför inte. Det totala ersättningsvärdet beräknades till mellan 2,5 och 7 miljoner SEK per år. (Ref F2 ValueBase)

Utsläpp av växthusgaser är ett globalt och gränsöverskridande miljöproblem. Effekterna och kostnaden för utsläpp av en viss kvantitet är den samma oavsett var eller hur utsläppen sker. Det finns alltså ingen anledning att använda olika värden för olika länder, regioner eller sektorer. Detta till skillnad från många andra miljöproblem, t.ex. växt-näringsläckage, där effekten är helt beroende av var läckaget sker och där värdet bestäms utifrån det lokala miljöproblemets karaktär.

Det finns relativt många studier om vilka kalkylvärden som ska användas. Både sådana framtagna utifrån värderingen av den skada som växthusgasutsläpp orsakar (t.ex. den mest kända, Sternrapporten) och sådana baserade på kostnader för reducera utsläpp med andra åtgärder (t.ex. priset på utsläppsätter).

Angelov *et al.*⁹ gör en genomgång av ett stort antal studier som uppskattar de globala kostnaderna för utsläpp. Man pekar på en stor variation mellan studier och föreslår ett relevant spann på mellan 0,2 och 2 kr per kg koldioxid.

Utifrån kostnadseffektivitet finns två rimliga principer att följa:

- 1) Man bör använda samma värden för samtliga sektorer inom Sverige. Det är inte kostnadseffektivt att dyra åtgärder ska göras i en industri om det finns billigare metoder i en annan.
- 2) Man bör använda samma kalkylvärden mellan länder för konkurrensutsatta sektorer. Om ett land gör dyra åtgärder kan det leda till att utsläppen flyttar till andra länder med lägre åtgärdskrav. De totala utsläppen kan då bli lägre eller högre beroende på marknadssituation och hur effektiv industrin är i olika länder. Detta är ett problem för gränsöverskridande miljöeffekter som växthusgaser till skillnad från lokala miljöproblem.

⁹ Angelov, E. I., Hansen, F. & Mandell, S. 2010. *Hantering av klimatvärdering i infrastrukturprojekt*. VTI rapport 692.

I Angelov *et al.* argumenteras för att transportsektorn kan ha ett högre kalkylvärde än sektorn som handlar med utsläppsrätter eftersom den senare är konkurrensutsatt.

För jordbruket som är starkt konkurrensutsatt skulle därför ett lägre värde kunna vara motiverat. I Jordbruksverket (2009)¹⁰ används priset på utsläppsrätter (0,25 kr/kg koldioxid) som kalkylvärde för en åtgärds effekt på växthusgasutsläppen. Man skulle kunna tänka sig att vidta åtgärder till högre kostnader om konkurrensen inte påverkas t.ex. på grund av val av styrmedel.

4.3 Slutsatser

Vilka värden skall en åtgärds effekt på exempelvis utsläpp tillskrivas? Ovan har det argumenterats för att värdet i en viss beslutssituation, när miljömålen kvantifierats, utgörs av den kostnadsbesparing som kan göras. Ett sådant värde kan skattas genom att en kostnadsminimerande kombination av åtgärder för att samtidigt uppfylla flera mål beräknas.

I praktiken har dock en sådan ansats flera problem. För det första är inte målsättningarna vare sig klara eller oföränderliga. För att kunna estimerera skuggpriser så är krävs det kvantifierade mål för samtliga relevanta effekter. Det krävs också att målen verkligen gäller, något som i praktiken innebär att det finns ett oändligt värde i att uppnå målen men inget värde i att överträffa målen.

I flera fall är det också så att kvantifierade målsättningar inte *bör* formuleras. Om det gäller att värdera en åtgärds effekt på näringsläckage till en viss recipient så bör en analys göras där åtgärder som påverkar just den recipienten ingår. Dessa åtgärder kan dock ha påverkan på andra miljöproblem med större geografisk räckvidd. Det tydligaste exemplet på detta är åtgärder som påverkar utsläppen av växthusgaser. För att hitta en ett skuggpris på minskade utsläpp av växthusgaser och en kostnadsminimerande kombination av åtgärder måste dock samtliga åtgärder i världen ingå i analysen. Detta är naturligtvis knappast rimligt i praktiken.

En lösning på detta är att göra en analys där mål sätts upp för vissa miljöproblem / utsläppsminskningar men där vissa andra effekter beaktas genom att prissättas i kalkylerna. I följande kapitel genomförs en analys för Norra Östersjöns avrinningsområde. Inom detta område är det rimligt att formulera kvantitativa mål för fosfor och kväveläckage medan man inte bör formulera något regional mål för växthusgasutsläpp. Det senare problemet kan dock, som ett exempel i följande kapitel visar, beaktas genom prissättning av sådana utsläpp.

¹⁰ Jordbruksverket. 2009. *Jordbruk, bioenergi och miljö*. Jordbruksverket, rapport 2009:22.

5 Analys och resultat, metodbeskrivning och exemplet Norra Östersjön

För att illustrera skillnaden mellan olika beräkningsmetoder och olika värden på olika effekter används här, inledningsvis, Norra Östersjöns avrinningsområde som exempel. Ett problem med detta, liksom med många andra möjliga exempel, är att den redovisade mängden tillgängliga åtgärder i relation till miljömålet är liten. Det kan innebära att *alla* tillgängliga åtgärder måste användas för att målet skall uppnås. När alla tillgängliga åtgärder måste användas behövs det inga kalkyler för att bedöma *vilka* åtgärder som ger lägst kostnader. När åtgärderna är allt för begränsade så har därför inte heller analysmetoden någon betydelse för valet av åtgärder.

I detta avsnitt illustreras olika metoder för att välja önskvärda kombinationer av åtgärder. Som beräkningsexempel används alltså siffror från Norra Östersjöns avrinningsområde. För att tydligare illustrera skillnaden mellan olika analysmetoder så görs analysen också lägre målsättningar än de som gäller. Med lägre målsättningar och samma mängd åtgärder tillgängliga finns det större flexibilitet i åtgärds kombinationer som uppfyller målet.

Här görs kalkylerna för sänkta målsättningar för att illustrera skillnader mellan olika metoder. Detta betyder *inte* att man i praktiken bör sänka målsättningarna med motiveringen att det är viktigt att ha ett överskott av tillgängliga åtgärder. I den praktiska analysituationen bör man istället sträva efter att ta med så mycket åtgärder som möjligt i analysen och inte avstå från att analysera åtgärder som i förväg förefaller dyra. Det är analysen som bör visa vilka åtgärder som bör användas. Detta är extra viktigt när åtgärder har effekter på flera målsättningar eftersom det då är svårt att intuitivt avgöra vilka åtgärder som ingår i en kostnadsminimerande kombination.

5.1 Analysmetoder

Följande metoder för att välja kombination av åtgärder kommer att jämföras:

1. **Endimensionellt mål, bieffekter ovärderade.** Med denna metod belastar hela åtgärds kostnaden effekten på den analyserade åtgärden. Exempelvis beräknas kostanden för att reducera kväve med hjälp av våtmarker som kostanden per hektar våtmark dividerat med mängden kvävereduktion. Någon hänsyn tas inte till exempelvis fosforreduktion eller växthusgasutsläpp.

Med antagande om konstanta marginalkostnader kan åtgärderna rangordnas utifrån genomsnittskostnad. Med antagande om maximala kapaciteter för respektive åtgärd kan en ”kostnadstrappa” användas för att illustrera vilka åtgärder som bör användas vid olika målnivåer. För varje given målnivå kan en total kostnad för den, enligt analysen, kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder beräknas.

Analysen genomförs för varje mål separat. För att resultaten skall kunna jämföras med analysmetoder där flera mål beaktas samtidigt måste åtgärder väljas så att flera mål uppfylls samtidigt. Eftersom flera av åtgärderna har effekter på olika mål, exempelvis får man fosforreduktion ”på köpet” vid åtgärder som reducerar kväve, skulle användande av samtliga åtgärder som krävs för att uppnå respektive mål leda till att flera av målen överträffas. Detta i sin tur leder naturligtvis till högre kostnader. För att undvika sådana ”onödigt höga” kostnader välj åtgärder först så att ett mål uppfylls. Därefter kompletteras det med åtgärder så att det andra målet också uppfylls. Detta görs med olika mål som ”första mål” respektive som ”andra mål”.

2. **Endimensionellt mål, bieffekter värderade.** Med denna metod justeras kalkylerna genom att bieffekter värderas. Detta innebär att exempelvis värdet av minskade fosforutsläpp gör att nettokostnaden för kvävereduktion med en våtmark blir lägre.

Hur värdefulla är då bieffekterna? Som visats ovan så råder mycket stor osäkerhet om sådana värden. Dels är definitionen av dessa värden beroende av vilken beslutssituationen är. Är det betalningsviljan för miljöförbättring eller är det kostnadsbesparingen för att undvika andra åtgärder som utgör värdet? Grundregeln är att använda bästa tillgängliga skattning av betalningsviljan som kalkylvärde när syftet är att maximera samhällsnyttan, men kostnadsbesparingen om miljömålen är kvantitativt fastställda. Men därutöver finns en stor osäkerhet i de empiriska skattningarna av respektive värde. Detta hanteras genom att kostnaderna beräknas utifrån olika värden på respektive miljöeffekt.

3. **Endimensionella mål, fördelning av kostnaderna.** En strategi för att hantera det faktum att en åtgärd har flera (ovärderade) miljöeffekter är att fördela kostnaderna mellan de olika effekterna. På så sätt belastar bara en del av kostnaden uppfyllandet av den effekt som man för tillfället studerar. Det finns inte något uppenbart sätt att fördela kostnaderna. I analysen av exemplet nedan används den så kallade gap-metoden.
4. **Flerdimensionella mål, kostnadsminimering.** Den analysmetod som principiellt måste förespråkas är att den åtgärds kombination väljs som minimerar kostnaderna för att uppfylla samtliga mål.

En sådan kostnadsminimering leder till att den kombination av åtgärder som leder till att samtliga mål uppfylls till lägsta möjliga kostnad kan pekats ut. Den totala kostnaden för dessa åtgärder kan beräknas men inte på något objektivt sätt fördelas som totala kostnader för respektive mål. Ett resultat av en sådan analys är ”skuggpriser” för respektive mål. Sådana skuggpriser anger marginalkostnaden för respektive målsättning; alltså vad den sista reducerade enheten kostar. I ett miljömåls perspektiv, där målsättningar är fastlagda och givna, kan ett sådant skuggpris tolkas som det värdet av att bidra till det miljömålet med någon annan metod/åtgärd. Om en annan åtgärd skulle kunna användas för att reducera det aktuella utsläppet med en enhet kan nämligen kostnaden för hela åtgärds paketet sänkas med motsvarande summa.

Även om denna ansats principiellt, utifrån ett miljöekonomiskt perspektiv, är mest tilltalande så finns det vissa möjliga problem med tolkningen av resultatet. I huvudsak är dessa dock knutna till den beslutssituation där miljömålet formuleras snarare än till beslutssituationen där åtgärder väljs för att uppfylla dessa mål. I princip kan man hävda att detta är olika beslut och att det handlar om olika analyser för respektive beslut. Med en sådan syn skulle besluten om målsättningar tas först och *därefter* skulle beslutet om åtgärder fattas. Det skulle innebära att resultatet från den andra analysen, exempelvis i form av totala kostnader för måluppfyllelse, inte direkt skulle påverka det första beslutet¹¹. Men, det är rimligt att tänka sig att det kan göras återkopplingar efter analysen av kostnader. I praktiken innebär detta att målsättningen kan omprövas om kostnaderna för att nå målet visar sig ”för höga”.

Det finns dock några problem med denna ansats. För att alls kunna genomföras krävs det tydliga kvantifierade målsättningar. Vidare måste det i princip finnas åtgärder av en tillräcklig omfattning för att målen skall kunna uppfyllas, i annat fall kan kostnadsminimeringsproblemet inte lösas. Detta leder i sin tur till slutsatsen att ytterligare åtgärder skulle vara oändligt mycket värda, en slutsats som kan ifrågasättas. En annan följd av detta angreppssätt är att den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder kan medföra att vissa målsättningar överträffas och att skuggpriset för dessa därmed är noll. Tolkningen av detta, att ytterligare minskning utöver målet inte skulle ha något värde, kan ifrågasättas på samma sätt som att alla minskningar upp till målet har ett oändligt värde.

5.2 Förutsättningar

För att några kalkyler enligt ovan skall kunna göras krävs det att målsättningar, åtgärdernas effekter och kostnader samt tillgängliga mängder av åtgärderna kvantifieras. För detta exempel redovisas målsättningarna för att minska utsläppen av näringsämnen i Tabell 4 nedan.

Tabell 4. Sammanfattning av målsättningar eller beting i Norra Östersjöns avrinningsområde.

	N-reduktion, ton	P-reduktion, ton
Målsättningar enligt VM, norra Östersjön.	3 300 – 5 300	100
Beting enligt VM, norra Östersjön.	3 000	100
Målnivå 1 i nedanstående analys	2 800	100
Målnivå 2 i nedanstående analys	1 500	50

¹¹ Det skall här noteras att beslutet om målnivåer *kan* tas utifrån en avvägning där åtgärds-kostnader ingår. I det fallet kan man betrakta de två besluten som simultana. I andra fall kan målnivåerna bestämmas på andra grunder än genom en avvägning mellan t.ex. kostnader och intäkter. I detta fall kan alltså åtgärds-kostnaderna bli relevanta i nästa beslutssteg, för att bestämma vilka åtgärder som bör användas för att uppfylla det redan fastlagda målet.

Målsättningen vad det gäller kvävereduktion har angetts som ett intervall. I det följande kommer, i första hand, den lägre nivån att användas. Anledningen till att göra så i detta exempel är att man med den högre målsättningen mer sannolikt hamnar i en situation när samtliga tillgängliga åtgärder måste användas för att målet skall uppnås. I en sådan situation blir rangordningen av åtgärder av mindre betydelse. I en känslighetsanalys kommer dock den högre målsättningen att användas för att illustrera de enskilda målens betydelse för resultatet av analysen. Det har exempelvis tidigare diskuterats att skuggpriset på åtgärdandet av ett visst problem bland annat är beroende av hur krävande andra målsättningar är. I detta fall påverkas skuggpriset på fosforreduktion, vilket visas nedan. Med ett högt satt kvävereduktionsmål kommer, när flera åtgärder påverkar både N och P, fosforreduktion att ”fås på köpet”. Detta skulle innebära att skuggpriset på fosfor, med ett tillräckligt högt satt kvävemål, blir noll. Det innebär i sin tur att fosforreduktion bör sättas priset noll i kalkylerna vilket i sin tur innebär att åtgärder som enbart har fosforreduktion som effekt inte bör vidtas.

I Tabell 5 redovisas de åtgärder och effekter som (med undantag för utsläppen av växthusgaser) finns upptagna i Åtgärdsprogrammet för Norra Östersjön.

Notera att reduktionskostnader i reningsverk och i industri är desamma och att dessa åtgärder därför behandlas som en grupp av åtgärder. I åtgärdsprogrammet har skillnad som finns i effekter, framför allt vad det gäller åtgärder inom jordbruket hanterats genom att åtgärderna har delats upp i ”mer effektiva” och ”mindre effektiva” åtgärder. Inom respektive grupp finns därutöver en osäkerhet i faktiska effekter som hanteras genom att ett intervall för effekterna angetts. Utifrån detta intervall, dvs. för reduktionspotential per hektar, kan ett intervall för kostnad per enhet beräknas.

5.2.1 Spridning i kostnader och effekter – att hantera osäkerheten

För att bättre fånga den spridning som finns i åtgärders kostnader och effekter görs en fördelning av den tillgängliga mängden åtgärder enligt Tabell 6. För de åtgärder där VM har angett intervall så har antagandet gjorts att 20 % av åtgärderna tillhör de dyrare (dvs. mindre effektiva), att 20 % tillhör de billigare (dvs. mer effektiva), samt att 60 % har den genomsnittliga kostnaden eller effektiviteten.

Tabell 5. Effekter och kostnader för olika åtgärder i Norra Östersjöns avrinningsområde

	N-red. kg*	P-red. kg*	Växthusgas, ton	Kostnad per enhet	Mängd, enligt åtgärds- programmet	Max kapacitet
P-dammar A, mer effektiva	40	37,5 (25 – 50)		17 458	480	480
P-dammar B, mindre effektiva	20	7,5 (2,5 – 12,5)		26 132	320	320
Skyddszon A, mer effektiva	7	0,66		2 800	4 550	4 550
Skyddszon B, mindre effektiva	7	0,26		2 800	11 375	11 375
Våtmarker A, mer effektiva	40 (10 – 200)	6 (1 – 25)	+3 (2,5 – 3,5)	17 000 (6 000-28 000)	1 900	1 900
Våtmarker B, mindre effektiva	20 (5 – 100)	3	+3 (2,5 – 3,5)	34 000	2 400	2 400
Reningsverk, N	1			60	2 500 000	2 500 000
Industri, N	1			60	150 000	150 000
Reningsverk + industri N	1			60	2 650 000	2 650 000
Reningsverk, P		1		3100	34 000 (26 000 – 43 000)	43 000
Industri, P		1		3100	3 900 (3 400 – 4 900)	4 900
Reningsverk + industri P		1		3100	37 900 (29 400 – 47 900)	47 900
Enskilda avlopp	5,29	1		7000	17 000 (12 000 – 20 000)	20 000

* Reduktion av N respektive P som når Östersjön

Källa: Samtliga uppgifter, förutom växthusgasutsläpp, är hämtade från Åtgärdsplanen för Norra Östersjön. Uppgifterna om växthusgasutsläpp är hämtade från:

- Thiery G. Stadmark J., Weisner S. E. B. 2009. Nitrogen retention versus methane emission: Environmental benefits and risks of large-scale wetland creation. Ecological Engineering, In Press, Corrected Proof, Available online 14 May 2009.

- Nilsson M., Mikkilä C., Sundh I., Granberg G. Svensson B.H., Ranney B. 2001. Methane emission from Swedish mires: National and regional budgets and dependence on mire vegetation. Journal of Geophysical Research 106: 20847-20860.

Tabell 6. Enkel illustration av osäkerhet i kostnader och effekter att minska utsläppen av kväve och fosfor till Norra Östersjön.

	N-red, kg	P-red, kg	Växthusgas, ton	Kostnad per enhet	Enl åtgärdsförslag	max kapacitet
P-dammar, mer effektiva	40	37,5 (25 - 50)		17 458	480	480
I	40	50		17 458		96
II	40	37,5		17 458		288
III	40	25		17 458		96
P-dammar, mindre effektiva	20	7,5 (2,5 - 12,5)		26 132	320	320
I	20	12,5		26 132		64
II	20	7,5		26 132		192
III	20	2,5		26 132		64
Skyddszon, mer effektiva	7	0,66		2 800	4 550	4 550
Skyddszon, mindre effek.	7	0,26		2 800	11 375	11 375
Våtmarker, mer effektiva	40 (10 - 200)	6 (1 - 25)	+3 (2,5 - 3,5)	17 000 (6 000 - 28 000)	1 900	1 900
I	200	25	3,5	6000		380
II	40	6	3	17000		1140
III	10	1	2,5	28000		380
Våtmarker, mindre effektiva	20 (5-100)	3	+3 (2,5 - 3,5)	34 000	2 400	2 400
I	100	3	3,5	34 000		480
II	20	3	3	34 000		1440
III	5	3	2,5	34 000		480
Reningsverk, N	1			60	2 500 000	2 500 000
Industri, N	1			60	150 000	150 000
Reningsverk + industri N	1			60 (22-330)	2 650 000	2 650 000
I	1			22		530000
II	1			60		1590000
III	1			330		530000
Reningsverk, P		1		3100	34 000 (26 000 - 43 000)	43 000
Industri, P		1		3100	3 900 (3 400 - 4 900)	4 900
Reningsverk + industri P		1		3100 (150-6600)	37 900 (29 400 - 47 900)	47 900
I		1		150		9580
II		1		3100		28740
III		1		6600		9580
Enskilda avlopp	5,29	1		7000 (3500-11800)	17 000 (12 000 - 20 000)	20 000
I	4,5	1		3500		4000
II	5,29	1		7000		12000
III	7,5	1		11800		4000

Källa: Se Tabell 5 samt egen bearbetning.

5.3 De viktigaste resultaten av kalkylerna

Detaljerade resultat av kalkylerna redovisas i bilagor. I detta avsnitt sammanfattas de viktigaste resultaten av kalkylerna.

5.3.1 Endimensionellt mål, bieffekter ovärderade

Om åtgärder väljs utifrån att endast en målsättning finns kan åtgärderna rangordnas utifrån att hela kostnaden belastar effekten på detta mål. Om sådana analyser görs trots att flera mål finns, så finns det en uppenbar risk för att de sammanlagda kostnaderna för att uppnå alla målen inte minimeras. För att göra angreppssätten jämförbara i detta exempel har kostnaderna beräknats för att uppfylla de två näringsreduktionsmålen sekventiellt. Först har åtgärder valts för att minimera kostnaderna för att uppfylla ett mål. Därefter har åtgärder valts för att också uppfylla det andra målet. Rangordning av åtgärder gjorts utifrån att hela kostnaderna för åtgärderna har hänförs till ett miljömål i taget. För att uppfylla de båda näringsämnesmålen samtidigt har det visats hur de kan uppfyllas sekventiellt. Det visas att kombinationen av åtgärder kan skilja sig åt beroende på vilket av målen som uppfylls först. Nedan sammanställs och jämförs resultaten.

I Tabell 7 sammanfattas åtgärds kombinationer för att uppnå de högre målsättningarna (2 800 ton N och 100 ton P). Sammanställningen visar att det får betydelse vilket av målen som uppfylls först. De åtgärder som skiljer sig åt mellan de olika förslagen har markerats med fetstil.

Tabell 7. Sammanställning och jämförelse mellan endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P.

Åtgärd	Förutsättningar		Kvävemålet först			Fosformålet först				
	Kostnad per enhet	max kapacitet	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	17458	480	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	26132	320	320	8,4	6,4	2,4	320	8,4	6,4	2,4
Skyddszon A	2800	4550	4550	12,7	31,9	3	4550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	2800	11375	11375	31,9	79,6	7,5	0	0	0	0
Våtmarker A	17000	1900	1900	32,3	76	11,4	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	34000	2400	0	0	0	0	0	0	0	0
RenV+Ind N	60	2650000	2511000	150,7	2511	0	2574980	154,5	2575	0
RenV+Ind P	3100	47900	47900	148,5	0	47,9	47900	148,5	0	47,9
Enskilda avlopp	7000	20000	14339,5	100,4	75,9	14,3	17297	121,1	91,6	17,3
Summa				493,3	2800	100		485,9	2800,1	100

Om kvävemålet uppfyllts först blir den totala kostnaden högre än om fosformålet uppfylls först. Detta gäller även om kvävereduktionen i reningsverk/industri minskats efter det att fosforåtgärder med bieffekter införts. Skillnaderna mellan alternativen består i följande:

- Om fosformålet uppfylls först så utnyttjas mer av kvävereduktionskapaciteten i reningsverk och industri
- Om fosformålet uppfylls först så utnyttjas inte de mindre effektiva skyddszonerna.
- Om kvävemålet uppfylls först så utnyttjas inte lika mycket av kapaciteten i enskilda avlopp

Även med de lägre målsättningarna blir totalkostnaden lägre om fosformålet uppfylls först. Detta beror på att kvävemålet överträffas om kvävemålet uppfylls först. När fosformålet är uppfyllt först så räcker det, i detta fall, med den billigaste kväveminskande åtgärden för att uppfylla kvävemålet. Denna åtgärd, reduktion i reningsverk och industri, ger ingen extra fosforreduktion.

Sammanfattningsvis så leder alltså en rangordning av åtgärder utifrån endimensionella kostnadsberäkningar till olika rangordning beroende på vilket av målen som uppfylls först. Totalkostnaden blir dock i båda fallen högre än om man sökt uppnå målen simultant; se Tabell 8 och kapitel 5.3.4 nedan.

5.3.2 Endimensionellt mål, bieffekter värderade

En annan metod för att beakta flera miljömål samtidigt är att prissätta de effekter som betraktas som bieffekter. I det förenklade fallet med två mål, N- och P-reduktion, skulle då fosforreduktionen prissättas i kalkylerna för kvävereduktion på motsvarande sätt. När kostnaderna för fosforreduktion beräknas så skulle då värdet av kvävereduktion inkluderas i kalkylen.

Som tidigare diskuterats råder stor osäkerhet om hur högt det ekonomiska värdet av att reducera olika utsläpp är. För det första finns det olika principer för vilket värde det är som bör ingå i kalkylen; värdet av förändrad miljö kvalitet eller värdet av att kunna undvara en annan åtgärd. Som diskuterats ovan så beror detta på vilken beslutssituationen är. Syftet med detta avsnitt är att illustrera hur kalkyler och rangordning av åtgärder påverkas av att värdet av bieffekterna inkluderas. För resultatet har det då ingen betydelse utifrån vilket perspektiv värdet har uppskattats; det är storleken på värdet som påverkar utfallet av kalkylen.

Av analyserna framgår det att de fosforreducerande åtgärder som också har effekter på kväve blir relativt billigare ju högre kvävereduktion värderas. Skillnaden mellan AC för reningsverk/industri och de mer effektiva skyddszonerna blir exempelvis allt mindre. Om kväve värderas till 108 kr/kg så innebär detta en lönsamhetsförbättring för de mer effektiva skyddszonerna på 756 kronor per enhet. Eftersom varje enhet reducerar 0,66 kg P innebär detta att kostnaden per kg P reduceras med 1 145 kronor. Detta skulle

medföra att genomsnittskostnaden för de mer effektiva skyddszonerna blev lägre än genomsnittskostnaden för reningsverk/industri.

I SNV-rapporten 6322 har schablonvärdet för kväve angetts till 31 kronor/kg med intervallet 4-70 kronor/kg. Dessa värden för kvävereduktion påverkar inte rangordningen av fosforreducerande åtgärder i detta exempel. För att påverka rangordningen, enligt de här antagna förutsättningarna, måste kväve värderas till minst 108 kronor per kg reducerat N.

I SNV-rapporten 6322 har schablonvärdet för fosfor angetts till 1023 kronor/kg med intervallet 127-2140 kronor/kg. I analyserna ovan där kostnaderna minimerades för att nå båda målsättningarna samtidigt resulterade detta i ett skuggpris på 6 680 kr/kg P vid de högre målsättningarna och 3 100 vid de lägre målsättningarna. Av analyserna framgår det att inkluderandet av ett värde för fosforreduktion påverkar rangordningen av åtgärder för kvävereduktion. Vidare framgår det att storleken på värdet, även inom det intervall som rekommenderats av Naturvårdsverket, får betydelse.

5.3.3 Endimensionella mål, fördelning av kostnaderna

Rangordningen av åtgärder mot fosfor utifrån gap-modellen framgår av Tabell 33 sidan 114. Idén med gap-modellen är att fördela åtgärdens totala kostnad mellan de miljömål som den bidrar till att uppfylla. För respektive miljömål j definieras ett hållbarhetsgap, G_j , som är den mängd som utsläppen måste minskas för att miljömålet skall nås. Varje åtgärd, i , kan ha effekter på flera mål. Symbolen a_{ij} , beskriver den effekt som åtgärden i har på miljömålet j . Denna effekt uttrycks som den utsläppsminskning som en viss mängd av åtgärden leder till. Det kan exempelvis vara en enhet (t.ex. ha) av åtgärden eller hela den tillgängliga mängden av åtgärden. Det viktiga är att kostnaden för åtgärden, C_i , uttrycks som en kostnad för samma mängd av åtgärden.

Andelen (p_{ij}) av en viss åtgärds (i) kostnad som belastar effekten på respektive miljömål (j) beräknas som:

$$p_{ij} = (a_{ij} / G_j) / \sum_i (a_{ij} / G_j)$$

Detta innebär att ju större relativ påverkan en åtgärd har på ett visst miljömål, jämfört med samma åtgärds relativa påverkan på andra miljömål, desto större andel av kostnaden hänförs till påverkan på det miljömålet.

Den del av åtgärdskostnaden som belastar minskningen av respektive utsläpp beräknas sedan som

$$k_{ij} = p_{ij} C_i / a_{ij}$$

där k_{ij} är kostnaden kronor per kg minskade utsläpp (för målet j) med åtgärd i .

Rangordningen enligt Tabell 33 kan jämföras med den rangordning som ovan gjordes utifrån att fosforreduktionen bar hela kostanden (se Tabell 10 sidan 97). Med kostnadsfördelning enligt gap-modellen används mer skydds-zoner och mindre mängd enskilda

avlopp. Det kan noteras att den totala kostnaden för de inkluderade åtgärderna blir högre än vid fördelningen när hela kostnaden utgjorde grunden för rangordningen.

Enligt gap-modellen rangordnas åtgärder för reduktion av 2 800 ton kväve enligt Tabell 35. Eftersom en relativt liten andel av kostnaderna belastar kvävereduktionen, för flera av åtgärderna, förändras rangordningen, jämfört med när kvävereduktionen bär hela kostnaden, se Tabell 12, sidan 98. Tydligast är att de mest effektiva fosfordammarna framstår som den billigaste åtgärden. Totalkostnaden för att nå kvävemålet 2 800 blir något högre än om fördelningen görs enligt rangordningen i Tabell 12; 227,4 miljoner istället för 220 miljoner kronor.

5.3.4 Flerdimensionella mål, kostnadsminimering

Ovan har en rangordning av åtgärder gjorts utifrån att hela kostnaderna för åtgärderna har hänförs till ett miljömål i taget. För att uppfylla de båda näringsämnesmålen samtidigt har det visats hur de kan uppfyllas sekventiellt. Det visas att kombinationen av åtgärder kan skilja sig åt beroende på vilket av målen som uppfylls först. Nedan sammanställs och jämförs resultaten. Den simultana kostnadsminimeringen har gjorts med hjälp av Problemlösningsverktyget i Excel. Lösningen ges av den kombination av åtgärder som uppfyller samtliga definierade målsättningar till lägsta möjliga kostnad.

I Tabell 8 sammanfattas åtgärds kombinationer för att uppnå de högre målsättningarna (2 800 ton N och 100 ton P). Av tabellen framgår det att en simultan kostnadsminimering leder till en åtgärds kombination som ger de allra lägsta kostnaderna. Sammanställningen visar också att det vid sekventiell måluppfyllelse får betydelse vilket av målen som uppfylls först. De åtgärder som skiljer sig åt mellan de olika förslagen har markerats med fetstil. I detta fall medför åtgärderna totalkostnaden 501 Mkr om man valt dem med en simultan kostnadskalkylering, medan totalkostnaderna blir 529 Mkr eller 565 Mkr om målen uppfylls sekventiellt.

I detta fall blir kostnaden högst om kvävemålet uppfylls först. Det måst då noteras att kvävereduktionen blir högre än vad målsättningen kräver. Det beror på att när man i andra steget genomför åtgärder mot fosfor så bidrar dessa också till mer kväverening. Detta skulle kunna kompenseras genom att tidigare åtgärder mot kväve minskas. Genom att dra ner på kväveåtgärderna i reningsverk/industri skulle kostnaderna kunna sänkas.

Genom att minska utsläppen 131,1 ton mindre skulle totalkostnaden kunna sänkas med 43,2 miljoner ($131,1 * 330$). Det skulle ge totalkostnaden 522 miljoner kronor, alltså lägre än kostnaden om fosformålet uppfylls först. En viktig slutsats är dock att ett val av åtgärder utifrån en simultan kostnadsminimering ger den lägsta kostnaden. Teoretiskt var det förutsägbart att så måste vara fallet. Men exemplet visar att analysmetoden får betydelse. Detta trots att det bara är två miljöeffekter som beaktats och trots att konstanta marginalkostnader har använts för att beskriva kostnaderna.

Tabell 8. Sammanställning och jämförelse mellan endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P.

	Förutsättningar		Fosformålet först				Kvävemålet först				Båda målen simultant			
	AC	Max kap.	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A I	17458	96	96	1,7	3,8	4,8	96	1,7	3,8	4,8	96	1,7	3,8	4,8
P-dammar A II	17458	288	288	5	11,5	10,8	288	5	11,5	10,8	288	5	11,5	10,8
P-dammar A III	17458	96	96	1,7	3,8	2,4	96	1,7	3,8	2,4	96	1,7	3,8	2,4
P-dammar B I	26132	64	64	1,7	1,3	0,8	64	1,7	1,3	0,8	64	1,7	1,3	0,8
P-dammar B II	26132	192	192	5	3,8	1,4	192	5	3,8	1,4	192	5	3,8	1,4
P-dammar B III	26132	64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skyddszon A	2800	4550	4550	12,7	31,9	3	4550	12,7	31,9	3,1	4 550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	2800	11375	0	0	0	0	0	0	0	0	11 375	31,9	79,6	3
Våtmarker A I	6000	380	380	2,3	76	9,5	380	2,3	76	9,5	380	2,3	76	9,5
Våtmarker A II	17000	1140	1140	19,4	45,6	6,8	1140	19,4	45,6	6,8	1 140	19,4	45,6	6,8
Våtmarker A III	28000	380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker B I	34000	480	0	0	0	0	480	16,3	48	1,4	480	16,3	48	1,4
Våtmarker B II	34000	1440	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker B III	34000	480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RV/Ind N I	22	530000	530000	11,7	530	0	530000	11,7	530	0	530 000	11,7	530	0
RV/Ind N II	60	1590000	1590000	95,4	1590	0	1590000	95,4	1590	0	1 590 000	95,4	1590	0
RV/Ind N III	330	530000	439 175	144,9	439,2	0	530 000	174,9	530	0	293 125	96,7	293,1	0
RV/Ind P I	150	9580	9580	1,4	0	9,6	9580	1,4	0	9,6	9 580	1,4	0	9,6
RV/Ind P II	3100	28740	28740	89,1	0	28,7	28740	89,1	0	28,7	28 740	89,1	0	28,7
RV/Ind P III	6600	9580	9 580	63,2	0	9,6	9 580	63,2	0	9,6	1 700	11,2	0	1,7
Enskilda avlopp I	3500	4000	4000	14	18	4	4000	14	18	4	4 000	14	18	4
Enskilda avlopp II	7000	12000	8 517	59,6	45,1	8,5	7 077	49,5	37,4	7,1	12 000	84	63,5	12
Enskilda avlopp III	11800	4000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUMMA				528,8	2800	99,9		565	2931,1 ^a	100		501,2	2799,9	99,9

^a Målet överträffas eftersom de fosforreducerande åtgärder som införs efter att N-målet uppnåtts också reducerar N. Genom att minska åtgärderna i reningsverk / industri kan totalkostnaden sänkas till 522 miljoner.

6 Slutsatser och diskussion

En grundläggande frågeställning i denna studie är hur och med vilka åtgärder de svenska miljömålen ska uppnås. Utgångspunkten har varit ett samhällsekonomiskt perspektiv där åtgärder bedömts utifrån sina samhällsekonomiska värden. Det kan antingen göras som en avvägning mellan nyttoökningar (miljöförbättringar och andra intäkter) och kostnader (samhällsekonomisk effektivitet) eller som en beräkning av den samhällsekonomiska kostnaden för att nå de uppsatta målen (kostnadseffektivitet). Den huvudsakliga metoden för att göra detta är samhällsekonomiska kalkyler, så kallade kostnadsnyttokalkyler för samhällsekonomisk effektivitet eller kostnadseffektivitetskalkyler med fastställda mål. Utgångspunkten för dessa är att mänsklig välfärd och välbefinnande är eftersträfvansvärt. Våra begränsade resurser, inklusive natur- och miljöresurser, bör därför användas på ett sätt så att den mänskliga välfärden blir så stor som möjligt. Såväl nuvarande som framtida människor kan uppleva välfärd av ekosystem som är opåverkade eller mindre påverkade av mänsklig aktivitet. Fungerande ekosystem har därmed ett värde såväl genom människors direkta positiva upplevelser som genom att de bidrar med nödvändiga grunder för all mänsklig produktion.

Varje sätt att använda en resurs medför att andra möjliga användningssätt väljs bort. Det finns alltså en samhällsekonomisk alternativkostnad. En samhällsekonomisk kalkyl syftar till att jämföra värdet av olika alternativa användningssätt och visa vilket sätt som bäst främjar målsättningen. Målet kan vara att maximera den mänskliga nyttan men det kan också vara att vissa specifika, fastställda mål ska uppnås till lägsta möjliga kostnad. Dessa två perspektiv är avgörande för i) vilken form av samhällsekonomisk analys som bör göras på en övergripande nivå och ii) vilka värden som bör användas för att mäta miljöeffekter i en kostnads- och intäktsanalys för enstaka åtgärder.

Vid val av vilka praktiska åtgärder man bör genomföra för att nå ett miljömål så går det att dra följande slutsatser:

- Det är viktigt att beakta flera miljömål samtidigt.
 - Det bästa är att ta hänsyn till alla berörda miljömål. Om man inte tar med en miljöeffekt av betydelse så påverkar det nästan alltid slutsatsen av vilken kombination av åtgärder som är mest kostnadseffektiv. Att så är fallet har även exempel med relativt okomplicerade effektprofiler och med konstanta marginalkostnader visat.
 - Om man inte tar hänsyn till alla miljöeffekter samtidigt så kommer uppskattningen av totalkostnaden för att uppnå samtliga miljömål att vara missvisande. Kostnaden för att nå flera mål samtidigt blir lägre än summan för att nå de enskilda målen var för sig när åtgärder för att nå ett visst miljömål har positiva bieffekter på andra miljömål.
 - Om skuggpriset ligger till grund för att värdera effekter kommer en ”endimensionell kostnadsminimering” (det vill säga enbart en typ av miljöeffek-

ter) att ge en felaktig uppskattning. När åtgärder har flera positiva effekter överskattas MC inklusive värdet. Detta leder i sin tur till att onödigt dyra åtgärder motiveras.

- Det är emellertid inte realistiskt att genomföra idealanalyser som korrekt beaktar samtliga åtgärder för att uppfylla alla miljömål, eftersom så fullständiga data knappast någonsin blir tillgängliga. Målsättningen bör ändå vara att inkludera så många miljömål och alternativa åtgärder som möjligt i analyserna.
- Man bör alltid använda samma värdeestimat.
- För en viss miljöeffekt bör man alltid använda samma värde, exempelvis X kronor per kg kväve. Jämförelserna blir missvisande och risken för ineffektiva lösningar blir större om man på en myndighet för en viss åtgärd eller vid ett visst tillfälle använder ett värde i kalkylerna men för andra åtgärder, sektorer eller situationer använder andra värden.
 - Den bästa möjliga uppskattningen av värdet bör givetvis användas. Det är bättre att använda ett ungefärligt värde och sedan hålla sig till det än inget värde alls (vilket innebär värdet noll, som troligen avviker mer från det ”riktiga” värdet än vad bästa möjliga uppskattning gör). Om ny information kommer med andra mer tillförlitliga värdeestimat, så bör man dock fortsättningsvis använda dessa värden.
- Man bör ta med så många som möjligt av de alternativa miljöförbättrande åtgärder som man känner till i analysen, åtminstone inför första urvalet av åtgärder. Uppgifter om varje åtgärds miljöeffekter i förhållande till miljömålen och om deras kostnader behövs för att man ska kunna hitta den mest effektiva lösningen. En åtgärd kan bli aktuell även om den först förefaller vara dyr om den påverkar flera miljömål och de billigaste varianterna av andra åtgärder börjar bli uttömda.
- I praktiken och i kalkyler för enskilda åtgärder, finns det alltid åtgärder som ligger nära gränsen för lönsamhet. För sådana åtgärder kan storleken på värdeestimat för miljöeffekter avgöra lönsamheten.



Foto: Urban Wigert

Att beräkna skuggpriset för att nå respektive miljömål är viktigt för att kunna jämföra deras nytta mot kostnaderna för att nå dem.

Vid en analys på övergripande samhällsnivå gäller:

- Man bör beakta alla påverkade mål samtidigt eller åtminstone dem som är viktigast i sammanhanget och söka den kostnadsminimerade kombinationen av åtgärder.
- Analysen bör göras på relevant nivå, t.ex. avrinningsområde¹².
- Avgränsa *inte* bort åtgärder som verkar för dyra.
- Kostnaden för åtgärder med positiv effekt på flera målsättningar kan inte direkt jämföras med kostnaden för andra åtgärder. De kan ingå i en kostnadseffektiv kombination när flera mål ska uppfyllas. Detta gäller särskilt om åtgärder som förefaller vara billiga har färre positiva effekter och/eller negativa effekter.
- Det är viktigt att faktiskt uppskatta skuggpriset för att nå respektive miljömål. Om en kostnad är för hög bör de politiker som har möjlighet avgöra om någon av målsättningarna bör omprövas. För att ett skuggpris ska kunna uppskattas måste analysen genomföras med en mängd åtgärder som gör det möjligt att nå målet.
- Hur stor kvantitet av en viss typ av åtgärd som är tillgänglig beror ofta på hur hög kostnad som kan accepteras. Genom att dela en typ av åtgärd i ”kostnadsklasser”

¹² Vattenmyndigheten har samlad kunskap om regionala och lokala mål samt om tillgängliga åtgärder för att minska vattenföroreningar.

speglas en verklig variation i kostnadsnivåer på ett bättre sätt. Samtidigt kan en större mängd åtgärder ingå i analysen. Även den dyraste klassen av en åtgärdstyp bör ingå i analysen enligt argumenten i ovanstående punkter.

- Om det är så att miljömålen är kvantifierade och gäller, så speglar marginalkostnaden för att nå dem värdet av en enskild åtgärds effekt på målet.
 - Det är rimligt att tolka beslut om miljömål som om de gäller. Värdet av effekter på miljömål bör därmed tolkas som detsamma som den samhälls-ekonomiska marginalkostnaden som krävs för att nå målet.
 - Vissa mål kan brytas ner. Regionala mål skulle kunna vara rimliga till exempel för biologisk mångfald och läckage av näringsämnen. Detta bör man dock undvika när det finns ”alltför stor” substituerbarhet gentemot andra områden, till exempel andra geografiska regioner. Så är fallet om målsättningen kan uppfyllas lika bra, eller nästan lika bra, genom åtgärder i andra regioner och områden.
 - Andra mål är det däremot inte rimligt att bryta ner. Ett regionalt mål för växthusgasutsläpp kan knappast motiveras. Dessa bör då beaktas genom att åtgärdernas effekt på dessa mål prissätts. De kommer då att påverka kalkylerna genom att en åtgärd som bidrar till uppfyllandet av det globala målet får en intäkt som innebär en lägre kostnad för att uppfylla de övriga målen. En åtgärd som motverkar det globala målet får en högre kostnad och blir inte lika attraktiv i en kostnadseffektiv kombination för att uppfylla de kvantifierade målen.
 - Om det finns ett nationellt mål bör marginalkostnaden för att nå det användas som ett kalkylvärde. Skulle det finnas andra nationellt beslutade åtgärder (direkt beslutade eller införda via styrmedel) bör marginalkostnaderna för dessa användas.
 - Om det finns ett relevant globalt mål bör marginalkostnaden för att nå det användas.
 - I övriga fall bör mått på samhällets genomsnittliga betalningsvilja användas som kalkylvärde.
- Kvantifierade miljömål implicerar några tveksamheter:
 - Att minska utsläppen upp till målnivån har i detta fall ett potentiellt oändligt högt värde. Alla åtgärder bör, oavsett kostnad, genomföras tills dess att målet är nått. Frågan är om detta är rimligt? Genom att beräkna skuggpriser, på ett ”korrekt sätt”, kan kostnaderna uppskattas. I sådana situationer kan man kommunicera tillbaka till beslutsfattarna om kostnaderna är höga. Beslutsfattarna får därmed möjlighet att ta ställning till om de vill ompröva målet eller acceptera kostnaderna.

- Att minska utsläppen över målnivån har då värdet noll. Rimligen så är detta inte fallet. Att tillskriva sådana minskningar värdet noll är ett problem om det finns åtgärder med en marginalkostnad som är högre än noll men lägre än det "sanna värdet". Sådana åtgärder borde egentligen genomföras men det felaktiga värdet noll antyder motsatsen. I regel finns det knappast några tillgängliga åtgärder med låga kostnader kvar att använda vid nivåer över målnivån. Men om något mål uppfylls "på köpet" genom att många åtgärder med flera effekter motiveras av något annat mål, så kan billiga åtgärder finnas kvar.
 - Det är viktigt att klargöra på vilka grunder miljömålen är uppsatta. Är det utifrån en samhällsekonomisk avvägning eller utifrån någon annan princip? Det kan finnas principer enligt vilka mycket höga kostnader kan vara motiverade. Rimligen görs det dock någon form av avvägning när det gäller kostnader i beslut om miljömål och miljöförbättringar.
 - Målnivåerna måste kunna ersättas av eller kompletteras med vad som fastställts vara "acceptabla kostnader".
 - Kunskap om effektprofiler saknas. Denna typ av kunskap krävs för att en mer komplett och korrekt analys ska kunna göras!
 - Det är viktigt att inte tolka åtgärder som specifika för ett visst miljömål.
 - Det är bättre att använda ungefärliga mått på effekterna än att inte alls ta hänsyn till dem.
 - Kvantifiera såväl mål som åtgärders effekter
 - Om det är möjligt ange reliabiliteten hos effekternas kalkylvärden, det vill säga inom vilket osäkerhetsintervall de ligger så att lämpliga känslighetsanalyser kan göras.
- Om samhällsekonomiskt kostnadseffektiva lösningar eftersträvas så behövs mycket utvecklingsarbete:
- De praktiska åtgärdernas effektprofiler måste kvantifieras.
 - Miljömålen och andra mål måste kvantifieras.
 - Uppskattningar av hur befolkningen värderar miljökvaliteter eller miljöförbättringar behövs för att kunna utveckla samhällsekonomiskt effektiva åtgärder.
 - Modeller för kostnadsminimering för att nå flera mål kan göras mer kompletta och komplicerade. Marginalkostnader kan beräknas. Det är dock tve-

samt om mer arbete inom detta område ger mer information, åtminstone inte så länge ovanstående saknas.

- För utformningen av styrmedel implicerar detta bland annat att:
 - En budgetbegränsning kan medföra att det inte går att genomföra alla åtgärder via skattefinansiering. De här åtgärderna kan vara motiverade att genomföras utifrån uppställda mål eller för att man önskar nå en samhälls-ekonomiskt lönsam miljöpolitik. Man bör då välja de billigaste åtgärderna inom budgetramen.
 - Miljöersättning eller skatt bör riktas mot ”effekter på miljömål” snarare än mot själva åtgärderna.
 - I de fall då ersättning efter miljövärde inte kan betalas så bör åtminstone en lönsamhetsbedömning av åtgärderna göras utifrån effekternas värden.

7 Hur gör man? Några viktiga punkter

Detta är inte någon fullständig bruksanvisning för hur ekonomiska analyser bör genomföras. Det skall istället ses som ett antal punkter som är särskilt viktiga att komma ihåg när det gäller bedömning av åtgärder med påverkan flera miljömål.

Man kan skilja på två analysnivåer:

1. Övergripande kostnadsminimering för att hitta ungefärlig åtgärds mix för att uppfylla ett antal mål och för att härleda relevanta skuggpriser. Huvudprincipen här är att *inte* prissätta några miljöeffekter utan att utgå från kvantifierade målsättningar. Denna ansats kan dock modifieras genom att effekter på *vissa* miljömål prissätts istället för att kvantifieras.
2. Bedömning av enskild åtgärd. En enskild åtgärd syftar i regel inte till att, i sig själv, helt uppfylla några målsättningar. Den enskilda åtgärden syftar istället i regel till att *bidra* till att uppfylla målsättningar. Ansatsen här är att jämföra samhällsekonomiska intäkter och kostnader på ett så fullständigt sätt som möjligt. Här bör alltså så många effekter som möjligt beaktas och prissättas. Nivån på använda värdeestimat kan vara avgörande för om en åtgärd bedöms som lönsam eller ej.

7.1 Övergripande analys när miljömål finns

En övergripande analys syftar till att:

1. Beskriva vilken typ av och ungefärlig mängd av åtgärder som bör användas inom ett visst område. En sådan analys syftar till att beskriva en kostnadseffektiv kombination av åtgärder för att samtidigt uppfylla ett antal redan fastställda mål.
2. Beskriva marginalkostnaden för att uppnå respektive målsättning. Marginalkostnaden anger vad som är kostnaden per enhet (t.ex. av minskade utsläpp) för de dyraste åtgärderna som krävs för att uppnå målsättningen. Åtgärder som har högre kostnad än detta bör alltså inte finns med i en kostnadseffektiv kombination av åtgärder.

7.1.1 Viktiga steg i den övergripande analysen

- A. **Beskriv miljömål.** Beskriv miljömålen för det analyserade området.
- B. **Kvantifiera miljömålen.** Kvantifiera relevanta miljömål i termer av exempelvis minskade utsläppsmängder (inte i termer av åtgärds­mängder). Gör detta för miljömål som meningsfullt kan preciseras på den valda geografiska nivån.
- C. **Prissätt miljömål.** För de miljömål som inte kan kvantifieras på den valda geografiska nivån anges kostnad eller intäkt. På detta sätt hanteras miljömål där det saknar betydelse om åtgärderna vidtas inom det analyserade området eller utanför. Ett typ­exempel på detta är utsläpp av växthusgaser.
- D. **Gör en åtgärdslista.** Beskriv så komplett som möjligt tillgängliga åtgärder för att uppnå miljömålen. Mängden tillgängliga åtgärder måste vara mer än tillräcklig för att uppnå målen. Sortera i detta skede inte bort några åtgärder. En åtgärd som förefaller dyr kan bidra till att uppfylla flera mål. Dessutom kan även ”dyra” åtgärder behövas för att uppfylla målsättningarna.
- E. **Beskriv åtgärds­kostnader.** Beskriv åtgärdernas kostnader, uttryckta som kronor per mängd åtgärd och år. Kostnaden skall alltså *inte* primärt uttryckas som en kostnad per reducerad utsläppsmängd. För åtgärder med stor variation i kostnaderna kan åtgärden grovt delas in i kostnadsgrupper (exempelvis dyra, medeldyra, billiga) med olika enhetskostnad för respektive grupp av denna åtgärd.
- F. **Inkludera miljökostnader.** För de prissatta miljömålen beräknas miljökostnaden per åtgärdsenhet (utsläppsförändring * pris per utsläppsenhet etc.). Justera åtgärds­kostnaden genom att inkludera miljökostnaderna. En minskning av utsläpp leder till en lägre kostnad och en ökning av utsläpp till en högre kostnad.
- G. **Beskriv effektprofil.** Beskriv varje åtgärdstyps effektprofil. Kvantifiera så långt möjligt effekterna på respektive kvantifierat miljömål, inte bara det eller de som primärt studeras. Beakta att effekten på målet kan skilja sig från effekten vid källan, exempelvis på grund av retention. Notera att samma åtgärdstyp kan ha olika effekt­profil för olika kostnadsgrupper. Om effekterna skiljer sig mycket inom åtgärds­typen eller kostnadsgruppen kan en indelning i effektgrupper göras.
- H. **Gör en åtgärds – effektmatris.** Sortera beskrivningen av åtgärderna, dess effekter och kostnader samt tillgängliga mängder i en matris.
- I. **Gör en kostnadsminimering.** Välj den åtgärds­kombination som uppfyller målsät­tingarna till lägsta möjliga total­kostnad. (Se separat beskrivning i bilaga hur detta kan göras med Excel.)
- J. **Resultat.** Analysen resulterar i en kombination av åtgärder som uppfyller de upp­­satta målen till lägsta möjliga kostnad. Vidare framgår *marginalkostnaden* för att

uppfylla respektive mål. Denna anger hur mycket som skulle kunna sparas om målsättningen sänks med en enhet. Dessa marginalkostnader kan också tolkas som *värden av utsläppsminskningar* givet de uppsatta målen.

K. Känslighetsanalys. Den osäkerhet som alltid finns vad det gäller effekter och kostnader hanteras delvis genom att åtgärderna delas in i kostnads- och effektgrupper, se Tabell 9. I praktiken görs indelningen så att grupperna speglar en rimlig bedömning av spridningen i kostnader och effekter. Om vissa kostnads- eller effektgrupper ingår i den kostnadseffektiva kombinationen och vissa inte gör det så är det en indikation på att antagandena kan ha stor betydelse för resultatet.

- a. Gör om analysen men med antagande om (rimligt) högre kostnader för de grupper av åtgärder som ingick i den kostnadseffektiva kombinationen.
- b. Gör om analysen men med antagande om (rimligt) lägre kostnader för de åtgärder som inte ingick i den kostnadseffektiva kombinationen.
- c. Gör också en känslighetsanalys genom att variera priserna på de prissatta miljömålen och andra viktiga variabler som kan variera.

Det viktigaste resultatet av den övergripande analysen är de uppskattade marginalkostnaderna. Notera därför särskilt om dessa förändras vid känslighetsanalysen. De åtgärds mängder som analysen resulterar i bör endast tolkas som ungefärliga. Innan en enskild åtgärd införs bör lönsamheten utvärderas. Vid en sådan utvärdering används specifika åtgärds kostnader (som kan skilja sig från den övergripande analysens genomsnittskostnader) och de värden på exempelvis utsläppsförändringar som är resultatet av den övergripande analysen. Om de uppskattade marginalkostnaderna är känsliga för antagandena bör ett osäkerhetsintervall anges.

Tabell 9. Åtgärds och effektmatrix. Exempel på en matrix som beskriver tillgängliga åtgärders effekter, kostnader och kapacitet

Åtgärder	Effekt på kvantifierade miljömål			Kostnad (inkl. prissatta miljömål) per åtgärdsenhet	Max tillgänglig mängd		
Typ av åtgärd	Kostnadsgrupp	Effektgrupp	Miljömål A	Miljömål B	Miljömål C		
I	Dyr	Stor	10	5	-3	10000	200
	Medel	Stor	10	5	-3	8000	600
	Billig	Stor	10	5	-3	6000	200
II	Dyr	Liten	5	4	-1	10000	400
	Medel	Liten	5	4	-1	8000	1200
	Billig	Liten	5	4	-1	6000	400

- L. **Ifrågasätt eventuellt målen.** Är kostnaderna för att nå respektive målen acceptabla, för höga eller för låga? Finns det skäl att justera målsättningarna?

Analysen kan visa att de mål som är svårast att nå endast uppnås till väldigt höga marginalkostnader. För de mål där marginalkostnaden förefaller ”för hög” bör målet ifrågasättas. Detta kan göras dels genom en kommunikation med dem som fattar beslut om målsättningarna. I detta läge kan också målsättningarna justeras och analysen göras om.

För vissa av målsättningarna kan marginalkostnaden vara noll. Detta blir fallet om den mängd åtgärder som krävs för att uppfylla andra mål medför att ett visst mål överträffas. En implikation av detta är att inga åtgärder som bara har effekt på det målet ingår i den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder. Vidare innebär detta att effekter på ett sådant mål bör värderas till noll vid utvärderingen av enskilda åtgärder. Observera att detta inte betyder att det saknar värde att uppfylla målet, utan bara att exempelvis utsläppsminskningar *utöver* målet inte har något värde. Resultatet kan tyda på att målet är för lågt satt och/eller att andra mål är för högt satta.

7.1.2 Bör kvantitativa mål eller priser användas?

Ett kvantitativt mål för exempelvis ett utsläpp är enklast att formulera i relation till en recipient för vilken ett kvalitetsmål finns. Idealt bör alltså ett utsläppsmål formuleras för det område där utsläppskällorna som påverkar recipienten finns. Ett exempel på denna typ av utsläpp är utsläpp av näringsämnen till ett avrinningsområde. Men, i regel finns inte någon fullständig gräns gentemot omgivningen. Det betyder att det i regel är omöjligt att hitta ett helt avgränsat område; exempelvis näringsämnen kan såväl komma in i som lämna området. Det medför två typer av problem för analysen. För det första så innebär att det i regel finns åtgärder utanför det studerade området och att dessa skulle kunna ingå i en kostnadseffektiv kombination av åtgärder. Att avgränsa bort sådana åtgärder *kan* därmed leda till felaktiga slutsatser. För det andra så kan åtgärderna inom det avgränsade geografiska området påverka målsättningar *utanför* området. Det innebär att sådana åtgärder borde tillgodoräknas denna nytta. Även här finns det en risk för felaktiga slutsatser. Av praktiska skäl måste ändå någon form av geografisk avgränsning göras. Givet att man har gjort en geografisk avgränsning finns valet att i) negligera exogena och externa effekter (prissätta dem till noll), eller att ii) bedöma den externa effekten (kvantifiera den) och prissätta den, för att sedan behandla den som en post i kalkylen, samt använda tidigare skattningar av exogena åtgärders kostnader och effekterna på det aktuella området för jämförelse mot åtgärder inom området.

Vilka miljömål som skall hanteras genom att kvantitativa mål sätts upp är alltså en bedömningsfråga. Om det finns politiskt beslutade målsättningar på den aktuella geografiska nivån är det rimligt att använda dessa. Likaså om beslutade mål på en högre nivå kan brytas ner till den aktuella nivån.

Man bör undvika att bryta ner miljömål på en högre geografisk nivå om det är sannolikt att kostnadseffektivitet innebär olika mängd och kombinationer av åtgärder inom olika regioner. Om en mer övergripande analys har resulterat i att skattade värden finns av marginalkostnader kan dessa användas för analysen.

Målsättningar på en lägre geografisk nivå hanteras som kvantitativa målsättningar i analysen. För sådana mål är det naturligtvis så att vissa åtgärder bidrar till att uppfylla just det delmålet.

7.1.3 Vilka priser bör användas?

För de miljömål där effekterna prissätts som prissätts måste ett beslut tas om vilka priser som skall användas. Om det finns kvantifierade målsättningar på en högre geografisk nivå bör marginalkostnaderna för måluppfyllelse på den nivån användas som värde på effekterna på det miljömålet. Om sådana målsättningar inte finns, eller om det finns politiska beslut som indikerar ett marginalvärde på utsläppsreduktion bör ett sådant marginalvärde användas som pris. I tredje hand bör värden från värderingar av befolkningens betalningsvilja för miljöförändringar användas.

7.1.4 Påverkar avgränsningarna resultatet av analysen?

Vad innebär den geografiska avgränsningen? Av nödvändighet måste man alltså göra en geografisk avgränsning. I bästa fall påverkar detta inte resultatet av analysen nämnvärt, trots att det är principiellt felaktigt att göra en sådan. När analysen är genomförd bör effekterna av avgränsningarna diskuteras. P

- Är marginalkostnaden för att nå något av målen inom området så pass hög att man bör överväga åtgärder utanför området?

Har det gjorts någon övergripande kostnadsminimering på högre geografisk nivå? Indikerar andra uppskattningar av kostnader utanför området att det skulle kunna finnas billigare åtgärder? Om en sådan analys visar på marginalkostnader för måluppfyllelse som är *lägre* än marginalkostnaden inom området så kan detta innebära att åtgärder utanför området bör användas. Det innebär samtidigt att färre åtgärder inom området bör användas. Detta innebär samtidigt att ”priset” för effekter bör sättas lägre än vad den geografiskt begränsade analysen visar.

- Finns det åtgärder som inte ingår i den kostnadseffektiva kombinationen men som har betydande positiva effekter som inte ingår i målsättningen och som inte prissatts?

Vissa åtgärder som görs inom det studerade området kan ha positiva effekter även utanför området. Vissa sådana effekter bör ha beaktats genom ett pris på effekten som påverkar dess kostnad. I de fall detta inte kunnat göras finns det en risk för att analysen ger ett felaktigt resultat. Det innebär att sådana åtgärder eventuellt borde genomföras men att begränsningen i analysen gör att detta inte framgår. För att kontrollera detta kan det undersökas hur värdefullt detta bidrag måste vara för att

åtgärden skulle ingå i den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder. Är det ”pris” som krävs rimligt? Även här kan en jämförelse göras med olika former av värderingar som gjorts på en högre nivå eller i andra regioner.

- Finns det åtgärder som ingår i den kostnadseffektiva kombinationen men som har betydande *negativa* effekter som inte ingår i målsättningen och som inte prissatts?

Vissa åtgärder som görs inom det studerade området kan ha negativa effekter utanför området. Det innebär att de eventuellt *inte* bör genomföras men att begränsningen i analysen gör att detta inte framgår, utan att de istället ingår i den föreslagna lösningen.

7.2 Samhällsekonomisk kalkyl för enskild åtgärd

7.2.1 Syften och ansatser

Syftet med en samhällsekonomisk kalkyl för en enskild åtgärd eller för ett enskilt objekt är att:

”Undersöka om en viss enskild åtgärd bör genomföras eller inte ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.”

I en samhällsekonomisk kalkyl över en enskild åtgärd beskrivs åtgärdens effekter, varefter effekterna kvantifieras och åsätts ett samhällsekonomiskt värde eller kostnad. Om de positiva effekterna sammantaget är mer värda än de negativa effekterna, kostnaderna, så innebär det att genomförandet av åtgärden är samhällsekonomiskt lönsam. Om de negativa effekterna överväger, alltså om kostnaderna är större än intäkterna, så bör åtgärden inte genomföras.

I en företagsekonomisk kalkyl bedöms lönsamheten av en åtgärd utifrån förändringen av företagets intäkter och kostnader vid genomförandet av en viss åtgärd. Den företagsekonomiska kalkylen bygger därför på en beskrivning/kvantifiering av effekter samt på priser för dessa effekter. I många fall speglar priser de samhällsekonomiska intäkterna eller kostnaderna. En företagsekonomisk lönsamhetskalkyl är därför en bra utgångspunkt för en samhällsekonomisk kalkyl.

En viktig skillnad mellan en företagsekonomisk kalkyl och en samhällsekonomisk är att:

- Vissa effekter är samhällsekonomiskt relevanta, men de är inte prissatta på någon marknad. Företaget får då vare sig någon intäkt eller kostnad och värdet av effekterna ingår inte i den företagsekonomiska kalkylen. Exempel på sådana effekter är ökad eller minskad miljöpåverkan eller förändrade mängder utsläpp. En företagsekonomisk kalkyl bör därför kompletteras med värdet av åtgärdernas

icke prissatta miljöeffekter. Det måste dock noteras att miljöpolitiska styrmedel gör att vissa miljöeffekter redan är prissatta och att värdet / kostnaden av dem därmed redan ingår i en företagsekonomisk kalkyl.

Huvudsyftet med denna beskrivning är att peka på några enkla principer för på hur värdet / kostnaderna av miljöeffekter kan vägas in i kalkyler för att ge en *mer rättvisande bild*.

7.2.2 Viktiga steg i analysen av en enskild åtgärd

Syftet med en enskild åtgärd är *inte* nödvändigtvis att helt uppfylla någon målsättning. Analysens frågeställning gäller istället om åtgärden bör genomföras för att på så sätt *bidra* till uppfyllandet av ett eller flera mål. Om analysen visar att åtgärden inte bör genomföras så innebär detta (om den övergripande analysen har gett ett korrekt resultat) att det finns andra åtgärder som bör användas för att uppfylla målen till en lägre kostnad.

- A. **Effektprofil.** Beskriv åtgärdens effekter. Kvantifiera så långt möjligt effekterna på så många miljömål som möjligt, inte bara det eller de som primärt studeras. Enheten bör vara årliga effekter, exempelvis kg utsläppsminskning per år. Effekterna bör beskrivas så platsspecifikt som möjligt och kan därför skilja sig från de genomsnittliga effektbeskrivningarna i den övergripande analysen.
- B. **Åtgärds kostnader.** Beskriv åtgärdens företagsekonomiska kostnader i termer av årlig kostnad. Även i detta fall bör analysen göras utifrån en mer platsspecifikt kunskap eftersom kostnaderna i det enskilda fallet kan skilja sig från de genomsnittliga kostnaderna som använts i den övergripande analysen. I möjligaste mån bör kostnader och intäkter för miljöpåverkan rensas bort. Exempelvis bör miljöersättningar i detta skede inte räknas in. Om de inte är försumbara bör även transaktionskostnaderna tas med, dvs. företagets och myndigheternas kostnader att administrera åtgärden
- C. **Prissätt miljöeffekter.** I en samhällsekonomisk analys bör, så långt möjligt, värdet av påverkan på uppfyllandet av miljömålen ingå. I första hand bör de kalkylvärden som den övergripande analysen resulterat i användas. För vissa effekter har priser använts i den övergripande analysen; samma priser bör användas i denna specifika analys. *Om* det finns effekter utan priser från någon av dessa källor bör eventuella miljöersättningar eller skatter användas.
- D. **Samhällsekonomisk kostnad.** Justera åtgärds kostnaderna genom att inkludera kostnader och intäkter för åtgärdens effekter på miljömålen. Var noga med att undvika dubbelräkning. En miljöeffekt som prissatts via politiska styrmedel och som inte

rensats bort från den företagsekonomiska åtgärdskostnaden får inte beaktas en gång till.

- E. **Resultat.** Om kostnaden, efter att intäkter i form av positiv miljöpåverkan och kostnader i form av negativ miljöpåverkan beaktats, är större än noll så innebär detta att åtgärden inte är lönsam och alltså inte bör genomföras. En negativ samhällsekonomisk kostnad, alltså en samhällsekonomisk intäkt, innebär att åtgärden bör genomföras.
- F. **Känslighetsanalys.** Såväl effekter som kostnader är i allmänhet osäkra. Gör om analysen genom att variera kalkylvärdena för kostnader och effekter så att de rimligt negativa respektive rimligt positiva för utfallet.
- G. **Ovärderade effekter?** Idealet är att inkludera alla effekter genom priser. Om detta inte gjorts bör ovärderade effekter beskrivas och om möjligt kvantifieras. En åtgärd som uppvisar en samhällsekonomisk kostnad kan motiveras om de ovärderade effekterna har ett värde som överstiger kostnaden. En bedömning av om det är sannolikt måste därmed göras. På motsvarande sätt kan en åtgärd som uppvisar samhällsekonomisk lönsamhet medföra ovärderade negativa effekter som motiverar att åtgärden inte genomförs. En bedömning av om ovärderade effekter motiverar ändrade slutsatser måste därmed göras.
- H. **Ifrågasätta den övergripande analysen?** Den övergripande analysen kan visa att en viss typ av åtgärder bör ingå i den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder. Att analysen av en viss enskild åtgärd visar på ett motsatt resultat är i sig inte skäl att ifrågasätta den övergripande analysen. Om de samlade resultaten från flera enskilda analyser däremot pekar på att den övergripande analysens resultat inte stämmer kan det finnas skäl att ifrågasätta och göra om den övergripande analysen. En anledning till detta kan vara att arbetet med analyser av enskilda objekt visar att de genomsnittliga kostnader och/eller effektprofiler som använts i den övergripande analysen inte representerar verkliga kostnader och effekter. Om avvikelserna är för stora kan det finnas skäl att, utifrån den nya kunskapen, göra om den övergripande analysen.

8 Bilaga 1: Kalkyler för exemplet Norra Östersjöns avrinningsområde

8.1 Endimensionellt mål, bieffekter ovärderade

Om åtgärder väljs utifrån att endast en målsättning finns kan åtgärderna rangordnas utifrån att hela kostnaden belastar effekten på detta mål. Om sådana analyser görs trots att flera mål finns, så finns det en uppenbar risk för att kostnaderna inte minimeras. I detta avsnitt väljs åtgärder utifrån fosfor- respektive kvävemålet separat för exemplet Norra Östersjöns avrinningsområde. Den kostnadsminimerande kombinationen för två olika åtgärds kombinationer presenteras.

8.1.1 Fosforreduktion

Utan att någon hänsyn tas till andra miljöeffekter så rangordnas åtgärder för fosforreduktion enligt Tabell 10 och Tabell 11. De billigaste åtgärderna är de mest effektiva fosfordammarna, följda av de mest effektiva våtmarkerna. Dyrast är de mindre effektiva våtmarkerna och de mindre effektiva skyddszonerna. Den totala kostnaden för att nå målet 100 tons P-reduktion till lägsta kostnad blir 331,4 miljoner kronor per år; se Tabell 10 nedan. Den totala kostnaden för att nå målet 50 tons P-reduktion till lägsta kostnad blir 104,5 miljoner kronor per år; se Tabell 11.

Tabell 10. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärds kostnaden hänförs till fosforreduktion. RANGORDNING, med målet 100 ton P-reduktion

P, fosfor	AC kr/kg	Max	P-red	Ack mängd	Mängd för mål (100 ton P)	TC kronor
P-dammar A	465,5	480	18 000,0	18 000	18 000	8 379 840
Våtmarker A	2 833,3	1900	11 400,0	29 400	11 400	32 300 000
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900,0	77 300	47 900	148 490 000
P-dammar B	3 484,3	320	2 400,0	79 700	2 400	8 362 240
Skyddszon A	4 242,4	4550	3 003,0	82 703	3 003	12 740 000
Enskilda avlopp	7 000,0	20000	20 000,0	102 703	17 297	121 079 000
Skyddszon B	10 769,2	11375	2 957	105 660	0	
Våtmarker B	11 333,3	2400	7 200	112 860	0	
SUMMA						331,4 milj.

Källa: Egna beräkningar.

Tabell 11. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärdskostnaden hänförs till fosforreduktion. RANGORDNING med målet 50 ton P-reduktion

P, fosfor	AC kr/kg	Max	P-red.	Ackumul. mängd	Mängd för mål (50 ton P)	TC kronor
P-dammar A	465,5	480	18 000,0	18 000	18 000	8 379 840
Våtmarker A	2 833,3	1900	11 400,0	29 400	11 400	32 300 000
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900,0	77 300	20 600	63 860 000
P-dammar B	3 484,3	320	2 400,0	79 700	0	
Skyddszone A	4 242,4	4550	3 003,0	82 703	0	
Enskilda avlopp	7 000,0	20000	20 000,0	102 703	0	
Skyddszone B	10 769,2	11375	2 957	105 660	0	
Våtmarker B	11 333,3	2400	7 200	112 860	0	
SUMMA						104,5 milj.

Källa: Egna beräkningar.

8.1.2 Kvävereduktion

Utan att någon hänsyn tas till andra miljöeffekter så rangordnas åtgärder för kvävereduktion enligt Tabell 12 och Tabell 13. De billigaste åtgärderna är åtgärder i reningsverk och industri och därefter skyddszonerna. Dyrast är de mindre effektiva våtmarkerna och de enskilda avloppen. Den totala kostnaden för att nå målet 2 800 tons N-reduktion till lägsta kostnad blir 220 miljoner kronor per år, se Tabell 12. Den totala kostnaden för att nå målet 1 500 tons N-reduktion till lägsta kostnad blir 90 miljoner kronor per år, se Tabell 13.

Tabell 12. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärdskostnaden hänförs till kvävereduktion. RANGORDNING med målet 2800 ton N-reduktion

N, kväve	AC kr/kg	Max	N-red.	Ackumul. mängd	Mängd för mål (2800 ton N)	TC kronor
RenV+Ind N	60	2650000	2 650 000	2 650 000	2 650 000	159 000 000
Skyddszone A	400	4550	31 850	2 681 850	31 850	12 740 000
Skyddszone B	400	11375	79 625	2 761 475	79 625	31 850 000
Våtmarker A	425	1900	76 000	2 837 475	38 525	16 373 125
P-dammar A	436	480	19 200	2 856 675		
P-dammar B	1 307	320	6 400	2 863 075		
Enskilda avlopp	1 322	20000	105 880	2 968 955		
Våtmarker B	1 700	2400	48 000	3 016 955		
SUMMA						220 milj .

Källa: Egna beräkningar.

Tabell 13. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärdskostnaden hänförs till kvävereduktion. RANGORDNING med målet 1500 ton N-reduktion

N, kväve	AC kr/kg	Max	N-red.	Akkumul. mängd	Mängd för mål (1500 ton N)	TC kronor
RenV+Ind N	60	2650000	2 650 000	2 650 000	1 500 000	90 000 000
Skyddszon A	400	4550	31 850	2 681 850		
Skyddszon B	400	11375	79 625	2 761 475		
Våtmarker A	425	1900	76 000	2 789 700		
P-dammar A	436	480	19 200	2 808 900		
P-dammar B	1 306	320	6 400	2 815 300		
Enskilda avlopp	1 322	20000	105 880	2 921 180		
Våtmarker B	1 700	2400	48 000	2 969 180		
SUMMA						90 milj.

Källa: Egna beräkningar.

8.1.3 Att uppfylla både fosfor- och kvävemål

Kostnadsberäkningar och rangordning ovan gjordes utifrån separata målsättningar. För att detta angreppssätt skall kunna jämföras med nedanstående metoder, där flera mål beaktas, måste en åtgärds kombination som uppfyller båda målen föreslås. Först jämförs de högre målen och därefter de lägre målsättningarna.

8.1.3.1 Fosformålet (100 ton) uppfylls först

Några av de åtgärder som ingår i en kostnadseffektiv kombination för att nå fosformålet bidrar också till reduktion av kväve. I Tabell 14 redovisas den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för att uppfylla fosformålet på 100 tons reduktion, kostnaderna för dessa åtgärder, samt dess effekter på kvävemålet. Totalkostnaden blir 331,4 miljoner kronor, som framgår av tabellen.

Tabell 14. Åtgärder mot fosfor bidrar också till kvävereduktion. De åtgärder som föreslås för reduktion av 100 ton fosfor bidrar också till att cirka 225 ton kväve reduceras. RANGORDNING med målet 100 ton P-reduktion

	Mängd för mål (100 ton P)	TC, Total kostnad	Mängd åtgärder	N på köpet kg
P-dammar A	18 000	8 379 840	480	19200
Våtmarker A	11 400	32 300 000	1900	76000
RenV+Ind P	47 900	148 490 000	47900	0
P-dammar B	2 400	8 362 240	320	6400
Skyddszon A	3 003	12 740 000	4550	31850
Enskilda avlopp	17 297	121 079 000	17297	91570
SUMMA		331,4 milj.		225 020

Källa: Egna beräkningar

Om fosformålet redan uppfylls så återstår det alltså cirka 2 575 ton kväve att reducera för att målet på 2 800 tons reduktion skall nås. Om man fortsätter att följa rangordningen enligt metodiken att beräkna kostnaderna för enskilda mål så bör nu åtgärder för kvävereduktion väljas utifrån de åtgärder som har lägst kostnad per reducerad mängd kväve. Det måste då beaktas att några åtgärder redan använts för att nå fosformålet. Därmed finns det inga ytterligare fosfordammar, inga mer effektiva våtmarker och inga mer effektiva skyddszoner kvar att använda. Vidare är en del av de mer enskilda avloppen redan använda.

I Tabell 15 redovisas den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder för att uppfylla det resterande kvävemålet, när fosformålet redan är uppfyllt. I detta fall är kapaciteten i reningsverk och industri tillräcklig, samtidigt som kostnaden per kg N är lägst. Dessa åtgärder är därmed, enligt detta beräknings sätt, de billigaste för att uppfylla resterande kvävemål.

Tabell 15. Åtgärder för att, efter att fosformålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande kvävemålet. RANGORDNING, med målet 2575 ton N-reduktion

N, kväve	Mängd för mål (2575 ton N)	TC, Total kostnad	Mängd åtgärder	P på köpet kg
Reningsverk + Industri	2 574 980	154 498 782	2574980	0
SUMMA		154,5 milj.		0,0

Källa: Egna beräkningar

Utifrån denna metod för att rangordna åtgärder blir den totala kostnaden för att uppnå målen (2 800 ton N och 100 ton P) 485,9 miljoner kronor.

8.1.3.2 Kvävemålet (2 800 ton) uppfylls först

Några av de åtgärder som ingår i en kostnadseffektiv kombination för att nå kvävemålet bidrar också till reduktion av fosfor. I Tabell 16 redovisas den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för att uppfylla kvävemålet på 2 800 tons reduktion, kostnaderna för dessa åtgärder samt dess effekter på fosformålet. De åtgärder som föreslås för reduktion av 2 800 ton kväve bidrar också till att knappt 12 ton fosfor reduceras.

Tabell 16. Åtgärder mot kväve bidrar också till fosforreduktion. RANGORDNING med målet 2800 ton N-reduktion

N, kväve	Mängd för mål (2800 ton N)	TC, Total kostnad	Mängd åtgärder	P på köpet kg
RenV+Ind N	2 650 000	159 000 000	2650000	0
Skyddszon A	31 850	12 740 000	4550	3003
Skyddszon B	79 625	31 850 000	11375	2958
Våtmarker A	38 525	16 373 125	963	5779
SUMMA		220 milj.		11739

Källa: Egna beräkningar

Om kvävemålet redan uppfylls så återstår det alltså drygt 88 ton fosfor att reducera för att målet på 100 tons reduktion skall nås. Om man fortsätter att följa rangordningen enligt metodiken att beräkna kostnaderna för enskilda mål så bör nu åtgärder för att minska fosforutsläppen väljas utifrån de åtgärder som har lägst kostnad per reducerad mängd fosfor. Det måste då beaktas att några åtgärder redan använts för att nå kvävemålet. Därmed finns det inga ytterligare skyddszoner kvar att använda. Vidare är en del av de mer effektiva våtmarkerna redan använda.

I Tabell 17 redovisas den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder för att uppfylla det resterande fosformålet, när kvävemålet redan är uppfyllt. Notera att flera av dessa åtgärder, som i detta läge syftar till att minska fosforutsläppen, också leder till kvävereduktion. Därmed minskar utsläppen av kväve med ytterligare 139 ton.

Tabell 17. Åtgärder för att, efter att kvävemålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande fosformålet. RANGORDNING med målet 88,3 ton P-reduktion

	Mängd för mål (83,7 ton P)	TC, Total kostnad	Mängd åtgärder	N på köpet kg
P-dammar A	18 000	8 379 840	480	19 200
Våtmarker A	5 621	15 926 875	936,875	37 475
Reningsverk+Industri P	47 900	148 490 000	47 900	0
P-dammar B	2 400	8 362 240	320	6 400
Enskilda avlopp	14340	100 376 500	14 340	75 913
SUMMA		281,5 milj.		138 988

Källa: Egna beräkningar

Utifrån denna metod för att rangordna åtgärder blir den totala kostnaden för att uppnå målen (2 800 ton N och 100 ton P) 501,5 miljoner kronor. Noteras skall då att kväve-målet överträffas med 139 ton så att sammanlagt 2 939 ton kväve reduceras.

Att kvävemålet överträffas innebär att man skulle kunna spara kostnader genom att minska på någon åtgärd. Genom att minska på en åtgärd som endast reducerar kväve så kan det garanteras att fosformålet alltjämt uppfylls. Om man minskar reduktionen med 139 ton i reningsverk/industri (med genomsnittskostnaden 60 kr/kg) så innebär det en kostnadsbesparing på 8,3 miljoner kronor. Målen skulle då uppfyllas till en totalkostnad på 493 miljoner kronor.

Tabell 18. Åtgärder för att, efter att kvävemålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande fosfor-målet. Därefter har åtgärderna för kvävereduktion i reningsverk/industri minskats med 139 ton.

	Mängd åtgärder	TC milj kr	N-red ton	P-red ton
P-dammar A	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	320	8,4	6,4	2,4
Skyddszon A	4550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	11375	31,9	79,6	3
Våtmarker A	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	0	0	0	0
Reningsverk + Industri N	2511000	150,7	2511	0
Reningsverk + Industri P	47900	148,5	0	47,9
Enskilda avlopp	14340	100,4	75,9	14,3
SUMMA	0	493,3	2800	100

Källa: Egna beräkningar

8.1.3.3 Fosformålet uppfylls först

Även med den lägre målsättningen för fosfor bidrar de kostnadseffektiva åtgärderna också till kvävereduktion. I Tabell 19 redovisas den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för att uppfylla fosformålet på 50 tons reduktion, kostnaderna för dessa åtgärder samt dess effekter på kvävemålet. De åtgärder som föreslås för reduktion av 50 ton fosfor bidrar också till att cirka 95 ton kväve reduceras.

Tabell 19. Åtgärder mot fosfor bidrar också till kvävereduktion. RANGORDNING, med målet 50 ton P-reduktion

	Mängd för mål (500 ton P)	TC	Mängd åtgärder	N på köpet, kg
P-dammar A	18 000	8 379 840	480	19200
Våtmarker A	11 400	32 300 000	1900	76000
Reningsverk + Industri P	20 600	148 490 000	20600	0
SUMMA		104,5 milj.		95 200

Källa: Egna beräkningar

Om fosformålet redan uppfylls så återstår det alltså cirka 1 405 ton kväve att reducera för att målet på 1 500 tons reduktion skall nås. Om man fortsätter att följa rangordningen enligt metodiken att beräkna kostnaderna för enskilda mål så bör nu åtgärder för kvävereduktion väljas utifrån de åtgärder som har lägst kostnad per reducerad mängd kväve. Det måste då beaktas att några åtgärder redan använts för att nå fosformålet. Därmed finns det inga ytterligare mer effektiva fosfordammar och inga mer effektiva våtmarker kvar att använda.

Tabell 20 redovisar den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder för att uppfylla det resterande kvävemålet, när fosformålet redan är uppfyllt. I detta fall är kapaciteten i reningsverk och industri tillräcklig, samtidigt som kostnaden per kg N är lägst. Dessa åtgärder är därmed, enligt detta beräkningssätt, de billigaste för att uppfylla resterande kvävemål.

Tabell 20. Åtgärder för att, efter att fosformålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande kvävemålet. RANGORDNING, med målet 1404,8 ton N-reduktion

	Mängd för mål (1404,8 ton N)	Totalkostnad TC	Mängd åtgärder	P på köpet kg
Reningsverk + Industri N	1 404 800	84 288 000	1 404 800	0
SUMMA		84,3 milj.		0,0

Källa: Egna beräkningar

Utifrån denna metod för att rangordna åtgärder blir den totala kostnaden för att uppnå de båda målen (1 500 ton N och 50 ton P) 188,8 miljoner kronor.

8.1.3.4 Kvävemålet uppfylls först

Med det lägre kvävemålet ingår endast åtgärder i reningsverk och industri i en kostnads-effektiv lösning, se Tabell 21. De åtgärder som föreslås för reduktion av 1 500 ton kväve bidrar alltså inte till någon fosforreduktion.

Tabell 21. Åtgärder mot kväve bidrar också till fosforreduktion. RANGORDNING, med målet 1500 ton N-reduktion

	Mängd för mål (2800 ton N)	Totalkostnad TC	Mängd åtgärder	P på köpet kg
Reningsverk + Industri N	1 500 000	90 000 000	1500000	0
SUMMA		90 milj.		0

Källa: Egna beräkningar

Om detta, det lägre, kvävemålet redan uppfylls får man alltså inte med någon fosforreduktion på köpet. Därmed återstår 50 ton fosfor att reducera för att målet skall nås. Den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder för att uppfylla detta fosformål presenteras i Tabell 22. Notera att flera av dessa åtgärder, som i detta läge syftar till att reducera fosfor, också leder till kvävereduktion. Därmed reduceras ytterligare 95 ton kväve.

Tabell 22. Åtgärder för att, efter att kvävemålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande fosformålet. RANGORDNING, med målet 50 ton P-reduktion

	Mängd för mål (50 ton P)	Totalkostnad TC	Mängd åtgärder	N på köpet kg
P-dammar A	18 000	8 379 840	480	19200
Våtmarker A	11 400	32 300 000	1900	76000
Reningsverk + Industri P	20 600	63 860 000	20600	0
SUMMA		104,5 milj.		95 200

Källa: Egna beräkningar

Utifrån denna metod för att rangordna åtgärder blir den totala kostnaden för att uppnå målen (1 500 ton N och 50 ton P) 194,5 miljoner kronor. Noteras skall då att kvävemålet överträffas så att sammanlagt 1 595,2 ton kväve reduceras.

8.1.4 Sammanställning, endimensionella mål

Ovan har en rangordning av åtgärder gjorts utifrån att hela kostnaderna för åtgärderna har hänförs till ett miljömål i taget. För att uppfylla de båda näringsämnesmålen samtidigt har det visats hur de kan uppfyllas sekventiellt. Det visas att kombinationen av åtgärder kan skilja sig åt beroende på vilket av målen som uppfylls först. Nedan sammanställs och jämförs resultaten. Först för de högre målsättningarna och därefter för de lägre.

Åtgärds kombinationer för att uppnå de högre målsättningarna (2 800 ton N och 100 ton P) sammanfattas i Tabell 23. Sammanställningen visar att det får betydelse vilket av målen som uppfylls först. De åtgärder som skiljer sig åt mellan de olika förslagen har markerats med fetstil.

Tabell 23. Sammanställning och jämförelse mellan endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P.

	Förutsättningar			Kvävemålet först			Fosformålet först			
	Kostnad per enhet	max kapacitet	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	17458	480	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	26132	320	320	8,4	6,4	2,4	320	8,4	6,4	2,4
Skyddszon A	2800	4550	4550	12,7	31,9	3	4550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	2800	11375	11375	31,9	79,6	7,5	0	0	0	0
Våtmarker A	17000	1900	1900	32,3	76	11,4	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	34000	2400	0	0	0	0	0	0	0	0
RenV+Ind N	60	2650000	2511000	150,7	2511	0	2574980	154,5	2575	0
RenV+Ind P	3100	47900	47900	148,5	0	47,9	47900	148,5	0	47,9
Enskilda avlopp	7000	20000	14340	100,4	75,9	14,3	17297	121,1	91,6	17,3
Summa				493,3	2800	100		485,9	2800,1	100

Källa: Egna beräkningar

Om kvävemålet uppfylls först blir den totala kostnaden högre än om fosformålet uppfylls först. Detta gäller även om kvävereduktionen i reningsverk/industri minskats efter det att fosforåtgärder med bieffekter införts. Skillnaderna mellan alternativen består i följande:

- Om fosformålet uppfylls först så utnyttjas mer av kvävereduktionskapaciteten i reningsverk och industri

- Om fosformålet uppfylls först så utnyttjas inte de mindre effektiva skyddszonerna.
- Om kvävemålet uppfylls först så utnyttjas inte lika mycket av kapaciteten i enskilda avlopp

I Tabell 24 sammanfattas åtgärds kombinationer för att uppnå de lägre målsättningarna (1 500 ton N och 50 ton P). Sammanställningen visar att det får viss betydelse vilket av målen som uppfylls först. De åtgärder som skiljer sig åt mellan de olika förslagen har markerats med fetstil.

Tabell 24. Sammanställning och jämförelse mellan endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 1 500 ton N och 50 ton P.

	Förutsättningar		Kvävemålet först			Fosformålet först				
	Kostnad per enhet	max kapacitet	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	17458	480	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	26132	320								
Skyddszon A	2800	4550								
Skyddszon B	2800	11375								
Våtmarker A	17000	1900	1900	32,3	76	11,4	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	34000	2400								
RenV+Ind N	60	2650000	1500000	90	1500		1404800	84,3	1405	
RenV+Ind P	3100	47900	20600	63,9		20,6	20600	63,9		20,6
Enskilda avlopp	7000	20000								
Summa				194,6	1595,2	50		188,9	1500	50

Källa: Egna beräkningar

Även med de lägre målsättningarna blir totalkostnaden lägre om fosformålet uppfylls först. Detta beror på att kvävemålet överträffas om kvävemålet uppfylls först. När fosformålet är uppfyllt först så räcker det, i detta fall, med den billigaste åtgärden att minska kväveläckaget för att uppfylla kvävemålet. Denna åtgärd, reduktion i reningsverk och industri, ger ingen extra fosforreduktion.

Sammanfattningsvis så leder alltså en rangordning av åtgärder utifrån endimensionella kostnadsberäkningar till olika rangordning beroende på vilket av målen som uppfylls först.

8.2 Endimensionellt mål: hela åtgärdskostnaden, bieffekter värderade

Vid rangordning av åtgärder är en annan metod för att beakta flera miljömål samtidigt att sätta pris på de effekter som betraktas som bieffekter. Detta pris multiplicerat med effekten kommer in i kalkylerna som en negativ kostnad tillsammans med de andra kostnaderna och påverkar på så sätt totalkostnaden för en åtgärd. I det förenklade fallet med två mål, N- och P-reduktion, skulle då fosforreduktionen prissättas i kalkylerna för kvävereduktion. När kostnaderna för fosforreduktion beräknas så skulle då värdet av kvävereduktion inkluderas i kalkylen.

Som tidigare diskuterats råder stor osäkerhet om hur högt det ekonomiska värdet av att reducera olika utsläpp är. För det första finns det olika principer för vilket värde det är som bör ingå i kalkylen; värdet av förändrad miljö kvalitet eller värdet av att kunna undvara en annan åtgärd. Som diskuterats ovan så beror detta på vilken beslutssituationen är. Syftet med detta avsnitt är att illustrera hur kalkyler och rangordning av åtgärder påverkas av att värdet av bieffekterna inkluderas. För resultatet har det då ingen betydelse utifrån vilket perspektiv värdet har uppskattats; det är storleken på värdet som påverkar utfallet av kalkylen.

I detta avsnitt testas betydelsen av att inkludera värden på bieffekter genom att införa olika nivåer på värden. I avsnitt 8.2.1 beräknas kostnaderna för att reducera fosfor när värdet av andra effekter inkluderas i kalkylerna. I avsnitt 0 beräknas kostnaderna för att reducera kväve när värdet av andra effekter inkluderas i kalkylerna.

8.2.1 Fosforreduktion

I SNV-rapporten 6322 har schablonvärdet för kväve angetts till 31 kronor/kg med intervallet 4 – 70 kronor/kg.

Resultatet kan jämföras med rangordningen utifrån att hela kostnaden hänförs till fosforreduktion utan att bieffekter värderats, se Tabell 10, sidan 97. Man kan då konstatera att det, i detta fall, inte blir någon skillnad i rangordningen av åtgärder. Den skillnad i totalkostnad för att nå målet som finns beror på att värdet av kvävereduktion reducerar

Tabell 25. Rangordning av åtgärder för fosforreduktion när kväve-reduktion värderats till 31 kr/kg. RANGORDNING, med målet 100 ton P-reduktion

	AC, kr/kg	Max	P-red	Ackum. mängd	Mängd för mål (100 ton P)	TC, Total- kostnad kr	N på köpet kg	Mängd åtgärd
P-dammar A	432,5	480	18 000	18 000,0	18 000	7 784 640	19200	480
Våtmarker A	2 626,7	1900	11 400	29 400,0	11 400	29 944 000	76000	1900
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900	77 300,0	47 900	148 490 000	0	47900
P-dammar B	3 401,6	320	2 400	79 700,0	2 400	8 163 840	6400	320
Skyddszon A	3 913,6	4550	3 003	82 703,0	3 003	11 752 650	31850	4550
Ensk. avlopp	6 835,9	20000	20 000	102 703,0	17 297	118 240 320	91570	17297
Skyddszon B	9 934,6	11375	2 958	105 660,5				
Våtmarker B	11 126,7	2400	7 200	112 860,5				
SUMMA						324,4 milj.	225 020	

Källa: Egna beräkningar

den samhällsekonomiska kostnaden enligt redovisningen i Tabell 25. Som framgår av denna tabell ger åtgärderna för fosforreduktion också 225 ton kvävereduktion som bi-effekt. När kväve värderas till 31 kr/kg så motsvarar det ett värde på cirka 7 miljoner kronor; vilket förklarar skillnaden relativt resultaten i Tabell 10.

Med en högre värdering av kväve, 70 kronor per kg, blir det inte heller någon skillnad i rangordningen av åtgärder, se Tabell 26.

Tabell 26. Rangordning av åtgärder för fosforreduktion när kväve-reduktion värderats till 70 kr/kg. RANGORDNING, med målet 100 ton P-reduktion

	AC, kr/kg	Max	P-red	Ackum. mängd	Mängd för mål (100 ton P)	TC, Total- kostnad kr	N på köpet kg	Mängd åtgärd.
P-dammar A	390,9	480	18 000	18 000	18 000	7 035 840	19200	480
Våtmarker A	2 366,7	1900	11 400	29 400	11 400	26 980 000	76000	1900
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900	77 300	47 900	148 490 000	0	47900
P-dammar B	3 297,6	320	2 400	79 700	2 400	7 914 240	6400	320
Skyddszon A	3 500,0	4550	3 003	82 703	3 003	10 510 500	31850	4550
Ensk. avlopp	6 629,4	20000	20 000	102 703	17 297	114 669 078	91570	17297
Skyddszon B	8 884,6	11375	2 958	105 660				
Våtmarker B	10 866,7	2400	7 200	112 861				
SUMMA						315,6 milj.	225 020	

Källa: Egna beräkningar

Av ovanstående tabeller framgår det att de åtgärder som också har effekter på kväve blir relativt billigare ju högre kvävereduktion värderas. Skillnaden mellan AC för reningsverk + industri och de mer effektiva skyddszonerna blir exempelvis allt mindre. Om kväve värderas till 108 kr/kg så innebär detta en intäkt för de mer effektiva skyddszonerna på 756 kronor per enhet. Eftersom varje enhet reducerar 0,66 kg P innebär detta att kostnaden per kg P reduceras med 1 145 kronor. Detta skulle medföra att genomsnittskostnaden för de mer effektiva skyddszonerna blev lägre än genomsnittskostnaden för reningsverk/industri.

För att påverka rangordningen, enligt de här antagna förutsättningarna, måste alltså kväve värderas till minst 108 kronor per kg reducerat N.

I analyserna ovan där kostnaderna minimerades för att nå båda målsättningarna samtidigt resulterade detta i ett skuggpris på 60 kr/kg N. Om detta värde används blir rangordningen av fosforåtgärder enligt Tabell 27.

Tabell 27. Rangordning av åtgärder för fosforreduktion när kväve-reduktion värderats till 60 kr/kg. RANGORDNING, med målet 100 ton P-reduktion

	AC, kr/kg	Max	P-red	Ackum. mängd	Mängd för mål (100 ton P)	TC, Total- kostnad kr	N på köpet kg	Mängd åtgärd.
P-dammar A	400,5	480	18 000	18 000	18 000	7 208 640	19200	480
Våtmarker A	2 426,7	1900	11 400	29 400	11 400	27 664 000	76000	1900
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900	77 300	47 900	148 490 000	0	47900
P-dammar B	3 321,6	320	2 400	79 700	2 400	7 971 840	6400	320
Skyddszon A	3 595,5	4550	3 003	82 703	3 003	10 797 150	31850	4550
Ensk. avlopp	6 677,1	20000	20 000	102 703	17 297	115 493 211	91570	17297
Skyddszon B	9 126,9	11375	2 957	105 661				
Våtmarker B	10 926,7	2400	7 200	112 861				
SUMMA						317,6 milj.	225 020	

Källa: Egna beräkningar

8.2.2 Kvävereduktion

I SNV-rapporten 6322 har schablonvärdet för fosfor angetts till 1023 kronor/kg med intervallet 127-2140 kronor/kg. I analyserna ovan där kostnaderna minimerades för att nå båda målsättningarna samtidigt resulterade detta i ett skuggpris på 6 680 kr/kg P vid de högre målsättningarna och 3 100 vid de lägre målsättningarna.

Av Tabell 28 framgår det att rangordningen av åtgärder för N-reduktion påverkas om P-reduktion tillskrivs ett värde på 1 023 kr/kg. Resultatet kan jämföras med rangordningen när hela kostnaden belastar kvävereduktionen, se Tabell 12 sidan 98.

Tabell 28. Rangordning av åtgärder för kväve när fosforreduktion värderats till 1023 kr/kg. RANGORDNING, med målet 2800 ton N-reduktion

	AC kr/kg	Max	N-red	Ackum. mängd	Mål (2800 ton N)	TC, Total- kostnad kr	P på köpet kg	Mängd åtgärd.
P-dammar A	-523	480	19 200	19 200	19 200	-10 034 160	18000	480
RenV+Ind N	60	2650000	2 650 000	2 669 200	2 650 000	159 000 000	0	2650000
Våtmarker A	272	1900	76 000	2 745 200	76 000	20 637 800	11400	1900
Skyddszon A	304	4550	31 850	2 777 050	31 850	9 667 931	3003	4550
Skyddszon B	362	11375	79 625	2 856 675	22 950	8 307 966	852	3278
P-dammar B	923	320	6 400	2 863 075				
Ensk. Avlopp	1129	20000	105 880	2 968 955				
Våtmarker B	1547	2400	48 000	3 016 955				
SUMMA						187,6 milj.	33 255,4	

Källa: Egna beräkningar

Tabell 29. Rangordning av åtgärder för kväve när fosforreduktion värderats till 2 140 kr/kg. RANGORDNING, med målet 2800 ton N-reduktion

	AC kr/kg	Max	N-red	Ackum. mängd	Mål (2800 ton N)	TC, Total- kostnad kr	P på köpet kg	Mängd åtgärd.
P-dammar A	-1 570	480	19 200	19 200	19200	-30 140 160	18000	480
RenV+Ind N	60	2650000	2 650 000	2 669 200	2650000	159 000 000	0	2650000
Våtmarker A	104	1900	76 000	2 745 200	76000	7 904 000	11400	1900
Skyddszon A	198	4550	31 850	2 777 050	31850	6 313 580	3003	4550
Skyddszon B	320	11375	79 625	2 856 675	22950	7 355 803	852	3278
P-dammar B	504	320	6 400	2 863 075				
Ensk. Avlopp	918	20000	105 880	2 968 955				
Våtmarker B	1 379	2400	48 000	3 016 955				
SUMMA						150,4 milj.	33 255,4	

Källa: Egna beräkningar

Tabell 30. Rangordning av åtgärder för kväve när fosforreduktion värderats till 127 kr/kg. RANGORDNING, med målet 2800 ton N-reduktion

	AC kr/kg	Max	N-red	Ackum. mängd	Mål (2800 ton N)	TC, Total- kostnad kr	P på köpet kg	Mängd åtgärd.
RenV+Ind N	60	2650000	2 650 000	2 650 000	2 650 000	159 000 000	0	2650000
P-dammar A	317	480	19 200	2 669 200	19 200	6 093 840	18000	480
Skyddszon A	388	4550	31 850	2 701 050	31 850	12 358 619	3003	4550
Skyddszon B	395	11375	79 625	2 780 675	79 625	31 474 398	2957	11375
Våtmarker A	406	1900	76 000	2 856 675	19 325	7 844 984	2899	483
P-dammar B	1 259	320	6 400	2 863 075				
Ensk. Avlopp	1 298	20000	105 880	2 968 955				
Våtmarker B	1 681	2400	48 000	3 016 955				
SUMMA						216,8 milj.	26 860	

Källa: Egna beräkningar

Av tabellerna ovan framgår det att inkluderandet av ett värde för fosforreduktion påverkar rangordningen av åtgärder för kvävereduktion. Vidare framgår det att storleken på värdet, även inom det intervall som rekommenderats av Naturvårdsverket, får betydelse.

Slutligen kan rangordningen för att nå kvävemålet göras utifrån en situation när fosfor värderas med det skuggpris som visades gälla vid måluppfyllelse för båda målen. Resultatet av en sådan rangordning redovisas i Tabell 31.

Tabell 31. Rangordning av åtgärder för kvävereduktion när fosforreduktion värderats till 6 683 kr/kg. RANGORDNING, med målet 2800 ton N-reduktion

	AC kr/kg	Max	N-red	Ackum. mängd	Mål (2800 ton N)	TC, Total- kostnad kr	P på köpet kg	Mängd åtgärd.
P-dammar A	-5829	480	19 200	19 200	19 200	-111 914 160	18000	480
P-dammar B	-1200	320	6 400	25 600	6 400	-7 676 960	2400	320
Våtmarker A	-577	1900	76 000	101 600	76 000	-43 886 200	11400	1900
Skyddszon A	-230	4550	31 850	133 450	31 850	-7 329 049	3003	4550
Ensk. Avlopp	60	20000	105 880	239 330	105 880	6 340 000	20000	20000
RenV+Ind N	60	2650000	2 650 000	2 889 330	2560670	153 640 200	0	2560670
Skyddszon B	152	11375	79 625	2 968 955				
Våtmarker B	698	2400	48 000	3 016 955				
SUMMA						-10 826 169	54 803	

Källa: Egna beräkningar

8.3 Endimensionellt mål: fördelad åtgärdskostnad, bieffekter ovärderade

I detta avsnitt görs en fördelning av kostnaderna utifrån den så kallade gap-modellen. Kostnadsfördelningen enligt denna beror bland annat på hur mycket som krävs för att respektive mål skall nås, alltså hur stort ”miljömålsgapet” är. Det betyder att kostnadsfördelningen varierar med målsättningarna.

Gap-modellen fungerar enligt följande. Idén är att fördela åtgärdens totala kostnad mellan de olika miljömål som den bidrar till att uppfylla. För respektive miljömål j definieras ett hållbarhetsgap, G_j , som är den mängd som utsläppen måste minskas för att miljömålet skall nås. Varje åtgärd, i , kan ha effekter på flera mål. Symbolen a_{ij} , beskriver den effekt som åtgärden i har på miljömålet j . Denna effekt uttrycks som den utsläppsminskning som en viss mängd av åtgärden leder till. Det kan exempelvis vara en enhet (t.ex. ha) av åtgärden eller hela den tillgängliga mängden av åtgärden. Det viktiga är att kostnaden för åtgärden, C_i , uttrycks som en kostnad för samma mängd av åtgärden.

Andelen (p_{ij}) av en viss åtgärds (i) kostnad som belastar effekten på respektive miljömål (j) beräknas som:

$$p_{ij} = (a_{ij} / G_j) / \sum_j (a_{ij} / G_j)$$

Detta innebär att ju större relativ påverkan en åtgärd har på ett visst miljömål, jämfört med samma åtgärds relativa påverkan på andra miljömål, desto större andel av kostnaden hänförs till påverkan på det miljömålet.

Den del av åtgärdskostnaden som belastar minskningen av respektive utsläpp beräknas sedan som

$$k_{ij} = p_{ij} C_i / a_{ij}$$

där k_{ij} är kostnaden kronor per kg minskade utsläpp (för målet j) med åtgärd i .

I det exempel som vi räknar på här har vi två kvantifierade miljömål, minskning av fosfor respektive kväveutsläpp. I Tabell 32 nedan redovisas fördelningen av kostnader för de studerade åtgärderna. För de mer effektiva fosfordammarna har kostnadsandelen beräknats enligt följande.

För de lägre målsättningarna (där $G_N = 1\,500\,000$ kg och $G_P = 50\,000$ kg) beräknas andelen av kostnaden som skall belasta kvävereduktion ($p_{damm, N}$) som

$$p_{damm, N} = (40 / 1\,500\,000) / ((40 / 1\,500\,000) + (37,5 / 50\,000)) = 0,034 \approx 3 \%$$

Det betyder att fosforreduktionen bär resterande andel av kostnaden, enligt:

$$p_{damm, P} = (37,5 / 50\,000) / ((40 / 1\,500\,000) + (37,5 / 50\,000)) = 0,966 \approx 97 \%$$

För övriga åtgärder fördelas kostnaderna mellan målsättningarna, utifrån gap-modellen, enligt Tabell 32. Exemplet visar på hur gap-modellen fördelar kostnaderna mellan respektive utsläppsminskning för de olika åtgärderna.

För samtliga av de åtgärder som reducerar på kväve- och fosforutsläpp får fosforreduktionen bära den största delen av kostnaderna. Detta beror på en enhet av åtgärden har större relativ effekt på fosformålet än på kvävemålet.

Tabell 32. Kostnadsfördelning enligt gap-modellen

	Kostnadsandelar vid målen 2800 ton N och 100 ton P		Kostnadsandelar vid målen 2800 ton N och 100 ton P	
	N-red. %	P-red. %	N-red. %	P-red. %
P-dammar A	3	97	4	96
P-dammar B	8	92	9	91
Skyddszon A	26	74	27	73
Skyddszon B	47	53	49	51
Våtmarker A	18	82	19	81
Våtmarker B	18	82	19	81
RenV+Ind N	100		100	
RenV+Ind P		100		100
Enskilda avlopp	15	85	16	84

Källa: Egna beräkningar

8.3.1 Fosforreduktion

Rangordningen av åtgärder mot fosfor utifrån gap-modellen framgår av Tabell 33. Denna kan jämföras med den rangordning som ovan gjordes utifrån att fosforreduktionen bar hela kostanden (se Tabell 10 sidan 97). Med kostnadsfördelning enligt gap-modellen används mer skyddszoner och mindre mängd enskilda avlopp. Det kan noteras att den totala kostnaden för de inkluderade åtgärderna blir högre än vid fördelningen när hela kostnaden utgjorde grunden för rangordningen. Den totala kostnaden för att nå målet 100 tons P-reduktion till lägsta kostnad blir 342,5 miljoner kronor per år, se Tabell 33.

Rangordningen utifrån den lägre målsättningen framgår av Tabell 34. Notera att denna skiljer sig något från ovanstående i Tabell 33. Detta beror på att fördelningen av kostnader är en annan vid andra målsättningar. Exempelvis belastar en något större andel av

Tabell 33. Rangordning och val av åtgärder om en del av åtgärdskostnaden hänförs till fosforreduktion. Fördelning enligt gap-modellen med målet 100 ton P-reduktion.

	AC, kr/kg (del)	Max	P-red	Ack mängd	Mängd för mål (100 ton P)	TC (del) kronor	TC kronor
P-dammar A	448,5	480	18 000,0	18 000,0	18 000,0	8 072 322,9	8379840
Våtmarker A	2 288,5	1900	11 400,0	29 400,0	11 400,0	26 088 461,5	32300000
Skyddszon A	3 076,9	4550	3 003,0	32 403,0	3 003,0	9 240 000,0	12740000
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900,0	80 303,0	47 900,0	148 490 000,0	148490000
P-dammar B	3 181,3	320	2 400,0	82 703,0	2 400,0	7 635 088,7	8362240
Skyddszon B	5 490,2	11375	2 957,5	85 660,5	2 957,5	16 237 254,9	31850000
Enskilda avlopp	5 886,9	20000	20 000,0	105 660,5	14 339,5	84 415 870,7	100376500
Våtmarker B	9 153,8	2400	7 200,0	112 860,5			
SUMMA						300,2 milj.	342,5 milj.

Källa: Egna beräkningar

skyddszonernas kostnad fosforreduktionen. Detta gör att de mer effektiva skyddszonerna i fördelningen nedan blir en aning dyrare än åtgärderna i reningsverk och industri. Den totala kostnaden för att nå målet 50 tons P-reduktion till lägsta kostnad blir 104,5 miljoner kronor per år, se Tabell 34.

Tabell 34. Rangordning och val av åtgärder om en del av åtgärdskostnaden hänförs till fosforreduktion. Fördelning enligt gap-modellen med målet 50 ton P-reduktion.

P	AC, genomsnittskostnad (del), kr/kg	Max	P-reduktion	Akkumulerad mängd	Mängd för mål (50 ton P)	TC (del) kronor	TC kronor
P-dammar A	449,6	480	18 000,0	18 000,0	18 000,0	8 092 120,2	8379840
Våtmarker A	2 318,2	1900	11 400,0	29 400,0	11 400,0	26 427 272,7	32300000
RenV+Ind P	3 100,0	47900	47 900,0	77 300,0	20 600,0	63 860 000,0	63860000
Skyddszon A	3 134,3	4550	3 003,0	80 303,0			
P-dammar B	3 199,8	320	2 400,0	82 703,0			
Skyddszon B	5 675,7	11375	2 957,5	85 660,5			
Enskilda avlopp	5 950,0	20000	20 000,0	105 660,5			
Våtmarker B	9 272,7	2400	7 200,0	112 860,5			
SUMMA						98,4 milj.	104,5 milj.

Källa: Egna beräkningar

Kostnader och rangordning enligt Tabell 34 kan också jämföras med resultaten i Tabell 11 (sidan 98) där rangordning utifrån att fosforreduktionen bär hela kostnaderna presenteras. Här kan man notera att det, i detta fall, inte blir någon skillnad mellan metoderna.

8.3.2 Kvävereduktion

Enligt gap-modellen rangordnas åtgärder för reduktion av 2 800 ton kväve enligt Tabell 35. Eftersom en relativt liten andel av kostnaderna belastar kvävereduktionen, för flera av åtgärderna, förändras rangordningen, jämfört med när kvävereduktionen bär hela kostnaden, se Tabell 12 sidan 98. Tydligast är att de mest effektiva fosfordammarna framstår som den billigaste åtgärden. Totalkostnaden för att nå kvävemålet 2 800 blir något högre än om fördelningen görs enligt rangordningen i Tabell 12: 227,4 miljoner i stället för 220 miljoner kronor.

Tabell 35. Rangordning och val av åtgärder om en del av åtgärds-kostnaden hänförs till kväve-reduktion. Fördelning enligt gap-modellen med målet 2800 ton N-reduktion.

	AC, genom-snittskostnad (del), kr/kg	Max	N-reduktion	Ackumule-rad mängd	Mängd för mål (2800 ton N)	TC (del) kronor	TC kronor
P-dammar A	16,0	480	19 200	19 200	19 200	307 517	8379840
RenV+Ind N	60,0	2650000	2 650 000	2 669 200	2 650 000	159 000 000	159000000
Våtmarker A	81,7	1900	76 000	2 745 200	76 000	6 211 539	32300000
Skyddszon A	109,9	4550	31 850	2 777 050	31 850	3 500 000	12740000
P-dammar B	113,6	320	6 400	2 783 450	6 400	727 151	8362240
Skyddszon B	196,1	11375	79 625	2 863 075	16 550	3 245 098	6620000
Enskilda avlopp	210,2	20000	105 880	2 968 955			
Våtmarker B	326,9	2400	48 000	3 016 955			
SUMMA						173 milj.	227,4 milj.

Källa: Egna beräkningar

Rangordning och fördelning enligt den lägre målsättningen, 1 500 ton N, presenteras i Tabell 36. Här kan det noteras att fosfordammar används, vilket inte är fallet om kväve-reduktionen bär hela åtgärds-kostnaden (se Tabell 13 sidan 99). Detta innebär att kostnaden för att uppnå målet blir 97,2 miljoner i stället för 90 miljoner, som är kostnaden om endast reningsverk och industri används.

Tabell 36. Rangordning och val av åtgärder om en del av åtgärds-kostnaden hänförs till kväve-reduktion. Fördelning enligt gap- modellen med målet 1500 ton N-reduktion.

	AC, kr/kg (kostnads-del)	Max	N-red	Ackumulerad mängd	Mängd för mål (1500 ton N)	TC (del) kronor	TC kronor
P-dammar A	15,0	480	19 200	19 200	19 200	287 720	8379840
RenV+Ind N	60,0	2650000	2 650 000	2 669 200	1 480 800	88 848 000	88848000
Våtmarker A	77,3	1900	76 000	2 745 200			
Skyddszon A	104,5	4550	31 850	2 777 050			
P-dammar B	106,7	320	6 400	2 783 450			
Skyddszon B	189,2	11375	79 625	2 863 075			
Enskilda avlopp	198,3	20000	105 880	2 968 955			
Våtmarker B	309,1	2400	48 000	3 016 955			
SUMMA						89,1 milj.	97,2 milj.

Källa: Egna beräkningar

8.3.3 Kväve- och fosforreduktion samtidigt

Om båda målen skall uppfyllas samtidigt så kan det leda till olika rangordning beroende på vilket mål som uppfylls först, då man använder metoden att fördela kostnaderna.

8.3.3.1 Om fosformålet uppfylls först

Eftersom många av de fosformotiverade åtgärderna också reducerar kväve fås cirka 289 ton kvävereduktion på köpet om man genomför åtgärderna mot fosfor; se Tabell 37. Där framgår att åtgärder mot fosfor bidrar också till kvävereduktion. De åtgärder som föreslås för reduktion av 100 ton fosfor bidrar också till att utsläppen av kväve minskar med cirka 289 ton. När fosformålet är uppfyllt återstår därför 2 511 ton kvävereduktion för att målet skall nås.

Tabell 37. Rangordning enligt GAP vid målet 100 ton P-reduktion

	Mängd för mål (100 ton P)	TC (del) Kronor	TC kronor	mängd åtgärd	N på köpet kg
P-dammar A	18 000,0	8 072 322,9	8379840	480	19200
Våtmarker A	11 400,0	26 088 461,5	32300000	1900	76000
Skyddszon A	3 003,0	9 240 000,0	12740000	4550	31850
RenV+Ind P	47 900,0	148 490 000,0	148490000	47900	0
P-dammar B	2 400,0	7 635 088,7	8362240	320	6400
Skyddszon B	2 957,5	16 237 254,9	31850000	11375	79625
Enskilda avlopp	14 339,5	84 415 870,7	100376500	14340	75913,
SUMMA		300,2 milj.	342,5 milj.		288 988

Källa: Egna beräkningar

Enligt vilken rangordning skall då åtgärderna för resterande kvävereduktion användas? Här finns, i princip, två möjligheter. En möjlighet är att välja åtgärder utifrån den rangordning som gjorts enligt gap-modellen och som redovisas i Tabell 35. Då skulle i första hand de effektivaste fosfordammarna väljas, om det inte var för att dessa åtgärder redan genomförts. Men, den rangordningen bygger på att det finns ett ”miljömålsgap” för fosfor. I detta fall skulle man dock kunna hävda att detta gap, sedan fosformålet är uppfyllt, inte längre existerar. Med den tolkningen måste en ny rangordning göras för åtgärder som minskar kväveutsläppen. I detta fall innebär den rangordningen att 100 % av kostnaden skall bäras av kvävereduktionen.

Tabell 38. Åtgärder mot kväve för att reducera de återstående 2 511 ton som kvarstår efter att fosformålet uppfyllts. fosfor.

	Mängd för mål (2511 ton N)	TC (del) kronor	TC kronor	mängd åtgärd	P på köpet kg
RenV+Ind N	2 511 011,7	150 660 701	150660701	2511012	0
SUMMA		150,7 milj.	150,7 milj.		0,0

Källa: Egna beräkningar

Utifrån denna metod för att rangordna åtgärder blir den totala kostnaden för att uppnå målen (2 800 ton N och 100 ton P) 493,2 miljoner kronor. Denna kostnad kan jämföras med de 485,9 miljoner som det kostar att uppfylla båda målen enligt fördelningen när hela kostnaden belastar respektive mål. Gap-modellen kan alltså leda till en rangordning som ger en högre kostnad. Man kan dock inte dra slutsatsen att så alltid behöver vara fallet.

8.3.3.2 Om kvävemålet uppfylls först

Åtgärder mot kväve bidrar också till att minska utsläppen av fosfor. De åtgärder som föreslås för reduktion av 2 800 ton kväve bidrar också till att utsläppen av fosfor minskar med drygt 35 ton.

Tabell 39. Rangordning enligt GAP vid målet 2800 ton kvävereduktion (N).

	Mängd för mål (2800 ton N)	TC (kostnadsdel) kronor	TC, totalkostnad kronor	mängd åtgärd	P på köpet kg
P-dammar A	19 200	307 517,1	8379840	480	18000
RenV+Ind N	2 650 000	159 000 000,0	159000000	2650000	0
Våtmarker A	76 000	6 211 538,5	32300000	1900	11400
Skyddszon A	31 850	3 500 000,0	12740000	4550	3003
P-dammar B	6 400	727 151,3	8362240	320	2400
Skyddszon B	16 550	3 245 098,0	6620000	2364	615
SUMMA		173 milj.	227,4 milj.		35 417,7

Källa: Egna beräkningar

Totalt kostar det med denna rangordning 492,7 miljoner kronor att uppfylla båda målen. Kostnaden skiljer sig alltså ytterst lite från rangordningen utifrån att fosformålet uppfylldes först.

Tabell 40. Åtgärder mot fosfor efter det att kvävemålet uppfyllts utifrån rangordningen enligt gap-modellen. Rangordning enligt GAP vid målet 64,58 ton minskade fosforutsläpp

	Mängd för mål (64,6 ton P)	TC (kostnadsdel) kronor	TC kronor	mängd åtgärd	N på köpet kg
RenV+Ind P	47 900,0	148 490 000	148490000	47900	0
Enskilda avlopp	16 682,3	116 776 000	116776000	16682	88316
SUMMA		265,3 milj.	265,3 milj.		88 316

Källa: Egna beräkningar

8.4 Flerdimensionella mål, kostnadsminimering

Till skillnad från ovanstående angreppssätt är utgångspunkten nu att en kostnadsminimerande kombination av åtgärder väljs så att samtliga mål uppfylls samtidigt.

8.4.1 De högre målsättningarna

Med de högre målsättningarna blir den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder enligt Tabell 41. Totalkostnaden för att uppfylla båda målen blir 485,9 miljoner kronor per år. Skuggpriserna är då 60 kr/kg kväve och 6 682 kr/kg fosfor.

Tabell 41. Fördelning av åtgärder vid minimering av kostnaderna för att uppfylla båda målen samtidigt. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P.

	Mängd, åtgärder	TC Milj. kr	N-reduktion ton	P-reduktion ton
P-dammar A	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	320	8,4	6,4	2,4
Skyddszon A	4550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	0	0	0	0
Våtmarker A	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	0	0	0	0
RenV+Ind N	2574980	154,5	2575	0
RenV+Ind P	47900	148,5	0	47,9
Enskilda avlopp	17297	121,1	91,6	17,3
SUMMA		485,9	2800,1	100
Skuggpris			60	6682

Källa: Egna beräkningar

I Tabell 41 jämförs resultaten med åtgärdsvalen enligt endimensionell kostnadsminimering. Här kan det konstateras att den endimensionella analys där fosformålet uppfylldes först lyckades hitta den kostnadsminimerande kombinationen.

Tabell 42. Sammanställning och jämförelse mellan simultan kostnadsminimering samt endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P.

	Målen simultant				Kvävemålet först				Fosformålet först			
	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	320	8,4	6,4	2,4	320	8,4	6,4	2,4	320	8,4	6,4	2,4
Skyddszon A	4550	12,7	31,9	3	4550	13	31,9	3	4550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	0	0	0	0	11375	32	79,6	7,5	0	0	0	0
Våtmarker A	1900	32,3	76	11,4	1900	32	76	11	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RenV + Ind N	2574980	155	2575	0	2511000	151	2511	0	2574980	155	2575	0
RenV + Ind P	47900	149	0	47,9	47900	149	0	48	47900	148	0	47,9
Enskilda avlopp	17297	121	91,6	17,3	14339,5	100	75,9	14	17297	121	91,6	17,3
Summa		486	2800	100		493	2800	100		486	2800	100

Källa: Egna beräkningar

8.4.2 De lägre målsättningarna

Den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder för att uppfylla båda målsättningarna vid de lägre målsättningarna sammanfattas i Tabell 43. Totalkostnaden för att nå båda målen blir 188,9 miljoner kronor per år. Skuggpriserna blir 60 kr/kg kväve och 3 100 kr/kg fosfor.

I Tabell 44 jämförs resultaten med åtgärdsvalen enligt endimensionell kostnadsminimering. Återigen ger den endimensionella analysen med uppfyllandet av fosformålet först samma resultat som vid en kostnadsminimering över båda målen samtidigt.

Tabell 43. Fördelning av åtgärder vid minimering av kostnaderna för uppfyllandet av båda målen samtidigt. Åtgärder valda för att nå de lägre målsättningarna: 1 500 ton N och 50 ton P.

	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	0	0	0	0
Skyddszon A	0	0	0	0
Skyddszon B	0	0	0	0
Våtmarker A	1900	32,3	76	11,4
Våtmarker B	0	0	0	0
RenV+Ind N	1404800	84,3	1404,8	0
RenV+Ind P	20600	63,9	0	20,6
Enskilda avlopp	0	0	0	0
SUMMA		188,9	1500	50
Skuggpris			60	3100

Källa: Egna beräkningar

Tabell 44. Sammanställning och jämförelse mellan simultan kostnadsminimering samt endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de lägre målsättningarna: 1 500 ton N och 50 ton P.

	Båda målen simultant				Kvävemålet först				Fosformålet först			
	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18
Skyddszon B												
Våtmarker A	1900	32,3	76	11,4	1900	32,3	76	11,4	1900	32	76	11,4
Våtmarker B												
RenV + Ind N	1404800	84,3	1405		1500000	90	1500		1404800	84	1405	
RenV + Ind P	20600	63,9		20,6	20600	63,9		20,6	20600	64		20,6
Summa		189	1500	50		195	1595	50		189	1500	50

Källa: Egna beräkningar

8.5 Simultan kostnadsminimering med pris på växthusgasutsläpp

Av Tabell 45 nedan framgår det att även om växthusgaser prissätts till 1,50 per kg CO₂-ekvivalenter så påverkas inte resultatet av vilka åtgärder som bör användas.

Tabell 45. Sammanställning och jämförelse mellan simultan kostnadsminimering med och utan prissättning av utsläpp av växthusgaser. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P. Växthusgasutsläpp prissatt till 1,50 per CO₂-ekvivalent.

	Utan pris på växthusgaser				Med pris på växthusgaser			
	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd	TC, milj. kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A	480	8,4	19,2	18	480	8,4	19,2	18
P-dammar B	320	8,4	6,4	2,4	320	8,4	6,4	2,4
Skyddszon A	4550	12,7	31,9	3	4550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker A	1900	32,3	76	11,4	1900	40,9	76	11,4
Våtmarker B	0	0	0	0	0	0	0	0
RenV+Ind N	2574980	154,5	2575	0	2574980	154,5	2575	0
RenV+Ind P	47900	148,5	0	47,9	47900	148,5	0	47,9
Enskilda avl.	17297	121,1	91,6	17,3	17297	121,1	91,6	17,3
Summa		485,9	2800,1	100		494,5	2800	100

Källa: Egna beräkningar

9 Bilaga 2: Exemplet Övre Norrland, med mer finfördelade kostnader

För att illustrera den spridning av kostnader som finns inom respektive åtgärd görs i detta avsnitt rangordningar och fördelningar av åtgärder utifrån de antaganden som presenteras i Tabell 6, sidan 76.

9.1 Endimensionellt mål, åtgärds-kostnader, bieffekter ovärderade

Om åtgärder väljs utifrån att endast en målsättning finns kan åtgärderna rangordnas utifrån att hela kostnaden belastar effekten på detta mål. Om sådana analyser görs trots att flera mål finns, så finns det en uppenbar risk för att kostnaderna inte minimeras. I detta avsnitt väljs åtgärder utifrån fosfor- respektive kvävemålet separat. Den kostnadsminimerande kombinationen för två olika åtgärds-kombinationer presenteras.

9.1.1 Fosforreduktion

Utan att någon hänsyn tas till andra miljöeffekter så rangordnas åtgärder för fosforreduktion enligt Tabell 46 och Tabell 47. De billigaste åtgärderna är nu de allra billigaste /effektivaste åtgärderna i reningsverk och industri. Därefter följer de allra mest effektiva våtmarkerna samt fosfordammarna. Dyrast är de minst effektiva våtmarkerna och de minst effektiva enskilda avloppen. Den totala kostnaden för att nå målet 100 tons P-reduktion till lägsta kostnad blir 277 miljoner kronor per år. Här har det antagits att 20 procent av åtgärderna har kostnader enligt den högsta respektive lägsta nivån i de antagna intervallen, se Tabell 46.

Tabell 46. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärdskostnaden hänförs till fosforreduktion med målet 100 ton P-reduktion.

	AC, ge- nomsnitts- kostnad kr/kg	Max	P-red.	Ackum. mängd	Mängd för mål (100 ton P)	TC kronor	N på köpet kg	Mängd åtgärd
RV/Ind P I	150,0	9580	9 580,0	9 580,0	9 580	1 437 000	0	9580
Våtmarker A I	240,0	380	9 500,0	19 080,0	9 500	2 280 000	76000	380
P-dammar A I	349,2	96	4 800,0	23 880,0	4 800	1 675 968	3840	96
P-dammar A II	465,5	288	10 800,0	34 680,0	10 800	5 027 904	11520	288
P-dammar A III	698,3	96	2 400,0	37 080,0	2 400	1 675 968	3840	96
P-dammar B I	2 090,6	64	800,0	37 880,0	800	1 672 448	1280	64
Våtmarker A II	2 833,3	1140	6 840,0	44 720,0	6 840	19 380 000	45600	1140
RV/Ind P II	3 100,0	28740	28 740,0	73 460,0	28 740	89 094 000	0	28740
P-dammar B II	3 484,3	192	1 440,0	74 900,0	1 440	5 017 344	3840	192
Enskilda avlopp I	3 500,0	4000	4 000,0	78 900,0	4 000	14 000 000	18000	4000
Skyddszon A	4 242,4	4550	3 003,0	81 903,0	3 003	12 740 000	31850	4550
RV/Ind P III	6 600,0	9580	9 580,0	91 483,0	9 580	63 228 000	0	9580
Enskilda avlopp II	7 000,0	12000	12 000,0	103 483,0	8 517	59 619 000	45055	8517
P-dammar B III	10 452,8	64	160,0	103 643,0				
Skyddszon B	10 769,2	11375	2 957,5	106 600,5				
Våtmarker B I	11 333,3	480	1 440,0	108 040,5				
Våtmarker B II	11 333,3	1440	4 320,0	112 360,5				
Våtmarker B III	11 333,3	480	1 440,0	113 800,5				
Enskilda avlopp III	11 800,0	4000	4 000,0	117 800,5				
Våtmarker A III	28 000,0	380	380,0	118 180,5				
SUMMA						276,8 milj .	240 825	

Källa: Egna beräkningar

Totalkostnaden för att nå målet uppskattas här till 277 miljoner kr per år. Att denna kostnad är lägre än den som uppskattades ovan beror på att ett antal åtgärder antagits ha lägre kostnader. Visserligen har det också antagits att det finns åtgärder med högre kostnader, men dessa finns inte med till en lika stor andel. Skuggpriset på fosfor blir här 7 000 kronor/kg, alltså detsamma som i motsvarande analys ovan.

Tabell 47. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärdskostnaden hänförs till fosforreduktion med målet 50 ton P-reduktion.

	AC, kr/kg	Max	P-red	Ack mängd	Mängd för mål (50 ton P)	TC	N på köpet kg	Mängd åtgärd
RV/Ind P I	150,0	9580	9 580	9 580,0	9 580	1 437 000	0	9580
Våtmarker A I	240,0	380	9 500	19 080,0	9 500	2 280 000	76000	380
P-dammar A I	349,2	96	4 800	23 880,0	4 800	1 675 968	3840	96
P-dammar A II	465,5	288	10 800	34 680,0	10 800	5 027 904	11520	288
P-dammar A III	698,3	96	2 400	37 080,0	2 400	1 675 968	3840	96
P-dammar B I	2 090,6	64	800	37 880,0	800	1 672 448	1280	64
Våtmarker A II	2 833,3	1140	6 840	44 720,0	6 840	19 380 000	45600	1140
RV/Ind P II	3 100,0	28740	28 740	73 460,0	5 280	16 368 000	0	5280
P-dammar B II	3 484,3	192	1 440	74 900,0				
Enskilda avlopp I	3 500,0	4000	4 000	78 900,0				
Skyddszon A	4 242,4	4550	3 003	81 903,0				
RV/Ind P III	6 600,0	9580	9 580	91 483,0				
Enskilda avlopp II	7 000,0	12000	12 000	103 483,0				
P-dammar B III	10 452,8	64	160	103 643,0				
Skyddszon B	10 769,2	11375	2 958	106 600,5				
Våtmarker B I	11 333,3	480	1 440	108 040,5				
Våtmarker B II	11 333,3	1440	4 320	112 360,5				
Våtmarker B III	11 333,3	480	1 440	113 800,5				
Enskilda avlopp III	11 800,0	4000	4 000	117 800,5				
Våtmarker A III	28 000,0	380	380	118 180,5				
SUMMA						49,5 milj.	142 080	

Källa: Egna beräkningar

Den totala kostnaden för att nå målet 50 tons P-reduktion till lägsta kostnad blir 49,5 miljoner kronor per år. Här har det antagits att 20 % av åtgärderna har kostnader enligt den högsta respektive lägsta nivån i de antagna intervallen. Återigen blir skuggpriset det samma som i modellen med mindre spridning i kostnader/effekt. Skuggpriset blir 3 100 kr/kg, som är genomsnittskostnaden för (för det som antagits vara) huvuddelen av reningsverken. Totalkostnaden för att nå målet 50 ton P-reduktion antas här bli 49,5 miljoner kr/år. Denna kostnad är naturligtvis betydligt lägre än de 104,5 miljoner som analysen med antagande om mindre spridning i kostnaderna visar. Detta beror på att en stor del av åtgärderna som ingår i lösningen är de som antagits ha låga genomsnittskostnader.

9.1.2 Kvävereduktion

Utan att någon hänsyn tas till andra miljöeffekter så rangordnas åtgärder för att minska kväveutsläppen enligt Tabell 48. De billigaste åtgärderna är de allra billigaste åtgärderna i reningsverk och industri, därefter följer de allra mest kostnadseffektiva våtmarkerna resterande åtgärder i reningsverk och industri. Den totala kostnaden för att nå målet 2 800 tons N-reduktion till lägsta kostnad blir 311 miljoner kronor per år. Här har det antagits att 20 % av åtgärderna har kostnader enligt den högsta respektive lägsta nivån i de antagna intervallen.

Tabell 48. Rangordning och val av åtgärder om hela åtgärdskostnaden hänförs till kvävereduktion och då målet är 2 800 ton N-reduktion.

	AC, kr/kg	Max	N-red.	Ackum. mängd	Mängd för mål (2800 ton N)	TC kronor	P på köpet, kg	Mängd åtgärd
RV/Ind N I	22	530000	530 000	530 000	530 000	11 660 000	0	530000
Våtmarker A I	30	380	76 000	606 000	76 000	2 280 000	9500	380
RV/Ind N II	60	1590000	1 590 000	2 196 000	1 590 000	95 400 000	0	1590000
RV/Ind N III	330	530000	530 000	2 726 000	530 000	174 900 000	0	530000
Våtmarker B I	340	480	48 000	2 774 000	48 000	16 320 000	1440	480
Skyddszon A	400	4550	31 850	2 805 850	26 000	10 400 000	2451	3714,3
Skyddszon B	400	11375	79 625	2 885 475				
Våtmarker A II	425	1140	45 600	2 931 075				
P-dammar A I	436	96	3 840	2 934 915				
P-dammar A II	437	288	11 520	2 946 435				
P-dammar A III	437	96	3 840	2 950 275				
Enskilda avlopp I	778	4000	18 000	2 968 275				
P-dammar B I	1 307	64	1 280	2 969 555				
P-dammar B II	1 307	192	3 840	2 973 395				
P-dammar B III	1 307	64	1 280	2 974 675				
Ensk. avlopp II	1 323	12000	63 480	3 038 155				
Ensk. avlopp III	1 573	4000	30 000	3 068 155				
Våtmarker B II	1 700	1440	28 800	3 096 955				
Våtmarker A III	2 800	380	3 800	3 100 755				
Våtmarker B III	6 800	480	2 400	3 103 155				
SUMMA						311 milj.	13 391	

Källa: Egna beräkningar

Notera att totalkostnaden för att nå målet här uppskattas bli högre än när mindre spridning i kostnaderna antogs (311 miljoner istället för 220 miljoner). Den högre kostnaden följer av att den kostnadseffektiva lösningen i detta fall innefattar hela potentialen av de reningsverk/industri som här antagits ha betydligt högre genomsnittskostnader. Skuggpriset, AC för den dyraste använda åtgärden, är här 400 kr/kg N. Detta skuggpris är lägre än skuggpriset på 425 kr/kg som var resultatet av analysen med mindre spridning i kostnader/effekt. Den P-reduktion som fås på köpet ger 86,6 ton P kvar.

Med målsättningen 1 500 ton N-reduktion måste de tre billigaste åtgärderna användas. Det betyder att RV/Ind N I, Våtmarker A I används fullt ut samt att 894 ton reduceras med åtgärden RV/Ind N II. Totalkostnaden för att nå målet med dessa åtgärder blir 67,6 miljoner. En uppskattning som kan jämföras med den kostnad på 90 miljoner som kostnaden uppskattas till med mindre spridning i antagandena om genomsnittskostnader/effekt. Skuggpriset med denna målsättning blir 60 kr/kg, vilket sammanfaller med skuggpriset utifrån beräkningen med mindre spridning i antagna kostnader/effekter.

9.1.3 Att uppfylla både fosfor- och kvävemål

Kostnadsberäkningar och rangordning ovan gjordes utifrån separata målsättningar. För att detta angreppssätt skall kunna jämföras med nedanstående metoder, där flera mål beaktas, måste en åtgärds kombination som uppfyller båda målen föreslås. Först jämförs de högre målen och därefter de lägre målsättningarna.

9.1.3.1 Om fosformålet uppfylls först

Några av de åtgärder som ingår i en kostnadseffektiv kombination för att nå fosformålet bidrar också till att minska utsläppen av kväve. Som framgår av

Tabell 46 medför åtgärderna för att uppfylla målet om 100 tons fosforreduktion att utsläppen av kväve minskar med 241 ton. Därmed återstår det att reducera 2 559 ton kväve. Givet att fosformålet har uppfyllts så är också några av åtgärderna redan använda (åtgärderna till och med en del av dem i *Enskilda avlopp II* i

Tabell 46.

I Tabell 49 redovisas den kostnadsminimerande kombinationen av åtgärder för att uppfylla det resterande kvävemålet, när fosformålet redan är uppfyllt. I detta fall är kapaciteten i reningsverk och industri tillräcklig, samtidigt som kostnaden per kg N är lägst. Dessa åtgärder är därmed, enligt detta beräkningssätt, de billigaste för att uppfylla resterande kvävemål.

Tabell 49. Åtgärder för att, efter att fosformålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande kvävemålet om 2559 ton minskade kväveutsläpp.

	AC, kr/kg	Max	N-red	Ackum. mängd	Mängd för mål (2559 ton N)	TC	P på köpet, kg	Mängd åtgärd
RV/Ind N I	22	530000	530 000	530 000	530 000	11 660 000,0	0	530000
RV/Ind N II	60	1590000	1 590 000	2 120 000	1 590 000	95 400 000,0	0	1590000
RV/Ind N III	330	530000	530 000	2 650 000	439 175	144 927 773	0	439175
SUMMA						252 milj.	0,0	

Källa: Egna beräkningar

För att uppfylla kvävemålet, när fosformålet redan är uppfyllt, används alltså i detta fall endast åtgärder i reningsverk och industri. Båda målen uppfylls, med denna rangordning av åtgärder, till en total kostnad på 528,8 miljoner kronor.

9.1.3.2 Kvävemålet (2 800 ton) uppfylls först

Några av de åtgärder som ingår i en kostnadseffektiv kombination för att nå kvävemålet bidrar också till reduktion av fosfor. Av

Tabell 48 framgår att det återstår 86,6 ton fosforreduktion för att nå målet om 100 tons reduktion då man har genomfört den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för att uppfylla målet att minska kväveläckaget med 2 800 ton. Där framgår också vilka åtgärder som redan använts. De åtgärder som då bör användas för att uppnå resterande del av fosformålet framgår av Tabell 50. Notera att flera av dessa åtgärder, som i detta läge syftar till att reducera fosfor, också leder till att minska kväveutsläppen. Därmed reduceras ytterligare 115 ton kväve.

Tabell 50. Åtgärder för att, efter att kvävemålet är uppfyllt, också uppfylla det resterande fosformålet om 86,6 ton P.

	AC, kr/kg	Max	P-red	Ackum. mängd	Mängd för mål (86,6 ton P)	TC kronor	N på köpet, kg	Mängd åtgärd
RV/Ind P I	150,0	9580	9 580	9 580	9 580	1 437 000	0	9580
P-dammar A I	349,2	96	4 800	14 380	4 800	1 675 968	3840	96
P-dammar A II	465,5	288	10 800	25 180	10 800	5 027 904	11520	288
P-dammar A III	698,3	96	2 400	27 580	2 400	1 675 968	3840	96
P-dammar B I	2 090,6	64	800	28 380	800	1 672 448	1280	64
Våtmarker A II	2 833,3	1140	6 840	35 220	6 840	19 380 000	45600	1140
RV/Ind P II	3 100,0	28740	28 740	63 960	28 740	89 094 000	0	28740
P-dammar B II	3 484,3	192	1 440	65 400	1 440	5 017 344	3840	192
Enskilda avlopp I	3 500,0	4000	4 000	69 400	4 000	14 000 000	18000	4000
Skyddszon A	4 242,4	836	552	69 952	552	2 340 000	5850	836
RV/Ind P III	6 600,0	9580	9 580	79 532	9 580	63 228 000	0	9580
Enskilda avlopp II	7 000,0	12000	12 000	91 532	7 077	49 539 000	37437	7077
SUMMA						254,1 milj.	131 207	

Källa: Egna beräkningar

Utifrån denna metod för att rangordna åtgärder blir den totala kostnaden för att uppnå målen (2 800 ton N och 100 ton P) 565,1 miljoner kronor. Noteras skall då att kvävemålet överträffas så att sammanlagt 2 915 ton kväve reduceras.

9.1.4 Sammanställning, endimensionella mål

Ovan har en rangordning av åtgärder gjorts utifrån att hela kostnaderna för åtgärderna har hänförs till ett miljömål i taget. För att uppfylla de båda näringsämnesmålen samtidigt har det visats hur de kan uppfyllas sekventiellt. Det visas att kombinationen av åtgärder kan skilja sig åt beroende på vilket av målen som uppfylls först. Nedan sam-

manställs och jämförs resultaten. Först för de högre målsättningarna och därefter för de lägre.

I Tabell 51 sammanfattas åtgärds kombinationer för att uppnå de högre målsättningarna (2 800 ton N och 100 ton P). Sammanställningen visar att det får betydelse vilket av målen som uppfylls först. De åtgärder som skiljer sig åt mellan de olika förslagen har markerats med fetstil.

I detta fall blir kostnaden högst om kvävemålet uppfylls först. Det måste då noteras att kväveutsläppen reduceras mer än vad målsättningen kräver. När man i andra steget genomför åtgärder mot fosfor så bidrar dessa också till mer kväverening. Detta skulle kunna kompenseras genom att tidigare åtgärder mot kväve minskas. Genom att dra ner på kväveåtgärderna i reningsverk/industri skulle kostnaderna kunna sänkas.

Genom att reducera 131,1 ton mindre skulle totalkostnaden kunna sänkas med 43,2 miljoner ($131,1 * 330$) vilket skulle ge totalkostnad på 522 miljoner kronor, alltså lägre än kostnaden om fosformålet uppfylls först. En viktig slutsats är dock att ett val av åtgärder utifrån en simultan kostnadsminimering ger den lägsta kostnaden. Teoretiskt var det förutsägbart att så måste vara fallet. Men exemplet visar att analysmetoden får betydelse. Detta trots att det bara är två miljöeffekter som beaktats och trots att konstanta marginalkostnader har använts för att beskriva kostnaderna.

9.2 Flerdimensionella mål, kostnadsminimering

Till skillnad från ovanstående angreppssätt är utgångspunkten nu att en kostnadsminimerande kombination av åtgärder väljs så att samtliga mål uppfylls samtidigt.

I Tabell 52 på sidan 131 jämförs åtgärds kombinationer när kostnaden för utsläpp av växthusgaser beaktats och när den inte beaktats. I detta fall blir det ingen skillnad. Det kan noteras att prissättningen av växthusgaser alltså inte påverkar rangordningen trots den relativt höga värderingen. En anledning till detta är att kostnaderna för åtgärder, även med uppdelningen i kostnadsgrupper, är genomsnittskostnader och att skillnaden i kostnader alljämt är för stor för att påverka rangordningen.

Tabell 51. Sammanställning och jämförelse mellan endimensionell kostnadsminimering där kvävemålet respektive fosformålet uppfylls först. Åtgärder valda för att nå de högre målsättningarna: 2 800 ton N och 100 ton P.

	Förutsättningar		Fosformålet först				Kvävemålet först				Båda målen simultant			
	AC	Max kap.	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton	Mängd, åtgärder	TC, milj kr	N-red, ton	P-red, ton
P-dammar A I	17458	96	96	1,7	3,8	4,8	96	1,7	3,8	4,8	96	1,7	3,8	4,8
P-dammar A II	17458	288	288	5	11,5	10,8	288	5	11,5	10,8	288	5	11,5	10,8
P-dammar A III	17458	96	96	1,7	3,8	2,4	96	1,7	3,8	2,4	96	1,7	3,8	2,4
P-dammar B I	26132	64	64	1,7	1,3	0,8	64	1,7	1,3	0,8	64	1,7	1,3	0,8
P-dammar B II	26132	192	192	5	3,8	1,4	192	5	3,8	1,4	192	5	3,8	1,4
P-dammar B III	26132	64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skyddszon A	2800	4550	4550	12,7	31,9	3	4550	12,7	31,9	3,1	4 550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	2800	11375	0	0	0	0	0	0	0	0	11 375	31,9	79,6	3
Våtmarker A I	6000	380	380	2,3	76	9,5	380	2,3	76	9,5	380	2,3	76	9,5
Våtmarker A II	17000	1140	1140	19,4	45,6	6,8	1140	19,4	45,6	6,8	1 140	19,4	45,6	6,8
Våtmarker A III	28000	380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker B I	34000	480	0	0	0	0	480	16,3	48	1,4	480	16,3	48	1,4
Våtmarker B II	34000	1440	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker B III	34000	480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RV/Ind N I	22	530000	530000	11,7	530	0	530000	11,7	530	0	530 000	11,7	530	0
RV/Ind N II	60	1590000	1590000	95,4	1590	0	1590000	95,4	1590	0	1 590 000	95,4	1590	0
RV/Ind N III	330	530000	439 175	144,9	439	0	530 000	174,9	530	0	293 125	96,7	293	0
RV/Ind P I	150	9580	9580	1,4	0	9,6	9580	1,4	0	9,6	9 580	1,4	0	9,6
RV/Ind P II	3100	28740	28740	89,1	0	28,7	28740	89,1	0	28,7	28 740	89,1	0	28,7
RV/Ind P III	6600	9580	9 580	63,2	0	9,6	9 580	63,2	0	9,6	1 700	11,2	0	1,7
Enskilda avlopp I	3500	4000	4000	14	18	4	4000	14	18	4	4 000	14	18	4
Enskilda avlopp II	7000	12000	8 517	59,6	45,1	8,5	7 077	49,5	37,4	7,1	12 000	84	63,5	12
Enskilda avlopp III	11800	4000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUMMA				528,8	2800	99,9		565	2931,1 ^a	100		501,2	2799,9	99,9

^a Målet överträffas eftersom de fosforreducerande åtgärder som införs efter att N-målet uppnåtts också reducerar N. Genom att minska åtgärderna i reningsverk / industri kan totalkostnaden sänkas till 522 miljoner.

Tabell 52. Fördelning av åtgärder vid kostnadsminimering för att samtidigt uppfylla kvävemålet 2 800 ton N och fosformålet 100 ton P i minskade utsläpp. Beräkningar med respektive utan pris-sättning av växthusgasutsläpp med 1,50 kr per kg koldioxid.

	Mängd, åtgärder	TC, milj. kr	N-red. ton	P-red. ton	1,50 kr/kg CO ₂ : Mängd, åtgärder	1,50 kr/kg CO ₂ : TC milj. kr	1,50 kr/kg CO ₂ : N-red. ton	1,50 kr/kg CO ₂ : P-red. ton
P-dammar A I	96	1,7	3,8	4,8	96	1,7	3,8	4,8
P-dammar A II	288	5	11,5	10,8	288	5	11,5	10,8
P-dammar A III	96	1,7	3,8	2,4	96	1,7	3,8	2,4
P-dammar B I	64	1,7	1,3	0,8	64	1,7	1,3	0,8
P-dammar B II	192	5	3,8	1,4	192	5	3,8	1,4
P-dammar B III	0	0	0	0	0	0	0	0
Skyddszon A	4 550	12,7	31,9	3	4 550	12,7	31,9	3
Skyddszon B	11 375	31,9	79,6	3	11 375	31,9	79,6	3
Våtmarker A I	380	2,3	76	9,5	380	4,3	76	9,5
Våtmarker A II	1 140	19,4	45,6	6,8	1 140	24,5	45,6	6,8
Våtmarker A III	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker B I	480	16,3	48	1,4	480	18,1	48	1,4
Våtmarker B II	0	0	0	0	0	0	0	0
Våtmarker B III	0	0	0	0	0	0	0	0
RV/Ind N I	530 000	11,7	530	0	530 000	11,7	530	0
RV/Ind N II	1 590 000	95,4	1590	0	1 590 000	95,4	1590	0
RV/Ind N III	293 125	96,7	293,1	0	293 125	96,7	293,1	0
RV/Ind P I	9 580	1,4	0	9,6	9 580	1,4	0	9,6
RV/Ind P II	28 740	89,1	0	28,7	28 740	89,1	0	28,7
RV/Ind P III	1 700	11,2	0	1,7	1 700	11,2	0	1,7
Enskilda avlopp I	4 000	14	18	4	4 000	14	18	4
Enskilda avlopp II	12 000	84	63,5	12	12 000	84	63,5	12
Enskilda avlopp III	0	0	0	0	0	0	0	0
SUMMA		501,2	2800	99,9		510,1	2799,9	99,9
Skuggpris			330	6600			330	6600

Källa: Egna beräkningar

Rapporten kan beställas från

Jordbruksverket • 551 82 Jönköping • Tfn 036-15 50 00 (vx) • Fax 036-34 04 14
E-post: jordbruksverket@jordbruksverket.se
www.jordbruksverket.se