

Robert Lundmark
Eva Samakovlis

Avfall

Återvinna, bränna eller slänga?

SNS Förlag

AVFALL — ÅTERVINNA, BRÄNNA ELLER SLÄNGA?

Avfall

ÅTERVINNA, BRÄNNA ELLER SLÄNGA?

**ROBERT LUNDMARK &
EVA SAMAKOVLIS**

SNS Förlag

SNS Förlag
Box 5629
114 86 Stockholm
Telefon: 08-507 025 00
Telefax: 08-507 025 25
order@sns.se
www.sns.se

SNS är en oberoende ideell förening som genom forskning, möten och bokutgivning bidrar till att ledande beslutsfattare i politik, offentlig förvaltning och näringsliv kan fatta välgrundade beslut baserade på vetenskap och saklig analys.

Avfall – återvinna, bränna eller slänga?

Robert Lundmark och Eva Samakovlis

Första upplagan

© 2011 SNS Förlag och författarna

Omslag: Allan Seppa

Grafisk form: Michelsen text och form

ISBN 978-91-86203-98-6

INNEHÅLL

Förord 7

Sammanfattning 9

1 Introduktion 15

1.1 Inledning 15

1.2 Målsättning 17

1.3 Vad räknas som avfall? 18

1.4 Statistisk osäkerhet 19

1.5 Disposition 20

2 Avfall i Sverige 21

2.1 Inledning 21

2.2 Uppkomsten av avfall 22

2.3 Behandlingen av avfall 25

2.4 Avfallsmarknaderna 31

2.5 Avfallspolitiska styrmedel 36

2.6 Trender 41

2.7 Ekonomisk utveckling och uppkomst av avfall 42

3 Ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken 47

3.1 Inledning 47

3.2 Styrka och svagheter med ekonomiska analyser 49

3.3 Vad betraktas som en kostnad 50

3.4 Marknadsmislyckande 52

3.5 Prissättning av avfallsinsamling 54

3.6 Styrmedel för avfallshantering 57

3.7 Varför kostnadseffektivitet är viktigt 58

3.8 Administrativa styrmedel 60

3.9 Ekonomiska styrmedel 62

3.10 Att välja rätt styrmedel 64

3.11 Om informativa styrmedel 65

4 En effektiv avfallshantering 67

4.1 Inledning 67

4.2 Argument för att återvinna 68

4.3 Hur mycket ska vi återvinna? 71

4.4 Vad visar samhällsekonomiska analyser? 77

4.5 Avfallshierarkin i tid och rum 88

5 Styrning av avfallsmarknader 92

5.1 Inledning 92

5.2 Problem på återvinningsmarknader 93

5.3 Marknadsmakt 104

5.4 Går det att öka effektiviteten på återvinningsmarknaderna? 106

5.5 Teknisk innovation som lösning 108

5.6 Klassificeringen av farligt avfall 109

6 Slutsatser 112

6.1 Inledning 112

6.2 Återvinningen går som tåget men mängden farligt avfall ökar 115

6.3 Avfallshierarkin inte samhällsekonomiskt försvarbar 116

6.4 Återvinningens marknadsmisslyckanden 117

6.5 Effektiv styrning ingen lätt nöt att knäcka 118

6.6 Behov av ytterligare studier 120

Referenser 121

Register 126

Förord

DET ÄR MYCKET intressant att analysera avfall och avfallsmarknader. Där råder komplexa förhållanden mellan olika marknader och styrmedel och de enskilda marknaderna har unika egenskaper och förutsättningar. Under arbetets gång har det dykt upp nya problembilder och frågeställningar som vi har varit tvungna att förhålla oss till. Många har vi tvingats lämna obesvarade varför denna rapport inte kan ge ett uttömmande svar på hur avfall bäst ska hanteras. Vi hoppas dock kunna återvända till dessa frågeställningar i andra projekt. Det är emellertid vår förhoppning att rapporten ska ge läsaren en djupare, och i viss mån bredare, förståelse av den svenska avfallshanteringen och avfallspolitiken från ett samhällsekonomiskt perspektiv och tillräckligt med material för att ifrågasätta gamla »sanningar«.

Det projekt som ligger till grund för denna rapport har drivits av Studieförbundet Näringsliv och Samhälle (SNS) inom ramen för deras övergripande forskningsprogram Klimat och Näringsliv. Arbetet har genomförts under 2010 och 2011.

Vi vill tacka de företag och myndigheter som bidragit till projektets finansiering. Projektet har erhållit finansiellt stöd från följande organisationer:

Avfall Sverige AB
E.ON Sverige AB
Energimyndigheten
Fortum Värme
FTI AB
Göteborg Energi AB

Stena Metall AB
Sveriges Kommuner och Landsting
Tyréns AB
Vattenfall AB
Återvinningsindustrierna

En referensgrupp bestående av representanter från flertalet av de ekonomiska bidragsgivarna har följt projektarbetet. Referensgruppen har lämnat värdefull information och råd som har bidragit till projektets slutförande. Vi vill tacka samtliga deltagare i referensgruppen för konstruktiv hjälp. Vi vill också tack alla på SNS som har hjälpt oss färdigställa denna rapport. Vi bär dock ensamma ansvaret för valda ämnen, metodansatser och slutsatser av analyserna.

Luleå och Stockholm, juni 2011

Robert Lundmark och Eva Samakovlis

Sammanfattning

FÖRFATTARNA ANALYSERAR i denna rapport Sveriges avfallshantering och avfallspolitik ur ett övergripande samhällsekonomiskt perspektiv. De diskuterar uppkomsten, hanteringen och användningen av avfall i syfte att tillföra sakliga argument i avfallsdebatten.

MÅLSÄTTNINGEN MED RAPPORTEN ÄR ATT

- * Identifiera samt analysera ett antal centrala ekonomiska och politiska faktorer som påverkar uppkomsten, hanteringen och användningen av avfall samt analysera hinder och drivkrafter som påverkar en effektiv avfallshantering.
- * Diskutera behovet av statlig styrning av avfallshanteringen samt identifiera och analysera konsekvenser av politiska styrmedel och andra strategiska beslut.
- * Visa hur ekonomiska analyser kan underlätta formuleringen av strategier och utvärderingar av avfallsrelaterade åtgärder.

FAKTA OM AVFALL

- * Cirka 97,8 miljoner ton avfall genererades i Sverige 2008. Av detta står hushållen för 5,2 miljoner ton och verksamheter för resten. Merparten, eller 95,6 miljoner ton, räknas som icke-farligt avfall medan resterande klassas som farligt avfall. Över tid har det icke-farliga avfallet minskat medan det farliga avfallet har ökat.

- * De vanligaste slutbehandlingsmetoderna är materialåtervinning, förbränning (med energiutvinning) och deponi. Statistik saknas över hur den totala materialåtervinningen har förändrats över tiden, men materialåtervinningen från hushållen har ökat för samtliga kategorier (papper, metall, glas, plast). Förbränningen av hushållsavfall har legat mer eller mindre konstant, medan förbränning av industriavfall har ökat. Mängden avfall som deponeras har minskat markant.
- * För att minska uppkomsten av avfall har EU i framtiden på agendan att frikoppla avfallet från tillväxten. Sverige har i sina miljökvalitetsmål beslutat att den totala mängden avfall inte ska öka. Samtidigt är den ekonomiska utvecklingen en av de starkaste drivkrafterna som påverkar mängden genererat avfall. Analysen över framtida avfallsmängder visar att det uppstår en relativ frikoppling mellan ekonomisk tillväxt och icke-farligt avfall 2030, d.v.s. avfallsmängden ökar i lägre takt än bruttonationalprodukten (BNP). Det farliga avfallet växer däremot snabbare än BNP.

TILLÅT STÖRRE FLEXIBILITET I VALET AV BEHANDLINGSLTERNATIV

- * Svensk och europeisk avfallspolitik baseras på en avfallshierarki som prioriterar en minskad uppkomst av avfall före återanvändning, följd av materialåtervinning, förbränning och slutligen deponering.
- * För att utvärdera vad som är en samhällsekonomiskt försvarbar avfallspolitik behövs ett flerdimensionellt perspektiv som beaktar alla kostnader och intäkter. Det är inte en fråga om huruvida vi ska återvinna, förbränna eller deponera avfallet utan om *hur mycket* avfall vi ska återvinna, förbränna eller deponera.
- * Tillämpat på hur mycket vi återvinner innebär det att återvinning inte är en binär lösning där vi antingen återvinner allt eller inget. Det finns en optimal samhällsekonomisk återvinningsnivå där kostnaden av ytterligare återvinning är lika med samhällsnyttan av densamma.
- * Avfallshierarkin bör tillämpas olika beroende på materialslag.
- * Avfallshierarkin bör inte vara konstant över olika geografiska och demografiska dimensioner eftersom marginalkostnaderna varierar med transportavstånd och befolkningstäthet. För att producentansvaret ska uppnås kostnadseffektivt bör återvinningsnivåerna tillåtas skilja sig åt regionalt.

- * Styrmedel inom avfallsområdet styr sällan mot avfallsförebyggande åtgärder utan påverkar främst de nedre delarna av avfallshierarkin.
- * Sammantaget innebär detta att avfallshierarkin enbart bör betraktas som en grov indikator av prioriteringen mellan olika avfallsbehandlingsalternativ.

INTE BARA MILJÖRELATERADE FRÅGOR MÅSTE BEAKTAS

- * Det finns andra aspekter, utöver de miljörelaterade, på avfallsmarknaderna som måste belysas och hanteras för att förbättra avfallsmarknadernas funktionalitet.
- * Ett grundläggande marknadsmisslyckande med återvinning är bristen på eller avsaknaden av prissignaler mellan de olika aktörerna. Insamling av återvinningsmaterial sker mestadels utan ekonomisk transaktion mellan konsument och återvinningsföretag, vilket medför att delar av incitamentsstrukturen försvinner.
- * En del marknader för återvunnet material uppvisar en hög prisspridning, vilket hämmar investeringar inom återvinningssektorn och gör det svårare att nå återvinningsmålen.
- * Tekniska innovationer kan spela en viktig roll för att reducera eller eliminera vissa typer av marknadsmisslyckanden, exempelvis innovationer som tillåter nedmontering av produkter så att enskilda återvinningsbara komponenter lättare kan återvinnas. På liknande sätt kan innovationer som underlättar sortering av blandat avfall hjälpa till.
- * Återvinningsmarknader har höga transaktionskostnader av två orsaker: (1) Återvinningsbart material av samma typ uppstår inte enbart i en sektor utan är spritt mellan hushåll, industrisektorer och geografiska områden. Det är också svårt att förutsäga hur mycket återvunnet material som kommer att vara tillgängligt, och när det är tillgängligt. (2) Kvaliteten på insamlat material kan variera kraftigt. Det gör den svår att värdera, vilket kan skapa prissättningsproblem. Dessa problem blir större ju mer blandat ett material är eller där andra materialegenskaper är svåra att upptäcka. Under sådana omständigheter kan varje leverans betraktas som unik där säljare och köpare måste förhandla om nya priser.
- * Tveksamheter kring att använda produkter med återvunnet material kan vara en konsekvens av bristande information om exempelvis

varans tillförlitlighet och prestanda. Denna typ av informationsmisslyckande beror på att köparen har ofullständig information om huruvida ett speciellt avfallsmaterial är lämpat för en särskild användning. Betydelsen av detta informationsproblem minskar över tiden allt eftersom användaren lär sig hur det återvunna materialet fungerar i produktionsprocessen. Men i en del fall kan det underminera etableringen av nya återvinningsmarknader.

RAPPORTENS SLUTSATSER

- * Det finns en återvinningsnivå som är optimal för samhällsekonomin. Att överskrida eller underskrida den innebär ett slöseri med samhällets resurser.
- * Ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken tar hänsyn till alla kostnader och skapar rätt pris på avfallshanteringen, vilket leder till ett samhällsekonomiskt optimalt utfall.
- * Den rådande, fasta avfallshierarkin som prioriterar en minskad uppkomst av avfall före återanvändning, följd av materialåtervinning, förbränning och slutligen deponering är inte samhällsekonomiskt försvarbar.
- * Avfallspolitiken måste vara tillräckligt flexibelt utformad för att tillåta kostnads-, miljö- och tidsmässiga samt geografiska avvägningar i avfallsbehandlingen.
- * Det är viktigt med en grundlig förståelse av avfallsmarknaderna och av hur olika styrmedel samspelar med varandra för att ta fram en ändamålsenlig blandning av styrmedel i avfallspolitiken.
- * Ekonomiska styrmedel förbättrar prissignalerna genom att ekonomiska aktiviteter värdesätts korrekt så att aktörerna tar hänsyn till dessa och ändrar sitt beteende.
- * Det enklaste styrmedlet är en generell avfallsskatt, men även en kombination av deponiskatt och återvinningssubventioner kan resultera i en optimal lösning. Detta kräver emellertid att avfallsmarknaderna fungerar effektivt.
- * Hushållen måste ges incitament för att reducera mängden avfall och öka återvinningen. Det måste finnas en direkt koppling mellan den mängd avfall hushållen väljer att slänga och renhållningsavgiften.
- * Tekniska innovationer kan spela en viktig roll för att förhindra olika marknadsmisslyckanden.

- * Det är viktigt att öka pristransparensen och förbättra informationsöverföringen inom avfallsområdet.
- * En marknadslösning för att reducera transaktionskostnaderna på återvinningsmarknaderna är att man ingår mer långsiktiga avtal.
- * För att reducera transaktionskostnaden kopplad till kvaliteten (graden av föroreningar) på insamlat material är det viktigt att standarder eller liknande klassificeringsverktyg utvecklas och tillämpas branschöverskridande.
- * Insamling och offentliggörande av prisinformation är ett sätt på vilket myndigheter kan hjälpa till att reducera transaktionskostnader. Ett annat sätt är att aktivt stödja utvecklingen av nätbaserade handelsplatser.
- * Prisbildningen på avfallsfraktioner skapar inte de rätta signalerna om resursers knapphet och samhällskostnad, vilket gör att incitamentsstrukturen leder till beslut som är felaktiga för samhället.

KAPITEL 1

Introduktion

1.1 Inledning

Avfall har länge varit något som vi snabbt och lätt vill bli av med, helst utan alltför stora påfrestningar för miljön. Längre var deponering det enda medel som stod till buds. Synen på avfall har dock förändrats. Återanvändning, återvinning och avfallsförbränning är behandlingsmetoder som har ökat under senare tid och det har lett till att avfall istället börjat betraktas som en resurs. Som en följd av detta har konkurrensen om avfallet intensifierats. Men det är intressant att det inte handlar så mycket om en marknadsdriven konkurrens med stigande priser som följd. Det är snarare en policydriven konkurrens, reglerad av förbud, förordningar, skatter och subventioner som tillämpas på avfallsmarknaderna som karaktäriseras från monopol till konkurrensmarknader.

Eftersom avfallsmarknaderna har många brister kan det vara motiverat att använda olika styrmedel för att öka den samhällsekonomiska effektiviteten. Men risker finns också att en alltför detaljerad styrning i sig själv kan orsaka samhällsekonomiska ineffektiviteter. Vi återkommer ofta till just *samhällsekonomisk effektivitet* på avfallsmarknaderna i denna rapport. Vad menar vi med det? Att maximera välfärden är det övergripande syftet med samhällsekonomisk effektivitet. På väl fungerande marknader klarar marknadskrafterna – d.v.s. alla enskilda

beslut från decentraliserade aktörer – att fördela samhällets resurser så att den gemensamma välfärden maximeras. Om marknaderna inte fungerar effektivt innebär det att samhället använder mer resurser än nödvändigt för en specifik åtgärd, vilket lämpligast kan beskrivas som resursslöseri. Exempelvis, om inte alla samhällseliga kostnader för deponering inkluderas i beslutet att deponera avfall kommer med stor sannolikhet mer avfall att deponeras än vad som är samhällsekonomiskt effektivt. På motsvarande sätt kan en deponiskatt som är högre än vad som kan motiveras av de samhällseliga kostnaderna innebära att för lite avfall deponeras, vilket också innebär avsteg från vad som är samhällsekonomiskt effektivt. I de samhällseliga kostnaderna ingår inte bara de synliga kostnaderna som kostnaderna för insamling, transport och behandling utan även alla miljökostnader.

Från ett policyperspektiv är det viktigt att analysera flödena av material och produkter som påverkas av många faktorer och aktörer och som i ett komplicerat samspel gynnar eller hindrar förändringar i riktning mot uthålliga kretslopp. Strategiska beslut och styrmedel på olika nivåer, också på regerings- och myndighetsnivå, måste baseras på kunskaper om system, som beaktar såväl tekniska och ekonomiska som beteende- och samhällsvetenskapliga aspekter. Ett par intressanta frågor uppstår: På vilket sätt påverkar politiken uppkomsten, hanteringen och behandlingen av avfall? Finns det inbyggda målkonflikter mellan och inom olika politikområden för att uppnå avfallspolitiska målsättningar?

De avgörande besluten om styrning och regler för hanteringen av avfall fattas numera inom EU. Stora delar av genomförandet av ett kretsloppsanpassat samhälle bygger på ett aktivt deltagande av samhällets olika aktörer. För att nå dagens avfallspolitiska mål krävs också ett aktivt engagemang från näringslivet. Ansvaret att genomföra miljöarbetet samt att nå de politiska målen faller också till stor del på näringslivet. Det råder idag ett brett, såväl politiskt som vetenskapligt, konsensus kring orsakerna till dagens miljöproblem. Lösningarna till dessa problem står att finna i de övergripande policybeslut som tas av politiker och näringslivet. Näringslivet, och i slutändan de enskilda företagen, har därmed en central roll i det praktiska arbetet mot en hållbar utveckling. Politikens utformning är en viktig förutsättning för att miljöarbetet i allmänhet, och avfallshanteringen i synnerhet, kan fortsätta att utvecklas i önskad riktning.

Användandet av styrmedel är avfallspolitikens sätt att påverka samhället och söka nå de uppsatta målen. Då synen på hur miljöproblemen uppstår har förändrats, har en rad styrmedel kommit att rikta sig mot bl.a. näringslivet i syfte att, såväl direkt som indirekt, påverka uppkomsten av och hanteringen av avfall. Den mest påtagliga formen av politisk styrning utgörs av miljölagstiftningen. Rättsutvecklingen avspeglar i viss mån insikten om att verkligheten har blivit allt mer komplex och att avfallskällor av olika storlek och karaktär påverkar miljötillståndet. Miljöbalken från 1999 innebar en utvidgning av den svenska miljölagstiftningen. För att främja balkens mål om hållbar utveckling ska kontrollen inte bara fokusera på tillsyn av föroreningar, kemikalier, avfall, ingrepp i naturmiljön med mera, utan även på resursflödena. För att uppnå ett kretsloppssamhälle ställer balken krav på återvinning och återanvändning. Dessa krav omfattar i princip alla samhällssektorer men berör i synnerhet näringslivets aktiviteter.

1.2 Målsättning

Målsättningen med denna rapport är att ge ett samhällsekonomiskt perspektiv på uppkomsten, hanteringen och användningen av avfall i syfte att tillföra sakliga argument till avfallsdebatten. Mer konkret avser rapporten att:

- * Identifiera samt analysera ett antal centrala ekonomiska och politiska faktorer som påverkar uppkomsten, hanteringen och användningen av avfall samt analysera de hinder och drivkrafter som påverkar en effektiv avfallshantering. I denna kontext avser studien att studera miljömässiga och ekonomiska aspekter av avfallssystemet med fokus på materialåtervinning.
- * Diskutera behovet av statlig styrning av avfallshanteringen samt identifiera och analysera konsekvenser av politiska styrmedel och andra strategiska beslut. Vidare avser rapporten att klargöra under vilka omständigheter olika politiska styrmedel kan vara effektiva.

Rapporten syftar även till att visa hur omfattande ekonomiska analyser kan hjälpa till att formulera strategier och utvärdera avfallsrelaterade åtgärder.

1.3 Vad räknas som avfall?

Avfall är definierat i miljöbalken (15 kap. 1 §) enligt följande: »Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.« Avfallskategorierna fastställs i föreskrifter från regeringen. EG-domstolen har fastslagit att ett material kan vara avfall även om det har ett ekonomiskt värde. Även definitionen av hushållsavfall som avser avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall* från annan verksamhet definieras i miljöbalken medan avfall från verksamheter inte definieras i lagtext.

Ansvar för avfallet fördelas mellan kommunerna, producenterna och övriga avfallsinnehavare. Kommunerna ansvarar för hushållsavfallet, producenterna för respektive produktgrupp som ingår i producentansvaret och övriga avfallsinnehavare (i praktiken näringslivet) för allt annat avfall. Avfall inom producentansvaret kan uppstå både som hushållsavfall och som verksamhetsavfall. Producentansvaret innebär i huvudsak att det är den som tillverkar eller importerar produkter som ska ansvara för att samla in och sedan se till att återanvända, återvinna eller ta hand om avfallet på annat miljövänligt sätt.

Sverige har ett s.k. producentansvar för avfall från produktslagen förpackningar, returpapper, bilar, däck, elektriska och elektroniska produkter samt batterier. Producentansvaret definieras i miljöbalken. Producenterna har inom ramen för producentansvaret frivilligt valt att samarbeta i materialbolag. På uppdrag av materialbolagen samlas delar av det avfall som omfattas av producentansvaret in. Detta avfall återvinns även av privata företag på producenternas uppdrag. Den andel förpackningar och returpapper som inte samlas in och materialåtervinns hamnar i hushållsavfallet och återvinns av kommunerna genom förbränning med energiutvinning.

Från ett ekonomiskt perspektiv är det relativt ointressant att bryta ner en analys utifrån detaljerade avfallskategorier och källor. Det är mer relevant att analysera kostnader för olika behandlingsalternativ och dess effekter på hälsa och miljö. Emellertid, från ett rättsligt

* Avser till exempel avfall från personalmatsalar, restaurangavfall och toalettavfall. Vad som mer exakt ingår i begreppet »jämförligt avfall« är svårtolkat.

perspektiv är det betydligt viktigare med exakta definitioner. En mer exakt definition är också viktig från ett statistiskt perspektiv. Det skulle vara svårt att uppskatta hur mycket avfall som genereras om en exakt definition av avfall saknas. Därför är det viktigt att dra en tydlig gräns mellan vad som klassas som biprodukt och vad som klassas som avfall, speciellt från näringslivets perspektiv.

1.3.1 GRÄNSDRAGNINGEN MELLAN BIPRODUKT OCH AVFALL

En biprodukt är en sekundär produkt som av en tillfällighet fås vid produktionen av en primär produkt och vars intäkter inte ingår i det ekonomiska produktionsbeslutet för den primära produkten. Exempelvis är avverkningsrester en biprodukt av skogsavverkning. Men hur mycket skog som avverkas styrs av marknaden för virke och inte av marknaden för avverkningsrester. Om priset på avverkningsrester stiger kommer det inte att innebära att mer skog avverkas, bara att värdet på avverkningsresterna har stigit. Med andra ord, avverkningsbeslutet styrs inte av priset på avverkningsrester utan av priset på virke som är den primära produkten. I många fall är dock gränsdragningen mellan biprodukter och avfall problematisk, inte minst sedan EG-domstolen har fastslagit att material kan klassas som avfall trots att det har ett ekonomiskt värde. Det vill säga, gränsdragningen blir svårare om materialet återvinns eller säljs eller om det via en process blir till en produkt.

EU:s avfallsdirektiv försöker förtydliga gränsdragningen mellan avfall och biprodukt genom att stipulera vissa villkor för när ett ämne eller föremål är en biprodukt och inte avfall: (1) Det ska vara säkerställt att ämnet eller föremålet kommer att fortsätta att användas; (2) det ska kunna användas direkt utan någon annan bearbetning än normal industriell praxis; (3) det ska produceras som en integrerad del i en produktionsprocess och (4) den fortsatta användningen ska vara laglig.

1.4 Statistisk osäkerhet

Den avfallsstatistik som presenteras i studien är baserad på ett flertal olika källor; från Sveriges officiella statistik till branschorganisationers egen insamling. Vi har i största möjliga mån haft ett kritiskt förhållningssätt till den statistik vi presenterar och analyserar. I Naturvårdsverkets rapport *Avfall i Sverige 2008* presenteras samhällets

avfallsflöden – hur mycket avfall som uppkommer inom olika sektorer och hur det behandlas. Den statistiska osäkerheten i Naturvårdsverkets rapport är för många avfallskategorier relativt stor med felmarginaler upp till 100 procent. Men de avfallskategorier som har en hög felmarginal utgör en relativt liten del av den totala mängden avfall. Om vi räknar med högsta möjliga felmarginal för icke-farligt avfall ökar mängden avfall med sex procent om utvinningsindustrin ingår och med 14 procent om den inte gör det.

Det kan även förekomma dubbelräkning av samma avfall i den bemärkelsen att det först räknas när det uppkommer (primärt avfall) för att sedan räknas en gång till om det genomgått någon form av avfallsbehandling men klassificeras fortfarande som avfall (sekundärt avfall). Som en konsekvens är mängden genererat avfall överskattat i statistiken.

1.5 Disposition

Rapporten är uppbyggd kring sex kapitel som redogör för olika aspekter av avfallsområdet och som bygger på studiens målsättning. I kapitel två diskuterar vi bland annat avfallsmarknaderna, dess aktörer och styrning från ett deskriptivt förhållningssätt. I kapitel tre presenterar vi en genomgång av hur nationalekonomisk teori kan användas för att analysera de frågeställningar som är relevanta för rapporten. I de två nästföljande kapitlen (kapitel fyra och fem) analyseras avfallsområdet mer ingående. I kapitel fyra fokuserar vi på en effektiv avfallshantering och vad det implicerar medan kapitel fem fokuserar på en effektiv styrning av avfallsmarknaderna utifrån olika former av marknadsmisslyckanden. Slutligen, i kapitel sex, presenterar vi slutsatserna från analyserna.

KAPITEL 2

Avfall i Sverige

2.1 Inledning

Det finns inte bara en avfallsmarknad utan flera marknader med skilda egenskaper och förutsättningar. Verksamheten som bedrivs på dessa marknader varierar kraftigt i omfattning och vissa marknader har monopolkaraktär medan andra är konkurrensutsatta. Det finns flera anledningar till avfallsmarknadernas mångfald. Bland annat kan inte avfall betraktas som en homogen vara. Olika avfallsfraktioner har olika användningsområden och alternativa behandlingsmetoder varför ett flertal olika marknader har uppstått. Vidare består avfallshanteringen av flera olika hanteringssteg och att vissa avfallsmarknader har någon form av reglering som styr marknadens funktionssätt. Syftet med detta kapitel är att:

- * Redogöra för de olika avfallskategorierna, behandlingsalternativen och vilken ansvarsfördelning som råder.
- * Presentera avfallsstatistik och diskutera eventuella trender och utvecklingen av framtida avfallsmängder.
- * Diskutera befintlig styrning av avfallsflöden och marknader.

Varje sektor i samhället producerar avfall – hushållen, näringslivet och den offentliga sektorn bidrar alla till uppkomsten av avfall. Dessutom importeras en del avfall från andra länder. Den senaste statis-

tiken från Naturvårdsverket (2010a) visar att cirka 97,8 miljoner ton avfall genererades av hushåll och inom verksamheter i Sverige under 2008.* Av detta står hushållen för 5,2 miljoner ton och olika typer av verksamheter för resten.

Av det uppkomna avfallet från verksamheter skickas 24,9 miljoner ton till behandling utanför den egna verksamheten medan resterande behandlas inom den egna verksamheten, där den enskilt största posten är gruvavfall (49 miljoner ton). Om vi borträknar verksamheternas egen avfallsbehandling materialåtervanns 8,7 miljoner ton, 6,2 miljoner ton användes som bränsle och 3,5 miljoner ton deponerades. Resterande tonnage behandlades på andra sätt. Avfallet delas även in i icke-farligt och farligt avfall. Merparten, eller 95,6 miljoner ton, räknas som icke-farligt och uppkommer framför allt inom industri-sektorn. Resterande avfall klassas som farligt avfall.

2.2 Uppkomsten av avfall

I tabell 2.1 presenteras en grov uppdelning av uppkomsten av avfall per sektor, huvudkategori (icke-farligt och farligt avfall) samt år. Notera att den avfallsgenerering som redovisas för hushållen är avfall från bostäder vilket innebär att miljöbalkens definition på begreppet hushållsavfall inte används. I miljöbalkens definition av hushållsavfall ingår jämförligt avfall från verksamheter (se också avsnitt 1.4).

2.2.1 ICKE-FARLIGT AVFALL

I Sverige 2008 uppkom 95,6 miljoner ton icke-farligt avfall. Cirka 5 miljoner ton genererades av hushållen och resterande i olika verksamheter (Naturvårdsverket, 2010a). För icke-farligt avfall kommer den enskilt största posten från utvinningsindustrin som stod för cirka 59 miljoner ton bestående mestadels av gråstensrester och anrikningssand. Massa- och pappersindustrin stod för 7,4 miljoner ton som till största delen bestod av träavfall som inte går att använda i massatill-

* Enligt Naturvårdsverket kan det förekomma en dubbelräkning av genererat avfall. Primärt avfall som behandlas kan generera sekundärt avfall som också ingår i statistiken. Det primära avfallet utgör cirka 95 procent av den totala avfallsmängden medan det sekundära avfallet står för 5 procent (se även avsnitt 1.4).

Tabell 2:1. Uppkomst av avfall per sektor, huvudkategori och år (1 000 ton).

Sektor	Icke-farligt avfall ¹			Farligt avfall ¹			Summa		
	2004	2006	2008	2004	2006	2008	2004	2006	2008
Utvinning av mineral	58 632	62 114	58 730	4	5	3	58 636	62 119	58 733
Livsmedels-industrin	1 139	1 288	1 288	2	2	2	1 141	1 290	1 290
Massa- och pappersindustrin	6 436	7 863	7 354	31	14	12	6 467	7 877	7 366
Stål- och metall-industrin	4 644	2 671	2 071	328	342	381	4 972	3 013	2 452
Energi, vatten, avlopp, avfalls-hantering	13 605	9 047	14 029	263	357	385	13 868	9 404	14 414
Byggverk-samhet ²	11 209	8 189	3 111	62	894	274	11 271	9 083	3 385
Tjänster ³		1 171	1 224		377	509		1 548	1 733
Hushåll	4 459	4 643	4 810	373	489	349	4 832	5 132	5 159
Övrigt ⁴	17 817	23 750	2 965	291	297	353	18 108	24 047	3 318
Summa	117 941	120 736	95 582	1 354	2 777	2 269	119 295	123 513	97 851

¹ Statistiken för 2004 och 2006 rapporteras med olika felmarginaler. Till exempel rapporteras en felmarginal mellan 5 och 10 % för massa- och pappersindustrin och en felmarginal mellan 20–50 % för energiproduktion (för vidare information om felmarginalerna se Naturvårdsverket (2008a)).

² En anledning till den kraftiga minskningen av icke-farligt avfall från byggverk-samhet är att statistiken för 2004 och 2006 sammanställdes annorlunda jämfört med statistiken 2008. Vidare skedde det en minskning av byggaktiviteter under perioden.

³ Uppgifter för tjänstesektorn saknas för 2006.

⁴ En stor del av minskningen som kan noteras mellan 2008 och tidigare år kan förklaras av att några ämnen inte längre räknas som avfall i statistiken (visst träspill, avverkningsrester, stålskrot m.m.).

Källa: Naturvårdsverket (2008a; 2010a).

verkningen, exempelvis bark och skadat virke, men även slam och vedgårdsavfall. Stål- och metallindustrin genererade cirka 2 miljoner ton icke-farligt avfall bestående huvudsakligen av slagg och förbränningsavfall. Livsmedelsindustrin genererade cirka 1,3 miljoner ton i

form av diverse animaliskt och vegetabiliskt avfall samt avloppsslam. I tjänstesektorn genererades cirka 1,2 miljoner ton icke-farligt avfall där de stora posterna är slam, animaliskt och vegetabiliskt avfall samt pappersavfall. Byggverksamheten genererade strax över 3 miljoner ton icke-farligt avfall bestående huvudsakligen av tegel, betong, isolering, gips och schaktmassor. Energi, vatten, avlopp och avfallshantering stod för 14 miljoner ton icke-farligt avfall. Av dessa sektorer stod avfallshanteringen för den största posten motsvarande 11,2 miljoner ton icke-farligt avfall. Från avfallshanteringen uppkommer i princip enbart s.k. sekundärt avfall (se avsnitt 1.4). Från energisektorn kommer huvudsakligen aska och slagg och från vatten och avlopp kommer huvudsakligen slam. Även mineral- och träavfall förekommer men i mindre utsträckning. Av det cirka 5 miljoner ton icke-farligt avfall som genererades i hushållen står det s.k. hushållsavfallet för cirka 2,4 miljoner ton. Resten av hushållens avfall består av vanligt slam, tidningar, kartonger och wellpapp, källsorterat bioavfall som går till kompostering eller rötning, glas, metallavfall samt plaster.

Den förändring som kan noteras i genererat avfall per sektor över tiden behöver inte nödvändigtvis innebära att mindre avfall genereras per enhet (exempelvis per tillverkad enhet eller per person). De siffror som presenteras i tabell 2:1 tar till exempel inte hänsyn till den ekonomiska aktivitet som skedde inom de olika sektorerna och mellan åren. Detta gör det svårt att uttala sig om eventuella trender. Vi återkommer med mer om detta i avsnitt 2.6.

2.2.2 FARLIGT AVFALL

Farligt avfall är avfall som innehåller ämnen som kategoriseras som farliga ur miljöhänsyn och definieras i avfallsförordningen (SFS 2001:1063). Det inkluderar bland annat ämnen som är explosiva, brandfarliga, frätande, smittförande eller giftiga för människa och miljö. Exempel på farligt avfall är bland annat avfallsrester av mineraloljor, batterisyra, ammoniak och bensin. Definitionen av farligt avfall är gemensam för hela EU. Regler finns som ställer krav på separat hantering av farligt avfall från verksamheter, och endast företag med tillstånd får transportera och omhänderta farligt avfall. Särskilda regler finns om hantering av vissa strömmar av farligt avfall som exempelvis PCB-haltigt avfall, batterier, kvicksilver, elavfall, skrotbilar och spill-

olja. Kommunerna ansvarar för att det farliga avfallet från hushållen samlas in och omhändertas.

Totalt genererades cirka 2,3 miljoner ton farligt avfall i Sverige 2008 där hushållen stod för 349 000 ton och olika verksamheter för resterande. Uppkomsten av farligt avfall ökade med 68 procent mellan 2004 och 2008 (se tabell 2:1) men då är inte skillnaden i den ekonomiska aktiviteten inräknad vilket kan förklara en del av ökningen samtidigt som det tillkommit avfallsflöden som klassas som farliga. Det farliga avfallet som genererades inom verksamheter var relativt jämnt fördelat mellan stål- och metallindustrin, tjänstesektorn, byggsektorn samt kategorin energi, vatten, avlopp och avfallshantering. I utvinningsindustrin tillsammans med massa- och pappersindustrin och livsmedelsindustrin uppkom relativt små mängder farligt avfall. Tjänstesektorn uppvisar en stor andel farligt avfall i förhållande till sin totala avfallsgenerering och har den enskilt största posten för farligt avfall i tabell 2:1. Samtidigt noterar Naturvårdsverket, som står för sammanställningen, att undersökningen av tjänstesektorn inte är heltäckande varför de siffror som rapporteras i tabellen kan vara underskattade. Sektorn energi, vatten, avlopp och avfallshantering är den näst största posten där energisektorn tillsammans med avfallshanteringen står för merparten. Enbart mindre mängder farligt avfall genererades i vatten och avloppssektorn. De cirka 349 000 ton farligt avfall som hushållen genererade består framför allt av uttjänta fordon och elavfall som klassas som farligt avfall. Även en mindre del av det farliga avfallet från hushållen sorteras inte ut. Osäkerheten i statistiken är dock stor och det är svårt att med någon större noggrannhet redogöra för hur mycket farligt avfall som uppkommer i Sverige.

2.3 Behandlingen av avfall

När avfall väl uppkommit måste det slutbehandlas. Beroende på bland annat avfallskategori kan avfallet antingen gå till förbehandling och sortering för att sedan skickas till slutbehandling, eller så kan det gå direkt till slutbehandling. Under 2008 gick cirka 9,4 miljoner ton avfall genom någon form av förbehandling eller sortering innan det skickades på slutbehandling. Totalt 82,4 miljoner ton avfall slutbehandlades varav 59,1 miljoner ton var deponerat gruvavfall. Om vi räk-

nar bort gruvavfallet återvanns 42 procent, 37 procent förbrändes, 15 procent deponerades och sex procent släpptes ut (Naturvårdsverket, 2010a).

En stor mängd avfall, 64 miljoner ton, slutbehandlas vid den anläggning det genererats, framför allt vid gruvor, massa- och pappersbruk och vid stålbruk (Naturvårdsverket, 2010a). De vanligaste slutbehandlingsmetoderna är materialåtervinning, förbränning (med energiutvinning) och deponering.

2.3.1 MATERIALÅTERVINNING

Vid materialåtervinning ersätts andra produktions- eller konstruktionsmaterial med återvunnet material. Exempelvis kan metall- och plastavfall samt returpapper ersätta viss mängd ny råvara i tillverkningen av stål, plastprodukter och pappersmassa. Även s.k. intern återvinning är vanligt inom vissa tillverkningsindustrier där produktionsspill direkt återförs till den egna produktionsprocessen. Gruvavfallet borträknat återvanns 42 procent av det icke-farliga avfallet och 40 procent av det farliga avfallet (Naturvårdsverket, 2010a).*

Återvinningen kan delas in på många olika sätt. Vi följer den indelning som Naturvårdsverket (2010a) gjort för att minska risken för felräkning. Av de totalt 10 miljoner ton icke-farligt avfall och 425 000 ton farligt avfall som återvanns i Sverige 2008 gick 3,9 miljoner ton till konventionell materialåtervinning (1,53 miljoner ton metallavfall, 2,22 miljoner ton pappersavfall, 98 000 ton glasavfall och 51 000 ton plastavfall). Cirka 1,7 miljoner ton gick till biologisk behandling i form av rötning** och kompostering av nedbrytbart avfall. Resterande mängd återvunnet avfall användes antingen som konstruktionsmaterial i anläggningsarbeten, som tätnings- och täckningsmaterial för depnier eller som gödsel i jord- eller skogsbruket.

Tyvärr saknas tillräckliga data för att analysera hur den totala materialåtervinningen har förändrats över tiden. Emellertid samlar

* Detta inkluderar till Sverige infört avfall som materialåtervinns men exkluderar från Sverige utfört avfall som materialåtervinns.

** Rötning är en biologisk behandling som innebär en nedbrytning av organiskt material under syrefria förhållanden medan kompostering är detsamma men under syrerika förhållanden.

Tabell 2:2. Hushållens materialåtervinning per kategori och år (2003–2009), 1 000 ton.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Papper, varav	905	951	998	1 123	1 142	1 097	1 017
tidningspapper	424	448	483	483	474	459	420
kontorspapper	120	128	135	153	164	156	118
pappförpackning	361	375	380	487	504	482	479
Metall, varav	128	144	164	184	215	185	203
metallförpackning	32	34	34	34	35	33	33
metall från hushållsavfall	96	110	130	150	180	152	170
Glas, varav	151	152	155	159	171	174	177
glasförpackning	151	152	155	159	171	174	177
Plast, varav	26	29	31	42	49	50	44
plastförpackning	26	29	31	42	49	50	44
Delsumma	1 210	1 276	1 348	1 508	1 578	1 506	1 442
Elektronikavfall	80	87	102	122	130	123	118
Kylenheter	24	22	25	28	31	29	26
Totalsumma	1 314	1 385	1 474	1 658	1 738	1 658	1 586

Källa: Avfall Sverige (2008; 2010).

Avfall Sverige in information angående hushållens materialåtervinning vilket bör utgöra en delmängd av den totala materialåtervinningen. Detta omöjliggör förvisso en generell diskussion av hur materialåtervinningen har förändrats över tiden men kan förhoppningsvis bidra på annat sätt. Tabell 2:2 presenterar materialåtervinningen från hushållen per kategori och år. Vi har valt att aggregera de avfallskategorier som Avfall Sverige rapporterar för hushållen för att underlätta kopplingen till Sveriges totala materialåtervinning. Det är viktigt att poängtera att statistiken över materialåtervinningen samlats in på olika sätt och utan gemensamma definitioner av Avfall Sverige och Naturvårdsverket. Därför är en direkt sammanslagning

av statistiken inte möjlig. Notera till exempel att hushållens materialåtervinning av glasförpackningar från tabell 2:2 överstiger den återvinning som rapporteras för glasavfall av Naturvårdsverket (2010a). Intuitivt borde glasförpackningar utgöra en delmängd av det totala glasavfallet.

Materialåtervinningen från hushållen för samtliga huvudkategorier i tabell 2:2 (pappers-, metall-, glas- och plastavfall) uppvisar en stigande trend mellan 2003 och 2009 med undantag för de två senare åren. Men den senare nedgången kan delvis förklaras av den samtida konjunktturnedgången. Statistiken i tabell 2:2 tar alltså inte hänsyn till den allmänna ekonomiska utvecklingen eller till de mer kortsiktiga effekterna av konjunktursvängningar. I avsnitt 2.7 analyserar vi hur mängden genererat avfall påverkas av den ekonomiska utvecklingen och i avsnitt 2.5 diskuteras måluppfyllelsen av materialåtervinningen utifrån uppsatta nivåer i avfallspolitiken.

2.3.2 FÖRBRÄNNING MED ENERGIUTVINNING

Förbränning med energiutvinning innebär att avfallet förbränns med huvudsyftet att utvinna energi. I denna slutbehandling ingår vanlig avfallsförbränning samt när avfall används som bränsle i industrin. Om förbränningen inte har som huvudsyfte att utvinna energi kallas det bortskaffning genom förbränning. Exempel på bortskaffning genom förbränning är förbränning av farligt avfall och smådjurskremering och förekommer enbart undantagsvis i Sverige varför vi inte kommer att diskutera det vidare. Bortskaffning genom förbränning utesluter däremot inte att energi utvinns.

Den största delen av avfallet som förbränns sker med energiutvinning som huvudsyfte. Om vi räknar bort gruvavfallet användes cirka 37 procent av det icke-farliga avfallet och nio procent av det farliga avfallet som bränsle i främst energisektorn men även i cement- och mineralvaruindustrin. Totalt användes 8,6 miljoner ton avfall som bränsle och stod 2008 för cirka 12 TWh av fjärrvärmesektorns totala produktion på 55 TWh. Avfallsförbränningen i industrin motsvarade cirka 20–25 TWh per år (Naturvårdsverket, 2010a).

Förbränning av träavfall i skogsindustrierna utgör den enskilt största kategorin där cirka 3,3 miljoner ton träavfall används som bränsle. Blandat hushållsavfall och sorterat brännbart avfall är också

viktiga bränslen där 2,29 respektive 1,66 miljoner ton gick till förbränning. Utöver detta används mindre mängder slam, animaliskt och vegetabiliskt avfall, däck och plastavfall (framför allt s.k. rejekt från plaståtervinning).

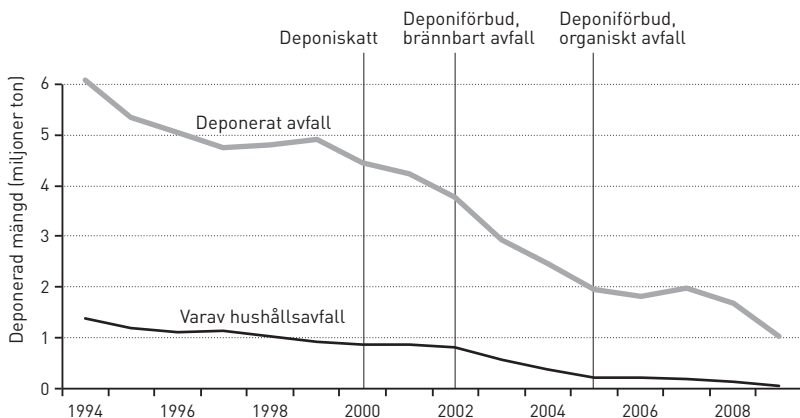
Den statistik över förbränning med energiutvinning som presenteras av Avfall Sverige (2010) visar att mängden hushållsavfall som går till förbränning har legat mellan 2,1 och 2,3 miljoner ton mellan 2005 och 2009. Men under samma period har andelen övrigt avfall (främst industriavfall) ökat från 1,6 till 2,5 miljoner ton. Statistiken över förbränning av övrigt avfall avser enbart anläggningar som behandlar hushållsavfall. Eftersom förbränning av övrigt avfall också sker i anläggningar som inte behandlar hushållsavfall kan vi inte dra några generella slutsatser om hur avfallsmängderna för förbränning har förändrats över tiden.

Förbränning av farligt avfall sker oftast i industrin och med energiutvinning. Det finns även kommunala anläggningar som har tillstånd att förbränna farligt avfall. Exempel på farligt avfall som förbränns är kemiskt avfall, lösningsmedelsavfall och oljeavfall.

2.3.3 DEPONI

Deponi, eller soptipp som det ofta allmänt kallas, är en upplagsplats för avfall. Det var länge den vanligaste metoden för slutbehandling. Idag används deponering huvudsakligen för avfall som inte kan behandlas på annat sätt. Enligt Naturvårdsverket (2010a) deponerades 3 miljoner ton icke-farligt avfall och 377 000 ton farligt avfall utanför det ställe där avfallet genererats under 2008. I deponeringen av icke-farligt avfall ingår exempelvis inte gruvavfallet som deponeras i anslutning till gruvdriften. Av det icke-farliga avfallet som deponerades utgjorde bland annat mineralavfall 1,6 miljoner ton, sorteringsrester 0,7 miljoner ton och aska från förbränning 0,4 miljoner ton. Utöver detta deponerades 120 000 ton hushållsavfall som s.k. dispensavfall (se deponiförbud avsnitt 2.5.3). Det deponerade farliga avfallet bestod mestadels av förorenad jord, flygaska samt mineralavfall. Deponering av farligt avfall har högre miljökrav än icke-farligt avfall.

Avfall Sverige (2010) rapporterar mängden deponerat avfall mellan 1994 och 2009. Jämfört med uppgifter från Naturvårdsverket för 2008 rapporterar Avfall Sverige en högre deponering av hushållsavfall



Figur 2:1. Deponerad avfallsmängd mellan 1994 och 2009, miljoner ton.

Källa: Avfall Sverige (2010).

men en lägre total deponering. Skillnaden kan möjligtvis förklaras av olika mätmetoder och systemavgränsningar. Baserat på uppgifterna från Avfall Sverige (2010) illustrerar figur 2:1 hur mängden deponerat avfall förändras över tid utanför det ställe där avfallet genererats (exklusive gruvavfall och för både farligt och icke-farligt avfall). Notera skillnaden i den rapporterade mängden deponerat avfall från Naturvårdsverket (2010a) och Avfall Sverige (2010) för år 2008. I figuren har brytpunkten för deponiförbudet lagts till. Under perioden har deponerat avfall minskat kraftigt från sex miljoner ton 1994 till en miljon ton 2009. Det är en minskning med 83 procent. Deponeringen av hushållsavfall minskade från 1,4 miljoner ton till 63 000 ton vilket motsvarar en minskning med 95,5 procent. En stor del av minskningen kan förklaras av deponiförbudet som trädde i kraft 2002. Men även hushållens ökande källsortering och utbyggnaden av återvinningscentraler och återvinningsstationer har påverkat mängden deponerat hushållsavfall.

2.3.4 BEHANDLING AV FARLIGT AVFALL

Den senaste statistiken från Naturvårdsverket (2010a) är från 2008. Den visar att av det farliga avfallet återvanns 40 procent, 39 procent deponerades, 12 procent förbrändes utan energiutvinning och 9 pro-

cent förbrändes med energiutvinning. Återvinning och deponering är således de behandlingsmetoder som dominerar för farligt avfall.

Förbränning av farligt avfall sker i speciellt anpassade anläggningar eller i industrisektorer med tillstånd att förbränna farligt avfall, med eller utan energiutvinning. Förbränningsresterna deponeras oftast. Farligt avfall som innehåller metaller, till exempel batterier, kan smältas för att återvinna metallen. De biologiska metoderna att återvinna farligt avfall bygger på system där organiska föroreningar bryts ned av levande mikroorganismer. Nackdelarna med biologisk återvinning är att endast biologiskt nedbrytbara föroreningar kan behandlas och att miljöfaktorer (temperatur, pH etc.) har en betydande inverkan på reningsgraden. Med öppna system kan behandlingen också ta lång tid. Farligt avfall som deponeras måste läggas på särskilda deponier och får inte blandas med annat avfall. Det farliga avfallet som deponeras består mestadels av material som inte kan eller som bedöms för kostsamt att behandla på annat sätt – exempelvis askor, slagg och förorenade massor. Även deponering under jord kommer att börja tillämpas senast 2015 enligt ett riksdagsbeslut. Syftet med detta är att det farliga avfallet ska tas ur kretsloppet. Exempelvis ska kvicksilveravfall innehållande minst 0,1 viktprocent kvicksilver slutförvaras på detta sätt – om inte Naturvårdsverket har lämnat dispens.

2.4 Avfallsmarknaderna

Avfallsmarknaderna har till stor del sitt ursprung i de politiska målsättningarna och den lagstiftning som angett spelreglerna för marknadens aktörer under olika tidsperioder. För att kunna analysera uppkomsten, hanteringen och användningen av avfall från ett samhälls-ekonomiskt perspektiv är det viktigt att ha en översiktlig bild av hur avfallsmarknaden ser ut.

Det finns många sätt att definiera avfallsmarknaden och dess egenskaper. Vi har valt att beskriva marknaden från ett relativt övergripande perspektiv. I figur 2:2 delar vi in marknaden i två generella delar: insamling och behandling. Utöver detta har vi valt att definiera marknaden utifrån var avfallet uppkommer, var och hur det samlas in och slutligen efter vilken slutbehandling det genomgår.

I en uppföljningsrapport Den svenska avfallsmarknaden (PWC,

2010) till Konkurrensverkets utredning av upphandlingen av avfallstjänster, uppskattas omsättningen på avfallsmarknaden år 2008 till drygt 19 miljarder kronor. Omsättningen fördelas mellan insamlingsledet (7,6 miljarder kronor) och behandlingsledet (11,9 miljarder kronor). Detta är en ökning med 5 miljarder sedan 2004. Det finns några faktorer som kan förklara omsättningsökningen, bland annat:

- * Renhållningsavgiften ökade under perioden med cirka 17 procent i reala termer (se avsnitt 2.5.5).
- * Övriga kostnader för insamling har ökat i takt med att fler material ingår i materialflödena.
- * Avfallsmängden har ökat i takt med den ekonomiska utvecklingen (se avsnitt 2.7) och befolkningstillväxten.

2.4.1 MARKNADSSTRUKTUR

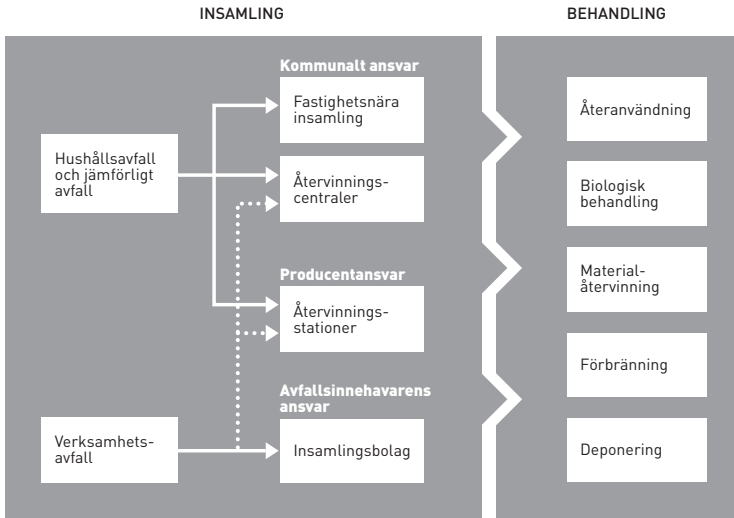
Ansvar för insamlingen av avfall i Sverige är fördelat på tre aktörer:

- * kommunerna, som ansvarar för hushållens avfall,
- * producenterna, som ansvarar för sina respektive produktgrupper inom producentansvaret, samt
- * övriga avfallsinnehavare, i praktiken näringslivet, när ansvaret för avfallet inte faller på de två övriga.

Den kommunala renhållningsskyldigheten innebär att det är kommunernas ansvar att ta hand om hushållsavfallet. Men också att utveckla en kommunal avfallsplan som omfattar allt avfall i kommunen (se avsnitt 2.5.5). Det åligger hushållen att använda de avfallssystem som kommunen anvisar och att betala för detta genom renhållningsavgiften. Kring 75 procent av kommunerna har lagt ut insamlingen av hushållsavfall till privata eller offentligt ägda bolag.

Avfall inom producentansvaret kan uppstå både som hushållsavfall och som verksamhetsavfall. Producentansvaret innebär i huvudsak att det är den som tillverkar* eller importerar produkter som ska ansvara för att samla in och sedan se till att återanvända, återvinna eller ta hand om avfallet på annat sätt.

* När det gäller förpackningar är det den som fyller förpackningen som omfattas av producentansvaret, inte tillverkaren av själva förpackningen.



Figur 2:2. Schematisk definition av avfallsmarknaden.

Det avfall som genereras av industrin, affärsverksamhet, entreprenadverksamheter med flera, benämns ofta som verksamhetsavfall, industriavfall eller processavfall beroende på var det uppkommer. Till skillnad från hushållsavfall är verksamhetsavfall avfall som uppkommer i en verksamhetsutövers regi och definieras inte i lagtext. Verksamhetsavfall hanteras huvudsakligen av privata företag när det gäller insamlingen.

Utöver avfallsdefinitioner som specificerar var avfall uppkommit och vem som producerat produkten som till slut blir avfall så görs det åtskillnad mellan farligt och icke-farligt avfall. Farligt avfall kan vara hushållsavfall som samtidigt omfattas av producentansvar, exempelvis en bil eller en tv. Samtidigt kan verksamhetsavfall vara både farligt och icke-farligt och omfattas av producentansvar eller inte. Insamlingen av farligt avfall sker i huvudsak genom privata aktörer.

För verksamhetsavfallet står kommunägda aktörer för en betydande del av återvinningen genom förbränning och biologisk behandling samt bortskaffande genom deponering. Behandling av farligt avfall sker både genom privata företag och genom kommunerna eller deras bolag.

Avfall Sverige (2010) sammanställer uppskattade behandlings-

avgifter per ton avfall (inklusive moms och i förekommande fall skatter) för olika behandlingsalternativ av hushållsavfall. Behandlingsavgiften är den kostnad för avfallshantering som tas ut då avfallet förs till en behandlingsanläggning. Behandlingsavgiften för deponering har legat konstant mellan 700 och 1 200 kronor sedan 2004. Behandlingsavgiften för förbränning har ökat från ett spann mellan 300 och 600 kronor 2004 till mellan 550 och 1 100 kronor 2009. Under samma period har den övre noteringen för biologisk behandling minskat från 1 000 till 800 kronor medan den nedre legat konstant på 400 kronor.

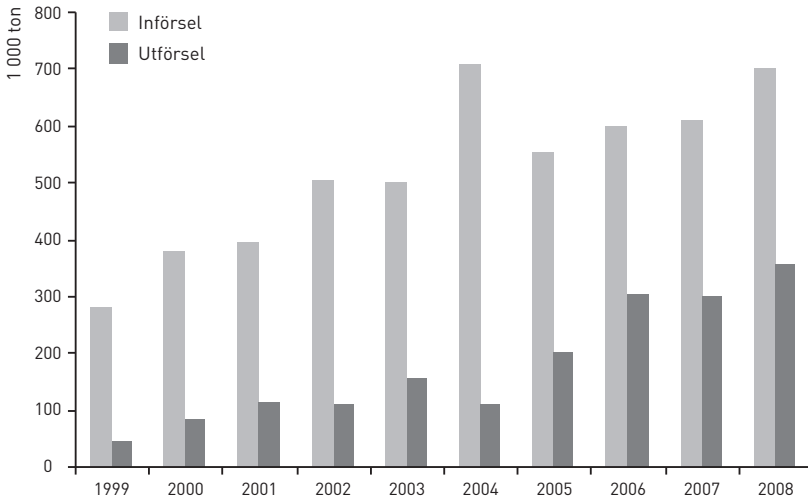
Anläggningar för behandling av avfall är förenade med stora investeringskostnader som kan fungera som etableringshinder för nya aktörer. Dessutom kännetecknas många delar av avfallsbehandlingen av stordriftsfördelar som innebär att stora avfallsvolymer krävs för att uppnå lönsamhet. Eftersom avfallsområdet till stor del styrs av avfallspolitiken – eller närliggande politikområden – uppstår även politisk osäkerhet kring eventuella investeringar. Det som är lönsamt idag behöver inte vara lönsamt om avfallspolitiken förändras imorgon.

Marknadskoncentrationen på avfallsmarknaden är inte högre än på många andra marknader. Om vi delar upp marknaden efter privat och offentligt ägande har de fem största offentligt ägda bolagen tillsammans med de fem största privat ägda bolagen cirka 50 procent av marknaden (PWC, 2010).* Om vi utvidgar analysen till de tio största bolagen inom varje ägarkategori har de tillsammans cirka 66 procent av marknaden. Marknadskoncentrationen har varit relativt konstant sedan 2004. Om vi tittar på behandlingsledet för 2008 har de kommunala bolagen 87 procent av marknaden medan de privata bolagen har 13 procent. Det motsatta gäller för insamlingsledet där de privata bolagen har 85 procent av marknaden och de kommunala bolagen 15 procent.

2.4.2 IN- OCH UTFÖRSEL AV AVFALL

Den absolut största delen av det avfall som uppkommer i Sverige slutbehandlas också här. Men det förekommer också in- och utförsel av

* I beräkningarna ingår svenska företag med SNI-kod 38110 (Insamling av icke-farligt avfall) och SNI-kod 38210 (Behandling och bortskaffande av icke-farligt avfall) och där det bedöms vara företagets huvudsakliga affärsområde.



Figur 2:3. In- och utförsel av avfall till och från Sverige, 1999 och 2008 (1 000 ton).

Källa: Naturvårdsverket (2010a).

avfall. Det finns flera anledningar till att det uppstår internationell handel med avfall. Exempelvis är en del avfallskategorier insatsvaror i produktionen av andra produkter där relativpriset mellan inhemskt och infört avfall styr handelsvolymen. Om det är billigare att införskaffa »råvaran« från andra länder än Sverige kommer så att ske. En annan orsak till handeln är att det i vissa länder saknas ändamålsenliga behandlingsanläggningar eller att det råder begränsningar i kapaciteten att ta hand om vissa avfallskategorier.

Figur 2:3 illustrerar mängden infört och utfört avfall till och från Sverige mellan 1999 och 2008. Både in- och utförseln av avfall har ökat under perioden. Under 2008 anmäldes 661 000 ton avfall som infört varav 560 000 ton kom från Norge och gick till förbränning, 60 000 ton metaller och 27 000 ton annat material som återvanns. Under samma år anmäldes 362 000 ton avfall som utfört vilket inkluderar flygaska och rökgasreningsrester från avfallsförbränning som gick till Norge. Notera att alla typer av avfall som förs över landets gränser inte behöver anmälas.

2.5 Avfallspolitiska styrmedel

Funktionaliteten, avfallsflödena och effektiviteten på de avfallsmarknader som beskrivs i avsnitt 2.4 är direkt beroende av hur avfallspolitiken utformas. De riktlinjer och styrmedel som implementeras inom ramen för avfallspolitiken är därmed avgörande. Avfallsmarknaderna påverkas även indirekt av utformningen av andra politikområden som exempelvis energi-, klimat- och miljöpolitiken.

2.5.1 SVERIGES MILJÖKVALITETSMÅL

Sverige har sedan 1999 haft 16 olika miljökvalitetsmål. I juni 2010 fattade riksdagen beslut om en ny miljömålsstruktur för miljöarbetet där bland annat de tidigare nationella delmålen försvann. Miljömålsstrukturen är nu indelad i tre nivåer: ett generationsmål, sexton miljökvalitetsmål och etappmål. Det praktiska arbetet med att ta fram etappmålen ligger hos den parlamentariskt tillsatta Miljömålsberedningen. Eftersom etappmålen, i skrivande stund (juni 2011) saknas redogör vi enbart för de övergripande målsättningarna med generationsmålet.

Generationsmålet innebär att vi ska »lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser« (www.miljomal.nu) och att förutsättningarna för att lösa miljöproblemen ska vara uppfyllda inom en generation. De övergripande målen syftar till att:

- * Ekosystemen har återhämtat sig, eller är på väg att återhämta sig, och att deras förmåga att långsiktigt generera ekosystemtjänster är säkrad.
- * Den biologiska mångfalden och natur- och kulturmiljön bevaras, främjas och nyttjas hållbart.
- * Människors hälsa utsätts för minimal negativ miljöpåverkan samtidigt som miljöns positiva inverkan på människors hälsa främjas.
- * Kretsloppen är resurseffektiva och så långt som möjligt fria från farliga ämnen.
- * En god hushållning sker med naturresurserna.
- * Andelen förnybar energi ökar och att energianvändningen är effektiv med minimal påverkan på miljön.
- * Konsumtionsmönstren av varor och tjänster orsakar så små miljö- och hälsoproblem som möjligt.

2.5.2 AVFALLSHIERARKIN

Avfallshierarkin har sitt ursprung i EU:s ramdirektiv för avfall (2008/98/EG). Den talar om hur prioriteringen i avfallshanteringen ska göras och den ligger till grund för avfallspolitiken och lagstiftningen. Figur 2:4 presenterar prioritetsordningen där avfallshierarkin är uppdelad i fem steg. Den högsta prioriteringen är att förebygga uppkomsten av avfall följt av återanvändning och materialåtervinning. Det avfall som inte kan återanvändas eller materialåtervinnas ska gå till andra former av återvinning där förbränning med energiutvinning är vanligast i Sverige. Det avfall som återstår ska som sista utväg deponeras.



Figur 2:4. Prioritetsordningen enligt avfallshierarkin

Det är viktigt att notera att prioritetsordningen gäller under förutsättning att den är miljömässigt och ekonomiskt motiverad. I den nya avfallsplan som Naturvårdsverket tar fram, och som ska vara färdig hösten 2011, kommer enligt Naturvårdsverket generella riktlinjer för avfallshierarkin att presenteras. I detta arbete är det viktigt att inte anlägga en alltför strikt tillämpning av avfallshierarkin utan istället tillåta en prövning från fall till fall utifrån de förutsättningar som gäller för olika materialslag och behandlingsmetoder.

2.5.3 DEPONIFÖRBUD OCH DEPONISKATT

Det är sedan 2002 förbjudet att deponera utsorterat brännbart avfall och sedan 2005 förbjudet att deponera organiskt avfall.* Syftet med

* Det finns två generella och fyra specifika undantag till deponiförbudet. De generella är homogent avfall med mindre än tio viktprocent totalt kol och heterogent avfall med mindre än tio volymprocent brännbart avfall. De specifika undantagen gäller för förbränd aska med mindre än 18 viktprocent organiskt kol, komposterat avloppsslam, grönlutslam samt vissa typer av animaliskt avfall. Vidare kan undantag ske efter samråd med tillsynsmyndigheten för avfall vars sammansättning bedöms bör behandlas genom deponering.

förbuden är att minska miljöpåverkan och öka resurshushållningen. Det förekommer att länsstyrelserna beviljar dispens när det gäller deponiförbudet. Redan 2000 infördes en lag om skatt på avfall som deponeras, den s.k. deponiskatten. Allt material som kommer in till en avfallsanläggning beskattas medan det avfall som förs ut medger skatteavdrag. Deponiskatten har successivt ökat sedan dess införande och ligger idag på 435 kronor per ton avfall.

I figur 2.1 presenterades den totala mängden deponerat avfall och andelen hushållsavfall. I figuren är även implementeringen av deponiförbuden och deponiskatten markerade. Den totala mängden deponerat avfall började minska när deponiskatten implementerades. Motsvarande minskning i deponerad mängd hushållsavfall kan inte observeras.

Den totala mängden deponerat avfall hade redan när det första deponiförbudet infördes 2002 en tydligt minskande trend. Det innebär att ingen tydlig effekt av deponiförbudet på den totala mängden deponerat avfall kan utläsas i figuren. Emellertid, i samband med introducerandet av det första deponiförbudet ökade minskningstakten på deponerat hushållsavfall. När det andra deponiförbudet kom fortsatte minskningen av deponerat hushållsavfall men i en lägre takt. Samma beteende kan observeras för den totala mängden deponerat avfall med ett undantag för en isolerad ökning som skedde 2007.

2.5.4 PRODUCENTANSVAR

Producentansvaret introducerades i Sverige 1993 genom den s.k. kretsloppspropositionen (1992/93:180). Förpackningar och tidningar (returpapper) var de första materialen som gavs ett producentansvar. Det har sedermera utökats till att även omfatta däck, bilar, elektriska och elektroniska produkter, batterier, läkemedel samt radioaktiva produkter. Producentansvaret fungerar så att producenterna ansvarar för att samla in och återvinna sina produkter. Det uttalade syftet med producentansvaret är att minska mängden avfall, öka återvinningen och stimulera en mer miljöanpassad produktutveckling och design.

I Naturvårdsverkets utvärdering av producentansvaret för 2008 (Naturvårdsverket, 2010b) redovisas insamlade mängder för de olika producentansvarsområdena. När det gäller förpackningar materialåtervanns 59 procent av de förpackningar som sattes till marknaden

och 22 procent förbrändes med energiutvinning. Samtliga förpackningsslag klarade att uppfylla de nationella målen för återvinning och materialutnyttjande, utom metall som låg tre procentenheter under sitt mål för materialåtervinning och plast som låg tio procentenheter under sitt mål för total återvinning (materialutnyttjandet av plast klarar dock målsättningen på 30 procent). För returpapper låg insamlingsgraden på 89 procent medan målet är att 75 procent av den konsumerade mängden ska samlas in och materialåtervinnas. Utöver det returpapper som omfattas av producentansvaret finns ett frivilligt åtagande om att materialåtervinna 75 procent av allt kontorspapper. Målsättningen i det frivilliga åtagandet har inte nåtts eftersom enbart 68 procent av allt kontorspapper materialåtervanns. Hela 97 procent av de uttjänta däckens behandlades. Hälften användes som bränsle i cementindustrin eller i värmeverk och en tredjedel gick till materialåtervinning. Inga däck deponerades. Av skrotbilens vikt återanvändes eller återvanns 91 procent under 2008. Målsättningen är därmed uppfylld.

Enligt Hage (2007) uppvisar producentansvaret två viktiga kriterier för kostnadseffektivitet. Det skapar incitament till substitution mellan insatsvaror och har en produktionseffekt. Till exempel skapar producentansvaret incitament att öka användningen av återvunnet material och minska användningen av nytt material. Men samtidigt är systemet utformat så att insamling i geografiska områden med en relativt hög insamlingskostnad kompenseras mer än områden med en relativt låg insamlingskostnad. Som vi diskuterar vidare i avsnitt 4.5.2 kan detta innebära avsteg från kostnadseffektivitetskriteriet. Men det kan finnas andra kriterier som motiverar avsteg från kostnadseffektivitet. Ett sådant är legitimiteten av avfallspolitiken i allmänhet och producentansvaret i synnerhet. Om det finns en folklig och politisk vilja att återvinna som ett sätt att bidra till samhällsnyttan kan det finnas ett motstånd mot styrmedel som tillåter geografiska skillnader i insamlingsnivåer. En annan slutsats som Hage (2007) drar är att det finns inga bevis för att producentansvaret påverkar återvinningsbarheten genom ändrad produktdesign (se avsnitt 5.2.4).

2.5.5 KOMMUNAL AVFALLSPLANERING OCH RENHÅLLNINGSAVGIFT

Sedan 1991 ska alla kommuner ha en avfallsplan som omfattar allt avfall i kommunen och vilka åtgärder som behövs för en miljö- och

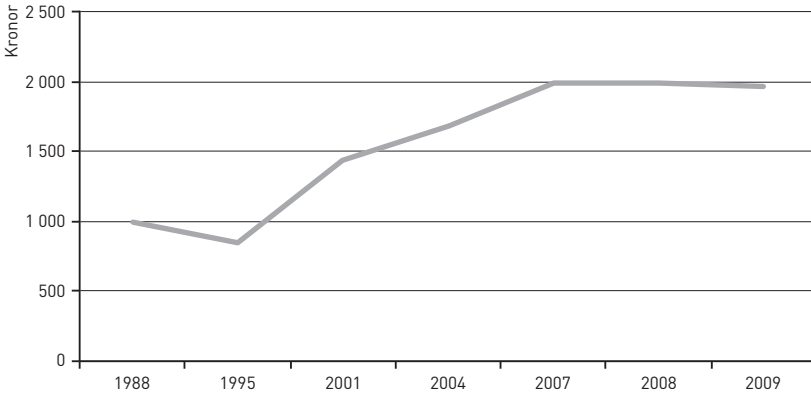
resursmässigt lämplig hantering. De kostnader som uppstår för kommunens avfallsplanering och insamling finansieras av den kommunala renhållningsavgiften som varierar mellan kommuner. Det är vanligt förekommande att renhållningsavgiften är uppdelad i en grundavgift och en rörlig avgift. Den rörliga avgiften kan vara viktbaserad där hushållen utöver grundavgiften betalar per kilo avfall som hämtas. Av Sveriges 290 kommuner hade 29 infört viktbaserad taxa 2009. Syftet med den rörliga delen av renhållningsavgiften är att den ska fungera som ett styrmedel.

Kommunallagens självkostnadsprincip innebär att renhållningsavgiften inte får överstiga kommunens kostnader för avfallshantering men underskott får skattefinansieras. I vilken utsträckning underskott finansieras genom en allmän skattefinansiering är oklart men detta bör undvikas eftersom hela kostnaden för avfallshanteringen inte blir synlig för hushållen. Därmed finns det risker att hushållen genererar för mycket avfall. En allmän skattefinansierad kommunal avfallshantering skapar inte lämpliga incitament för hushållen att ändra sitt beteende i avfallsfrågor. Det finns dock inga indikationer att kommuner systematiskt skattefinansierar avfallshanteringen.

En annan viktig fråga är huruvida renhållningsavgiften används effektivt. Det vill säga, får vi ut så mycket som möjligt av renhållningsavgiften. Självkostnadsprincipen begränsar enbart nivån på renhållningsavgiften utifrån kommunens kostnader för avfallshanteringen men den säger ingenting om hur stora dessa kostnader får vara. Kommunerna kan övervältra hela kostnadsökningen av en satsning på exempelvis ökad materialåtervinning på hushållen vilket reducerar kommunens incitament att genomföra kostnadseffektiva åtgärder.

Figur 2:5 presenterar den genomsnittliga reala renhållningsavgiften för villahushåll åren 1988–2009. I reala termer har det skett nära en fördubbling av den genomsnittliga renhållningsavgiften från 1988 till 2007. Men efter 2007 har renhållningsavgiften planat ut och låg 2009 på 1 970 kronor. Motsvarande avgift för flerbostadshus var i genomsnitt 1 290 kronor per lägenhet.

Den vanligaste formen på abonnemangssystem för hushållsavfall som tillämpas i Sverige är någon form av volymtaxa (Avfall Sverige, 2009). Principen för dessa abonnemang är att hushållen väljer storlek på avfallskärl och hämtningsfrekvens. Hushållen kan påverka sina



Figur 2:5. Renhållningsavgift kronor per år i genomsnitt för villahushåll i 2009 års priser.

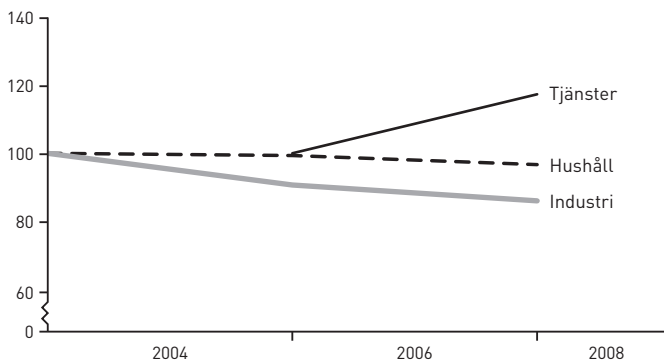
Källa: Avfall Sverige.

kostnader genom att variera kärlestorleken eller hämtningsfrekvensen. Detta skapar större incitament för hushållen att ändra sitt beteende både när det gäller avfallsgenerering och källsortering jämfört med standardiserad kärlestorlek och hämtningsfrekvens. Hur mycket mer hushållen källsorterar och hur mycket det reducerar hushållens avfallsgenerering beror på förhållandet mellan kostnadsbesparingen av att minska sin kärlestorlek och deras alternativkostnad att källsortera. Ett alternativ till en volymbaserad renhållningsavgift är en viktbaserad. Avfall Sverige (2009) bedömer att en viktbaserad renhållningsavgift skapar de största ekonomiska incitamenten att reducera avfallsmängden eftersom varje hushåll debiteras direkt för varje kilogram avfall.

2.6 Trender

Det är svårt att uttala sig om trender inom avfallsstatistiken, men tendensen är att utnyttjandet av avfall som bränsle och materialåtervinning ökar. Mängden avfall som deponeras har minskat. Det gäller både de totala mängderna och om gruvavfallet räknas bort.

I figur 2:6 har vi indexerat den aggregerade uppkomsten av avfall från industrin och justerat med hjälp av ett generellt produktionsindex (SCB:s industriproduktionsindex). På samma sätt är uppkomsten av



Figur 2:6. Uppkomsten av avfall i industrin, tjänstesektorn och av hushållen 2004, 2006 och 2008 justerat med den ekonomiska aktiviteten.

Källa: Naturvårdsverket (2010a och 2008a) och SCB (2011).

avfall från tjänstesektorn och hushållen indexerade och justerade med hjälp av tjänsteproduktionsindexet respektive hushållens disponibla inkomst. Figur 2:6 indikerar att både hushållen och industrin uppvisar en minskning av uppkomsten av avfall över tiden i förhållande till sina ekonomiska aktiviteter. Däremot uppvisar tjänstesektorn en relativt kraftig ökning av sektorrelaterad avfallsuppkomst i förhållande till sin ekonomiska aktivitet. Notera att det enbart finns två observationer för tjänstesektorn varför det är svårt att dra alltför kraftiga slutsatser av detta.

Sammantaget indikerar figur 2:6 att hushålls- och industrisektorn har minskat sin generering av avfall även om vi justerar för deras ekonomiska aktivitet som styrs av bland annat konjunktursvängningar. Tjänstesektorn har dock relativt kraftigt ökat sin avfallsmängd.

2.7 Ekonomisk utveckling och uppkomst av avfall

Den ekonomiska utvecklingen är en av de starkaste drivkrafterna som påverkar mängden genererat avfall. Över de senaste årtiondena har avfallskvantiteterna ökat i nära relation till ekonomisk tillväxt. För att hantera detta problem har EU på agendan att i framtiden frikoppla avfallet från tillväxten. Nationellt har Sverige inom miljökvalitetsmålen beslutat att den totala mängden avfall inte ska öka. Detta avsnitt

belyser utvecklingen av framtida avfallsmängder med utgångspunkt från ett »business as usual«-scenario för svensk ekonomi till år 2030. Vi visar också vilken styrka som behövs i åtgärderna för att bryta sambandet mellan avfall och tillväxt.

2.7.1 AVFALLSGENERERINGEN TILL ÅR 2030*

Att förebygga uppkomsten av avfall återfinns bland de fyra främst prioriterade åtgärderna i EU:s sjätte miljöhandlingsprogram för att åstadkomma en påtaglig och bestående reduktion av avfallsmängderna. EU har antagit målet att minska den slutliga mängden avfall med 50 procent fram till och med 2050. Även i Sverige ska en bestående minskning av avfallsmängderna ske. I det tidigare miljökvalitetssystemet hade riksdagen beslutat, inom ramen för miljökvalitetsmålet *God bebyggd miljö*, att den totala mängden genererat avfall inte ska öka i framtiden och att den resurs som avfall utgör ska tas till vara i så hög grad som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö ska minimeras. Detta skulle, under antagande om fortsatt ekonomisk tillväxt i framtiden, innebära en frikoppling mellan tillkomsten av nya avfallsmängder och ekonomisk tillväxt.

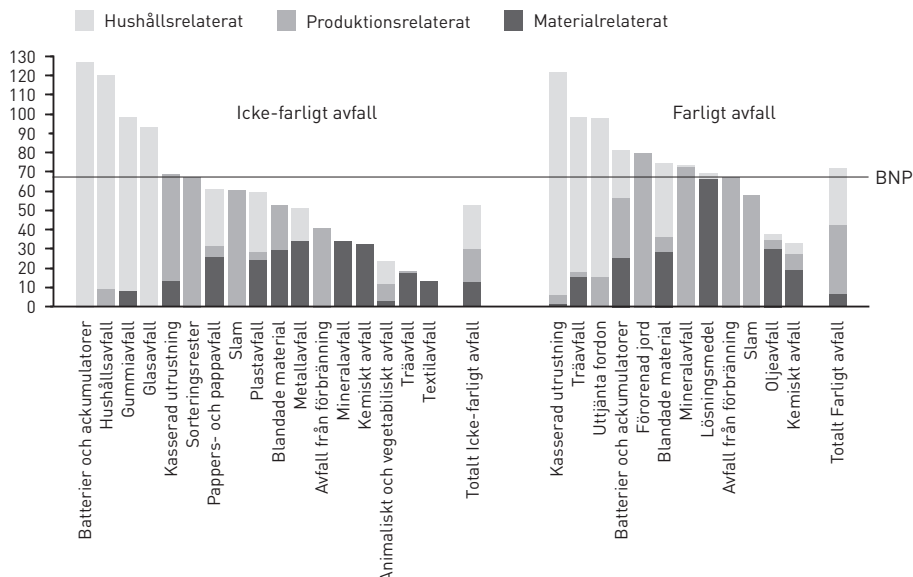
Konjunkturinstitutet har analyserat framtida avfallsgenerering med hjälp av institutets allmänjämviktsmodell för svensk ekonomi, EMEC.** Den makroekonomiska utvecklingen som ligger till grund för avfallsanalysen bygger på Långtidsutredningen 2008 (SOU 2008:105), där ekonomin antas växa med 2,2 procent per år för perioden 2006–2030.*** Modellen har kompletterats med avfallsintensiteter (uppdelat

* Avsnittet bygger på analysen »Decoupling waste generation from economic growth – A CGE analysis of the Swedish case« som författats av Magnus Sjöström och Göran Östblom inom det Naturvårdsverksfinansierade forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering, www.hallbaravfallshantering.se.

** En allmän jämviktsmodell är i grunden ett ekvationssystem som beskriver hur konsumenter och producenter agerar. Lösningen till ekvationssystemet sker genom prisanpassningar så att jämvikt uppnås simultant på alla marknader. Genom prisanpassningar förs ekonomin från ett jämviktsläge till ett annat med förändrad produktionsstruktur, resursanvändning, inkomst, konsumtion och avfall. För en beskrivning av EMEC-modellen se Östblom och Berg (2006).

*** Den årliga procentuella utvecklingen antas uppgå till: 2,2 för BNP; 3,1 för privat konsumtion; 2,1 för investeringar; 4,0 för export och 4,5 för import.

AVFALL — ÅTERVINNA, BRÄNNA ELLER SLÄNGA?



Figur 2:7. Generering av icke-farligt och farligt avfall uppdelat på drivkrafter och jämfört med BNP. »Business as usual«-scenario (procentuell förändring 2006-2030).

Källa: Sjöström och Östblom (2010).

på farligt och icke-farligt avfall)* för företagens materialinsats (och andra insatsfaktorer i produktionen), företagets produktion och hushållens konsumtion. Avfallsintensiteterna antas följa den historiska utvecklingen, vilket betyder att materialrelaterad avfallsintensitet minskar med 1 procent per år, medan intensiteterna för produktionsrelaterat och hushållsrelaterat avfall är oförändrade för perioden 2006-2030.**

* Klassificeringen av farligt och icke-farligt avfall är baserad på EWC-koden i Avfallsförordningen 2001:1063. Avfallsintensitet är ett mått på hur mycket avfall som genereras i relation till mängden av produkter och tjänster, till exempel mängden genererat avfall i kilo per antalet kronor som producerats eller spenderats på en viss produkt.

** Det finns förhållandevis lite statistik över den historiska utvecklingen inom avfallsområdet vilket begränsar möjligheten att genomföra statistiska analyser. Denna studie baseras på ett datamaterial från 2006.

Framtida avfallsmängder är starkt beroende av den ekonomiska utvecklingen, givet oförändrade avfallsintensiteter. Analysen visar att det uppstår en relativ frikoppling mellan ekonomisk tillväxt och icke-farligt avfall år 2030, d.v.s. avfallsmängden ökar i lägre takt än BNP (se figur 2:7). Det farliga avfallet växer däremot snabbare än BNP och det uppstår därmed ingen relativ frikoppling. För att uppnå Sveriges miljö kvalitetsmål måste avfallsmängderna stabiliseras eller minska, s.k. absolut frikoppling.

2.7.2 EKONOMISK TILLVÄXT, TEKNIKFÖRÄNDRINGAR OCH HUSHÅLLENS KONSUMTION

För att illustrera styrkan i åtgärderna som kommer att behövas för att bryta sambandet mellan avfall och tillväxt jämförs avfallsintensiteterna i tidigare scenario med avfallsintensiteterna i ett »frikopplings«-scenario. I frikopplingsscenario anpassas dessa intensiteter för att kunna åstadkomma en absolut frikoppling av materialrelaterat, produktionsrelaterat och hushållsrelaterat avfall samt för den totala mängden avfall. Uppdelningen möjliggör en analys av de främsta drivkrafterna bakom avfallsgenerering: teknikförändring, ekonomisk tillväxt och hushållens konsumtion. I motsats till effekten av ekonomisk tillväxt så motverkar tekniska framsteg uppkomsten av avfall genom

Tabell 2:3. Avfallsintensiteter, årliga procentuella förändringar, 2006–2030.

	Scenarier	
	Business as usual	Frikoppling
Icke-farligt avfall		
Materialrelaterat	-1 %	-2,16 %
Produktionsrelaterat	0 %	-1,35 %
Hushållsrelaterat	0 %	-3,36 %
Farligt avfall		
Materialrelaterat	-1 %	-2,03 %
Produktionsrelaterat	0 %	-2,09 %
Hushållsrelaterat	0 %	-3,36 %

Källa: Sjöström och Östblom (2010).

att de medför materialsnålare produktionsprocesser. På motsvarande sätt motverkas uppkomsten av avfall genom beteendeförändringar hos hushållen i riktning mot ett avfallssnålare konsumtionsmönster.

Resultaten från frikopplingsscenarioet visar att för att motverka effekten av ekonomisk tillväxt måste intensiteten av materialrelaterat avfall (icke-farligt och farligt) minska i en årlig takt som är cirka två gånger den historiska minskningstakten (se tabell 2:3). Produktionsrelaterad avfallsintensitet behöver minska årligen med 1,35 och 2,09 procent för icke-farligt respektive farligt avfall. Hushållsrelaterad avfallsintensitet behöver minska årligen med 3,36 procent.

KAPITEL 3

Ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken

3.1 Inledning

Innan vi på allvar börjar diskutera avfallshanteringen från ett nationalekonomiskt perspektiv kan det vara lämpligt att först förklara varför och på vilket sätt en nationalekonomisk analys över huvud taget kan bidra till en bättre förståelse av dagens avfallssituation och till en bättre utformad avfallspolitik. Det vill säga, varför ska vi använda ett ekonomiskt angreppssätt för att lösa de samhällsproblem som kan uppstå inom avfallsområdet?

För många kan det tyckas missvisande eller rent av felaktigt att använda ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsområdet. Istället utgår resonemanget från – vad som kan tyckas – ett mer övergripande resonemang som bygger på att vi måste skydda vår miljö och trygga en hållbar framtid. Samtidigt finns det förespråkare, med en stark tro på avfallsmarknadernas effektivitet, som anser att ingen eller liten politisk inblandning är nödvändig och även om ett marknadsmisslyckande skulle existera är risken större att ett marknadsingripande skulle förvärra situationen. Det förhållningssätt vi har till avfallsområdet är en blandning av dessa två ståndpunkter. Ekonomi är inte allt samtidigt som många marknader fungerar relativt bra. Vi tror att ekonomiska analyser kan hjälpa oss att peka ut riktningen på avfallspolitiken genom att visa var, på vilket sätt och till vilken grad avfallsmarknader

misslyckas med en effektiv avfallsbehandling. Vidare kan ekonomiska analyser hjälpa till med att visa på olika kostnader och nyttor av faktiska eller föreslagna avfallspolitiska styrmedel.

För att över huvud taget kunna genomföra en ekonomisk analys av avfallshanteringen måste vi, som alla andra vetenskapliga discipliner, göra vissa antaganden. Ett av dessa är att vi utgår från att hushåll och företag vet vad de har, vad de vill och hur de ska agera för att förbättra sin situation genom ekonomiska val. Utan detta antagande saknas en struktur kring hur människor och företag agerar i olika beslutssituationer vilket gör det omöjligt att över huvud taget utforma en fungerande marknadsstyrning. Det vill säga, konsumtions- och produktionsbeslut skulle ske ostrukturerat och kan därmed enbart styras genom planekonomiska åtgärder där alla produktionsbeslut fattas centralt och politiskt utifrån någon form av övergripande planering motsvarande Sovjetunionens femårsplaner. Givet detta antagande kan vi säga att allt som förbättrar situationen för ett hushåll eller ett företag, utan att försämra för någon annan, är bra. Denna kontinuerliga förbättring är vad ett nationalekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken bygger på. När ytterligare förbättringar inte går att genomföra utan att försämra situationen för någon har vi nått punkten för effektivitet. Det är ekonomisk effektivitet som är målet med ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken. Men samtidigt saknas antingen information eller vilja att uppnå ekonomisk effektivitet vilket innebär att vi istället för att studera hur en optimal politisk styrning ska se ut, studerar hur små förändringar kan förbättra den genomsnittliga situationen för samhället.

Att söka ekonomisk effektivitet, eller steg mot en ökad ekonomisk effektivitet, är en genomgående utgångspunkt i denna studie. Men det finns ytterligare en viktig ekonomisk aspekt som vi kommer att utgå ifrån. Vi kommer kontinuerligt att fråga om det vi gör eller väljer att göra sker till lägsta möjliga kostnad. Detta är vad som på ekonomisk jargong kallas kostnadseffektivitet. Notera att kostnadseffektivitet inte behöver betyda att en åtgärd är billig, bara att åtgärden är den billigaste för att nå ett givet mål. Kostnadseffektivitet är en nödvändig förutsättning för ekonomisk effektivitet men inte en tillräcklig förutsättning. Om en åtgärd inte utformas kostnadseffektivt kan samma åtgärd genomföras på ett billigare sätt vilket friställer resurser för

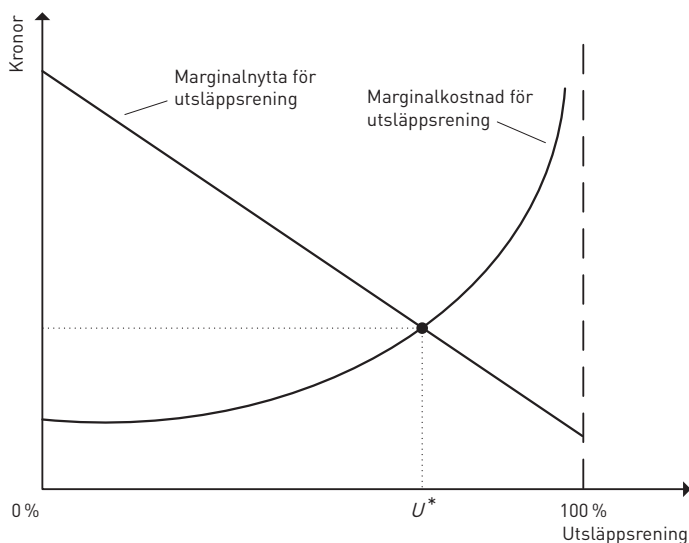
andra ändamål, som exempelvis ytterligare miljöåtgärder, och skulle därmed innebära en förbättring för samhället. Men samtidigt behöver inte en kostnadseffektiv åtgärd innebära att åtgärden är ändamålsenlig bara att vi gör åtgärden till lägsta möjliga kostnad.

Det ekonomiska angreppssättet på avfallsproblematiken kan därmed reduceras till två centrala frågeställningar. För det första: Kan vi förändra avfallspolitiken så att vi i genomsnitt får det bättre? För det andra: Kan vi göra det vi gör med hjälp av färre resurser?

3.2 Styrka och svagheter med ekonomiska analyser

Ekonomi är inte allt, och det är inte heller vårt syfte att hävda detta. Men samtidigt måste ekonomiska analyser vara en del av det beslutsunderlag som ingår i utformningen av avfallspolitiken. Den styrka och de svagheter ekonomiska modeller har påverkar dock var i beslutsprocessen och inom vilka områden ekonomiska analyser gör sig bäst.

Ekonomiska analyser är som bäst att använda för mindre och omgående problem där alla relevanta kostnader och intäkter är tillförlitliga och kvantifierbara. Längs den horisontella axeln i figur 3.1 visas en miljöaktivitet som vi kan kalla utsläppsrening. Vi kan välja att antingen rena allt utsläpp (100 procent) eller inget (0 procent). För vissa typer av föroreningar är det önskvärt att helt reducera utsläppen (exempelvis för kvicksilver) men för många andra typer av föroreningar är detta inte möjligt utan att också helt upphöra med produktionen. Således ligger en samhällsekonomiskt optimal utsläppsrening någonstans mellan 0 och 100 procent. Med andra ord, vi måste ställa den samhällsekonomiska nyttan av en given förorenande produktion mot den samhällsekonomiska kostnaden av densamma. Utan ekonomiska analyser är detta en tämligen svår uppgift. Utan ekonomiska analyser har vi inget kriterium som kan användas för att avgöra vilken grad av utsläppsrening som är samhällsekonomiskt önskvärt. Genom att skatta marginalnyttan och marginalkostnaden av utsläppsrening kan vi finna den för samhället optimala utsläppsnivån (U^*). Marginalnyttan har normalt en negativ lutning vilket indikerar att allt eftersom miljön blir renare minskar den fortsatta nyttan av ytterligare rening. Marginalkostnaden har normalt en positiv



Figur 3:1. Samhällsekonomiskt optimal utsläppsrening.

lutning vilket indikerar att allt eftersom miljön blir renare ökar den fortsatta kostnaden för ytterligare rening. Där marginalnyttan är lika med marginalkostnaden finner vi den optimala utsläppsreningen. Den optimala utsläppsreningen ligger således normalt mellan 0 och 100 procent rening.

Ekonomiska analyser är mindre hjälpsamma när det är svårt att kvantifiera olika utfall. Ekonomer vill kvantifiera alla intäkter och kostnader av en viss politik till en gemensam enhet (normalt monetära termer) så att de går att jämföra. Om delar av intäkterna eller kostnaderna inte lätt låter sig kvantifieras kan de inte heller värderas och resultaten blir mindre hjälpsamma till policyutformningen. Ett annat område där ekonomiska analyser kan brista är för åtgärder som ligger långt fram i tiden.

3.3 Vad betraktas som en kostnad

Det finns skillnader i vad som företagsekonomiskt betraktas som en kostnad och vad som nationalekonomiskt betraktas som en kostnad.

I nationalekonomin utgår vi från s.k. alternativkostnader där det är den alternativa användningen av en resurs som utgör kostnaden att använda resursen. Exempelvis, den tid som ett hushåll lägger ner på att rengöra, sortera och transportera avfall har en alternativkostnad i form av att samma tid inte kan läggas på andra aktiviteter. Alternativkostnad i detta exempel är därmed den aktivitet som hushållet inte kan göra på grund av att det valde att källsortera sitt avfall. Notera att alternativkostnader inte behöver mätas i monetära termer men för att kunna jämföra mellan olika alternativ behöver vi en gemensam enhet (så vi inte jämför äpplen och päron). Det normala är därför att alternativkostnader värderas i monetära termer, till exempel mäter vi hushållens alternativkostnad för att rengöra, sortera och transportera sitt avfall i kronor istället för i timmar och minuter.

I detta sammanhang är även samhällsekonomiska kostnader av intresse. Vi skiljer på privatekonomiska och samhällsekonomiska kostnader. Vi redogör för skillnaden i dessa kostnadsbegrepp mer ingående i avsnitt 3.5 och kan därmed här nöja oss med att påpeka att den samhällsekonomiska kostnaden är lika med den privatekonomiska plus eventuella externa kostnader. På väl fungerande marknader finns det inga externa kostnader varför de samhällsekonomiska och privatekonomiska kostnaderna sammanfaller. För att bland annat analysera behovet, storleken och konsekvenser av olika styrmedel är det den samhällsekonomiska kostnaden som bör vara utgångspunkten. Vi kan exempelvis beräkna den samhällsekonomiska kostnaden av att genomföra en specifik åtgärd. Att praktiskt bestämma den samhällsekonomiska kostnaden kan emellertid vara svårt i många fall. För det första kan det vara svårt att identifiera alla externa effekter av en viss åtgärd för att inte tala om att värdera desamma. För det andra är samhällsekonomiska kostnader i stor utsträckning kontextberoende och därför svåra att generalisera. En konsekvens av detta är att det är svårt att ingenjörsmässigt *a priori* beräkna alla samhällsekonomiska kostnader av en specifik åtgärd och inte minst förutse hur kostnaderna fördelar sig mellan olika aktörer. På samma sätt blir det också svårt att *ex post* utvärdera kostnadseffektiviteten av samma åtgärd med teknologispecifika data.

3.4 Marknadsmisslyckande

Att ekonomer diskuterar marknadsmisslyckanden är vanligt, speciellt när det gäller motiv till marknadsingripanden. Ett marknadsmisslyckande är en situation där marknaden inte själv kan fördela samhällets resurser på ett samhällsekonomiskt optimalt sätt. Genom att korrigera för marknadsmisslyckanden kan samhället således spara resurser. Det finns många orsaker till varför marknadsmisslyckanden uppstår. De kan uppkomma på marknader med kollektiva varor, imperfekt konkurrens, asymmetrisk information och externa effekter. Det finns en politisk motsvarighet till marknadsmisslyckanden som kallas politikermislyckanden. Vi kommer att diskutera dessa aspekter och hur de förhåller sig till avfallsmarknaderna längre fram.

På väl fungerande marknader fungerar priset som en signal på samhällsvärdet av olika aktiviteter och resurser. Marknaderna för återvinningsbart avfall saknar i stora delar denna prissignal. När återvinning skapar en nettonytta för samhället jämfört med till exempel förbränning skickar en väl fungerande marknad denna information via prissignaler till hushåll och företag. Det grundläggande marknadsmisslyckandet med återvinning är att ingen sådan signal skickas. Varje hushåll och företag fortsätter att välja mellan »återvinningskärlet« och »sopkärlet« baserat på infall, vana eller övertygelse – men inte på grund av korrekta signaler om samhällsnytta och kostnad.

Om en produkt är billigare att återvinna än att på andra sätt avfallsbehandla är det marknadens uppgift att signalera detta till hushåll och företag. I många fall misslyckas marknaden med detta. Så länge kostnaden för olika typer av insamling inte reflekterar detta kommer hushåll och företag att sakna incitament att återvinna. Samtidigt kommer icke-ekonomiska (moraliska) marknadsingripanden avsedda att stimulera återvinning att med stor sannolikhet leda till en icke samhällsekonomiskt optimal återvinningsnivå. Det finns många orsaker till varför marknadsmisslyckanden kan uppstå. Vi kommer närmare att diskutera två av dessa: dolda subventioner och negativa externa effekter.

Dolda subventioner innebär generellt att en vara eller tjänst säljs till ett pris lägre än vad det kostar att tillhandahålla samma vara eller tjänst. Detta är normalt inte förekommande för privata företag men

kan mycket väl förekomma inom den offentliga sektorn eller av offentligt ägda företag. Varför dolda subventioner kan leda till ineffektiva åtgärder kan lättast illustreras genom ett enkelt exempel. Det är kostnadsfritt för hushållen att använda de återvinningsstationer som placerats ut av materialbolagen för att samla in material inom producentansvaret. Säg att en återvinningsstation kostar 1 000 kronor att driva, en kostnad som betalas av materialbolagen (det kostar förmodligen mer än så i verkligheten men fungerar bra som räkneövning). Om samhällsnyttan av denna återvinningsstation värderas till 700 kronor går det att öka den ekonomiska effektiviteten genom att materialbolagen betalar 700 kronor i skatt och slipper ansvaret för återvinningsstationen. På så sätt har vi minskat kostnaden för samhället med 300 kronor som kan användas till andra aktiviteter.

En negativ extern effekt innebär att någons beteende påverkar andras situation negativt utan att dessa kompenseras. Eftersom vi kommer att använda detta begrepp vid många tillfällen i studien kan det vara bra att vara mer precis i vår definition. Den *privatekonomiska marginalkostnaden* är vad det kostar en producent att tillverka ytterligare en enhet av en vara eller tjänst. Den *samhällsekonomiska marginalkostnaden* är vad samma vara eller tjänst kostar samhället. Skillnaden (om det finns en skillnad) är den *marginella skadekostnaden* vilket är densamma som det marginella värdet av den externa effekten. Det finns många sätt externa effekter kan rättas till på. Ett sätt är att direkt förbjuda den aktivitet som genererar den externa effekten (exempelvis deponering). Detta är ett vanligt tillvägagångssätt att hantera externa effekter som är svåra att kvantifiera eller där osäkerheten om miljöskadorna är stor. Ett annat sätt att rätta till externa effekter är genom skatter. Om en skatt införs på ett belopp motsvarande den marginella skadekostnaden internaliseras den samhällsekonomiska marginalkostnaden för förorenaren och synliggör därmed hela kostnaden för förorenaren. Som en konsekvens finns det starka incitament för förorenaren att reducera sina utsläpp och därmed också den externa effekten.

Till angränsande marknader finns det också inkorrekta prissignaler och externa effekter. Om det praktiskt är svårt att direkt korrigera för dessa marknadsmisslyckanden kan en s.k. andrahandslösning vara en utväg. Ett exempel kanske kan förtydliga detta resonemang: Om återvinning och avfallsbränning är substitut i avfallsbehandlingen

och avfallsförbränning skapar externa effekter, exempelvis koldioxidutsläpp, som är svåra att direkt komma åt med hjälp av ekonomiska styrmedel, kan en andrahandslösning vara att subventionera återvinning.

Således, ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken innebär att sätta rätt pris. Det rätta priset är lika med den samhällsekonomiska marginalkostnaden. En dold subvention innebär en prissättning som understiger den privata marginalkostnaden och en extern effekt innebär en prissättning där den privatekonomiska marginalkostnaden är mindre än den samhällsekonomiska. Avsaknaden av en korrekt prissignal gäller inte bara insamling av avfall utan påverkar även materialvalen i tillverkade produkter (produktdesign). Utan en korrekt prissignal försvagas incitamenten för tillverkningsindustrin att välja material som är lätta att återvinna.

Utöver avsaknaden av korrekta prissignaler finns det andra egenskaper på avfallsmarknaderna som måste beaktas. Exempelvis utförs stora delar av avfallshanteringen av kommuner eller av kommunala bolag som saknar vinstintresse. Istället är deras målsättning att behandla det avfall som levereras givet ett kostnadstak som normalt bestäms av olika avgifter. Som en konsekvens beaktas varken den privatekonomiska eller den samhällsekonomiska vinsten vid beslut om vad, när, var, hur och hur mycket som ska återvinnas. Den samhällsekonomiska optimala återvinningsnivån kommer sannolikt därmed inte att ske. Återvinningsmarknaderna kan även betraktas som instabila i den bemärkelsen att tillgången av de handlade produkterna styrs av andra marknader. Instabiliteten uppstår på grund av att utbudet inte kan reagera på prisförändringar vilket kan leda till stora prisfluktuationer.

3.5 Prissättning av avfallsinsamling

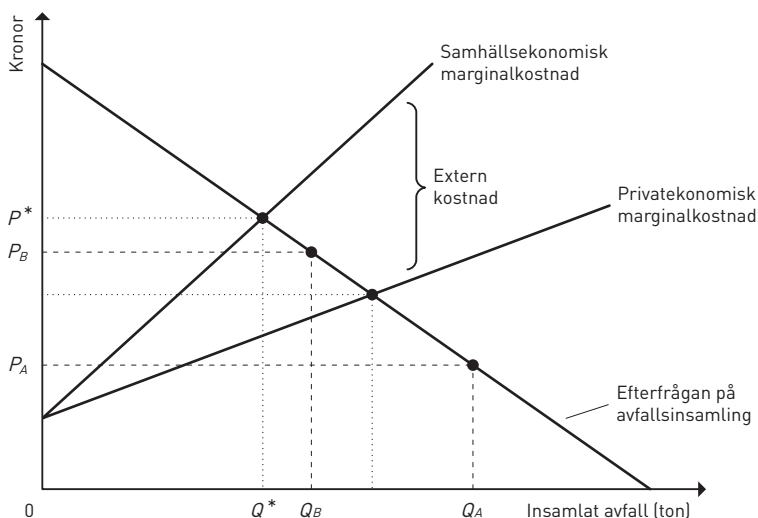
Insamling av avfall har både privat- och samhällsekonomiska kostnader. De privatekonomiska kostnaderna består av exempelvis löner, bränsle och ränta, och finansieras antingen via renhållningsavgiften för hushåll eller via andra avgifter. Utöver de privatekonomiska kostnaderna tillkommer externa kostnader som tillsammans utgör den samhällsekonomiska kostnaden. De externa kostnaderna kan vara

minskad vägtrafiksäkerhet, ökad trafikträngsel och buller samt ökad luftförorening.

Den samhällsekonomiska välfärden – eller nyttan – är som störst där efterfrågan på insamlat avfall är lika med den samhällsekonomiska marginalkostnaden. Om avfallsmarknaderna fungerar väl kommer därmed de samhällsekonomiska och privatekonomiska marginalkostnaderna att sammanfalla och det finns inget behov för statliga marknadsingripanden. I verkligheten finns det dock många orsaker till varför avfallsmarknaderna inte fungerar väl och som kan motivera marknadsingripanden. Vad som är viktigt för att marknadsingripanden ska fungera ändamålsenligt är att finna dessa orsaker och motivera varför de ger upphov till olika former av marknadsmisslyckanden som föranleder en för samhället icke-optimal avfallspolitik.

Om inte rätt nivå på de avgifter (priser) som finansierar insamlingen av avfall sätts kan två typer av marknadsmisslyckanden uppstå. Om avgiften är satt för lågt för att täcka den privatekonomiska marginalkostnaden av avfallsinsamlingen skapas en oavsiktlig subvention till avfallsgenereringen som därmed leder till att mer avfall genereras än vad som är samhällsekonomiskt önskvärt. Alternativt om avgifterna är för låga för att täcka den samhällsekonomiska marginalkostnaden av avfallsinsamlingen (summan av den privatekonomiska marginalkostnaden och den externa marginalkostnaden) skickas delar av kostnaden över till tredje part (de som drabbas av de externa effekterna) vilket ytterligare ökar avfallsgenereringen.

Ett diagram kan förtydliga detta. I figur 3:2 illustreras efterfrågan på avfallsinsamling och de privat- och samhällsekonomiska marginalkostnaderna. Skillnaden mellan den samhällsekonomiska och den privatekonomiska marginalkostnaden utgörs av den externa marginalkostnaden. Med en avgift motsvarande P_A kronor kommer efterfrågan på avfallsinsamling att ligga på Q_A ton. I detta fall kommer inte ens de privatekonomiska kostnaderna att täckas och för mycket avfall genereras. Samtidigt sker det en indirekt subvention till avfallsinsamlingen motsvarande skillnaden mellan P_A och den privatekonomiska marginalkostnaden. Om istället avgiften ligger på P_B täcks de privatekonomiska kostnaderna men det kommer fortfarande att genereras för mycket avfall i samhället eftersom inte alla samhällskostnader inkluderas i avgiften. Enbart om avgiften sätts till P^* kronor kommer



Figur 3:2. Samhällsekonomiskt korrekt prissättning av avfallsinsamling.

det att ske en samhällsekonomiskt riktig prissättning på avfallsinsamlingen. I detta läge skickas rätt signaler till hushåll och företag på den samhällsekonomiska kostnaden för avfallsgenerering.

I figur 3:2 utgår vi från stigande privat- och samhällsekonomiska marginalkostnader för ökande mängder insamlat avfall. Varför marginalkostnaderna anses stiga med ökande insamlingsmängder har sina förklaringsgrunder. För den fortsatta analysen kan det vara på sin plats att diskutera dessa förklaringsgrunder som till viss del skiljer sig från förklaringsgrunderna till varför marginalkostnaden stiger för andra varor.

Insamling av avfall medför kostnader i form av bland annat insamling och transport följt av sortering, rengöring och bearbetning beroende på behandlingsmetod. Marginalkostnaderna i detta fall är kostnaden som uppstår för att samla in ytterligare en enhet (exempelvis ton) avfall. Anledningen till varför marginalkostnaderna stiger med högre insamlingsmängder är att kostnaderna för insamling och transport är låga så länge insamling sker i områden med hög befolkningstäthet och hög ekonomisk aktivitet (i avsnitt 2.7 diskuterar vi kopplingen mellan ekonomisk utveckling och uppkomsten av avfall). Allt

eftersom insamlingen ökar måste upptagningsområdet utvidgas till att även omfatta områden med en lägre befolkningstäthet och ekonomisk aktivitet. Som en konsekvens kommer marginalkostnaden att stiga för varje ytterligare insamlat ton avfall. På motsvarande sätt kommer marginalkostnaden för att sortera, rengöra och bearbeta insamlat avfall att stiga allt eftersom vi går mot avfall som är mer blandat, innehåller en större grad av föroreningar eller på andra sätt försvårar behandlingen. Sammantaget innebär detta att marginalkostnaden stiger för ökande insamlingsmängder eller omvänt kan vi säga att för att öka insamlingen av avfall måste vi acceptera högre kostnader per ton insamlat avfall. Stigande marginalkostnader kan dock lindras genom teknisk utveckling. Detta gäller kanske framför allt de efterföljande behandlingsmetoderna till insamling och transport. Men även där kan det finnas möjligheter att minska ökningstakten i marginalkostnaden genom tekniska framsteg. I avsnitt 5.5 diskuterar vi hur tekniska framsteg kan bidra till att reducera kostnaderna för olika behandlingsalternativ.

3.6 Styrmedel för avfallshantering

Generellt finns det två sätt att från statligt håll stimulera en önskad avfallspolitik: marknadsbaserade styrmedel och administrativa styrmedel. Även informativa styrmedel (informationskampanjer) kan användas men detta har mest skett i samband med viljan att öka hushållens återvinningsnivå. Vi återkommer till fördelarna och nackdelarna med informationskampanjer på hushållens återvinning längre fram.

Det styrmedel som berör avfallsområdet påverkar främst de nedre delarna av avfallshierarkin (se kapitel 2). Som Bisailon m.fl. (2009) noterar finns det få styrmedel som styr mot avfallsförebyggande åtgärder. Samtidigt är avfallsområdet integrerat med andra politikområden vilket försvårar konsekvensanalyser av olika styrmedel. Exempelvis utgör avfallsförbränning en integrerad del av värmeproduktionen i Sverige varför styrmedelsförändringar i energisektorn kan påverka avfallssektorn (och vice versa). Det finns även en koppling mellan avfallssektorn och stora delar av processindustrin, inte bara återvinningsindustrierna. Återvunnet och nytt material är i många industri-

sektorer substitut till varandra varför styrmedel som påverkar det ena materialet även påverkar användningen av det andra. I den mån det är tekniskt möjligt kommer relativpriset mellan nytt och återvunnet material att styra dessa sektors materialval. Även vilken typ av avfall som genereras påverkar avfallssektorn och i många fall styrs detta av kemikalielagstiftningen. Sammanfattningsvis, en policyförändring i ett politikområde som är integrerat med avfallsområdet påverkar även avfallsområdet. Det motsatta gäller givetvis också.

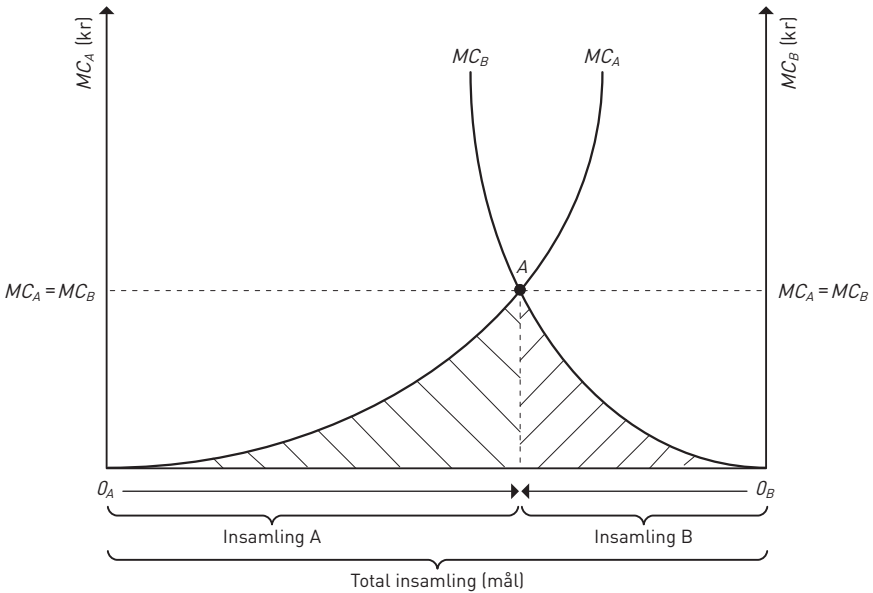
3.7 Varför kostnadseffektivitet är viktigt

Kostnadseffektivitet innebär att en åtgärd genomförs till lägsta möjliga kostnad, vilket inte är detsamma som att det är en billig åtgärd bara att den är billigare än alla andra alternativ. I många fall kan det vara svårt att utforma en optimal politik enbart på basis av bedömningar om skadeeffekter och dess kostnader. Det innebär att många kvantitativa avfallspolitiska mål också bestäms utifrån denna osäkerhet. Så är fallet med många av de avfallspolitiska målen. Den ekonomiska analysens roll blir då att bl.a. bedöma hur dessa mål kan uppfyllas till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad. Det vill säga, hur vi ska uppnå kostnadseffektivitet *givet* det kvantitativa målet.

Vi kan exemplifiera genom att studera hur målet att 65 procent av förpackningar av papper, papp, kartong och wellpapp ska samlas in och materialutnyttjas kan nås på ett kostnadseffektivt sätt. Naturvårdsverket (2009, s. 16–) skriver:

För att avfallshanteringen ska vara långsiktigt hållbar måste den vara kostnadseffektiv. Det innebär att kostnadsökningar, som ändringar i regelverket medför, ska vara motiverade av miljömässiga och/eller sociala skäl, t.ex. rättvisaspekter och hushållens rätt till god service. För att olika aktörer ska förväntas ställa upp på de regler och riktlinjer vi föreslår måste de företagsekonomiska kostnaderna belasta 'rätt' aktörer samt vara tydligt motiverade i ett samhällsekonomiskt och miljömässigt perspektiv.

I figur 3:3 illustrerar vi hur kostnadseffektivitet uppnås för insamling av en viss typ av avfall. Figuren bygger på s.k. spatial kostnadseffektivitet vilket innebär att kostnadsstrukturen för insamling skil-



Figur 3:3. Schematisk illustration av en kostnadseffektiv uppdelning av ett insamlingsmål mellan två geografiska områden.

jer sig åt mellan olika geografiska områden. För att öka tydligheten, och för att kunna presentera resonemanget i ett diagram, antar vi att det enbart finns två områden med skilda kostnadsstrukturer där insamling sker; område A och B. Områdenas kostnadsstruktur representeras av deras respektive marginalkostnader (MC). Marginalkostnaden indikerar i detta fall den extra kostnad som uppstår om ytterligare en enhet (exempelvis ton) avfall samlas in. Som figuren visar stiger marginalkostnaden för insamling med högre insamlingsnivåer. Nivån på marginalkostnaden och hur snabbt den stiger med en ökad insamling är en empirisk fråga varför placeringen och kurvaturen av marginalkostnadskurvorna också är det. Men att marginalkostnaden generellt stiger vid högre insamlingsnivåer är det svårt att argumentera emot.

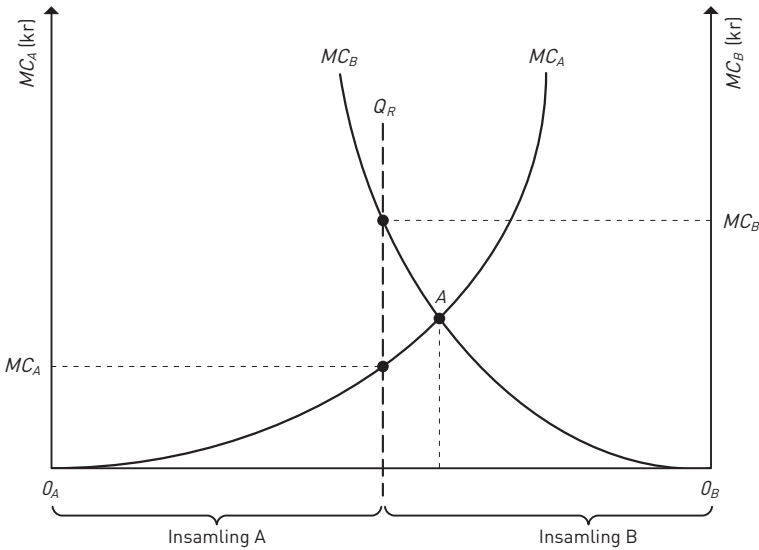
Den horisontella axeln utgör det uppsatta kvantitativa målet för den totala insamlingen medan insamlingen från område A läses från vänster till höger och insamlingen från område B läses från höger

till vänster. Detta innebär att oavsett hur insamlingen fördelas mellan områdena kommer insamlingsmålet att bli uppfyllt. Frågan blir istället hur vi på ett kostnadseffektivt sätt kan bestämma denna fördelning. Villkoret för kostnadseffektivitet innebär att insamlingen i områdena fortsätter tills deras marginalkostnad är lika höga. Så länge marginalkostnaderna inte är lika höga kan den totala samhällsekonomiska kostnaden minska genom ytterligare omfördelning av insamlingen. Enbart i skärningspunkten mellan marginalkostnadskurvorna (punkt A i figuren) är villkoret för kostnadseffektivitet uppfyllt vilket innebär att samhället använder minsta möjliga resurser för att uppnå det totala insamlingsmålet. Den totala kostnaden för att uppnå insamlingsmålet motsvaras av ytan under respektive marginalkostnadskurva upp till punkt A.

Vi har visat villkoret för att uppnå kvantitativt uppsatta mål (exemplifierat med hjälp av ett insamlingsmål) till lägsta möjliga kostnad. Det kvarstår dock att diskutera vilken typ av styrmedel som generellt främjar kostnadseffektivitet. Nedan kommer vi att diskutera kriteriet för kostnadseffektivitet och måluppfyllelse av ekonomiska och administrativa styrmedel.

3.8 Administrativa styrmedel

Utmärkande för många administrativa styrmedel är att de utgår från kvantitativa mål som begränsar hushållens och företagens handlingsutrymme. Administrativa styrmedel inkluderar bland annat lagar och förordningar. Fördelen med administrativa styrmedel är att de normalt har en god måluppfyllelse, mycket eftersom de direkt reglerar beteende och sätter absoluta gränser. Emellertid uppstår det lätt problem med kostnadseffektiviteten med administrativa styrmedel. För att ett administrativt styrmedel ska vara kostnadseffektivt krävs det att kostnaderna för åtgärderna är kända och att de är lika för alla eller att implementeringen tillåter en differentiering mellan olika aktörer baserat på deras respektive åtgärds-kostnader. I praktiken är detta orealistiskt eller mycket svårt varför administrativa styrmedel oftast inte uppfyller kravet på kostnadseffektivitet. En annan aspekt av administrativa styrmedel är att de inte är särskilt flexibla vilket hämmar teknikutvecklingen och kan i en del fall även motverka den. Adminis-



Figur 3:4. Kostnadseffektivitet och målpuppfyllelse med en kvantitativ reglering av ett insamlingsmål.

trativa styrmedel är vanligt förekommande inom avfallshanteringen (se kapitel 2).

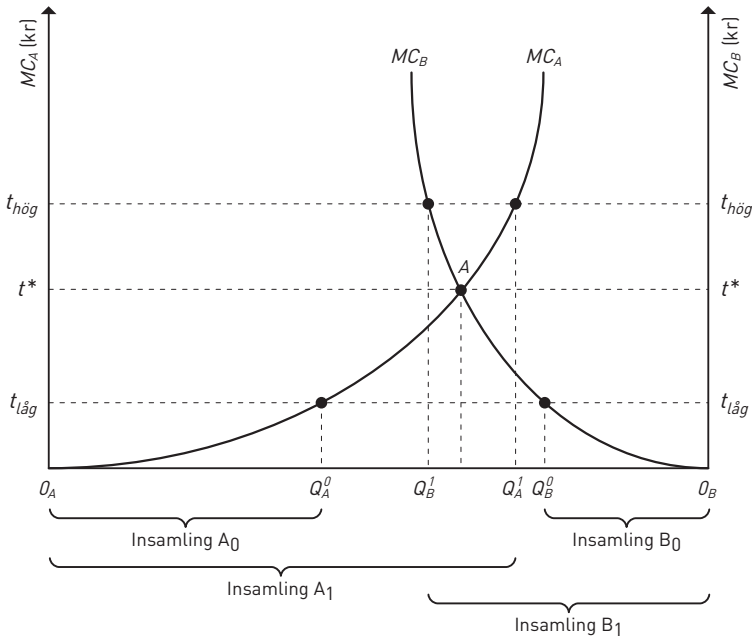
Vi bygger vidare från figur 3:3 genom att införa ett administrativt styrmedel som reglerar insamlingen genom att sätta en gemensam insamlingsnivå där varje område måste samla in samma andel. I figur 3:4 antar vi att insamlingen av det uppsatta målet fördelas lika mellan områdena med den totala insamlingsvolymen och marginalkostnaderna är oförändrade jämfört med figur 3:3. Insamlingsfördelningen representeras av den vertikala linjen (Q_R) som ligger i mitten av figuren. Målpuppfyllelsen är fortfarande hög (vi når det uppsatta insamlingsmålet) men kostnadseffektivitetskriteriet är inte uppfyllt. Marginalkostnaden för område B är högre än motsvarande kostnad för område A. Det innebär att samhället skulle kunna använda mindre resurser för att nå insamlingsmålet genom en omfördelning av insamlingskraven. Ju större kostnadsskillnad mellan områdena, desto högre blir också den extra kostnaden för en direkt reglering, desto viktigare blir det (ur kostnadseffektivitetssynpunkt) att använda

ekonomiska styrmedel. Däremot, om regleringen utformas så att den tillåter varierande insamlingsnivåer mellan områdena, kan en kostnadseffektiv lösning hittas i punkt A i figuren. Emellertid, oavsett hur insamlingsfördelningen ser ut kommer utfallet att ha en hög måluppfyllelse eftersom fördelningen baseras på att nå det övergripande insamlingsmålet.

3.9 Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel utformas för att vara pris- eller kostnadspåverkande. Exempel på ekonomiska styrmedel är skatter och avgifter, återbäring, pant samt subventioner. Elcertifikat och utsläppshandel är exempel på marknadsbaserade ekonomiska styrmedel. Ett av de grundläggande ekonomiska motiven till att införa ekonomiska styrmedel är att dessa för samhället i stort kan vara ett kostnadseffektivt sätt att korrigera marknaden när den inte fungerar tillfredsställande. Ekonomiska styrmedel bygger på konstaterandet att alla aktörer har olika förutsättningar att ändra sitt beteende. Eftersom ekonomiska styrmedel inte är tvingande till specifika åtgärder utan styr via pris-signaler skapas större flexibilitet jämfört med administrativa styrmedel i att finna lämpliga åtgärder. Detta bidrar till att sänka den totala åtgärds-kostnaden för att uppnå givna mål. Ekonomiska styrmedel uppmuntrar också till teknisk utveckling eftersom både åtgärds-kostnaden och skadekostnaden internaliseras. Sammanfattningsvis, de ekonomiska styrmedlen anses ofta vara kostnadseffektiva, tydliga och stimulera till teknisk utveckling. Besluten fattas decentraliserat, utifrån aktörernas värderingar och preferenser.

Om vi fortsätter analysen av styrmedel och kostnadseffektivitet genom att introducera ett ekonomiskt incitament för att öka insamlingen: en deponiskatt (t) per enhet. Alternativet till att samla in avfallet i vårt exempel är att lägga det på deponi. Det innebär att så länge ytterligare insamling är billigare än deponiskatten kommer insamlingen att öka (förutsatt att man vill minimera sina kostnader). I figur 3:5 används samma totala insamlingsmål och kostnadsstruktur för insamlingsområdena som ovan. Om deponiskatten är för lågt satt ($t_{\text{låg}}$) kommer för stora volymer att deponeras och vi kommer inte att nå upp till det övergripande insamlingsmålet. Det vill säga, summan



Figur 3.5. Kostnadseffektivitet och måluppfyllelse av ett insamlingsmål med en skatt.

av insamlingen i områdena når inte upp till den nationella målsättningen. Om deponiskatten istället är för högt satt ($t_{hög}$) kommer vi att samla in för mycket. Det vill säga, summan av insamlingen i områdena överskrider det nationella insamlingsmålet. Det är dock intressant att notera att oavsett detta så är utfallen kostnadseffektiva eftersom marginalkostnaden är densamma i bägge områdena. Ingen omfördelning mellan områdena kan ske för att minska insamlingskostnaderna för att uppnå resulterande insamlingsvolym. Däremot behöver den resulterande insamlingsvolymen inte vara densamma som det uppsatta målet. Måluppfyllelsen blir dålig med en felaktig skattenivå. Viktigt i detta sammanhang är därmed att sätta deponiskatten rätt. Insamlingsmålet nås kostnadseffektivt om deponiskatten sätts till (t^*). Enbart med denna deponiskatt blir utfallet både kostnadseffektivt och har en hög måluppfyllelse.

3.10 Att välja rätt styrmedel

Som påpekas ovan finns det både för- och nackdelar med såväl ekonomiska som administrativa styrmedel när det gäller måluppfyllelse och kostnadseffektivitet. Administrativa styrmedel har en relativt hög måluppfyllelse givet en uppsatt målsättning men är svåra att utforma kostnadseffektivt. Det motsatta gäller för ekonomiska styrmedel som är kostnadseffektiva men är svårare att utforma för en god måluppfyllelse. Däremot är det lättare att justera en skatt för att förbättra måluppfyllelsen än att samla in nödvändig information för att centralt bestämma exempelvis olika insamlingsnivåer. Berglund (2004) analyserar målsättningen om 65 procent materialåtervinning av wellpapp i Sverige. Han rapporterar att om kommunerna tillåts variera sina insamlingsnivåer skulle det öka den samhällsekonomiska effektiviteten. Han finner att avstånd till pappersbruk och befolkningstäthet är viktiga bestämningsfaktorer för en optimal (kostnadseffektiv) fördelning av insamlingen. Om alla kommuner åläggs att samla in 65 procent var för sig ökar insamlingskostnaderna med cirka 50 procent. Lärdomen av detta är att samhället skulle kunna spara betydande resurser om insamlingskravet utformades så att det tillåts variera mellan kommuner beroende på deras befolkningstäthet och närhet till pappersbruk.

Naturvårdsverket (2008b) och Hage och Söderholm (2008) skriver att ekonomiska incitament och en utbyggd infrastruktur har positiva effekter på hur mycket hushållen källsorterar. Till exempel sker en mer omfattande källsortering av förpackningsmaterial från hushåll där fastighetsnära insamling finns. I rapporten från Naturvårdsverket (2008b) visas också att de kommuner som har viktbaserade sophämningsavgifter, hög täthet av återvinningsstationer och som erbjuder hämtning av källsorterat avfall har högre insamlingsnivåer jämfört med andra kommuner.

I många avseenden är därmed ekonomiska styrmedel att föredra framför administrativa. Men det finns situationer där det omvända gäller. Ett exempel kan vara vid s.k. tröskelvärden. Om tröskelvärdet överskrids finns det en risk för särskilt allvarliga skador. I detta och liknande fall kan måluppfyllelsen av styrmedel vara av överordnad betydelse. Om rätt styrmedel väljs och utformas på ett ändamålsenligt

sätt kan ekonomiska styrmedel ha följande fördelar jämfört med administrativa styrmedel:

- * De förbättrar prissignalerna genom att rätt värde sätts på ekonomiska aktiviteter så att aktörerna tar hänsyn till dessa och ändrar sitt beteende.
- * De gör det möjligt att uppnå mål på ett mer flexibelt sätt, vilket sänker de totala samhällsekonomiska kostnaderna för olika kravuppfyllanden.
- * De ger aktörer ett incitament till långsiktiga satsningar på innovativ teknik för att ytterligare minska sina kostnader (s.k. dynamisk effektivitet).

När det gäller att bedöma och utvärdera olika styrmedels kostnads-effektivitet måste således åtgärds-kostnader relateras till måluppfyllelsen. Det förutsätter att målet med styrmedlet är väldefinierat. I praktiken är styrmedel inte så entydiga i sin utformning och målsättning vilket försvårar en utvärdering av dess effekter. Exempelvis är vissa styrmedel avsedda att uppfylla flera mål samtidigt. Detta gäller även styrmedel inom avfallsområdet. Från ett administrativt perspektiv kan det kännas intuitivt att enbart behöva administrera ett styrmedel och samtidigt uppnå flera mål. Men det finns lite stöd i den ekonomiska litteraturen för denna hållning. Istället framhålls vikten av att tillämpa ett styrmedel för varje mål samt att valet av styrmedel och dess utformning måste bestämmas av vilken typ av marknadsmisslyckande som avses korrigeras. Detta skapar goda förutsättningar för styrmedlens ekonomiska effektivitet och utvärdering.

3.11 Om informativa styrmedel

Informativa styrmedel är vanliga inom avfallsområdet, speciellt för att styra hushållen att öka sin källsortering. Empiriska undersökningar av hushållens källsortering visar att både informativa styrmedel och en väl utbyggd infrastruktur är viktiga för att skapa engagemang bland hushållen (Naturvårdsverket, 2008b; Hage m.fl., 2008). Resultaten pekar på att det är viktigt att aktivera normer att öka hushållens vilja till källsortering.

Detta är dock inte oproblemiskt. Informationskampanjer kan

fungera väl till att utbilda hushåll om fördelarna med exempelvis källsortering och de kan vara en kostnadseffektiv åtgärd jämfört med andra möjliga styrmedel. Men att förlita sig på utbildad altruism kan gå fel av två orsaker. För det första, det kanske inte fungerar. Vissa hushåll kanske envist vägrar göra »rätt«. Den andra orsaken är mindre uppenbar: det kanske fungerar för bra. När ett hushåll har lärt sig att återvinning är något »bra« finns det kanske inte någon moralisk gräns för hur mycket som återvinns. Som vi har sett tidigare finns det en optimal samhällsekonomisk nivå på återvinning. Att överskrida (och underskrida för den delen) denna nivå innebär ett slöseri med samhällets resurser. Fördelen med ekonomiska styrmedel är att de använder hushållens egenintresse som drivkraft för att uppnå samhällsekonomiskt optimala resultat. De tvingar eller ber inte hushållen att göra det rätta, de gör så att hushållen vill göra det rätta.

KAPITEL 4

En effektiv avfallshantering

4.1 Inledning

I detta kapitel diskuterar vi kriterierna och förutsättningarna för en ekonomiskt effektiv avfallsbehandling. Kapitlet motiveras inte minst av att det idag tycks råda delade meningar om huruvida den nuvarande styrningen av avfall är motiverad från ett ekonomiskt effektivitetsperspektiv eller inte. Exempelvis råder det delade meningar om hur stringent avfallshierarkin ska tillämpas. Som diskuterats tidigare (se figur 2:4) prioriterar avfallshierarkin reduktion av avfall före återanvändning, följt av återvinning som följs av förbränning och sist kommer deponering. Både nationell och internationell avfallspolitik har till stor del påverkats av hierarkin. Som exempel kan nämnas producentansvaret där producenten ansvarar för att en hög andel av förpackningarna materialåtervinns. Avfallshierarkin varierar inte mellan materialslag eller regioner och tar därmed inte hänsyn till skillnader i miljöeffekter och insamlingskostnader.

Delar av den information som behövs för att säkerställa en ekonomiskt effektiv avfallsbehandling finns redan hos marknadsaktörer. Men samtidigt finns det en mängd situationer där denna information saknas varför marknadsaktörerna inte kan förväntas ta hänsyn till alla effekter som påverkar samhällsekonomin som helhet. I det senare fallet kan det därför vara motiverat att införa olika typer av politiska

styrmedel i syfte att öka effektiviteten på de inblandade marknaderna. Detta innebär sammantaget att analysen i detta kapitel syftar till att uppmärksamma och identifiera de marknadsförhållanden som på olika sätt snedvrider de incitament som idag möter marknadsaktörerna. En utgångspunkt för utformningen av den avfallspolitik som ska korrigera marknadens funktionssätt är att denna bör så nära som möjligt angripa det underliggande problemet utan att diskriminera olika behandlingsalternativ.

Detta kapitel erbjuder en möjlighet att på ett systematiskt sätt belysa vad som kan förbättra den ekonomiska effektiviteten i Sveriges avfallspolitik och syftar till att besvara frågan om svensk avfallspolitik är samhällsekonomiskt försvarbar. Vi kommer att i generella termer samt genom några konkreta exempel diskutera frågan om vad som kännetecknar en ekonomiskt effektiv avfallshantering samt identifiera åtgärder som kan bidra till att förbättra dess ekonomiska effektivitet. Analysen baseras på resultat från tidigare analyser som har utförts i Sverige eller i andra europeiska länder och som belyser hela, eller valda delar, av avfallshanteringen. Bland annat visar tidigare analyser att rangordningen mellan olika alternativ för avfallshantering är helt beroende av hur hushållens och företagens nedlagda tid på källsortering beaktas. Det här kapitlet syftar även till att diskutera varför denna komponent bör inkluderas i analysen och hur den kan värderas. I kapitlet diskuteras också varför hierarkin bör variera över tid och geografiskt.

4.2 Argument för att återvinna

Det finns många goda orsaker till varför vi bör återvinna avfall, även ekonomiska. Vi kommer till dessa orsaker längre fram men innan dess kan det vara bra att avfärda några dåliga orsaker till varför vi bör återvinna avfall. På så sätt kan vi längre fram fokusera analysen och koncentrera oss på det som är viktigt i sammanhanget.

4.2.1 RESURSUTTÖMNINGSARGUMENTET

Ett av de återkommande argumenten till varför vi bör återvinna är farhågor kring resursuttömnings och vilka konsekvenser det skulle få för en hållbar global tillväxt. Argumentet bygger på att jordens resurser är begränsade och när dessa resurser har förbrukats kommer vår levnadsstandard att

minska. Genom återvinning minskar takten i resursuttömningen. Varför detta är ett av de mer förekommande argumenten till ökad återvinning kan till stor del förklaras av den lilla mängden information som krävs för att använda det: den *kända* tillgången av en resurs och dess *nuvarande* årliga förbrukning. Kvoten mellan storheterna avslöjar hur många ytterligare år vi kan fortsätta använda resursen i fråga. Det finns dock tydliga brister i dessa beräkningar. Den mest uppenbara är att beräkningarna är statiska medan både den kända tillgången och den årliga förbrukningen förändras över tiden. Förbrukade material kan öka den kända tillgången genom återvinning men samtidigt upptäcks det nya källor av resurser och det sker en kontinuerlig teknisk utveckling som både minskar resursåtgången per tillverkad enhet och som underlättar substitution mellan olika resurser. Det finns mycket skrivet om detta men vad vi, inom ramen för denna studie, är intresserade av är vad detta innebär mer konkret för återvinning. Om en oundgänglig och oersättlig resurs verkligen håller på att ta slut kommer värdet av resursen att öka över tiden. När så är fallet kommer det att finnas starka motiv för att börja återvinna resursen. Men att en resurs i framtiden kommer att bli mer värdefull och därmed återvinnas är inte bevis för att vi redan idag ska börja återvinna den. Material som idag inte är tekniskt eller ekonomiskt möjligt att återvinna kan i framtiden bli både tekniskt genomförbara och lönsamma att återvinna.

Men betyder det att vi inte ska börja återvinna material förrän det håller på att ta slut? Det korta svaret är nej, det ska vi inte. Vi kan betrakta återvunnet material som en råvarukälla som ibland kan vara en relativt billig källa (som för aluminium) och ibland en relativt dyr (som för flera plaster). I vissa fall är det billigare att återvinna material än att använda nytt material. Så länge nytt material är samhällsekonomiskt billigare är det detta material som bör användas och vi ska börja med återvinning när det blir mer kostnadseffektivt jämfört med nytt material. I en sådan jämförelse måste givetvis samtliga kostnader för återvunnet och nytt material ingå, även de externa kostnaderna associerade med respektive kategori.

Det kan också finnas fördelningsaspekter som motiverar att vi börjar återvinna material tidigare än vad som är kostnadseffektivt. Eftersom de billigaste källorna är de som först kommer att utnyttjas (vilket mycket väl kan inkludera återvunnet material) innebär det att resursen blir dyrare och dyrare över tiden allt eftersom dyrare källor

börjar utnyttjas. Från ett generationsperspektiv innebär det att vi som lever idag kan åtnjuta relativt billiga resurser medan framtida generationer tvingas betala ett högre pris för samma resurser. För att jämna ut genomsnittskostnaden av olika råvarukällor över tiden kan det därför vara motiverat att redan idag börja utnyttja dyrare källor för att på så sätt spara billiga källor till framtida generationer. Med då måste vi också ta hänsyn till den ekonomiska tillväxten och beakta att framtida generationer kommer att vara rikare än vad vi är idag.

4.2.2 ENERGIARGUMENTET

Andra argument som används i syfte att öka återvinningen är minskad energianvändning, föroreningar och den globala uppvärmningen. Låt oss börja med energiargumentet. Det finns en utbredd uppfattning att återvinning sparar energi jämfört med att använda nytt material. Vi ställer oss inte skeptiska till det, men undrar vad det egentligen bevisar. Olika produktionsprocesser som kan tillämpas för att tillverka en vara eller tjänst använder olika kombinationer och kvantiteter av insatsfaktorer (exempelvis arbetskraft, kapital, energi och material). Produktionstekniken bör inte väljas på grund av att den använder mindre av en särskild insatsfaktor. Istället måste energiargumentet bygga på att energipriset är felaktigt satt till en för låg nivå. Det innebär att vi använder mer energi och mer energiintensiva produktionsprocesser än vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Huruvida energi är underprissatt är inget vi ska analysera i denna studie. Vi nöjer oss med att påpeka att om så är fallet är den bästa lösningen inte att lägga en skatt på energiintensiva verksamheter eller att subventionera verksamheter som använder mindre energi. Det är måhända en andrahandslösning. Istället bör det läggas en skatt direkt på energi som likställer den privatekonomiska kostnaden med den samhällsekonomiska.

4.2.3 JOBBARGUMENTET

Slutligen finns argumentet att återvinning skapar jobb. En växande återvinningsindustri som sysselsätter allt fler personer är i mångt och mycket något positivt för samhällsekonomin. Men för en djupare förståelse av sysselsättningsargumentet måste vi lyfta in återvinningen i sin ekonomiska kontext. Om en ökad återvinning ökar antalet sysselsatta inom sektorn utan ytterligare ekonomisk stimulans från den

offentliga sektorn är detta en effektiv åtgärd. Samtidigt är det inget som säger att den ökade sysselsättningen inom återvinningen inte sker på bekostnad av minskad sysselsättning inom andra sektorer i ekonomin. Däremot, om ytterligare ekonomiska stimulanser från den offentliga sektorn krävs som inte är direkt samhällsekonomiskt motiverade försvåras analysen ytterligare. Det vill säga, om vi analyserar jobbbargument från ett policyperspektiv. Från detta perspektiv bör vi vara försiktiga med att använda jobbbargumentet på grund av tre orsaker. För det första, i Sverige är arbetskraft relativt dyrt. Om relativt mycket arbetskraft krävs för att genomföra olika återvinningsambitioner indikerar det att återvinning är en relativt dyr åtgärd. Användningen av arbetskraft för återvinning måste ställas mot hur densamma skulle ha använts för att uppnå andra målsättningar inom andra politikområden. För det andra, de jobb som skapas inom återvinning är inte »nya« utan snarare en omfördelning av arbetstillfällen från andra delar av ekonomin. Var dessa jobb kommer från är tyvärr svårt att svara på. Det beror på inom vilket område staten eller kommunerna minskar sin budget eller vilka skatter de väljer att höja för att finansiera en ökad återvinning. Om finansieringen sker genom skattehöjningar kommer det att ske ett bortfall av arbetstillfällen i de sektorer som tillhandahåller de varor och tjänster som hushållen väljer att konsumera mindre av med sin lägre disponibla inkomst. Slutligen, även om åtgärder för att stimulera återvinning skulle resultera i en ökad sysselsättning i hela ekonomin måste detta ställas mot sysselsättningseffekterna av samma satsning inom andra områden (exempelvis sjukvård och skola).

Vi ska inte försöka blanda in fler fördelar med återvinning än vad som är motiverat. Det förvränger enbart bilden och skapar svårigheter att genomföra de åtgärder som är nödvändiga. Jobbskapande, energisparande etc. bör inte vägas in i utformningen av avfallspolitiken. Istället måste återvinningen stå på egna ben. Därmed är det viktigt att framhäva fördelarna med återvinning och att understryka att det finns både en övre och en undre gräns för hur mycket vi ska återvinna.

4.3 Hur mycket ska vi återvinna?

Materialåtervinning är på stark frammarsch i Europa och inte minst i Sverige och har tilldragit sig en hel del forskningsansträngningar.

Ytterligheterna i denna litteratur utgår från ena hållet att återvinning enbart genererar samhällsnytta till ingen kostnad (mer är alltid bättre) eller från det andra hållet att återvinning är ingenting som behöver stödjas. I kommande avsnitt kommer vi att utgå från ett mer resonabelt angreppssätt. Vi betraktar inte återvinning som en binär lösning där vi antingen önskar återvinna allt eller inget. I efterföljande resonemang kommer vi att argumentera utifrån två påståenden: det är inte optimalt att återvinna allt och det är inte optimalt att återvinna ingenting.

Vi börjar med att besvara frågan varför samhället vill bedriva återvinning. Mer precist kommer vi att studera varför statliga marknadsingripanden som stimulerar återvinning behövs. Varför kan inte marknaden själv hantera de återvinningsbara avfallsfraktionerna? Vad är det som skiljer återvinningsmarknaderna från andra marknader? Ett kort och icke uttömmande svar är att återvinningsmarknaderna har egenskaper som ger upphov till marknadsmisslyckanden vilket kräver statliga marknadsingripanden för att rätta till. Dessa marknadsmisslyckanden kan antingen vara miljörelaterade eller kopplade till andra aspekter av avfallsmarknadernas funktionalitet (vi återkommer till de icke-miljörelaterade marknadsmisslyckandena i kapitel 5).

I Sverige har vi uppsatta mål om återvinningsnivåer för olika avfallskategorier (se kapitel 2). Men samtidigt är det direkt olämpligt att mäta framgång i termer av återvinningsgrad. En fortsatt ökning av återvinningsmålen måste ställas mot vad det kostar att öka återvinningen. Om vi inte behöver ta ställning till kostnaderna är det inga problem att öka återvinningen genom hårdare lagstiftning och sanktioner mot överträdare.

4.3.1 AVFALLSPOLITIKEN FRÅN OLIKA PERSPEKTIV

För att kunna utvärdera avfallspolitiken är det viktigt att utgå från ett flerdimensionellt värdeperspektiv. För att illustrera detta kan det vara bra att först förklara vad vi menar med motsatsen: ett endimensionellt värdeperspektiv. Avfallshierarkins rangordning stöds ofta av livscykelanalyser som syftar till att minimera, den direkta och indirekta, påverkan på miljön (Rasmussen och Vigsø 2005; Moberg m.fl. 2005). I en livscykelanalys studeras hur stor miljöpåverkan en produkt har, från råvaruutvinning, via tillverkningsprocess och användning till avfallshantering, inklusive transport och energiåtgång i mellanleden. Miljö-

påverkan klassificeras först i olika kategorier som sedan kvantifieras. Om vi enbart mäter kostnaden av olika behandlingsmetoder genom exempelvis hur mycket energi som används eller hur stora utsläpp av växthusgaser som sker, missar vi viktig information om hur användningen av andra faktorer påverkar kostnaden.*

Att en viss behandlingsmetod använder mindre energi eller får mindre miljöpåverkan än andra metoder kan förvisso vara bra men samtidigt är det viktigt att även inkludera hur mycket kapital, arbetskraft, markvärde och andra insatsfaktorer som används i de olika alternativen samt inkludera samtliga externa effekter inte bara en typ av effekt. Problemet med ett endimensionellt värdeperspektiv ligger i just detta, det tar inte tillräcklig hänsyn till andra resursknappheter än den som fokus ligger på. Trots sina brister har det endimensionella värdeperspektivet påverkat utformningen av inte bara Sveriges avfalls politik utan även EU:s. Med sådana värdepremisser finns det risk att bedömningar av exempelvis återvinningsnivåer i alltför stor utsträckning fokuserar på vissa gynnsamma effekter (mindre utsläpp och energianvändning) medan man bortser från andra effekter.

Prioriteringen mellan olika avfallshanteringsalternativ bör, istället för att främst beakta miljöeffekter, utgå från ett samhällsekonomiskt perspektiv. Ett flerdimensionellt värdeperspektiv tar hänsyn till växelverkan mellan efterfrågan (mänsklig nytta) och de produktionskostnader som ett ekonomiskt utnyttjande av mångahanda knappa resurser ger upphov till. Den relevanta frågan är inte *om* vi ska välja återvinning, förbränning eller deponering utan *hur mycket* avfall vi ska välja att återvinna, förbränna eller deponera. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv avgörs det av den samhällsekonomiska lönsamheten. Fördelen med ekonomisk analys är att den tar hänsyn till alla knappa resurser och den kan, i större utsträckning än ett endimensionellt perspektiv, vägleda till ett bättre utnyttjande av alla knappa resurser och på så sätt bidra till en hållbar utveckling, samhällsekonomisk effektivitet och maximerad välfärd. Det utesluter inte att ekonomiska ana-

* En variant av ett endimensionellt värdeperspektiv är arbetets värdeteori som ursprungligen utvecklades av Adam Smith och populariserades av Karl Marx (Samuelson, 1976) där värdet av alla ting bestäms av hur stor arbetsinsats som läggs ner på produktionen.

lyser är okomplicerade. Det finns en rad marknadsimperfectioner på avfallsmarknaderna som måste beaktas som innebär att det uppstår avvikelser från den samhällsekonomiska effektiviteten. Det är viktigt att dessa avvikelser identifieras och korrigeras. Inte desto mindre är ekonomiska analyser ett överlägset verktyg för välfärdsfrämjande resursallokering än alla övriga kända alternativ.

4.3.2 AVFALLSHIERARKIN UR ETT SAMHÄLLSEKONOMISKT PERSPEKTIV

För att bestämma om det är samhällsekonomiskt önskvärt att öka eller minska mängden avfall som ska återvinnas, förbrännas eller deponeras kan en så kallad kostnads-nyttoanalys (*cost benefit analysis, CBA*) användas. I en sådan analys jämförs en åtgärds *samtiliga* nyttor och kostnader, både de som uppstår direkt och de som uppstår vid senare tillfälle.* Metoden baseras på nationalekonomisk välfärdsteori och är ett allmänt accepterat verktyg inom de flesta områden av ekonomisk utvärdering. Den grundläggande idén bakom analysen är att en åtgärds nytta ska vägas mot dess kostnad och att den åtgärd som maximerar skillnaden mellan nytta och kostnad ska väljas. Nyttor definieras som ökad mänsklig välfärd och kostnader definieras som minskningar i densamma. Storleken på nyttorna avgörs av individens preferenser och de mäts ofta genom individens betalningsvilja/kompensationskrav för en positiv/negativ förändring. En nytta med att exempelvis återvinna aluminium är den energibesparing som sker jämfört med att använda nytt aluminium (notera att detta i sig själv inte utgör ett relevant argument för att öka återvinningen). Ett annat exempel på nytta kan vara den reducerade hälsorisk som en striktare hantering av farligt avfall. Till skillnad från livscykelanalyser så syftar en kostnads-nyttoanalys till att maximera nyttan för samhället. En variant av en kostnads-nyttoanalys är att mäta samhällets marginalkostnad för en ökande återvinning, förbränning eller deponering. På det sättet har EU:s avfallspolitik (Pearce, 2005) och det svenska producentansvaret (Radetzki, 1999) tidigare utvärderats. Med samhällets marginalkostnad avses samhällsekonomiska kostnader med avdrag för intäkter i kronor per ton.

En samhällsekonomiskt optimal avfallshantering uppnås när

* Nyttor och kostnader som uppstår senare brukar nuvärdesberäknas.

marginalkostnaderna för de olika hanteringsalternativen är lika stora. Om marginalkostnaderna skiljer sig åt tjänar samhället på att det sker en omfördelning från det alternativ som kostar mest på marginalen till det minst kostsamma alternativet. Det borde vara uppenbart att det inte är en lätt uppgift att beräkna de samhällsekonomiska marginalkostnaderna och att de försök som har gjorts kan kritiseras för att under- eller överskatta vissa delar eller för att ha utelämnat vissa kostnader eller inkluderat för många. Svårigheten i att beräkna de samhällsekonomiska marginalkostnaderna innebär emellertid inte att vi ska avstå från att försöka.

I samhällets marginalkostnad ingår privatekonomiska kostnader för avfallshanterarna som framför allt består av kostnader för uppsamling, transport, sortering och behandling av avfallet. Dessutom tillkommer alla externa kostnader som icke-prissatta föroreningar och andra oangelägenheter som uppstår vid återvinning, förbränning och deponering och i utvinningen av nytt material. För insamling från hushåll måste även hushållens alternativkostnad för den tid det tar att rengöra, sortera och transportera materialet till återvinningsstationer inkluderas. Från kostnaderna ska eventuella intäkter från försäljning av slutprodukter (material och energi) och undvika kostnader för primärmaterial och fossila bränslen dras.

4.3.3 SAMHÄLLSEKONOMISKT VAL MELLAN NYTT OCH ÅTERVUNNET MATERIAL

En ökad återvinning innebär stigande marginalkostnader. Hur mycket ska vi då återvinna? Teoretiskt är detta val enkelt men det kan visa sig svårare i praktiken. Låt oss börja med det enkla; att bygga upp en analytisk referensram. Anta att det enda sättet att införskaffa en viss typ av material är genom att återvinna eller genom att utvinna nytt material. Om det återvunna och det nya materialet är perfekta substitut måste samhället välja mellan att utvinna och göra sig av med det nya materialet varje tidsperiod eller att utvinna det nya materialet en gång och sedan återvinna det i kommande tidsperioder (detta är en grov förenkling men förtydligar den relevanta beslutsprocessen). Den samhällsekonomiska marginalkostnaden att inte återvinna består av två generella komponenter: kostnaden att utvinna det nya materialet (C_U) och kostnaden för att göra sig av med det efter användning (C_D). På

motsvarande sätt har återvinningen en samhällsekonomisk marginalkostnad som vi kan summera till en kostnadskomponent; kostnaden att återvinna (C_A). Återvinning bör expandera till den punkt där $C_A = C_U + C_D$. Om $C_A < C_U + C_D$ bör återvinningsnivån öka och om $C_A > C_U + C_D$ bör återvinningsnivån minska. Det finns således en optimal återvinningsnivå som med stor sannolikhet är större än noll men mindre än allt. Avvikelser från den optimala nivån innebär högre samhällsekonomiska kostnader än nödvändigt. Om återvinningsnivån är för låg kommer resurser att slösas bort på att utvinna för mycket nytt material. Om återvinningsnivån är för hög kommer resurser att slösas bort på att återvinna för mycket. Principen om hur mycket vi ska återvinna är enkel och intuitivt tilltalande. Men det finns en del praktiska problem med dess tillämpning. För det första är det svårt att beräkna alla de samhällsekonomiska marginalkostnaderna som är nödvändiga för att bestämma den optimala nivån av de olika avfallshanteringsalternativen.

4.3.4 VARFÖR ÄGNAR SIG ENSKILDA HUSHÅLL ÅT ÅTERVINNING?

Att svara på frågan varför enskilda hushåll ägnar sig åt återvinning har ur ett strikt nationalekonomiskt perspektiv visat sig svår. Enkelt uttryckt kommer det enskilda hushållet att ägna sig åt återvinning så länge dess marginella nytta av att återvinna överstiger dess marginella kostnad av samma aktivitet. Men vilken nytta har ett hushåll av att återvinna? Det finns få direkta fördelar som enskilda hushåll kan åtnjuta genom återvinning medan deras kostnader är mer påtagliga när det gäller bland annat tidsåtgång för att rengöra, sortera och transportera återvinningsbart avfall. Det kan förvisso finnas en samhällsnytta av återvinning som indirekt påverkar det enskilda hushållet. Men eftersom det enskilda hushållets beteende inte påverkar den aggregerade samhällsnyttan samt att samhällsnyttan kan åtnjutas av alla hushåll oavsett om det återvinner eller inte är det inte heller uppenbart att det är en ökad samhällsnytta som får det enskilda hushållet att återvinna. Om vi inte kan observera någon nytta för det enskilda hushållet att återvinna innebär det att vi antingen inte har sökt tillräckligt eller att det finns andra bevekelsegrunder än strikt ekonomiska till varför hushållen ägnar sig åt återvinning. Det kanske går att argumentera för att hushållen enbart följer lagen (se avsnitt

4.4.2) när de sorterar och lämnar sitt avfall för återvinning. Men detta är ett alltför enkelt argument för en aktivitet som är svår att kontrollera och där påföljderna av överträdelser är oklara. Vi tror inte att det är kontroversiellt att påstå att hushållens återvinningsansträngningar sker på frivillig basis.

Hage (2008) redogör förtjänstfullt för de forskningsansträngningar som skett i andra ämnesdiscipliner när det gäller att förklara varför hushåll ägnar sig åt återvinning. Psykologi tillskriver hushållens drivkraft att återvinna till personliga normer skapade av interna motiv (moraliska normer) medan sociologi betonar betydelsen av normer som kommer från extern acceptans (sociala normer). Som jämförelse fokuserar nationalekonomi på externa motiv som ekonomiska incitament. Trots sina olika förklaringsgrunder har ingen av ämnesdisciplinerna på ett bra sätt lyckats förklara varför hushåll ägnar sig åt återvinning. Som Hage (2008) skriver verkar det som om varje ämnesdisciplin i sig själv enbart kan ge ett partiellt svar och drar slutsatsen att hushållen styrs av både externa (ekonomiska och sociala) och interna (moraliska) motiv för återvinning. Med andra ord, hushållen reagerar på ekonomiska incitament, hur grannar och vänner gör och bilden av att återvinning är »rätt«. En viktig empirisk slutsats Hage m.fl. (2008) drar är att det finns en viktig koppling mellan normbaserad motivering och ekonomiska incitament. Hushåll känner sig moraliskt skyldiga att återvinna, men enbart om den rätta infrastrukturen och incitamentsstrukturen finns på plats kommer detta att resultera i verkliga återvinningsåtgärder.

4.4 Vad visar samhällsekonomiska analyser?

Det skulle vara trevligt om vi kunde göra en samhällsekonomisk analys som svarar på hur mycket som ska återvinnas, förbrännas respektive deponeras för att åstadkomma en samhällsekonomiskt effektiv avfallshantering. Analysen behöver dels göras separat för varje avfallsfraktion eftersom materialens egenskaper och miljöeffekter skiljer sig åt, dels separat för områden med olika geografiska och demografiska förutsättningar. Att göra sådana kalkyler är emellertid omöjligt inom tidsperspektivet för den här rapporten.

Generellt kan dock sägas att för de flesta metallavfall är återvin-

ning oftast att föredra framför utvinning av nya metaller. För brännbart avfall är förbränning, om materialet inte avger farliga biprodukter, oftast att föredra framför deponering. För sammansatta material och ovanliga plaster blir återvinning ofta orimligt dyrt (Ackerman, 2005). Störst meningsskiljaktigheter finns kring hur stora mängder pappersprodukter och vanliga plaster som ska återvinnas respektive förbrännas.

I nästa avsnitt görs därför en litteraturgenomgång för att se om vi utifrån befintlig forskning kan dra några generella slutsatser som kan leda svensk avfallshantering mot en mer samhällsekonomiskt effektiv inriktning. Litteraturoversikten bygger på en genomgång av ekonomiska analyser av avfallshanteringsalternativ på europeisk nivå.

4.4.1 EUROPEISKA ANALYSER ÖVER AVFALLSHANTERING

Vår genomgång visar att de flesta analyser av avfallshantering rör pappersavfall, förvånansvärt få analyser har gjorts av andra avfallsfraktioner. I tabell 4.1 jämförs nio europeiska analyser över avfallshanteringsalternativ för papper och kartong. Analyserna inkluderar totalt 41 olika avfallshanteringsscenarier (se respektive studie för information kring dessa scenarier). Sju av analyserna utgörs av kostnads-nyttanalyser av pappersavfall, en analys omfattar kommunalt avfall där pappersavfall är en av fraktionerna och en analys är en livscykelanalys med värderade miljöeffekter. Analyserna har olika utgångspunkter. Fyra analyser (Angst m.fl., 2001; Dalager m.fl., 1995; Hanley och Slark 1994; Petersen och Andersen 2002) jämför effekter på totala kostnader och intäkter i olika scenarier, där mängden pappersavfall till olika hanteringsalternativ förändras, jämfört med ett referensscenario. Fem analyser (Bruvoll 1998; Ekvall och Bäckman 2001; Leach m.fl., 1997; Radetzki 1999; Craighill och Powell 1996) analyserar effekten av förändringar på samhällets nettokostnad per ton avfall.

Översikten visar att ökad återvinning är samhällsekonomiskt lönsamt i de flesta analyserna. I dessa analyser inkluderas dock inte en värdering av hushållens tid för att sortera, rengöra och transportera. I samtliga analyser där hushållens tidskostnad inkluderas, oberoende av hur den värderas, är ökad förbränning lönsammare. Som vi ska diskutera i nästkommande avsnitt är hushållens tidskostnad en viktig post som bör inkluderas i kalkylen. I Bruvoll (1998) visas att margi-

Tabell 4:1. Kostnads-nyttoanalyser av avfallshanteringsalternativ för pappersavfall.

Studie	Land	Hushållens tidskostnad	Fraktion och mest lönsam hantering		
			Återvinning	Förbränning	Deponering
Angst m.fl. (2001)	Österrike	Nej	Hushållens pappersavfall och förpack- ningar		
Bruvoll (1998)	Norge	Ja	Företagens pappersavfall	Hushållens pappers- avfall	
Dalager m.fl. (1995)	Danmark och Sverige	Nej	Kartong (före- tag) Tidningar (hushåll) Kvalitetspap- per (företag)		
Ekvall & Bäckman (2001)	Sverige	Ja		Hushållens pappersav- fall och för- packningar	Hushållens pappersavfall och förpack- ningar
Hanley & Slark (1994)	Skottland	Nej	Hushållens pappersavfall		
Leach m.fl. (1997)	England	Nej	Pappersav- fall (exter- naliteterna värderas lågt)	Pappersav- fall (exter- naliteterna värderas høgt)	
Petersen & Ander- sen (2002)	Danmark	Nej		Pappers- avfall	
Radetzki (1999)	Sverige	Ja		Hushållens pappersav- fall och för- packningar	
Craighill & Powell (1996)	England	Nej	Tidningar		

Not: Craighill och Powell (1996) är inte en CBA utan en livscykelanalys med monetär värdering av miljöeffekterna. Förbränning inkluderas inte i analysen. För Ekvall och Bäckman (2001) beror resultatet på vilken metod som används för att värdera miljöeffekterna.

Källa: European Environment Agency (2006) och egen bearbetning.

nalkostnaden för återvinning av hushållens pappersavfall är nästan dubbelt så hög som den för förbränning. Dock har den analysen kritiserats för att inte inkludera miljövinster från återvinning och förbränning (Ekvall, 1999). Ekvall och Bäckman (2001) visar att, beroende på hur de externa miljökostnaderna värderas, så är marginalkostnaden för deponering 13–44 procent lägre och för förbränning 82 procent lägre jämfört med återvinning. I Radetzki (1999) analys är marginalkostnaden för återvinning av förpackningsavfall nästan 20 gånger högre än för förbränning och deponering på grund av hushållens tidskostnad. Den senare analysen uppskattade den årliga kostnaden för återvinningspolitiken till 7 620 miljoner kronor och den miljömässiga nyttan till 405 miljoner kronor.

Genomgången ger inget generellt svar på hur mycket som optimalt ska återvinnas, förbrännas eller deponeras. Sådana slutsatser är specifika från fall till fall och beror på avfallsfraktion, storlek och sammansättning av avfallsflöden, behandlingskapacitet, transportsträckor, priser etc. Vad genomgången visar är dock att avfallshierarkin kan ifrågasättas för pappersavfall från hushållen.

I tabell 4:2 visas resultat från kostnads-nyttoanalyser av andra avfallsfraktioner. För aluminium visar en livscykelanalys att återvinning är mer lönsamt (Craighill och Powell, 1996), medan en kostnads-nyttoanalys visar att förbränning är mer lönsamt (Vigsø, 2004). Den senare analysen kritiserar livscykelanalysernas antaganden om att ett ton återvunna förpackningar ersätter lika stor mängd primärmaterial. Det finns ingen anledning att tro att producenter av primärmaterial reagerar på ökad återvinning med en lika stor minskning av produktionen av primärmaterial. Vilka effekter ökad återvinning får beror på hur marknaden reagerar på ökad återvinning vilket i sin tur bland annat beror på teknologier och substitutionsmöjligheter. I Danmark skulle de samhällsekonomiska vinsterna av att förbränna engångsförpackningarna (aluminium och plast) istället för att återvinna dem uppgå till mellan 64 och 77 miljoner kronor per år, detta utan att hushållens tidskostnad har inkluderats (Vigsø, 2004). För alla andra fraktioner som analyserats är förbränning och deponering mer lönsamt jämfört med återvinning. I Norge skulle de samhällsekonomiska vinsterna av att förbränna vätskekartongbehållarna istället för att återvinna dem uppgå till 35 miljoner kronor per år. För plast-

Tabell 4:2. Kostnads-nyttoanalyser av avfallshanteringsalternativ för andra fraktioner än pappersavfall.

Studie	Land	Hushållens tidskostnad	Fraktion och mest lönsam hantering		
			Återvinning	Förbränning	Deponering
Bruvoll (1998)	Norge	Ja		Hushållens plastavfall Företagens plastavfall	Hushållens plastavfall Företagens plastavfall
Craighill och Powell (1996)	England	Nej	Aluminium, stål, glas	–	High density poly-ethy- lene, PVC, PET
Dijkgraaf och Volle- bergh (2004)	Nederlän- derna	Nej	–		Avfall
Döberl m.fl. (2002)	Österrike	Nej		Kommunalt avfall & av- loppsslam	
Ibenholt och Lind- hjem (2003)	Norge	Ja		Vätskekar- tong-behåll- lare	
Vigsø (2004)	Danmark	Nej		PET Aluminium- burkar	

Not: Craighill och Powell (1996) är inte en CBA utan en livscykelanalys med monetär värdering av miljöeffekterna. Förbränning inkluderas inte i analysen. Dijkgraaf och Vollebergh (2004) inkluderar inte återvinning.

Källa: Egen bearbetning.

avfall i Norge är marginalkostnaden dubbelt så hög för återvinning som för förbränning och deponering (Bruvoll, 1998). En analys för Nederländerna visar att för generellt avfall är deponering mer lönsamt (Dijkgraaf och Vollebergh, 2004), medan en analys för Österrike visar att förbränning är mer lönsamt (Döberl m.fl., 2002). Det begränsade analysunderlag som finns för andra fraktioner än papper indikerar, även om det är svårt att dra några generella slutsatser, att hierarkin även kan ifrågasättas för plast.

Resultaten påverkas mest av hur de externa kostnaderna inkluderas i kostnads-nyttoanalyserna: dels om den tid som hushållen ägnar åt att

sortera, rengöra och transportera inkluderas, dels hur hanteringsalternativens miljöeffekter värderas. Som exempel kan nämnas analyserna av Ekvall och Bäckman (2001) och Leach m.fl. (1997) där valet mellan förbränning och deponering respektive återvinning och förbränning beror på om miljöeffekterna värderas högt eller lågt. Andra betydelsefulla faktorer är värderingen av försäljningsintäkterna. Priset på returpapper har exempelvis fluktuerat betydligt. Slutligen skiljer sig systemgränserna åt mellan analyserna (European Environment Agency, 2006). I nästkommande avsnitt kommer vi bland annat att diskutera värdering av hushållens tid och miljöeffekter.

4.4.2 VÄRDERING AV HUSHÅLLENS TID

Många återvinningsanalyser saknar en värdering av hushållens tid för sortering, rengöring och transport (se tabell 4:1). Argumenten är att hushållen sorterar frivilligt eller att deras alternativkostnad är noll. Båda argumenten är, som vi ska visa, felaktiga.

Samhällsekonomiska analyser försöker beräkna och inkludera alla kostnader och intäkter som en viss aktivitet medför, så även tid. Som exempel kan nämnas att Trafikverket värderar restiden i sina beräkningar av lönsamheten för investeringar i transportsektorn. Restid värderas eftersom denna tid skulle ha kunnat användas till något annat. Exempelvis rekommenderar Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkylvärden (ASEK) att åktiden för regionala resor ska värderas till 51 kronor per timme och bytestiden till 102 kronor per timme (SIKA, 2009). Även om hushållen upplever att de frivilligt gärna gör något för miljön utgör tiden en begränsad resurs, vilket innebär att avfallshantering tränger undan annat arbete eller fritid. I en analys visas att alternativkostnaden för hushållens tid har en negativ signifikant effekt på hushållens återvinning (Halvorsen, 2008). Detta bekräftar att förlorad fritid ses som en kostnad för hushållen som bör inkluderas i den samhällsekonomiska kalkylen.

Alla metoder för avfallshantering kräver insatser från dem som genererar avfallet, i form av sortering, rengöring och transport. Det är ingen frivillig aktivitet som de avfallsgenererande aktörerna kan välja att göra, utan det regleras i lagstiftningen. Enligt 8 § i förordning (2006:1273) om producentansvar för förpackningar ska:

Hushåll och andra förbrukare sortera ut förpackningar från hushållsavfall och annat avfall och lämna dem för borttransport i de insamlingsystem som producenterna och kommunen tillhandahåller för sådant avfall.

I tabell 4:1 ovan inkluderar tre av analyserna en värdering av hushållens tid för källsortering. Bruvoll (1998) uppskattar tidsåtgången till 19 timmar per ton papper som värderas till 56 kronor per timme.* Ekvall och Bäckman (2001) uppskattar tidsåtgången till 50 timmar per ton papper och Radetzki (1999) uppskattar hushållens tid för källsortering till 26 timmar per år. I båda dessa studier används en timkostnad på 60 kronor. Det resulterar i en kostnad per ton papper på 1 053 kronor (Bruvoll, 1998), 2 910 kronor (Ekvall och Bäckman, 2001) och 6 500 kronor för tidningsavfall och 32 500 kronor för förpackningsavfall (Radetzki, 1999).

Timkostnaderna, som används i ovanstående analyser, utgår från en genomsnittlig timlön efter skatt. Men hushållens värdering kan vara mer komplicerad än så. Vissa studier har försökt analysera hur hushållen själva ser på den tid de källsorterar. I Bruvoll m.fl. (2002) tillfrågades 2 000 personer i Norge om sin betalningsvilja för att låta någon annan källsortera det egna hushållsavfallet. Den genomsnittliga betalningsviljan per timme uppgick då till cirka 4 kronor. På motsvarande sätt tillfrågades 850 hushåll i Piteå kommun och även där var betalningsviljan 4 kronor per timme (Berglund, 2006). Författaren förklarar den låga siffran med »moralisk övertygelse«. Det vill säga att individen vill se sig själv som en ansvarsfull person som gör en insats för miljön.

Sammanfattningsvis kan konstateras att den tid hushållen spenderar på källsortering bör ingå som en kostnad i en samhällsekonomisk kalkyl. Hur tiden ska värderas är däremot fortfarande en öppen fråga.**

* Växelkursen 1,05 har använts för att översätta norska kronor till svenska kronor.

** Tills mer heltäckande underlag finns kan vi räkna med ett intervall där tidigare betalningsviljestudier utgör den nedre gränsen och arbetsinkomst efter skatt den högre gränsen.

Tabell 4:3. Energiutvinning och utsläpp till luft från förbränning av hushålls-avfall 2002–2008.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Förbränning (miljoner ton)	2,8	3,1	3,2	3,8	4,1	4,5	4,6
Produktion (TWh)	8,6	9,3	9,3	11,1	11,5	13,6	13,7
Utsläpp till luft							
Stoft (ton)	35	27	25	39	33	24	30
Klor och oorganiska klorföreningar (ton)	143	126	106	98	55	60	39
Svaveloxider (ton)	790	526	340	310	175	196	154
Kväveoxider (ton)	1 815	1 745	1 734	1 904	2 180	2 101	2 190
Kviksilver (kg)	21	23	38	33	39	36	44
Kadmium+titan (kg)	15	7	5	21	15	6	6
Bly (kg)	138	116	95	77	54	51	136
Dioxin (g)	1,1	2,5	1	1,1	0,8	0,5	0,8

Källa: Avfall Sverige 2007 och 2010.

4.4.3 AVFALLSHANTERINGENS MILJÖEFFEKTER

Alla avfallshanteringsalternativ medför miljöeffekter. Vid förbränningsprocessen frigörs rökgaser, som till stor del består av ämnen som normalt finns i luften, men också utsläpp. Sveriges stränga utsläppskrav har, tillsammans med förbättrade förbränningsförhållanden och bättre kontroll av avfallet, bidragit till att de flesta utsläpp minskat med drygt 90 procent sedan mitten av 1980-talet (Avfall Sverige 2010). Exempelvis har utsläppen av dioxin till luft minskat från 100 gram till 0,8 gram per år. Avfallsförbränning medför också utsläpp till luft och vatten av diverse metaller. Dessa metaller hamnar, liksom dioxinet, i flygaskan efter rening av rökgaserna. I tabell 4:3 kan vi se att trots att mängden avfall som förbränns nästan dubblats sedan år 2002 har utsläppen minskat eller varit mer eller mindre konstanta.

Från deponier uppstår utsläpp genom att deponigas bildas vid nedbrytning av avfall och genom att regnvatten och annat vatten som kommer i kontakt med avfallet blir förorenat, så kallat lakvatten. Depo-

Tabell 4:4. Nettomiljöeffekter av att använda ett ton återvunnet material istället för nytt.

	Aluminium	Hård polyeten	Koppar	Polykarbonat
Energi (MWh)	-59	-19	-58	-27
CO ₂ (ton)	-12	-1,4	-20	-4
SO ₂ + NO _x (ton)	-0,13	-0,019	-1,4	-0,025
Flyktiga kolväten (ton)	-0,037	-0,023	-0,055	-0,02
Avfall (ton)	-3,8	-1,4	-58	-4,4

Källa: Återvinningsindustrierna (2002).

nigaserna utgörs av metan, koldioxid, kvävgas samt spårämnen. För att minska klimatpåverkan och samtidigt utnyttja energiinnehållet kan deponigasen utvinnas, det förekommer även så kallad fackling för att minska utsläppen. Sammansättningen av lakvattnet beror framför allt på vilket avfall som deponerats. Generellt kan föroreningarna delas upp i näringsämnen och syreförbrukande ämnen, metaller (till exempel järn, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel, zink) och organiska ämnen (till exempel dioxiner och bromerade flamskydd). Störst effekt har näringsämnena som ökar tillväxten i vattenområden och orsakar syrebrist och ammoniakbildning. Metaller förekommer oftast endast i små koncentrationer. Vad gäller de organiska ämnenas effekt på miljön så är kunskapsbristen stor (Naturvårdsverket, 2011).

Det som ger en negativ påverkan på miljön från återvunnet material som råvara är miljöbelastningen i samband med insamling, bearbetning och sortering. Vidare sker en miljöbelastning i form av utsläpp från transporter till återvinningsstationen, energianvändning och andra restprodukter från återvinningsprocessen. Vilka utsläpp som genereras i återvinningsprocessen beror på vilket material som återvinns. I tabell 4:4 redovisas teoretiska nettomiljöeffekter för vissa materialslag av att använda ett ton återvunnet material istället för nytt framtaget av Återvinningsindustrierna (2002).*

* Transportsträckorna som ligger till grund för beräkningarna bygger på en genomsnittlig längd av 300 km varav tio procent ligger i tätort.

Förbränning, deponering och återvinning kan också ha positiva miljöeffekter eftersom energi som produceras från förbränning och deponier kan ersätta energin som produceras från andra källor. På samma sätt kan återvunnet material ersätta utvinning av nytt material som tar naturresurser i anspråk. Hur stora dessa effekter blir beror på vilket bränsle och vilket material som ersätts. Om returpapper används till återvinning i pappersbruket minskar förbrukningen av fossila bränslen och därmed också utsläppen av koldioxid, kväveoxid och svaveldioxid. När returpapper används för energiutvinning i värmeverk och tränger undan trädbränslen blir effekten på utsläppen marginella (SOU 2001:102).

Både direkta och indirekta miljöeffekter ska inkluderas när vi försöker rangordna de olika alternativen för avfallshantering. Problemet är att miljöeffekterna saknar marknadspris och därmed måste värderas för att synliggöras i den samhällsekonomiska kalkylen.

En förutsättning för att ekonomiskt värdera miljöeffekterna är att det går att kvantifiera miljöeffekterna och vilka konsekvenser de får på natur och hälsa. För vissa miljöeffekter är de naturvetenskapliga orsakssambanden kända, för andra miljöeffekter finns det stora kunskapsluckor.

Det har utvecklats en rad ekonomiska värderingsmetoder som i grova drag kan delas in i indirekta (observerade) och direkta (hypotesbaserade) värderingsmetoder. Med indirekta metoder fastställs värdet indirekt. Metoderna utgår från hur individer beter sig på existerande marknader, exempelvis fastighetsmarknaden, och där prisskillnader, d.v.s. skillnader i betalningsviljor, mellan fastigheter, speglar individernas värdering av föroreningars effekter som då uppdragats indirekt via beteendet. Med direkta metoder, exempelvis enkätundersökningar, erhåller vi direkt individers värderingar. Det kan ske genom att individer ställs inför olika scenarier där de ska uppge sin betalningsvilja för olika förändringar. Andra typer av värderingsmetoder är exempelvis kostnadsbaserade värderingsmetoder, så kallade ersättningskostnader och restaureringskostnader.*

Människans värdering är ofta utgångspunkten för att monetärt värdera icke-marknadsprissatta varor, som miljöeffekter. Det råder

* För en översikt av ekonomiska värderingsmetoder se Naturvårdsverket (2005).

knappast enighet i samhället kring huruvida detta är ett rimligt förhållningssätt. Emellertid kan konstateras att även om miljöeffekterna inte värderas monetärt sker en implicit värdering via politiska beslut som får miljöeffekter. Fördelen med att värdera monetärt är att de överväganden som görs blir mer transparenta och att en jämförelse av olika alternativ blir lättare.

Vissa länder har tagit fram riktvärden på hur olika miljöeffekter ska värderas. I Sverige finns, som tidigare nämnts, ASEK-värdena som har tagit fram kalkylvärden av betydelse för den svenska transportsektorn, framför allt för luftföroreningar och buller (SIKA, 2009). På EU-nivå finns bland annat det så kallade ExternE-projektet som kvantifierar och värderar miljö- och hälsopåverkande utsläpp från energisektorn och transportsektorn (ExternE, 2011).

För det första visar en genomgång av analyserna av pappersavfall i tabell 4:1 att studierna skiljer sig åt genom vilka miljöeffekter som inkluderats. Majoriteten av studierna har beaktat utsläpp från deponering, substitutionsgraden mellan returpapper och skogsråvara, samt om den elektricitet som skapas från avfallsförbränning ersätter el från nätet. Andra viktiga aspekter som vilken marginal som används i pappersproduktionen baserad på skogsråvara respektive returpapper inkluderas endast i fyra respektive två av analyserna. Bara i två av analyserna inkluderas om energin från förbränning ersätter andra energikällor. Om det så kallade ersättningsbränslet är biobränsle gynnas materialåtervinning men om ersättningsbränslet är fossilt gynnas förbränning.

För det andra visar genomgången av analyserna av pappersavfall att miljöeffekterna har värderats på olika sätt. För vissa föroreningar är skillnaderna betydande. Metanutsläpp från deponier har exempelvis värderats som lägst till 118 euro per ton (Craighill och Powell, 1996) och som högst till 18 710 euro per ton (Leach m.fl., 1997), och partikelutsläpp har värderats som lägst till 863 euro per ton (Angst m.fl., 2001) och som högst till 249 018 euro per ton (Bruvoll, 1998). Sådana skillnader blir förstås utslagsgivande i analysen. Stora skillnader, mellan vilka miljöeffekter som inkluderas och hur de värderas, försvårar således analysernas jämförbarhet.

4.5 Avfallshierarkin i tid och rum

Även om vi utifrån en analys kan härleda hur mycket som optimalt ska återvinnas, förbrännas respektive deponeras av respektive avfallsfraktion så är inte dessa mängder konstanta över tiden och överförbara till andra geografiska och demografiska förutsättningar. Idén om att avfallshierarkin är fast och oföränderlig är felaktig. Eftersom kostnader och intäkter för olika avfallshanteringsalternativ rimligen skiljer sig åt mellan material och behandlingsmetod, men också mellan länder och regioner samt över tiden kommer analyser visa på avfallshierarkier som skiljer sig åt beroende på de varierande förutsättningar som analyseras.

4.5.1 TIDSDIMENSIONEN

Det är viktigt att notera att prioriteringen av avfallshanteringsalternativen som tas fram kan komma att ändras då avfallsmängderna till de olika hanteringsalternativen förändras. Om mer avfall exempelvis går till återvinning då ökar återvinningskostnaderna och förbränning och deponering kanske blir jämförelsevis billigare. Många av de faktorer som bestämmer den optimala återvinningsnivån förändras också över tiden. Nya tekniska lösningar påverkar kostnadsstrukturen, råvarupriser förändras och reallönerna förändras vilket påverkar både de privatekonomiska kostnaderna för återvinning och hushållens alternativkostnad för rengöring, sortering och transport. Utöver detta tillkommer förändringar i ekonomiska styrmedel och regleringar som direkt eller indirekt kan påverka den optimala återvinningsnivån.

4.5.2 GEOGRAFISKA OCH DEMOGRAFISKA DIMENSIONER

Som nämnts tidigare kommer avfallshierarkin att variera med avfallsfraktion men den kommer också att variera mellan länder och regioner. Det finns exempelvis inget som säger att den optimala återvinningsnivån är densamma i alla Sveriges kommuner. Med stor sannolikhet varierar marginalkostnaden för återvinning i en geografisk och en demografisk dimension. Det är rimligt att anta att både avfallshanternas kostnader, konsumenternas tidskostnader och miljökostnaderna för olika avfallshanteringsalternativ varierar mellan kommunerna. I exempelvis glest befolkade områden kommer miljökostnaden

för förbränning och deponering att vara lägre medan uppsamlingskostnaden och konsumenternas transportkostnader kommer att vara högre. Därför kan det vara optimalt att återvinna en större andel av ett material i kommuner med en hög befolkningstäthet och där långa transporter kan undvikas jämfört med kommuner med en låg befolkningstäthet. Sedan krävs det en viss befolkningsmängd i en kommun för att kunna utnyttja stordriftsfördelar i insamling och distribution. Sammantaget innebär detta att marginalkostnaden för återvinning skiljer sig åt mellan olika kommuner i Sverige.

Producentansvaret har nationella målsättningar för förpackningar, returpapper, däck, bilar och elavfall. Målsättningarna för förpackningarna är: 65 procent materialutnyttjande för pappersförpackningar (papp, papper, kartong, wellpapp); 70 procent materialutnyttjande för metallförpackningar; 70 procent materialutnyttjande för glasförpackningar; 70 procent återvinning varav minst 30 procent materialutnyttjande för plastförpackningar. På nationell nivå är målsättningarna uppfyllda med undantag för plastförpackningar. Trots detta är ökad materialåtervinning av hushållsavfall, motiverat utifrån miljöeffekter, ett av de prioriterade områdena i den nationella avfallsplan som Naturvårdsverket håller på att ta fram (Naturvårdsverket, 2010c).

För att målsättningarna inom producentansvaret ska uppnås kostnadseffektivt bör således nivåerna skilja sig åt regionalt. I tabell 4:5 visas hushållens återvinning av förpackningar per person och län tillsammans med befolkningstätheten, som en indikator på uppsamlingskostnaden.* I tabellen är länen rangordnade efter befolkningstäthet. Två aspekter är värda att uppmärksamma:

- * Materialutnyttjandet skiljer sig betydligt mellan länen: för plast från 2,43 (Stockholm) till 6,55 (Jämtland) kilo per person; för metall från 0,78 (Stockholm) till 4,36 (Dalarna) kilo per person; för glas från 14,35 (Norrbotten) till 29,51 (Gotland) kilo per person och för pappersförpackningar från 7,21 (Dalarna) till 21,15 (Gotland) kilo per person.
- * Tvärtemot den kostnadseffektiva rekommendationen så verkar materialutnyttjandet generellt vara högre i mer glesbefolkade län

* I Berglund och Söderholm (2003) visas att befolkningstätheten är en viktig bestämningssfaktor för uppsamlingskostnaden i ett stort antal länder.

och lägre i mer tätbefolkade län. Fyra av de fem mest ambitiösa länen för materialutnyttjande av plast, metall och pappersförpackningar (se fetmarkerade siffror) återfinns bland de nio mest glesbefolkade länen.*

Frågan är hur dessa regionala skillnader i materialutnyttjande kan förklaras. Hage och Söderholm (2008) analyserar vad som bestämmer skillnader i materialåtervinning för plastförpackningar mellan kommuner. I kommuner som har en viktbaserad renhållningsavgift är återvinningen högre. Andra viktiga faktorer är utbildningsnivå, arbetslöshetsgrad, och andel invandrare. Approximationer för insamlingsens marginalkostnad, som avståndet till återvinningsanläggning, befolkningstäthet och andelen invånare som bor i tätort, påverkar däremot inte materialåtervinningen. Berglund (2004) analyserar en kostnadseffektiv fördelning mellan länen av återvinning av wellpapp genom att beakta skillnader i insamlingskostnader och avstånd från insamlingsplats till pappersbruk. Resultaten visar att insamlingen bör intensifieras i storstadsregionerna: Skåne, Västra Götaland och Stockholm. Sammantaget visar analyserna att förpackningsinsamlingen inte är kostnadseffektiv och att motsvarande mängd förpackningar skulle ha kunnat samlas in till en lägre kostnad för samhället. Dessa analyser fokuserar enbart på kostnadseffektivitet, men det bör beaktas att det kan finnas en avvägning mellan kostnadseffektivitet och legitimitet. Om individer vill engagera sig i återvinning för att de känner att de bidrar till miljön kan de ha en negativ inställning till en politik som uppmuntrar geografiska och demografiska skillnader i insamlingsinsatser (se avsnitt 2.5.4).

* Fyra av de fem minst ambitiösa länen för materialutnyttjande av plast, metall och pappersförpackningar återfinns bland de nio mest tätbefolkade länen.

Tabell 4:5. Förpackningarnas materialutnyttjande och befolkningstäthet per län.

Län	Materialutnyttjande 2009 (kilo per person)				Invånare per km ²
	Plast	Metall	Glas	Pappersför- packningar	
Norrbottnen	5,94	2,11	14,35	16,77	2,5
Jämtland	6,55	1,96	23,07	17,04	2,6
Västerbotten	4,25	1,65	16,90	15,08	4,7
Dalarna	4,73	4,36	21,72	7,21	9,8
Västernorrland	4,86	1,79	15,23	15,44	11,2
Gävleborg	5,24	1,74	16,89	14,24	15,2
Värmland	4,35	1,39	17,06	14,77	15,5
Gotland	–	3,25	29,51	21,15	18,2
Kalmar	6,06	2,24	20,04	14,42	20,8
Kronoberg	4,40	1,70	18,49	15,12	21,6
Jönköping	3,73	1,56	15,10	12,02	32,0
Örebro	4,72	1,62	14,86	14,85	32,6
Östergötland	3,04	1,41	18,94	10,65	40,3
Uppsala	2,79	1,28	18,41	8,59	40,4
Södermanland	4,87	1,53	17,45	14,52	44,1
Västmanland	3,11	1,61	15,29	8,64	48,9
Blekinge	6,09	2,29	19,12	13,02	51,8
Halland	2,86	1,57	21,22	11,69	54,3
Västra Götaland	3,38	1,50	18,22	10,55	65,5
Skåne	3,86	1,97	18,39	13,15	111,6
Stockholm	2,43	0,78	20,12	8,26	309,7

Not: För Gotland sker insamling av hushållens och industrins plastförpackningar tillsammans varför ingen separat siffra för hushållen finns att tillgå.

Källa: Miljömålsportalen (2011) och SCB (2011).

KAPITEL 5

Styrning av avfallsmarknader

5.1 Inledning

Vi kommer i detta kapitel att diskutera och analysera behovet av styrning av avfallsmarknaderna i Sverige. Analysen inkluderar införandet av specifika politiska styrmedel och klargör under vilka omständigheter dessa styrmedel kan förbättra marknadens effektivitet. Vidare kommer vi att diskutera vad avfallsmarknaderna själva, utan specifika styrmedel, kan göra för att förbättra marknadernas effektivitet. Fungerande återvinningsmarknader är centrala för att effektivt styra avfallsflödet och är därmed även centrala i den kommande analysen. Vi fortsätter diskussionen från kapitel 4 – där vi argumenterade under vilka förutsättningar en samhällsekonomiskt effektiv avfallshantering kan uppnås – genom att mer konkret identifiera brister på avfallsmarknader och hur dessa brister kan rättas till genom effektiva styrmedel. En viktig del är att via politiska styrmedel – exempelvis producentansvar och deponiskatt – försöka internalisera alla externa kostnader som uppstår både för avfallshantering och för utvinning av nytt material. Samhällsekonomiskt omotiverade styrmedel (som inte försöker internalisera externa kostnader) måste undvikas för att inte skapa onödiga kostnader för samhället.

Vi har tidigare diskuterat de externa miljöeffekterna av återvinning (se avsnitt 4.4.3) och dess kostnader varför vi fortsättningsvis

kommer att fokusera analysen kring icke-miljörelaterade marknadsmisslyckanden. Oavsett orsaken till ett marknadsmisslyckande är dock konsekvensen densamma; återvinningsmarknaderna fungerar inte effektivt. Av den anledningen är det därmed viktigt att också analysera de icke-miljörelaterade misslyckandena i återvinningsmarknadernas funktionalitet för att kunna påvisa hur en effektiv styrning av desamma kan ske. Den bristande funktionaliteten kan exempelvis gestalta sig i situationer där samhällsekonomiskt lönsamma transaktioner inte realiseras. Att via styrmedel komma till rätta med dessa marknadsmisslyckanden skulle bland annat innebära att kostnaderna för återvinning kan minska.

Frågeställningen i detta kapitel är varför det är svårt att etablera effektiva marknader för vissa återvinningsmaterial samt redogöra för de problem som är viktiga att hantera och vilken roll styrmedel kan ha för att underlätta framväxten av effektiva återvinningsmarknader. Vi kommer att beskriva olika problemområden som kan skapa signifikanta barriärer och marknadsmisslyckanden på återvinningsmarknaderna. I samband därmed diskuterar vi på vilket sätt styrmedel kan utformas för att förbättra funktionaliteten på dessa marknader.

5.2 Problem på återvinningsmarknader

För att decentraliserade beslut av konsumenter och producenter ska resultera i ett samhällsekonomiskt optimalt utfall måste marknaderna överföra de rätta incitamenten. Exempelvis, om återvinningsmarknaderna fungerar så att återvinningsföretag betalar konsumenter för deras använda produkter och priset bestäms av produktens återvinningsvärde, kommer konsumenterna att vara villiga att betala mer för en produkt som är designad för att underlätta återvinning. Emellertid sker den mesta insamlingen av återvinningsmaterial utan ekonomisk transaktion mellan konsument och återvinningsföretag vilket innebär att delar av marknadens incitamentsstruktur försvinner.

Det finns en rad studier som visar hur olika styrmedel kan användas för att uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå på återvinning och andra avfallsbehandlingsmetoder. Det enklaste styrmedlet är en generell avfallsskatt. Men även en kombination av deponiskatt och återvinningssubventioner kan resultera i en optimal lösning, speciellt

om en deponiskatt leder till en ökad illegal avfallsdumpning (Calcott och Walls, 2003; Palmer och Walls 1997; Fullerton och Kinnaman 1995; Sigman 1995; Dinan 1993). Emellertid bygger dessa studier på att avfallsmarknaderna fungerar effektivt. En av få studier som analyserar styrning av ineffektiva avfallsmarknader är Calcott och Walls (2003), som även inkluderar en positiv transaktionskostnad på avfallsmarknaderna.

I praktiken har vi i Sverige en rad olika styrmedel som syftar till att påverka avfallsmarknaderna och styra mot de uppsatta avfallspolitiska målen, som ökad återanvändning och återvinning. Exempelvis har vi producentansvar, källsortering av hushållsavfall, deponiförbud och pantsystem. Vidare finns det en politisk vilja att öka återvinningen genom att inkludera nya material till producentansvaret samtidigt som andelen material som redan omfattas av återvinning bedöms kunna öka. Dessa styrmedel fungerar dock bristfälligt om marknaderna fungerar dåligt. En del av återvinningsmarknaderna uppvisar tyvärr sådana brister vilket kan göra det kostsamt att uppnå eller utvidga återvinningsmålen. Till exempel uppvisar ineffektiva marknader frekvent en hög prisspridning, i den mån det finns ett marknadspris. En hög prisspridning innebär en ökad osäkerhet som kan hämma investeringar inom återvinningssektorn och som därmed gör det svårare att nå återvinningsmålen. OECD (2007) jämför prisspridningen (mätt som standardavvikelsen på månatliga prisförändringar) på nytt och återvunnet material som bedöms nära substitut och rapporterar att till exempel järnskrot och kopparskrot har en prisspridning som överstiger järn- respektive kopparmalm med en faktor på cirka 3 och returpapper har en prisspridning som överstiger massaved med en faktor på cirka 5. Notera att det inte är prisnivån som beskrivs utan graden av prisfluktuation.

Som vi tidigare nämnt finns det i praktiken många orsaker till återvinningsmarknadernas ineffektivitet. Emellertid är det inte direkt uppenbart att dessa orsaker måste föranleda marknadsingripanden. En av de starkaste orsakerna till marknadsingripande är när ineffektiva marknader skapar situationer där ömsesidigt gynnsamma marknadstransaktioner inte sker och där privata marknadsaktörer saknar möjlighet – eller incitament – att påverka situationen. Utöver de miljörelaterade marknadsmisslyckandena finns det andra typer av mark-

nadsmisslyckanden som är kopplade till avfallsmarknaderna och som kan ge upphov till ineffektiva marknadsutfall. En konsekvens kan vara att vissa återvinningsmarknader inte fungerar på ett bra sätt och att vi därmed återvinner en för låg mängd avfall än vad som är samhälls-ekonomiskt motiverat. Vi kommer nedan att diskutera fyra problemkategorier som var för sig eller tillsammans kan ge upphov till marknadsmisslyckanden, där ett statligt marknadsingripande kan behövas. I tabell 5:1 sammanställer vi dessa problemkategorier och ger exempel på avfallsflöden där problemen kan uppstå innan vi i mer detalj diskuterar dem var för sig.

5.2.1 TRANSAKTIONSKOSTNADER PÅ ÅTERVINNINGSMARKNADER

Generellt betraktas en transaktionskostnad som en extra kostnad som uppstår för att genomföra en ekonomisk transaktion utöver marknadspriset (Coase, 1937). Transaktionskostnader skapar därmed en friktion i marknadsmekanismen och kan exempelvis utgöra kostnaden att identifiera en motpart samt teckna och upprätthålla avtal. Transaktionskostnaden ingår således inte i marknadspriset utan måste betalas utöver priset, antingen av konsumenten, producenten eller av bägge beroende på deras situation. Det finns olika typer av transaktionskostnader: (1) Sök- och informationskostnader som uppstår när en aktör söker marknader och lägsta pris. (2) Förhandlingskostnad som uppstår för att ta fram godtagbara avtal. (3) Kostnaden att upprätthålla och kontrollera ingångna avtal, exempelvis kvalitetskontroller. Om vi tillämpar de olika transaktionskostnaderna på återvinningsmarknaderna kan vi se att alla har en ekonomisk relevans och, som i många fall, kan vara betydande. Att mäta – eller att över huvud taget identifiera – transaktionskostnader är däremot komplicerat men signifikanta prisvariationer över tiden kan vara ett indirekt bevis på dess existens (exempelvis Williamson och Winter, 1993).

Transaktionskostnader finns på alla marknader men de kan vara särskilt höga på återvinningsmarknader av två orsaker. För det första, till skillnad mot andra sektorer uppstår återvinningsbart material av samma typ inte enbart i en sektor utan är spritt mellan hushåll, industrisektorer och geografiska områden. Det är också svårt att förutsäga hur mycket återvunnet material som kommer att vara tillgängligt, och när det är tillgängligt på grund av sin egenskap som biprodukt av

Tabell 5:1. Olika typer av icke-miljörelaterade marknadsmisslyckanden.

Typ av marknadsmisslyckande	Exempel på påverkade avfallsflöden	Orsak till marknadsmisslyckandet
Transaktionskostnader	Bygg- och rivningsavfall	Blandat avfall och geografiskt utspritt
	Smörjoljor	Blandat avfall och geografiskt utspritt
	Plast	Stor mångfald av typer som leder till segmenterade marknader
Informationsproblem	Bygg- och rivningsavfall	Osäkerhet om kvalitet som begränsar möjliga användningsområden
	Plastförpackningar	Föroreningar som skapar osäkerhet om kvaliteten
	Metallskrot	Föroreningar som kan skapa icke-förväntade kostnader eller skada återvinningsutrustning
	Textilier	Inblandat lågkvalitativa textilier
	Returpapper	Blandade papperskategorier som kan ge höga sorteringskostnader eller enbart användas för tillverkning av papper med en lägre kvalitet
Externaliteter i konsumtionen	Smörjoljor	Konsumenters inställning till att produkter innehållande återvunnet material är av lägre kvalitet
	Bildäck	Konsumenters inställning till att produkter innehållande återvunnet material är mindre säkra
Teknologiska externaliteter	Plastförpackningar	Användning av blandat plast som ökar osäkerheten om kvaliteten och begränsar antalet användningsområden
	Smörjoljor	Inslag av tillsatser och föroreningar som försvårar möjligheten att omräfina
	Metallskrot med legeringar	Användning av tillsatser som begränsar eller hindrar återvinning
	Elavfall	Svårt att sortera p.g.a. sin blandade karaktär
	Uttjänta fordon	Användning av blandat material och produktdesign av fordonskomponenter som försvårar nedmontering

Källa: Johnstone m.fl. (2011).

andra ekonomiska beslut. Exempelvis, hur mycket kopparskrot som finns tillgängligt en given tidsperiod beror på hur stor produktionen av bland annat kopparkablar varit i tidigare tidsperioder och hur snabb omsättningen är. Som en konsekvens kan återvinningssektorn drabbas av relativt höga transaktionskostnader enbart för att finna lämpliga handelspartners jämfört med andra sektorer. För det andra, kvaliteten på insamlat material kan variera kraftigt. Det gör den svår att värdera, vilket kan skapa prissättningsproblem. Dessa problem blir större ju mer blandat ett material är (till exempel pappers- och plastprodukter) eller där andra egenskaper på det återvunna materialet är svåra att upptäcka. Under sådana omständigheter kan varje leverans betraktas som unik där säljare och köpare måste förhandla om nya priser. Transaktionskostnaderna uppstår bland annat eftersom det är svårt att bedöma kvaliteten på inlämnat avfall och därmed även dess värde. I en intressant studie av Calcott och Walls (2003) utvärderas effekten av transaktionskostnader och marknadsutfallet av olika styrmedel för återvinning. De visar att transaktionskostnader har en betydande roll för hur återvinningsmarknaderna fungerar. De kommer bland annat fram till att den samhällsekonomiskt optimala utformningen av marknadsstyrningen med transaktionskostnader inte är praktiskt möjligt. Istället förespråkar de en s.k. andrahandslösning där en något lägre avfallsskatt tillsammans med ett pantsystem som inkluderar fler produkter, kan öka den samhällsekonomiska effektiviteten. I Sverige är det vanligt att konsumenter lämnar sina uttjänta produkter gratis antingen via källsortering av hushållen, via återvinningsstationer eller via återvinningscentraler för återvinning. Även delar av verksamhetsavfallet lämnas över gratis medan en del säljs.

Ett exempel på avfall som uppvisar dessa problem – geografisk spridning, blandade avfallsmängder och tidsmässigt svårbestämt utbud – är bygg- och rivningsavfall. Här kan det uppstå svårigheter för köpare och säljare att mötas vilket skapar relativt höga transaktionskostnader. Sammantaget leder dessa transaktionskostnader till en högre marknadsandel för nytt material där motsvarande kostnader är lägre.

Det finns åtgärder som kan genomföras för att reducera transaktionskostnaderna. En marknadslösning är att ingå mer långsiktiga avtal och därmed undvika en del av transaktionskostnaden. Detta är

redan vanligt förekommande för vissa materialslag som exempelvis returpapper. För att reducera transaktionskostnaden kopplad till kvaliteten (graden av föroreningar) på insamlat material är det viktigt att standarder eller liknande klassificeringsverktyg utvecklas och tillämpas branschöverskridande. Eftersom standarder kan användas som referenspunkt i transaktioner och handel kan de hjälpa till att reducera transaktionskostnaderna. För returpapper och metaller är detta arbete väl framskridet men för glas och plaster måste ytterligare ansträngningar ske (Johnstone m.fl., 2011). Många av de aktörer som verkar på återvinningsmarknaderna har en permanent närvaro vilket skapar en marknadskännedom som tillfälliga aktörer saknar. Transaktionskostnaden för dessa tillfälliga aktörer är med stor sannolikhet högre än för de permanenta aktörerna. Som ett svar på detta har det utvecklats mäklartjänster som fungerar som intermediär mellan köpare och säljare dit tillfälliga aktörer kan vända sig.

Många av de åtgärder som kan reducera transaktionskostnader kan genomföras av de privata aktörerna men det kan även finnas ett behov av offentlig inblandning. Insamling och offentliggörande av prisinformation är ett sätt på vilket myndigheter kan hjälpa till att reducera transaktionskostnader. Ett annat sätt är att aktivt stödja utvecklingen av nätbaserade handelsplatser. Ett exempel på detta är den s.k. Chicago Board of Trade Recyclables Exchange (CBTRE) som erhöll finansiellt stöd av det amerikanska naturvårdsverket. Att direkt dra lärdom från CBTRE och tillämpa det på svenska förhållanden kan dock resultera i olika problem varav ett är om en tillräcklig likviditet – handelsvolym – kan åstadkommas för att försäkra en effektiv prisbildning. Ett alternativ är att etablera ett gemensamt nätbaserat handelssystem på Europainivå. Fördelen med denna typ av handelssystem är att problemen med den geografiska spridningen och variationen i utbudet över tiden kan reduceras och därmed även transaktionskostnaderna. Även med väl utvecklade nätbaserade handelssystem kvarstår dock problemet med osäkerheten kring kvaliteten på det återvunna materialet.

5.2.2 INFORMATIONSPROBLEM

Vid alla slags transaktioner är det viktigt att samtliga involverade aktörer har samma relevanta information om produkten för att marknadsutfallet ska bli samhällsekonomiskt effektivt. I avsnitt 5.2.1 diskute-

rade vi kopplingen mellan transaktionskostnader och informationsbehovet av bland annat föroreningsgraden på avfall. I detta avsnitt utvecklar vi diskussionen kring informationsproblematiken genom att visa hur olika informationsmisslyckanden kan få viktiga effekter på marknaden utöver ökade transaktionskostnader.

Ett exempel på informationsmisslyckande är asymmetrisk information om avfallets egenskaper, d.v.s. en av parterna i transaktionen förfogar över mer eller bättre kunskap (information) än den andra parten. På grund av den asymmetriska informationen finns risken att säljarna inte kan ta ut ett marknadsmässigt motiverat högre pris på material av högre kvalitet än för material med en lägre kvalitet. Anledningen till det är att köparna saknar information om vilken leverans som har en hög kvalitet och utgår därmed från att alla leveranser består av material med lägre kvalitet. Säljarna i sin tur anpassar sig till detta och ser därmed inget behov av att höja kvaliteten på sitt material eftersom de inte kan få kostnadstäckning för det. Asymmetrisk information innebär därmed att enbart material med en lägre kvalitet kommer ut på marknaden trots att det kan finnas en högre betalningsvilja hos köparen. Asymmetrisk information är ett klassiskt exempel på hur ett marknadsmisslyckande uppstår.

Vad som avses med bra kvalitet skiljer sig givetvis åt mellan avfallsmaterial och marknader. Till exempel kan det röra sig om olika föroreningar, som legeringsämnen i koppar eller tillsatsämnen i plaster, eller om alltför blandade material. I vilken utsträckning säljare väljer att sälja material med lägre kvalitet beror på en rad faktorer. Med återkommande kontakter mellan samma köpare och säljare minskar dock risken med s.k. negativt urval om ett förtroendekapital ska kunna byggas upp. I den mån detta verkligen är ett problem förekommer det mest sannolikt på marknader där olika avfallsslag blandas redan i insamlingsledet, som bygg- och rivningsavfall och vissa plaster.

För att mildra effekten av asymmetrisk information på återvinningmarknader finns några tänkbara åtgärder. Som för transaktionskostnader (i avsnitt 5.2.1) finns det åtgärder som de privata aktörerna själva kan genomföra samtidigt som det kan finnas motiv till offentlig inblandning. En åtgärd de privata aktörerna själva kan vidta är utökad kontroll av avfallskvaliteten med hjälp av standardiserade metoder i insamlingsledet, en annan är vertikal integration. Emellertid, en ut-

ökad kontroll i insamlingsledet kan visa sig både opraktiskt och dyrt. För att reducera kostnaden kan det därför vara nödvändigt att kontrollera själva avfallsflödet men inte i bemärkelsen av att monopolisera avfallsflödet – det skulle förvisso reducera vissa samhällsekonomiska kostnader men samtidigt skulle andra med stor sannolikhet stiga till en samhällsekonomisk nettoförlust. Vad vi menar med att kontrollera avfallsflödet är snarare att köparen på olika sätt kontrollerar insamlingsprocessen av olika avfallsmaterial. Ett sätt är att ett företag engagerar sig ägarmässigt i hela förädlingskedjan; från insamling till återvinning. Detta är vad som på ekonomisk jargong kallas för vertikal integration. Internationellt har denna strategi förekommit på marknaderna för återvunnen plast och aluminium (Johnstone m.fl., 2011). Även långa avtalsperioder kan fungera som en utjämnare av asymmetrisk information eftersom det ökar incitamenten att tydligt deklarerat materialets kvalitet.

5.2.3 EXTERNALITETER I KONSUMTIONEN

Det kan även uppstå informationsproblem kring slutprodukter innehållande återvunnet material. Tveksamheter kring att använda produkter med återvunnet material kan vara en konsekvens av bristande information om exempelvis varans tillförlitlighet och prestanda. Denna typ av informationsmisslyckande beror på att köparen har ofullständig information om huruvida ett speciellt avfallsmaterial är lämpat för en särskild användning. I vilken utsträckning detta är ett problem beror på vilken slutprodukt som diskuteras. Exempelvis är återvunna metaller perfekta substitut till sina jungfruliga alternativ på vissa marknader, men inte på andra, eller en pappersprodukt, tillverkad av återvunnet tidningspapper behöver inte vara ett perfekt substitut till samma pappersprodukt tillverkad av massaved. I många fall finns dock samma krav från slutanvändaren att varor och produkter oavsett om de är tillverkade med hjälp av återvunnet eller nytt material ska hålla samma kvalitet. Betydelsen av detta informationsproblem minskar dock över tiden allt eftersom användaren lär sig hur det återvunna materialet fungerar i produktionsprocessen. Men i en del fall kan det underminera etableringen av nya återvinningsmarknader.

De studier som har försökt mäta kostnaden för informationsproblemet för slutprodukter finner att problemen är vanligast i hantering-

en av plast och bygg- och rivningsavfall men även, i mindre utsträckning, papper och glas (Strömberg, 2004; Enviro, 2003; Ecotec, 2000). Även relativt liten osäkerhet kring slutproduktens egenskaper kan få stora effekter på efterfrågan och därmed indirekt på möjligheterna att etablera effektiva återvinningsmarknader. Huruvida denna typ av informationsbrist ska betraktas som ett marknadsmisslyckande och därmed motivera statligt marknadsingripande eller inte är svårt att bedöma. Men den kunskapsbas som över tiden byggs upp rörande egenskaperna hos slutprodukter som består av återvunnet material, kan betraktas som en kollektiv nytthet. En kollektiv nytthet innebär att andra aktörer helt eller delvis kan tillgodogöra sig kunskapsbasen i sin egen verksamhet – vad vi kallar en positiv extern effekt. På grund av denna positiva spridningseffekt kan det vara motiverat med statligt stöd till exempelvis demonstrationsanläggningar. OECD (2007) redogör för andra offentliga åtgärder som kan hantera denna typ av informationsproblem:

1. Den offentliga sektorn kan föregå som exempel genom att köpa varor som innehåller återvunnet material i den mån reglerna kring offentlig upphandling tillåter detta. Givet att priset är detsamma för en vara tillverkat av återvunnet eller nytt material kan det skicka signaler om att varan med återvunnet material är lika bra som den med nytt material om den offentliga sektorn köper den.
2. Den offentliga sektorn kan ge ut information om kvaliteten på varor tillverkade med återvunnet material eller tillämpa kvalitetscertifiering av varor tillverkade med återvunnet material.
3. Den offentliga sektorn kan utveckla lämpliga produktstandarder och säkerställa att dessa standarder baseras på lämpliga prestandakriterier och inte huruvida varan är tillverkad av återvunnet eller nytt material.

Samtidigt är det viktigt att politiska beslutsfattare inser att den motvilja att köpa produkter som består av återvunnet material som, om möjligt, observeras kan bero på ett normalt riskavert beteende och inte på informationsbrist. Men om informationsbrist föreligger bör offentliga åtgärder som att tillhandahålla relevant information genomföras (Shogren och Taylor, 2008). Men att utgå från att återvunnet och nytt

material ska betraktas som perfekta substitut och anpassa marknadsingripandet efter det kommer att resultera i ett politikermissslyckande – vilket kan bli ett större samhällsekonomiskt problem än det problem som man försökte rätta till.

5.2.4 TEKNOLOGISKA EXTERNALITETER

I detta avsnitt diskuterar vi kopplingen mellan produktutveckling (produktdesign) och produktens återvinningsbarhet och effekterna av att det saknas en incitamentsstruktur som överför det samhällsekonomiska värdet av att designa produkterna så att de lättare kan återvinnas. Metallegeringar och elektroniskt avfall är exempel på produkter som kan påverkas av denna typ av problem eftersom det kan vara svårt att rena avfallet. Även användningen av kompositplaster, speciella tillsatser eller färgblandningar kan skapa problem för återvinning.

Det har argumenterats att denna typ av problem utgör en s.k. teknologisk externalitet i den bemärkelsen att produktdesignen skapar skillnader i de privat- och samhällsekonomiska intäkterna och kostnaderna. Om så är fallet, och om den privatekonomiska sidan styr verksamheten, skapas en ineffektiv resursanvändning. För den fortsatta diskussionen är det därmed viktigt att skilja på en teknologisk och en miljörelaterad externalitet. Den förstnämnda externaliteten har inget att göra med återvinningens skadekostnad för försämrad miljö utan är den samhällsekonomiska kostnaden av att inte återvinna. Den teknologiska externaliteten bör därmed betraktas fritt från miljöhänsyn samtidigt som en miljörelaterad externalitet bör betraktas fritt från en teknologisk externalitet. De marknadsmisslyckanden som dessa typer av externaliteter ger upphov till är distinkta och bör rättas till var för sig.

En alltmer invecklad produktdesign, som innefattar flera materialtyper, påverkar kostnaden för återvinning, eller gör den rent av omöjligt att återvinna. Produktdesignen drivs inte av sig själv utan har tillkommit eftersom den har skapat ett mervärde, antingen hos konsumenterna eller hos producenterna. För att göra en relevant samhällsekonomisk jämförelse måste det positiva mervärdet av produktdesignen ställas mot den högre återvinningskostnaden, i den mån återvinning är den samhällsekonomiskt motiverade slutbehandlingen som gäller. Om istället förbränning är den slutbehandling som gäller, måste produktdesignens mervärde ställas mot kostnaden av

eventuella miljöeffekter av förbränningen minus energiintäkterna. Om vi utgår från att återvinning är samhällsekonomiskt motiverat blir styrmedlets roll att skicka signaler till konsumenterna och producenterna som reflekterar den högre samhällsekonomiska kostnaden av att återvinna produkten och på så sätt reducera eller eliminera det mervärde som produktdesignen skapat. Med andra ord, produktdesignens mervärde är i detta fall mindre än den samhällsekonomiska kostnad den orsakar.

Det förekommer även att marknaden själv, utan statliga marknadsingripanden, har en lämplig incitamentsstruktur. I fall där tillverkaren av slutprodukten själv eller via vertikal integration använder sina egna uttjänta produkter som insatsvara synliggörs produktdesignens mervärde och den resulterade högre återvinningskostnaden direkt. Företaget kan därmed själv avgöra om det är lönsamt att designa en produkt på ett visst sätt.

Ett sätt att lindra dessa problem kan vara att staten stödjer forskning och utveckling av teknik för sortering och återvinning. Men det är lika viktigt att stödja åtgärder som förbättrar återvinningsbarheten hos produkten redan när den befinner sig i designstadiet. Det gäller att hitta en balans mellan tillkomsten av och slutet för en produkt. Genom att enbart stödja sortering och återvinning kan det måhända öka återvinningsbarheten av en produkt men det kommer inte nödvändigtvis att förbättra, i termer av återvinningsbarhet, produktdesignen. Det kan rent av få den motsatta effekten eftersom incitamenten att designa varor som är lätta att återvinna har minskat. OECD (2007) har emellertid identifierat några åtgärder som kan skapa incitament för att förbättra produktdesignen för återvinning.

1. Utökat producentansvar och pantsystem som överför pris- och kostnadssignaler till de som designar, tillverkar och säljer produkten och som reflekterar dess återvinningsbarhet.
2. Tillhandahålla information hur vissa återvinningstekniska problem kan lösas exempelvis genom att tillämpa material- och kodningsstandarder på delar som ingår i mer komplexa produkter.

Dessa optimala styrmedel förutsätter dock väl fungerande marknader, inklusive återvinningsmarknaderna. Om en tillverkare kan välja produktdesign – speciellt återvinningsbarheten av produkten – kom-

mer en avfallsskatt eller en deponiskatt tillsammans med återvinningssubventioner att resultera i en optimal lösning enbart om återvinningsföretag betalar konsumenterna för deras använda produkter. Prissättningen blir i detta fall en funktion av produktens återvinningsbarhet. Calcott och Walls (2000; 2003) visar emellertid att en sådan situation är orealistisk vilket gör det svårt att nå en optimal lösning. Istället argumenterar de för en lösning med en återvinningssubvention tillsammans med en avfallsskatt som ligger strax under den samhällsekonomiska kostnaden för bortskaffande av avfallet. Med andra ord, för att skapa rätt incitamentsstruktur mellan produktdesign och återvinningsbarhet måste styrmedel betraktas som ett komplement till marknaden, inte ett substitut. I en studie av producentansvaret för förpackningar kommer Hage (2007) fram till att systemet skapar tydliga incitament för substitution mellan nytt och återvunnet material men att producentansvaret saknar incitamentsstruktur för att överföra ökande återvinningskostnader till produktdesignen.

5.3 Marknadsmakt

Ett problemområde som varken har diskuterats eller analyserats i någon större utsträckning i Sverige (men desto mer i andra länder) är utövandet av marknadsmakt på avfallsmarknader. Marknadsmakt kan lättast definieras som ett företags möjlighet att påverka marknadspriset. Monopol är en extrem form av marknadsmakt men även i andra marknadsformer som oligopol har företag möjlighet att påverka marknadspriset. Om ett företag eller en grupp av företag utövar marknadsmakt innebär det avsteg från ett samhällsekonomiskt optimalt marknadsutfall. Vi kommer att med två exempel belysa hur utövandet av marknadsmakt kan påverka återvinningsmarknader.

Det första exemplet handlar om hur ett råvaruföretag kan påverka återvinningsmarknaden för konkurrerande återvunnet material. Ett råvaruföretag med marknadsmakt har möjligheten att påverka marknadspriset på sin råvara. Om företaget väljer att prissätta råvaran strax under priset på det konkurrerande återvunna materialet – förutsatt att det fortfarande täcker sina produktionskostnader – minskar de ekonomiska incitamenten att använda återvunnet material i den fortsatta förädlingskedjan. Användningen av nytt material ökar, medan

användningen av återvunnet material minskar. Huruvida detta är en lönsam strategi beror på storleken av materialflödena. För många material är flödet av återvunnet material betydligt mindre än motsvarande flöde av nytt material. En snabb jämförelse av massaved och returpapper i Sverige indikerar att enbart 14 procent av råvaruanvändningen vid papperstillverkning var returpappersmassa (Skogsindustrierna, 2010). Således borde det vara mer lönsamt för ett råvaruföretag med marknadsmakt att prissätta så högt som möjligt oavsett priset på det konkurrerande återvunna materialet. Det har den intressanta implikationen att det också blir mer lönsamt att återvinna och att återvinningen därmed ökar.

Det andra exemplet rör företag som är vertikalt integrerade med sin råvaruförsörjning. Det finns studier som har analyserat konsekvenserna av detta i termer av marknadsmakt på bland annat livsmedels- och energimarknader, men inga studier har hittats som explicit analyserar återvinningsmarknader. Oavsett vilken marknad som analyseras är dock principen densamma. Om ett företag, som kan använda antingen nytt eller återvunnet material i sin produktionsprocess, är vertikalt integrerat med sin råvaruförsörjning kan det begränsa återvinningsmarknaden. Om till exempel en massaproducent är vertikalt integrerat med skogsbruket genom en gemensam ägarstruktur, kan det begränsa användningen av returpapper om interna råvaruleveranser prioriteras även i de fall där relativpriset mellan massaved och returpapper indikerar att det är mer lönsamt att använda returpapper.

Bägge exemplen visar hur utövandet av marknadsmakt på en marknad kan påverka utfallet på en annan marknad. Däremot finns det sannolikt få skäl till att exemplen har någon faktisk betydelse för utvecklingen av återvinningsmarknaderna, men ytterligare studier skulle kunna bringa klarhet. En potentiell form av marknadsmakt vi inte har diskuterat hitintills är om det finns marknadsmakt på själva återvinningsmarknaderna. Marknadsmakt på återvinningsmarknaderna kan uppstå antingen på efterfrågesidan av återvinningsindustrierna eller på utbudssidan av insamlingsbolagen/kommunerna. I Sverige är utbudssidan speciellt intressant att studera eftersom kommunerna har monopol på insamling av hushållsavfall och insamlingen av producentansvarets avfallsmaterial sker av samägda materialbolag samtidigt som det finns ett fåtal större privata insamlingsbolag. I termer

av utövande av marknadsmakt förefaller det dock osannolikt att kommuner skulle utnyttja sin monopolställning till att driva upp priserna, men även om vilja finns så begränsas möjligheten av kommunallagen och självkostnadsprincipen. Av större betydelse när det gäller kommunernas monopol är utnyttjandet av vertikal integration. I många fall äger kommuner – eller har på andra sätt intressen i – behandlingsanläggningar, exempelvis kraftvärmeverk, utvinning av biogaser från biologisk behandling eller olika återvinningsföretag. Genom sitt monopol på hushållsavfall kan därmed kommunerna bl.a. begränsa möjligheten för andra aktörer att etablera sig på marknaden. Det har även återkopplingar till efterfrågesidan på återvinningsmarknaderna. Genom en vertikal integration kan kommunalägda återvinningsanläggningar skaffa sig konkurrensfördelar gentemot andra aktörer samtidigt som mängden avfall som når ut till marknaden begränsas vilket kan skapa onödigt volatilitet i prisbildningen.

5.4 Går det att öka effektiviteten på återvinningsmarknaderna?

Som vi har sett är en effektiv styrning av avfallsmarknaderna långt ifrån en lätt uppgift. Avfallspolitiken måste hantera både eventuella miljöeffekter och de icke-miljörelaterade problemen som kan skapa ineffektiva återvinningsmarknader. Av de problem vi har diskuterat i detta kapitel är inte alla relevanta i alla situationer och för alla materialslag, men det är viktigt att identifiera vilka de är och hur de kan hanteras. Återkommande i diskussionen är dock behovet av att öka pristransparensen och att förbättra informationsöverföringen.

För att ta fram en ändamålsenlig blandning av styrmedel i avfallspolitiken är det viktigt med en grundlig förståelse av marknaderna och hur styrmedel inom olika politikområden samspelar med varandra och påverkar marknaden. Detta innebär bland annat att en ökad samordning mellan departement och myndigheter med olika ansvarsområden sker. Sverige har specifika återvinningsmål (se kapitel 2) på ett flertal olika avfallskategorier och har även infört styrmedel för att stimulera återvinning. Effektiviteten av dessa åtgärder beror inte bara på utformningen av styrmedlen utan även på den tillämpade marknadens egenskaper. Vissa marknader för återvunnet mate-

rial har inslag av marknadsmisslyckande egenskaper (se ovan). Några av dessa, som transaktionskostnader och informationsproblem, är typiska på relativt nya marknader och kommer att minska i betydelse allt eftersom marknaden mognar. I andra situationer kanske marknaden inte alltid fungerar effektivt vilket gör det nödvändigt att staten griper in för att öka effektiviteten. När sådana marknadsingripanden uteblir kommer även en effektivt utformad miljöpolitik att vara dyrare än nödvändigt på grund av ineffektiva återvinningsmarknader. Trots att miljöpolitiken är en viktig del i avfallshanteringen kan det krävas andra åtgärder inom andra områden för att hantera ineffektiva återvinningsmarknader.

Det har visat sig svårt att identifiera generella indikationer på hur effektiva återvinningsmarknaderna är och i vilken mån marknadsingripanden behövs och kan motiveras. Men, som vi diskuterar ovan, kan relativt stora prissvängningar på återvunnet material vara en indikator på ineffektiva marknader. Men att använda relativt stora prissvängningar som en generell indikator för ineffektiva marknader kan i många fall vara missvisande. Många väl etablerade återvinningsmarknader, som exempelvis för stålskrot och aluminium, uppvisar också stora prissvängningar över tiden. Men dessa svängningar kan till stor del förklaras av vanliga marknadsanpassningar och beror inte på en ineffektiv prisbildning. Att vanliga marknadsanpassningar får ett stort genomslag på prisbildningen beror till stor del på att utbudet av återvunna material har en låg priselasticitet. Det vill säga den utbudna kvantiteten av många återvunna material reagerar mycket lite på prisförändringar. Detta eftersom det är en biprodukt av andra ekonomiska beslut vilket begränsar dess tillgänglighet samtidigt som många avfallsflöden inte har en incitamentsstruktur som tillåter signaler om materialets knapphet att överföras mellan de som genererar avfallet och användarna. Detta i kombination med en konjunkturskänslig efterfrågan skapar betydande prissvängningar över tiden även på effektiva marknader.

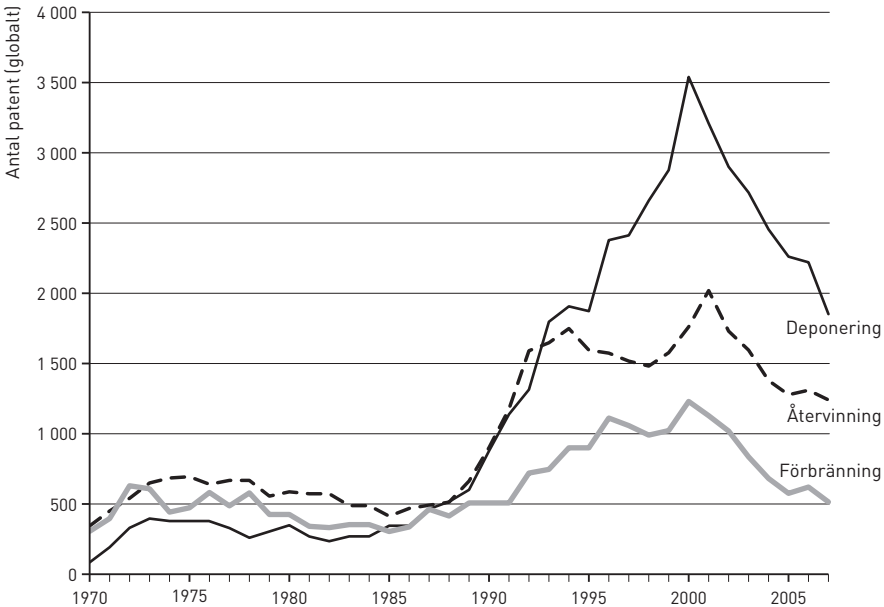
Således, bara för att en återvinningsmarknad uppvisar relativt stor prisvariation över tiden kan det vara skadligt att dra slutsatsen att det behövs statliga åtgärder för att hantera dessa prissvängningar via s.k. prisstabiliseringsprogram. De är svåra att genomföra i praktiken men framför allt löser de inte de underliggande problemen. I den mån

statliga åtgärder bedöms riktiga och rimliga bör de utformas för att så träffsäkert som möjligt hantera de underliggande marknadsmisslyckandena.

5.5 Teknisk innovation som lösning

Vi har diskuterat olika åtgärder för att reducera eller helt eliminera olika typer av marknadsmisslyckanden. Antingen som ett svar på sådana åtgärder eller som ett komplement kan tekniska innovationer spela en viktig roll för att lösa marknadsmisslyckanden. Exempelen som belyser vikten av tekniska innovationer är många (Johnstone m.fl., 2011). Bland annat innovationer som tillåter nedmontering av produkter så att enskilda återvinningsbara komponenter kan tas ut och så att farligt avfall kan hanteras säkert. Detta är viktiga egenskaper för uttjänta fordon och elavfall och skulle reducera de teknologiska externaliteterna. För att reducera informationsproblemet kan innovationer som underlättar sortering av blandat avfall hjälpa till. På motsvarande sätt skulle innovationer som mäter och utvärderar fysiska och kemiska egenskaper hos produkter som innehåller återvunnet material hjälpa till att reducera externaliteter i konsumtionen. Slutligen, för att reducera transaktionskostnaderna kan utvecklingen av innovationer som möjliggör bättre kommunikation mellan aktörer och geografiska områden bidra. Avsikten med detta avsnitt är att belysa vilken roll en aktiv teknikpolitik kan ha för att stimulera tekniska innovationer och dess tillämpning inom avfallsområdet.

Johnstone m.fl. (2011) presenterar ett mått på teknisk innovation och visar hur det har utvecklats globalt över tiden för olika behandlingsmetoder. Figur 5:1 återger utvecklingen av tekniska innovationer för förbränning, återvinning och deponi. I figuren kan vi se att utvecklingstrenden för alla tre behandlingsalternativen uppvisar liknande mönster. Ungefär från år 2000 vänder dock trenden och blir fallande, även för återvinningsteknik. Givet den politiska betoningen på återvinning som finns är detta överraskande. I samma studie visas även att värdet av tekniska innovationer inom återvinningsområdet har minskat sedan år 1990. Emellertid, de resultat Johnstone m.fl. (2011) kommer fram till visar att politiken har haft en positiv påverkan på utvecklingen av tekniska innovationer för vissa avfallskategorier.



Figur 5:1. Global utveckling av tekniska innovationer för olika behandlingsalternativ (patentdata).

Källa: Johnstone m.fl. (2011).

5.6 Klassificeringen av farligt avfall

Från ett samhällsekonomiskt perspektiv kan det uppstå några övergripande problem med rådande klassificering av farligt avfall. Det tydligaste problemet är den binära klassificeringen av avfall som antingen farligt eller icke-farligt. Med denna klassificering tas ingen hänsyn till graden av farlighet. Till exempel ska glödlampor källsorteras som elavfall som klassas som farligt avfall. Detta likställs därmed med kvicksilverhaltiga material och mineralolja som också klassas som farligt avfall. Det låter rimligare att avfall som påverkar den mänskliga hälsan på ett mer påtagligt sätt bör hanteras försiktigt.

Med den binära klassificeringen tas heller ingen hänsyn till den eventuella samhällsnyttan som produkten med det farliga ämnet ger; det tas ingen hänsyn till substitutionsmöjligheter att byta ut det farliga ämnet mot ett annat icke-farligt ämne, och slutligen tas ingen hän-

syn till storlek och närhet till den potentiellt påverkade befolkningen. Genom att klassificera en avfallskategori som farligt avfall ökar kostnaden för dess insamling, transport och slutbehandling som med stor sannolikhet kommer att reducera användningen av ämnet. Att minska uppkomsten av farligt avfall är givetvis en önskvärd effekt av att låta producenterna betala hela eller delar av skadekostnaden som uppstår (se avsnitt 3.5). Men hur mycket användningen ska minskas beror också på den samhällsnytta som skapas av produkten med det farliga ämnet. Det måste finnas en balans mellan nytta och risk, men ett sådant beaktande ingår inte i en binär klassificering av farligt respektive icke-farligt avfall.

5.6.1 SKAPAS DE RÄTTA INCITAMENTEN FÖR HANTERING AV FARLIGT AVFALL?

De regler som omgärdar hanteringen av farligt avfall har som sitt yttersta mål att reducera miljö- och hälsoeffekter av det farliga avfallet. Detta kan ske på två sätt (eller genom en kombination av de två): antingen genom att reducera innehållet av farliga ämnen i produkter eller genom att förbättra möjligheterna att återvinna eller på andra sätt ombesörja att de farliga ämnena inte hamnar i naturen. Vi kommer att koncentrera oss på kopplingen mellan behandling och kostnad för uttjanta produkter och den incitamentsstruktur som styr densamma.

Behandlingen, och därmed kostnaden, av farligt avfall skiljer sig i många avseenden från behandlingen av icke-farligt avfall. Behandling av farligt avfall är omgärdat av en rad regleringar, föreskrifter och kontrollstationer som innebär högre kostnader. Men så länge de högre hälso- och miljöriskerna återspeglas korrekt i de högre kostnaderna är detta inte ett problem. Snarare är det något önskvärt. Med andra ord, det är bra att minska mängden farligt avfall så länge högre insamlings- och behandlingskostnader reflekterar internaliseringen av externa kostnader.

Däremot är det ur ett samhällsekonomiskt perspektiv inte nödvändigtvis optimalt att helt reducera användningen av farliga ämnen som i slutändan blir till farligt avfall. Även i detta fall måste samhällsnytta ställas mot samhällskostnaden. I många fall kan det finnas fungerande substitut till det farliga ämnet men kostnaden för att byta kan vara för höga för att det både privat- och samhällsekonomiskt ska vara

motiverat. I andra fall kan det vara samhällsekonomiskt motiverat att byta men inte privatekonomiskt. Om så är fallet finns det starka incitament att införa riktade styrmedel för att jämställa den privatekonomiska kostnaden med den samhällsekonomiska.

Tyvärr saknas det studier på hur svenska företag ändrar sitt beteende vid förändrade behandlingskostnader för farligt avfall. Det finns dock ett par intressanta studier av amerikanska företag. Peretz m.fl. (1997) visar att företag minskar uppkomsten av farligt avfall genom att återanvända, återvinna eller genom att hitta substitut. En annan studie visar att om behandlingskostnaden för farligt avfall ökar med en procent minskar mängden genererat farligt avfall med 15 procent (Sigman, 1996). I Sverige finns det emellertid relativt få anläggningar som har tillstånd att behandla farligt avfall vilket kan innebära att skal- och stordriftsfördelar inte utnyttjas till fullo eller att långa transportsträckor krävs.

Om en samhällsekonomiskt optimal säkerhet för insamling och behandling av farligt avfall uppnås och om kostnaden för detta överförs till de producenter vars produkter innehåller det farliga ämnet, skapar det tillräckliga incitament för att inte använda för mycket av det farliga ämnet och inga ytterligare åtgärder för att reducera mängden farligt avfall skulle behövas. Vi har dock noterat några brister i hur farligt avfall hanteras, men samtidigt finns det alltför många farliga ämnen och slutbehandlingsanläggningar – för att inte nämna all verksamhet som tar hand om sitt eget farliga avfall – för att kunna genomföra enskilda samhällsekonomiska analyser på huruvida ett avfall ska klassificeras som farligt eller inte. En likformig standard är nödvändig i verkligheten och ett tilltaget säkerhetsmedvetande kan mycket väl vara lämpligt. Anledningen till diskussionen ovan, trots att den inte kan genomföras i praktiken, är att det är i den riktningen vi vill gå och diskussionen kan fungera som en ledstjärna när vi tvingas använda s.k. andrahandslösningar.

KAPITEL 6

Slutsatser

6.1 Inledning

Det finns mycket som kan gå fel med ekonomisk politik, inte minst inom avfallsområdet. Avvägningar måste hela tiden göras mellan olika åtgärder samtidigt som dess konsekvenser är svåra att förutsäga med någon större precision. En optimal samhällsekonomisk lösning kan visa sig vara praktiskt eller politiskt omöjlig att genomföra eller så kan en politisk målsättning visa sig samhällsekonomiskt omotiverad. Vi hävdar inte i denna studie att samhällsekonomiska kriterier ska vara prioriterade jämfört med andra relevanta kriterier, däremot hävdar vi att de bör ingå i ett brett beslutsunderlag som ligger till stöd för alla avfallspolitiska beslut.

Vi har visat att avfall inte är en homogen vara vilket skapar en mångfald av avfallsmarknader och en komplexitet i hur dessa analyseras. Vi har sett att olika avfallsfraktioner har olika användningsområden och alternativa behandlingsmetoder. Vidare består avfallshanteringen av flera olika hanteringssteg och att vissa avfallsmarknader har någon form av reglering som styr marknadens funktionssätt. Avfall av alla slag och behandlingsalternativ kan skapa svåridentifierade och långvariga externa kostnader för samhället om de inte hanteras korrekt. Det finns två övergripande frågor som måste ställas om avfallspolitiken: hjälper den till att skapa väl fungerande avfallsmarknader och

kommer åtgärdernas resultat att nås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad? Vi har i tidigare kapitel sett att svaren på dessa frågor skiftar, det finns både nekande och jakande svar. Allt är inte fel med den förda avfallspolitiken. I många av de fall där svaret är nekande dominerar framför allt två orsaker. För det första saknas det viktiga samhällsekonomiska analyser som inkluderar samtliga externa effekter och andra kostnadsposter i beslutsunderlagen som indikerar en prioriteringsordning av olika behandlingsalternativ. Samhällsekonomiska analyser kan inte lösa politiska motsättningar, men de kan bidra till en mer fokuserad debatt. För det andra skapar prisbildningen på avfallsfraktioner inte de rätta signalerna om resurserns knapphet och samhällskostnad vilket gör att incitamentsstrukturen leder till, för samhället, felaktiga beslut.

En stor del av studien har handlat om externa kostnader – eller skadekostnader som det också kallas – eftersom den samhällsekonomiska kostnaden (summan av de privatekonomiska och externa kostnaderna) är den som är relevant när det handlar om avfallspolitiska åtgärder. Men, att identifiera och kvantifiera de externa kostnaderna av olika behandlingsalternativ är långt ifrån en lätt uppgift, men bara för att det är svårt innebär det inte att vi kan utelämna dem. Som vi har diskuterat finns det en samhällsekonomiskt optimal nivå för de externa effekterna. Det innebär att det inte är motiverat att helt eliminera de externa effekterna, det skulle ta alltför mycket av samhällets resurser i anspråk. Istället måste nyttan av att reducera de externa effekterna ställas mot kostnaden att göra det. Tillämpat på hur mycket vi återvinner innebär det att återvinning inte är en binär lösning där vi antingen återvinner allt eller inget. Det finns en optimal samhällsekonomisk återvinningsnivå där kostnaden av ytterligare återvinning är lika med samhällsnyttan av densamma. Att över- eller underskrida denna nivå innebär konkret att samhället inte använder sina resurser effektivt och att vi reducerar vår gemensamma välfärd. Men som vi har sett är det svårt att avgöra var den optimala återvinningsnivån ligger.

Nuvarande avfallspolitik innehåller både marknadsbaserade styrmedel (skatter, avgifter, subventioner m.m.) och administrativa styrmedel (kvantitativa begränsningar, lagstiftning m.m.). I många fall är det svårt att avgöra vilken typ av styrmedel som är mest lämplig att använda i olika situationer. Det enda vi med säkerhet kan säga är att

om en aktivitet skapar externa kostnader bör det regleras med något slags styrmedel. De flesta ekonomer föredrar marknadsbaserade styrmedel men det är viktigt att inse att det finns egenskaper inom avfallsområdet som kräver administrativa styrmedel. Hanteringen av farligt avfall är ett bra exempel på detta.

För att producenter ska erhålla incitament till att minska bland annat produkternas och förpackningarnas storlek samt att förbättra återvinningsbarheten är det viktigt att skapa lämpliga prissignaler. Även för hushållen måste incitament skapas till att reducera mängden avfall och öka återvinningen. För detta ändamål måste det finnas en direkt koppling mellan hur mycket avfall hushållen väljer att slänga och renhållningsavgiften.

En generell slutsats är att när en aktivitet ger upphov till en extern effekt bör aktiviteten utan omvägar beskattas motsvarande sin skadekostnad. Skatten internaliserar den externa kostnaden och ger utövarer incitament att reducera den externa effekten. När vi misslyckas med att korrekt prissätta avfall kan dock s.k. andrahandslösningar vara den enda utvägen. Det vill säga, om det inte är praktiskt genomförbart att direkt beskatta den externa effekten innebär en andrahandslösning att styrmedel implementeras för att indirekt reducera eller eliminera den externa effekten. Exempelvis, för att minska utsläppen av koldioxid är subventioner till biobränsle en andrahandslösning eftersom subventionen inte direkt angriper det underliggande problemet.

Att subventionera eller beskatta något som enbart är relaterat till den externa effekten är dock som bäst en andrahandslösning. Dessa lösningar kan få oavsiktliga och oönskade konsekvenser. Deponiskatten till exempel skapar incitament för företag att reducera mängden avfall de lägger på deponi genom att internalisera de externa kostnaderna för detta. Men för hushåll skapas inte de rätta incitamenten om inte deponiskatten får ett direkt genomslag i renhållningsavgiften. Deponiförbudet för utsorterat brännbart avfall – som kan betraktas som ett administrativt styrmedel – kombineras i detta fall med deponiskatten i syfte att minska mängden avfall som deponeras. Ett annat exempel, stöd till återvinning, skapar incitament för företag att återvinna mera samtidigt som det skapar incitament för företag att använda mer återvunnet material. Men om inte hushåll tar del av stödet skapas det inte några incitament för hushållen att öka sin återvinning.

Vidare minskar ett stöd till återvinning kostnaden för produkter och förpackningar, vilket kan innebära att storleken på produkterna och förpackningarna ökar.

För att ta fram en ändamålsenlig blandning av styrmedel i avfallspolitiken är det viktigt med en grundlig förståelse av marknaderna och hur olika styrmedel samspelar med varandra och påverkar marknaden. En policy som huvudsakligen betonar återvinningens miljö- och hållbarhetsaspekter, medan övriga kostnader för dessa aktiviteter negligeras, är inne på fel väg och kommer att leda till resultat som är sämre för den samhälleliga nyttan.

6.2 Återvinningen går som tåget men mängden farligt avfall ökar

Den senaste statistiken visar att cirka 97,8 miljoner ton avfall genererades i Sverige år 2008. Av detta står hushållen för 5,2 miljoner ton och verksamheter för resten. Merparten, eller 95,6 miljoner ton, räknas som icke-farligt avfall medan resterande klassas som farligt avfall. Över tid har uppkomsten av icke-farligt avfall minskat medan det farliga avfallet har ökat.

När avfallet väl har uppkommit så måste det slutbehandlas. De vanligaste slutbehandlingsmetoderna är materialåtervinning, förbränning (med energiutvinning) och deponering. Tyvärr saknas statistik över hur den totala materialåtervinningen har förändrats över tiden, men vi kan se att materialåtervinningen från hushållen har ökat, detta gäller för samtliga kategorier (papper, metall, glas och plast). Förbränningen av hushållsavfall har legat mer eller mindre konstant, medan förbränning av industriavfall har ökat. Den deponerade mängden avfall har minskat markant.

För den framtida utvecklingen och strukturen på avfallsmarknaderna kommer utnyttjandegraden av den totala och regionala behandlingskapaciteten att vara en viktig faktor. Utöver detta kommer den framtida utvecklingen av energipriserna, konkurrensen om värmeunderlaget i fjärrvärmenätet, utvecklingen av avfallspolitiska styrmedel och huruvida trenden med ökande mängder avfall per person är långsiktigt hållbart att påverka.

För att minska uppkomsten av avfall har EU på agendan att i fram-

tiden frikoppla avfallet från tillväxten. Nationellt har Sverige inom miljökvalitetsmålen beslutat att den totala mängden avfall inte ska öka, men samtidigt är den ekonomiska utvecklingen en av de starkaste drivkrafterna som påverkar mängden genererat avfall. Analysen över framtida avfallsmängder visar att det uppstår en relativ frikoppling mellan ekonomisk tillväxt och icke-farligt avfall år 2030, d.v.s. avfallsmängden ökar i lägre takt än bruttonationalprodukten (BNP). Det farliga avfallet växer däremot snabbare än BNP.

6.3 Avfallshierarkin inte samhällsekonomiskt försvarbar

Svensk och europeisk avfallspolitik baseras på en fast avfallshierarki som prioriterar minskad uppkomst av avfall före återanvändning, följt av materialåtervinning, förbränning och sist deponering. Hierarkin stöds ofta av livscykelanalyser som utgår från ett endimensionellt värdeperspektiv och syftar till att minimera miljöpåverkan. Om vi enbart mäter kostnaden av olika behandlingsmetoder genom exempelvis hur mycket energi som används eller hur stora utsläpp som sker, missar vi viktig information om hur användningen av andra faktorer påverkar kostnaden. För att utvärdera vad som är en samhällsekonomiskt försvarbar politik behövs ett flerdimensionellt perspektiv som beaktar alla kostnader och intäkter. Det är inte en fråga *om huruvida* vi ska återvinna, förbränna eller deponera avfallet, snarare en fråga *om hur mycket* avfall vi ska återvinna, förbränna eller deponera. En samhällsekonomiskt optimal avfallshantering uppnås när de marginella nettokostnaderna för de olika hanteringsalternativen är lika stora. Avvikelser från den optimala nivån innebär högre samhällsekonomiska kostnader än nödvändigt.

Avfallshierarkin kan inte vara konstant över materialslag. På grund av materialslagens olika egenskaper varierar marginalkostnaderna mellan olika avfallsfraktioner. Rapportens litteraturgenomgång visar exempelvis att avfallshierarkin kan ifrågasättas för hushållens pappersavfall. Avfallshierarkin kan inte heller vara konstant över olika geografiska och demografiska dimensioner. Detta eftersom marginalkostnaderna varierar med transportavstånd och befolkningstäthet. För att till exempel producentansvaret ska uppnås kostnadseffektivt bör

återvinningsnivåerna skilja sig åt regionalt. Tvärtemot den kostnads-effektiva rekommendationen så verkar materialutnyttjandet generellt vara högre i glesbefolkade län och lägre i tätbefolkade län. Slutligen kan inte avfallshierarkin vara konstant över tiden eftersom marginal-kostnaderna också varierar över tid. Då exempelvis mer avfall går till återvinning ökar återvinningskostnaderna och förbränning och deponering blir jämförelsevis billigare. Svensk, och europeisk, avfallspolitik som baseras på en fast och oföränderlig avfallshierarki är därmed inte samhällsekonomiskt försvarbar.

6.4 Återvinningens marknadsmisslyckanden

En del av återvinningsmarknaderna fungerar bristfälligt vilket gör det kostsamt att uppnå eller utvidga återvinningsmålen. Det grundläggande marknadsmisslyckandet med återvinning är att ingen prissignal skickas. Den mesta insamlingen av återvinningsmaterial sker utan ekonomisk transaktion mellan konsument och återvinningsföretag vilket medför att delar av marknadens incitamentsstruktur försvinner. Varje hushåll och företag fortsätter att välja mellan återvinningskärlet och sopkärlet baserat på infall, vana och övertygelse – men inte på grund av korrekta signaler om samhällsnytta och kostnad.

Utöver avsaknaden av prissignaler finns andra egenskaper som måste beaktas. Exempelvis ombesörjs stora delar av avfallshantering- en av kommuner eller av kommunala bolag som saknar vinstintresse. Istället är deras målsättning att behandla så mycket avfall som möjligt givet ett kostnadstak som normalt bestäms av olika avgifter. Som en konsekvens beaktas varken den privatekonomiska eller den samhälls- ekonomiska vinsten vid beslut om vad, när, var, hur och hur mycket som ska återvinnas. Den samhällsekonomiska optimala återvinnings- nivån kommer sannolikt därmed inte att ske. En annan aspekt som är viktig i sammanhanget är att underskott i kommunernas avfalls- hantering tillåts skattefinansieras vilket kan innebära att det uppstår situationer där renhållningsavgiften är för låg för att täcka hela sin kostnad. Det indikerar att hushållen inte direkt betalar kostnaden för avfallshanteringen och därmed inte ändrar sitt beteende utifrån den rätta kostnaden.

Vidare uppvisar marknader för återvunnet material (som till exempel kopparskrot och returpapper) en hög prisspridning vilket hämmar investeringar inom återvinningssektorn och gör det svårare att nå återvinningsmålen. Att vanliga marknadsanpassningar får ett stort genomslag på prisbildningen beror till stor del på att utbudet av återvunna material har en låg priselasticitet, d.v.s. utbudet reagerar mycket lite på prisförändringar. Återvinningsmarknaderna kan även betraktas som instabila i den bemärkelsen att tillgången av de handlade produkterna styrs av andra marknader.

Förutom miljörelaterade marknadsmisslyckanden finns även andra marknadsmisslyckanden som höga transaktionskostnader, informationsproblem, externaliteter i konsumtionen och teknologiska externaliteter som kan ge upphov till ineffektiva marknadsutfall. En utgångspunkt för utformningen av den avfallspolitik som ska korrigera marknadens funktionssätt är att denna bör så nära som möjligt angripa det underliggande problemet utan att diskriminera mellan olika behandlingsalternativ.

6.5 Effektiv styrning ingen lätt nöt att knäcka

Det finns en optimal samhällsekonomisk nivå på återvinning. Att överskrida (eller underskrida för den delen) denna nivå innebär ett slöseri med samhällets resurser. Ett ekonomiskt angreppssätt på avfallsproblematiken innebär att sätta rätt pris. Ekonomiska styrmedel förbättrar prissignalerna genom att rätt värde sätts på ekonomiska aktiviteter så att aktörerna tar hänsyn till dessa och ändrar sitt beteende. De gör det möjligt att uppnå målen på ett mer flexibelt sätt vilket sänker de samhällsekonomiska kostnaderna för att uppnå målen, samt ger aktörerna incitament till satsningar på teknikutveckling.

De styrmedel som berör avfallsområdet styr sällan mot avfallsförebyggande åtgärder utan påverkar främst de nedre delarna av avfallshierarkin. I Sverige har vi en rad olika styrmedel som syftar till att styra mot de avfallspolitiska målen, som ökad återanvändning och återvinning. Exempelvis har vi ett producentansvar, källsortering av hushållsavfall, deponiförbud och pantsystem. Det finns ett flertal studier som visar hur olika styrmedel kan användas för att uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå på återvinning och andra avfalls-

behandlingsmetoder. Det enklaste styrmedlet är en generell avfallsskatt men även en kombination av deponiskatt och återvinningssubventioner kan resultera i en optimal lösning, speciellt om en deponiskatt leder till en ökad illegal avfallsdumpning. Emellertid förutsätter det att avfallsmarknaderna fungerar effektivt.

Effektiv styrning av avfallsmarknaderna är långt ifrån en lätt uppgift. Avfallspolitiken måste hantera både eventuella miljöeffekter och de icke-miljörelaterade problem som kan skapa ineffektiva återvinningssmarknader. Alla enskilda problem är inte relevanta i alla situationer och för alla materialslag. Men det är viktigt att identifiera vilka de är och hur de kan hanteras. Vad som återkommer i diskussionen är dock behovet av att öka pristransparensen och att förbättra informationsöverföringen.

För att minska eller eliminera olika typer av marknadsmisslyckanden kan tekniska innovationer spela en viktig roll. Exempelvis kan innovationer som tillåter nedmontering av produkter så att enskilda återvinningsbara komponenter lättare kan återvinnas bidra till att minska vissa typer av marknadsmisslyckanden. På liknande sätt kan innovationer som underlättar sortering av blandat avfall hjälpa till. Slutligen kan utvecklingen av innovationer som möjliggör bättre kommunikation mellan aktörer och geografiska områden bidra till att minska transaktionskostnaderna på återvinningssmarknaderna.

För att stimulera ytterligare återvinning från hushållen kan kommunerna i större utsträckning börja använda viktbaserade renhållningsavgifter. Men det är också viktigt att beakta eventuella sidoeffekter av en sådan övergång eftersom det skapar incitament för hushållen att på andra sätt göra sig av med sitt avfall (egen förbränning, illegal dumpning etc.). Men det är också viktigt att vi ställer den övergripande frågan vilken samhällelig nytta ytterligare åtgärder inom avfallshanteringen har innan beslut fattas. I detta sammanhang har åtgärdsspecifika samhällsekonomiska analyser en viktig roll att spela. Sådana analyser bör föregå följande åtgärder: utökning av återvinningsmål; inkludering av nya avfallskategorier i producentansvaret; systemändring för hantering av farligt avfall; byggande av nya förbränningsanläggningar samt utfärdande av dispenser för deponering.

6.6 Behov av ytterligare studier

Det bör slutligen framhållas att denna rapport främst har bidragit med en principiell analys av Sveriges avfallshantering utifrån ett samhälls-ekonomiskt perspektiv, samt illustrerat några viktiga områden där förbättringar kan ske. Idag finns ett stort behov av samhällsekonomiska analyser som beskriver de konsekvenser som uppstår i samband med olika politiska vägval. Det är eftersträvarsvårt att förändringar av avfallspolitiken kan motiveras utifrån samhällsekonomisk lönsamhet. Av olika skäl kan det dock vara svårt att värdera åtgärdens alla icke-marknadsprissatta effekter. I dessa fall kan kostnadseffektivitet vara ett tillräckligt kriterium. Det är likväl viktigt att nyttan med åtgärden tydliggörs.

Den framtida forskningen bör fördjupa förståelsen av de områden som belysts i rapporten, men också bredda analysen till att i högre grad inbegripa internationella förhållanden och marknader, institutionella förutsättningar samt andra politikområden som direkt eller indirekt påverkar avfallsmarknaderna. En viktig utgångspunkt för all forskning inom detta område bör vara att inte låsa fast en prioriteringsordning av olika behandlingsalternativ en gång för alla, utan tillåta en dynamisk utveckling som styrs av marknadsbaserade incitament (korrigerad för eventuella marknadsmisslyckanden). Detta skulle öka den svenska välfärden och underlätta det övergripande miljöarbetet. På samma sätt bör också vårt framtida förhållningssätt till avfallshandlingen präglas av öppenhet inför nya lösningar och tillämpningar.

Referenser

- Ackerman, F. (2005). Cost-effective recycling, Kapitel 2 i *Rethinking the waste hierarchy*, Environmental Assessment Institute, Copenhagen.
- Angst, G., W. Slark, H. Hutterer och H. Pilz (2001). Cost-benefit analysis of packaging, Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Avfall Sverige (2007). *Svensk avfallshantering 2007*. Avfall Sverige.
- Avfall Sverige (2008). *Svensk avfallshantering 2008*. Avfall Sverige.
- Avfall Sverige (2009). *Viktbaserad renhållningstaxa som styrmedel*. Avfall Sverige, rapport U2009:09.
- Avfall Sverige (2010). *Svensk avfallshantering 2010*. Avfall Sverige.
- Berglund, C. (2004). Spatial cost efficiency in waste paper handling: the case of corrugated board in Sweden. *Resources, Conservation and Recycling*, 42:367–387.
- Berglund, C. (2006). The Assessment of households' recycling costs: The role of personal motives. *Ecological Economics*, 56: 560–569.
- Berglund, C. och P. Söderholm (2003). An econometric analysis of global waste paper recovery and utilization, *Environmental and resource economics* 26:429–456.
- Bisaillon, M., G. Finnveden, M. Noring, Å. Stenmarck, J. Sundberg, J.-O. Sundqvist och S. Tyskeng (2009). *Nya styrmedel inom avfallsområdet?* Kungliga tekniska högskolan, TRITA-INFRA-FMS 2009:7.
- Bruvold, A. (1998). The cost of alternative policies for paper and plastic waste. Report 98/2, Statistisk sentralbyrå, Oslo, Norge.

- Bruvoll, A., B. Halvorsen och K. Nyborg (2002). Households' recycling efforts. *Resources, Conservation and Recycling*, 36:337–354.
- Brännlund, R. och B. Kriström (1998). *Miljöekonomi*. Studentlitteratur, Lund.
- Calcott, P. och M. Walls (2000). Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream »Design for Environment«? *American Economic Review*, 90:233–237.
- Calcott, P. och M. Walls (2003). *Waste, Recycling, and »Design for Environment«: Roles for Markets and Policy Instruments*. Discussion Paper, Resources for the Future, Washington DC, USA.
- Coase, R. (1937). The nature of the firm. Reprinted in Williamson, Oliver E. and Scott E. Maston (red.) *The Economics of Transaction Costs*, MPG Books Ltd, Cornwall, 1999.
- Craighill, A. L. och J. C. Powell (1996). Life cycle assessment and economic evaluation of recycling: a case study. *Resources, Conservation and Recycling*, (17):75–96.
- Dalager, S., I. Drabaek, L. M. Ottosen, N. J. Busch, H. C. Holmstrand, M. Skovgard och F. Möller (1995). *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, København, Danmark.
- Dijkgraaf, E. och H. R. J. Vollebergh (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Ecological Economics*, 50: 233–247.
- Dinan, T. M. (1993). Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal. *Journal of Environmental Economics and Management*, 25:242–256.
- Döberl, G., R. Huber, P. H. Brunner, M. Eder, R. Pierrard och W. Schonback (2002). Long-term assessment of waste management options – a new, integrated and goal-oriented approach. *Waste Management Research*, 20(4):311–327.
- Ecotec (2000). *Policy Instruments to Correct Market Failure in the Demand for Secondary Materials*. Rapport framtagen av Ecotec Research and Consulting Ltd., Birmingham.
- Ekvall, T. (1999). Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling. *Journal of Cleaner Production*, 7(4):281–294.
- Ekvall, T. och P. Bäckman (2001). Översiktlig samhällsekonomisk utvärdering av använda pappersförpackningar. CiT Ekologik AB.
- Enviros (2003). *Recycled Glass Market Study and Standards Review: 2003 Update*. WRAP Research Report: Glass, July 2002.

- European Environment Agency (2006). Paper and cardboard – recovery or disposal?, EEA Technical report No 5.
- ExternE (2011). www.externe.info.
- Fullerton, D. och T. C. Kinnaman (1995). Garbage, Recycling and Illicit Burning or Dumping. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29:78–91.
- Hage, O. (2007). The Swedish Producer Responsibility for Paper Packaging: An Effective Waste Management Policy? *Resources, Conservation and Recycling*, 51:314–344.
- Hage, O. (2008). *The Economics of Household Packaging Waste: Norms, Effectiveness and Policy Design*. Luleå tekniska universitet, doktorsavhandling 2008:03.
- Hage, O. och P. Söderholm (2008). An Econometric Analysis of Regional Differences in Household Waste Collection: The Case of Plastic Packaging in Sweden. *Waste management*, 28(10):1720–1731.
- Hage, O., K. Sandberg, P. Söderholm och C. Berglund (2008). Household Plastic Waste Collection in Swedish Municipalities: A Spatial-Econometric Approach. Presenterat vid 16th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE), Juni 25–28, Göteborg.
- Halvorsen, B. (2008). Effects of Norms and Opportunity Cost of Time on Household Recycling, *Land Economics*, 83(3):501–516.
- Hanley, N. och R. Slark (1994). Cost-benefit analysis of paper recycling: A case study and some general principles, *Journal of Environmental Planning and Management*, 37(2):189–197.
- Ibenholt, K. och H. Lindhjem (2003). Costs and Benefits of Recycling Liquid Board Containers. *Journal of Consumer Policy*, 26:301–325.
- Johnstone, N. och J. Labonne (2004). Generation of Household Waste in OECD Countries: An Empirical Analysis Using Macroeconomic Data. *Land Economics*, 80 (4):529–538.
- Johnstone, N., F. Nicolli och P. Söderholm (2011). Resolving Market Inefficiencies in Recycling Markets: The Role of Technological Innovation. Presenterat vid EAERE Pre-Conference on Waste Economics, 29 juni, Rom, Italien.
- Leach, M. A., A. Bauen och N. J. D. Lucas (1997). A systems approach to material flow in sustainable cities – A case study of paper, *Journal of Environmental Planning and Management*, 40(6):705–723.
- Miljömålsportalen (2011). www.miljomal.nu.

- Moberg, Å., G. Finnveden, J. Johansson och P. Lind (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste – part 2: Landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13(3):231–240.
- Naturvårdsverket (2005). Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier.
- Naturvårdsverket (2008a). *Avfall i Sverige 2006*. Naturvårdsverket, rapport 5868.
- Naturvårdsverket (2008b). *Hållbara hushåll: Miljöpolitik och ekologisk hållbarhet i vardagen*. Slutrapport till Naturvårdsverket från forskningsprogrammet SHARP (red: Söderholm, P.), rapport 5899.
- Naturvårdsverket (2009). *System för insamling av hushållsavfall i materialströmmar*. Naturvårdsverket, Rapport 5942.
- Naturvårdsverket (2010a). *Avfall i Sverige 2008*. Naturvårdsverket, rapport 6362.
- Naturvårdsverket (2010b). *Samla in, återvinn – uppföljning av producentansvaret 2008*. Naturvårdsverket, rapport 6328.
- Naturvårdsverket (2010c). Prioriterade områden i planen. PM 2010-09-10, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2011). www.naturvardsverket.se.
- OECD (2007). Improving recycling markets. OECD Policy Brief, januari 2007.
- Palmer, K. och M. Walls (1997). Optimal Policies for Solid Waste Disposal: Taxes, Subsidies, and Standards. *Journal of Public Economics*, 65(3):193–205.
- Palmer, K., och M. Walls (1999). Extended Product Responsibility: An Economic Assessment of Alternative Policies, Discussion Paper 99-12, Resources for the Future, Washington, DC.
- Pearce, D. (2005). Does European union waste policy pass a cost-benefit test?, Kapitel 4 i *Rethinking the waste hierarchy*, Environmental Assessment Institute.
- Peretz, J., R. Bohm och P. Jasienczyk (1997). Environmental policy and the reduction of hazardous waste. *Journal of policy analysis and management*, 16(4):556–574.
- Petersen, M. L. och H. T. Andersen (2002). Nyttiggørelse af returpapir – en samfundsøkonomisk analyse, Institut for Miljøvurdering, København.
- PWC (2010). Den svenska avfallsmarknaden. Price Waterhouse Coopers.
- Radetzki, M. (1999). Återvinning utan vinning, ESO-rapport Ds 1999:66, Regeringskansliet, Stockholm.

- Rasmussen, C. och D. Vigsø (2005). Rethinking the waste hierarchy? Kapitel 1 i *Rethinking the waste hierarchy*, Environmental Assessment Institute, Copenhagen.
- Samuelson, P. (1976). *Economics*. McGraw Hill, New York.
- SCB (2011). www.scb.se.
- Shogren, J. och L. Taylor (2008). On Behavioral-Environmental Economics. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2:26–44.
- Sigman, H. (1995). A comparison of public policies for lead recycling. *Rand Journal of economics*, 26(3):452–478.
- Sigman, H. (1996). The effects of hazardous waste taxes on waste generation and disposal. *Journal of environmental economics and management*, 30:199–217.
- SIKA (2009). Värden och metoder för transportsektorns samhällsekonomiska analyser – ASEK 4. SIKA Rapport 2009:3.
- Sjöström, M. och G. Östblom (2010). Decoupling waste generation from economic growth – A CGE analysis of the Swedish case. *Ecological Economics*, 69:1545–1552.
- Skogsindustrierna (2010). Information från www.skogsindustrierna.se hämtad 2011-04-20.
- SOU 2001:102. *Resurs i retur*.
- SOU 2008:105. *Långtidsutredningen 2008*.
- Strömberg, P. (2004). Market Imperfections in Recycling Markets: Conceptual Issues and Empirical Study of Price Volatility in Plastics, *Resources, Conservation and Recycling*, 41:339–364.
- Vigsø, D. (2004). Deposits on single use containers – a social cost-benefit analysis of the Danish deposit system for single use drink containers. *Waste Management and Research*, 22:477–487.
- Williamson, O. och S. Winter (1993). *The Nature of the Firm: Origins, Evolution and Development*, Oxford University Press, Oxford.
- Återvinningsindustrierna (2002). *Miljöfördelar med återvunnet material som råvara*. Återvinningsindustrierna, rapport 2002:1.
- Östblom, G. och C. Berg (2006). The EMEC Model: Version 2.0, Working Paper No. 96, Konjunkturinstitutet.

Register

alternativkostnad 51, 82
asymmetrisk information 99f

avfall

- behandling 25
- definition 18
- farligt 24, 30, 109
- icke-farligt 22, 109f
- internationell handel 34
- marknad 31
- prissättning 54
- uppkomst 22

avfallsförbränning 15, 28f, 115

avfallshierarkin 37, 57, 74, 80, 88

avfallsmarknad 31ff, 47, 54f, 92ff

avfallspolitik 36f, 47, 49, 57, 68, 72ff, 106, 112f

avfallsskatt 93, 104, 119

biprodukt 19

deponi 29f

deponiförbud 37, 38

deponiskatt 37, 38, 94, 104

dolda subventioner 52ff

effektiv avfallsbehandling 48, 67

ekonomisk analys 49, 73

ekonomisk effektivitet 48

ekonomisk tillväxt 42f, 45f

extern effekt 53, 101, 113f

fördelningsaspekter 69

generationsmålet 36

industriavfall 33

informationsproblem 96, 98, 100f, 107f

kommunallagen 106

kommunal renhållnings-
skyldighet 32

- kostnadseffektivitet 39, 48, 58,
 60ff, 90
 kostnads-nyttoanalys 74, 78ff

 livscykelanalys 72, 78

 marginalkostnad 49
 – privatekonomisk 53f
 – samhällsekonomisk 53ff
 marginalnytta 49f
 marginell skadekostnad 53
 marknadsingripanden 52, 55,
 72, 94
 marknadskoncentration 34
 marknadsmakt 104ff
 marknadsmisslyckande 52, 55,
 72, 93ff, 108, 117ff
 materialåtervinning 26ff, 37, 39,
 71, 88ff, 115f
 miljöeffekter 78f, 82, 84ff
 miljö kvalitetsmål 36, 42f, 116

 nationalekonomisk analys 47
 negativ extern effekt 53

 optimal återvinningsnivå 76

 prisspridning 94, 118
 processavfall 33
 producentansvar 18, 38, 89, 104
 produktdesign 54, 102ff

 relativpriset 58
 renhållningsavgift 32, 39, 40f,
 90, 114, 117

 samhällsekonomiska kostnader
 51, 65, 74, 76, 100, 118
 samhällsekonomisk effektivitet
 15, 73
 självkostnadsprincip 40, 106
 styrmedel 92, 93
 – administrativa 57, 60, 64
 – ekonomiska 54, 62, 64f
 – informativa 57, 65
 – marknadsbaserade 57, 62, 113f

 tekniska innovationer 108
 teknologiska externaliteter 96,
 102, 108
 transaktionskostnad 94, 95, 107,
 108

 verksamhetsavfall 33
 vertikal integration 99f, 105f
 volymtaxa 40

 återvinning 26, 68
 – energibesparing 70, 74
 – jobbskapande 70
 – moraliska normer 77
 – resursuttömning 68f
 – sociala normer 77
 – värdering av tid 82

Avfall har länge betraktats som en dold resurs och har inte utnyttjats till sin fulla potential. Under senare tid har en rad styrmedel införts med syfte att förbättra utnyttjandet av avfall och att styra användningen till specifika områden.

I *Avfall – återvinna, bränna eller slänga?* analyseras Sveriges avfallshantering och avfallspolitik ur ett övergripande samhällsekonomiskt perspektiv. Författarna diskuterar uppkomsten, hanteringen och användningen av avfall. De visar hur ekonomiska analyser kan underlätta framtagningen av avfallsstrategier och utvärderingar av avfallsrelaterade åtgärder.

Författarna ställer två övergripande frågor om avfallspolitiken: Hjälper den till att skapa väl fungerande avfallsmarknader? Har resultatet av åtgärderna uppnåtts till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad?

Robert Lundmark är professor i nationalekonomi vid Luleå tekniska universitet. *Eva Samakovlis* är docent i nationalekonomi och forskningschef för Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet.



ISBN 91-978-86203-98-2



9 197886 203982