

Brännheta skatter!

Bör avfallsförbränning och utsläpp av kväveoxider från energiproduktion beskattas?

Betänkande av Förbränningskattutredningen

Stockholm 2017



STATENS OFFENTLIGA
UTREDNINGAR

SOU 2017:83

SOU och Ds kan köpas från Wolters Kluwers kundservice.
Beställningsadress: Wolters Kluwers kundservice, 106 47 Stockholm
Ordertelefon: 08-598 191 90
E-post: kundservice@wolterskluwer.se
Webbplats: wolterskluwer.se/offentligapublikationer

För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Wolters Kluwer Sverige AB
på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Svara på remiss – hur och varför

Statsrådsberedningen, SB PM 2003:2 (reviderad 2009-05-02).

En kort handledning för dem som ska svara på remiss.

Häftet är gratis och kan laddas ner som pdf från eller beställas på regeringen.se/remisser

Layout: Kommittéservice, Regeringskansliet

Omslag: Elanders Sverige AB

Tryck: Elanders Sverige AB, Stockholm 2017

ISBN 978-91-38-24690-0

ISSN 0375-250X

Till statsrådet och chefen för Finansdepartementet

Genom beslut den 2 juni 2016 bemyndigade regeringen chefen för Finansdepartementet att utse en särskild utredare med uppdrag att

1. se över förutsättningarna för avfallsförbränning samt analysera behovet av att införa skatt på förbränning av avfall,
2. se över om kväveoxidavgiften kan göras med verkningsfull ur miljösynpunkt och samhällsekonomiskt effektiv, i första hand om den görs om till en skatt, samt
3. lämna förslag på hur prissignalen på utsläpp av fossil koldioxid inom EU:s system för handel med utsläppsrätter kan kompletteras med andra ekonomiska styrmedel vad gäller el- och värmeproduktion.

Regeringen förordnade kammarrättslagmannen Petter Classon att vara särskild utredare från och med den 2 juni 2016.

Som experter förordnades från och med den 16 juni 2016 departementssekreteraren Stina Andersson, Miljö- och energidepartementet, ämnesrådet Sven-Olov Ericsson, Miljö- och energidepartementet, departementssekreteraren Stina Gustafsson, Finansdepartementet, departementssekreteraren Per Hedberg, Näringsdepartementet, rättsliga experten Anna Magnusson Johannesson, Skatteverket, rättssakkunnige Monika Knutsson, Finansdepartementet, ämnesrådet David Mjureke, Miljö- och energidepartementet och ämnesrådet Martin Palm, Miljö- och energidepartementet. Den 16 juni 2016 förordnades även dåvarande utredaren vid Naturvårdsverket, numera departementssekreteraren vid Finansdepartementet Sandra Backlund. Den 7 november 2016 entledigades Stina Andersson från sitt uppdrag. Samma dag förordnades

som experter i utredningen departementssekreteraren Malin Johansson, Miljö- och energidepartementet, experten energi och klimat Linda Flink, Svenskt Näringsliv, verkställande direktören Britt Sahleström, Återvinningsindustrierna, ansvarige för skatter och styrmedel Erik Thornström, Energiföretagen samt verkställande direktören Weine Wiquist, Avfall Sverige. Den 7 december 2016 förordnades miljödirektören Christina Wiklund, Skogsindustrierna, som expert i utredningen. Den 27 januari 2017 entledigades Stina Gustafsson och Per Hedberg från sina uppdrag. Samma dag förordnades som experter i utredningen departementssekreteraren Lars Ekberg, Näringsdepartementet och utredare Eva Järnbäcker, Naturvårdsverket. Den 20 juni 2017 entledigades Britt Sahlström från sitt uppdrag. Samma dag förordnades chefen för hållbar återvinning och cirkulär ekonomi Viveke Ihd, Återvinningsindustrierna, som expert i utredningen.

Som sekreterare anställdes från och med den 2 juni 2016 kanslirådet Anna Wallentin. Professor Patrik Söderholm anställdes som sekreterare från och med den 1 juli 2016 till och med den 31 maj 2017. Doktor Thomas Broberg anställdes som sekreterare från och med den 1 augusti 2016 till och med den 31 augusti 2017.

Utredningen har antagit namnet Förbränningsskatteutredningen.

Utredningen överlämnar härmed sitt betänkande Brännheta skatter! Bör avfallsförbränning och utsläpp av kväveoxider från energiproduktion beskattas? (SOU 2017:83).

Uppdraget är härmed slutfört.

Stockholm i november 2017

Petter Classon

/Anna Wallentin

Innehåll

Sammanfattning	19
Summary	27
1 Författningsförslag.....	35
1.1 Alternativ I, Förslag till lag om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion	35
1.2 Alternativ II, Förslag till lag om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion	39
1.3 Förslag till lag om skatt på avfall som förbränns	44
1.4 Förslag till lag om ändring i skatteförfarandelagen (2011:1244)	48
2 Uppdraget och dess genomförande.....	51
2.1 Utredningens uppdrag.....	51
2.2 Utredningens arbete	52
3 Utredningens utgångspunkter	55
3.1 Svensk energi- och miljöpolitik	55
3.2 Riktlinjer för skattepolitiken.....	58
3.2.1 Ett legitimt och rättvist skattesystem	58
3.2.2 Generella och tydliga regler	59
3.2.3 Hållbara regler i förhållande till EU	59

3.3	EU:s regler om statligt stöd.....	59
3.3.1	Vad är statligt stöd?	61
3.3.2	Förutsättningar för godkännande av stöd	63
3.3.3	Principerna för kommissionens bedömning av ett stöds förenlighet med fördraget	64
3.3.4	Kommissionens riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd och energi (EEAG)	65
3.3.5	Överträdelser av EU:s regler om statligt stöd.....	66
4	Teoretiska utgångspunkter	67
4.1	Inledning	67
4.2	Resurshushållning i en marknadsekonomi	67
4.2.1	Den perfekta marknaden	67
4.2.2	Marknadsmislyckanden.....	69
4.2.3	Olika typer av styrmedel	71
4.2.4	”Ett mål ett medel”	73
4.2.5	Institutionellt perspektiv på styrmedel.....	74
4.2.6	Kostnadseffektivitet.....	76
4.3	Systemgränser för samhällsekonomisk analys	78
4.4	Fiskal effektivitet.....	80
4.4.1	Optimal beskattning	80
4.4.2	Grön skatteväxling.....	83
4.5	Utformning av styrande skatter och fördelningseffekter	84
5	Utblick	87
5.1	Skatt och andra ekonomiska styrmedel för avfallsförbränning i andra EU medlemsstater samt Norge	87
5.1.1	Inledning.....	87
5.1.2	Medlemsstater som inte har skatt eller annat ekonomiskt styrmedel för avfallsförbränning.....	88
5.1.3	Medlemsstater som har skatt eller annat ekonomiskt styrmedel för avfallsförbränning.....	90
5.1.4	Medlemsstater som har föroreningskatt som omfattar avfallsförbränning.....	94

5.2	Prisgolv i andra medlemsstater	95
5.2.1	Storbritannien	95
5.2.2	Frankrike	96
5.3	Kväveoxidavgifter och skatter i andra medlemsstater samt Norge	96
5.3.1	Danmark	97
5.3.2	Norge	97
5.3.3	Frankrike	99
6	Bör prissignalen från EU:s system för handel med utsläppsrätter kompletteras?	101
6.1	Inledning	101
6.2	Klimatpolitiskt ramverk i EU och Sverige	106
6.3	Är EU ETS ett klimatpolitiskt nollsummespel på kort och lång sikt?	109
6.3.1	Utsläppshandelns funktion i teorin	109
6.3.2	Utsläppshandel i en politisk kontext	110
6.4	Bör prissignalen på utsläpp av fossil koldioxid inom EU:s system för handel med utsläppsrätter kompletteras?	113
6.5	Konsekvenser	119
6.5.1	Inledning	119
6.5.2	Utredningens uppdrag	119
6.5.3	Utredningens bedömning	120
7	Avfallsmarknaden i Sverige	121
7.1	Inledning	121
7.2	Avfallsdefinitionen	121
7.3	Avfallsmarknaden	122
7.3.1	Insamling	123
7.3.2	Transport	124
7.3.3	Behandling	124

7.4	Ansvarsfördelning	128
7.4.1	Naturvårdsverket	128
7.4.2	Länsstyrelserna.....	129
7.4.3	Kommunerna.....	129
7.4.4	Producenterna	131
7.4.5	Avfallsinnehavaren	133
8	Gränsöverskridande handel med avfall	135
8.1	Handel med avfall.....	135
8.1.1	Inledning.....	135
8.1.2	EU:s avfallstransportförordning	135
8.1.3	Beskrivning av nuläget	136
8.1.4	Drivkrafter för handel.....	140
8.2	Avfallstransporter med lastbil.....	142
9	Avfallsförbränning i Sverige	145
9.1	Inledning	145
9.2	Fjärrvärmern i Sverige.....	146
9.3	Kondenskraftverk, kraftvärmeverk och värmeverk – vad är skillnaden?	146
9.3.1	Kondenskraftverk	146
9.3.2	Kraftvärmeverk.....	146
9.3.3	Värmeverk	147
9.4	Avfallsförbränningsanläggningen	147
9.4.1	Vad är en avfallsförbränningsanläggning?	147
9.4.2	Avfallsförbränning inom industrin	148
9.4.3	Kapacitet	150
9.4.4	Kontroll vid mottagning av avfall för förbränning.....	150
9.4.5	Förbränningen.....	151
9.4.6	Rökgasreningen.....	152
9.4.7	Aska och slagg	153
9.4.8	Utsläpp	154

10	Svenska erfarenheter avseende skatt på förbränning av avfall	155
10.1	Tidigare utredningar och propositioner	155
10.1.1	Beskattning av avfall som deponeras	155
10.1.2	Beskattning av visst hushållsavfall som förbränns m.m.	155
10.1.3	Skatt i retur	156
10.1.4	Slopandet av skatten på förbränning av hushållsavfall	158
10.1.5	Handelsdirektivet och förordningen om förbränning av avfall.....	158
11	Avfallsförbränning – Incitamentsstruktur och befintliga styrmedel	161
11.1	Inledning	161
11.2	Avfallsförbränningens ekonomi.....	162
11.3	Energi- och koldioxidbeskattningen	165
11.4	EU:s avfallsdirektiv.....	167
11.5	EU ETS.....	170
11.5.1	Allmänt.....	170
11.5.2	Hur övervakas de fossila koldioxidutsläppen från avfallsförbränning?	171
11.5.3	Har EU ETS påverkat priset på avfallsförbränning?	172
11.6	Kväveoxidavgiften.....	173
11.7	Elcertifikatssystemet	178
11.8	Miljöbalken och industriutsläppsdirektivet	179
11.9	Andra avfallspolitiska styrmedel.....	181
11.9.1	Avfallsskatten och deponiförbud	181
11.9.2	Producentansvaret	182
11.10	Kommunala styrmedel.....	183
11.10.1	Avfallsplanering och föreskrifter.....	183
11.10.2	Att styra hushållsavfall med prissättning.....	184

11.11	Styrning mot vägledande miljömål	186
12	Bör skatt införas på förbränning av avfall?	189
12.1	Inledning	189
12.2	Behovet av en skatt på avfall som förbränns.....	190
12.3	Beskattningsmodeller	195
12.3.1	Vilka bränslen är skattepliktiga enligt energiskattedirektivet och lagen om skatt på energi?	195
12.4	Avfallsförbränningsskatt som klimatpolitiskt styrmedel ..	197
12.5	Avfallsförbränningsskatt som miljöpolitiskt styrmedel	199
12.6	Analys av en skatt på hushållsavfall som förbränns	202
12.6.1	Incitamentsstrukturen för hushållsavfall.....	202
12.6.2	Analys av 2006 års avfallsförbränningsskatt.....	205
12.6.3	Sammanfattande bedömning avseende skatt på förbränning av hushållsavfall	208
12.7	Analys av en skatt på verksamhetsavfall som förbränns ...	210
12.7.1	Incitamentstrukturen för verksamhetsavfall	210
12.7.2	Mängden icke-farligt avfall som potentiellt förbränns	211
12.7.3	Sammanfattande bedömning avseende skatt på förbränning av verksamhetsavfall.....	213
12.8	Skattens inverkan på mottagningsavgifterna	214
12.9	Överväganden och förslag	217
13	Alternativa styrmedel för ökad styrning enligt avfallshierarkin	221
13.1	Inledning	221
13.2	Diskussion om alternativa styrmedel	223
13.2.1	Principiella utgångspunkter.....	223
13.2.2	Ansvarsfördelning och incitamentsstruktur på den svenska avfallsmarknaden	226

13.2.3	Styrmedel för att åstadkomma ett ökat utbud av återvinningsbart avfall.....	228
13.2.4	Styrmedel för att åstadkomma en ökad efterfrågan på återvunnet material.....	230
13.2.5	Traditionella miljöpolitiska styrmedel kan också främja materialåtervinning.....	231
14	Överväganden och förslag avseende skatt på avfall som förbränns	233
14.1	Inledning	233
14.2	Tidigare skatt på förbränning av avfall	234
14.3	Lagteknisk lösning.....	235
14.3.1	Tidigare skatt på förbränning i avfall.....	235
14.3.2	Val av skattemodell.....	236
14.4	Tillämpningsområde	237
14.5	Skattskyldig och skattskyldighetens inträde	242
14.6	Avdrag	243
14.6.1	Avdrag för avfall som förs ut från anläggningen	243
14.6.2	Avdrag för biobränslen	245
14.6.3	Avdrag för farligt avfall	248
14.6.4	Ingen avdragsrätt för sekundäravfall	249
14.7	Skattenivå och fastställande av skatten.....	250
14.8	Omräkning av skattesatsen efter prisutveckling (indexering).....	252
14.9	Förfarandet.....	253
14.10	Ikraftträdande	254
15	Konsekvenser av en skatt på avfall som förbränns	255
15.1	Inledning	255
15.1.1	Beskrivning av utredningens skatteförslag	255
15.1.2	Beskrivning av underlagen för konsekvensanalysen.....	256

15.2	EU-rätt.....	257
15.2.1	Punktskattedirektivet	257
15.2.2	EU:s statsstödsregler	258
15.3	Offentligfinansiella effekter.....	258
15.4	Konsekvenser för materialåtervinningen	259
15.5	Konsekvenser för klimatet	263
15.6	Konsekvenser för miljön.....	264
15.7	Påverkan på import och export av avfall	264
15.8	Påverkan på olika avfallsflöden.....	267
15.9	Konsekvenser för företag.....	267
15.9.1	Fjärrvärmeproduktion	267
15.9.2	Elproduktion	268
15.9.3	Cementindustri	269
15.9.4	Pappers- och massaindustri.....	269
15.9.5	Återvinningsindustri.....	270
15.9.6	Övriga konsekvenser för företag	271
15.9.7	Administrativa kostnader för företag	272
15.9.8	Små och medelstora företag	272
15.10	Konsekvenser för hushåll.....	272
15.11	Konsekvenser för energisystemet och försörjningstryggheten av el och värme	273
15.12	Konsekvenser för Skatteverket.....	274
15.13	Konsekvenser för kommuner och landsting.....	274
15.14	Konsekvenser för de allmänna förvaltningsdomstolarna...	275
15.15	Konsekvenser för jämställdhet mellan kvinnor och män...	275
15.16	Samhällsekonomiska konsekvenser – En övergripande bedömning	275
15.17	Reflektioner kring framtida utvärderingar av en skatt avfall som förbränns	276
15.18	Behov av sammanlagd konsekvensanalys.....	279

16	Kväveoxidavgiften och utsläppsgränser – utformning och utfall.....	281
16.1	Inledning	281
16.2	Den svenska kväveoxidavgiften	281
16.2.1	Avgiftens bakgrund och utformning.....	281
16.2.2	Möjliga åtgärder för att reducera och mäta utsläppen av kväveoxider.....	283
16.3	Kväveoxidavgiftens effekter på utsläppen	285
16.4	Kväveoxidavgiftens ekonomiska effekter på de berörda industrisektorerna.....	288
16.5	Sidoeffekter av kväveoxidavgiften	289
16.6	Begränsningsvärden för kväveoxidutsläpp i tillståndsprovningen	290
16.6.1	EU-lagstiftningens inverkan på kväveoxidutsläppen	290
16.6.2	Interaktionen mellan kväveoxidavgiften och gränsvärden på utsläpp	293
17	Behovet av att reformera dagens kväveoxidavgift.....	295
17.1	Inledning	295
17.2	Skatt eller avgift?.....	297
17.3	Kväveoxidavgiften och EU:s statsstödsregler.....	298
17.4	Avgiftens samhällsekonomiska effektivitet	300
17.4.1	Skadekostnadsansatsen	301
17.4.2	Skuggprisansatsen.....	303
17.4.3	Sammanfattande överväganden avseende avgiftens samhällsekonomiska effektivitet	304
17.5	Kväveoxidavgiftens verkningsfullhet och kostnadseffektivitet	305
17.5.1	Marginalkostnadseffekten.....	309
17.5.2	Genomsnittskostnadseffekten.....	310

17.6	Kväveoxidskatt (slopad återföring).....	311
17.6.1	Verkningsfullhet och kostnadseffektivitet	311
17.6.2	Administrativa kostnader	314
17.6.3	Fördelningspolitiska effekter	315
17.7	Tidigare utredningsförslag på reformeringar av kväveoxidavgiften	316
17.7.1	Höjd kväveoxidavgift.....	317
17.7.2	Breddning av avgiftskollektivet.....	319
17.7.3	Delat avgiftskollektiv.....	322
17.7.4	Bibehållen men begränsad återföring.....	324
17.7.5	Andra kriterier för återföringen.....	326
17.7.6	Handel med utsläppsrätter	327
17.8	Överväganden och bedömning.....	327
18	För- och nackdelar med en skatt på utsläpp av kväveoxider från energiproduktion.....	331
18.1	Inledning	331
18.2	Inledande resonemang om skattens utformning.....	334
18.3	Ekonomiska konsekvenser av en skatt.....	338
18.3.1	Beräkningsunderlaget för aggregerad data	338
18.3.2	Beräkningar baserade på aggregerade data.....	339
18.3.3	Beräkningsunderlag och beräkningar baserade på mikrodata.....	343
18.4	Överväganden och bedömning.....	346
19	Överväganden och förslag avseende skattemodeller för utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar från energiproduktion	349
19.1	Inledning	349
19.2	Alternativ I Förslag till hur en enhetlig skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion skulle kunna utformas.....	350
19.2.1	Skattens tillämpningsområde	350
19.2.2	Skattepliktiga utsläpp.....	352
19.2.3	Skattskyldig och skattskyldighetens inträde	355

19.2.4	Skattenivå	356
19.2.5	Omräkning av kväveoxidskattesatsen efter prisutveckling (indexering)	358
19.2.6	Rätt till grundavdrag	360
19.2.7	Krav på mätutrustning och mätmetod	361
19.2.8	EU-rättsliga aspekter	362
19.2.9	Förfarandet	365
19.2.10	Ikraftträdande	366
19.3	Alternativ II Förslag till hur en differentierad skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion skulle kunna utformas	366
19.3.1	Skattens tillämpningsområde	366
19.3.2	Skattepliktiga utsläpp	368
19.3.3	Skattskyldig och skattskyldighetens inträde	368
19.3.4	Krav på mätutrustning och mätmetod	369
19.3.5	Skattenivå	370
19.3.6	Omräkning av kväveoxidskattesatsen efter prisutveckling (indexering)	371
19.3.7	Avdragsrätt för konkurrensutsatt industriverksamhet	372
19.3.8	Rätt till grundavdrag	375
19.3.9	EU-rättsliga aspekter	375
19.3.10	Förfarandet	377
19.3.11	Statligt stöd i form av skattebefrielse medges inte till företag i svårigheter och endast till företag som inkommit med uppgifter om stödmottagare	377
19.3.12	Ikraftträdande	381
20	Konsekvenser av en skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion	383
20.1	Inledning	383
20.1.1	Beskrivning av utredningens skatteförslag	383
20.1.2	Beskrivning av underlagen för konsekvensanalysen	384
20.1.3	Konsekvensanalysens disposition	385

20.2	EU-rätt.....	386
20.2.1	Punktskattedirektivet	386
20.2.2	EU:s statsstödsregler	386
20.3	Offentligfinansiella effekter.....	386
20.3.1	Skattebaser.....	386
20.3.2	Skatteintäkter och skatteutgifter	388
20.4	Konsekvenser för miljön.....	389
20.4.1	Kvalitativ analys av skatteförslagets effekter på utsläppen av kväveoxider	389
20.4.2	Beräkningar av skatteförslagets effekter på utsläppen av kväveoxider	391
20.4.3	Risk för kväveoxidläckage	394
20.5	Konsekvenser för företag och hushåll.....	395
20.5.1	Konsekvenser för små och medelstora	396
20.5.2	Administrativa konsekvenser för företagen	397
20.6	Konsekvenser för energiförsörjning samt systemeffekter i elnätet	398
20.7	Konsekvenser för Skatteverket och Naturvårdsverket	399
20.7.1	Konsekvenser för Naturvårdsverket.....	399
20.7.2	Konsekvenser för Skatteverket	401
20.8	Konsekvenser för kommuner och landsting.....	401
20.9	Konsekvenser för de allmänna förvaltningsdomstolarna...	402
20.10	Konsekvenser för jämställdhet mellan kvinnor och män...	402
20.11	Samhällsekonomiska konsekvenser – En övergripande bedömning	402
20.12	Reflektioner kring framtida utvärdering av en skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion.....	409
20.13	Behov av sammanlagd konsekvensanalys.....	412

21	Författningskommentar	413
21.1	Alternativ I Förslag till lag om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion	413
21.2	Alternativ II Förslag till lag om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion	416
21.3	Förslag till lag om skatt på avfall som förbränns	421
21.4	Förslag till lag om ändring i skatteförfarandelagen (2011:1244)	425
	Särskilda yttranden	427
Bilagor		
Bilaga 1	Kommittédirektiv 2016:34	461
Bilaga 2	Kommittédirektiv 2017:49	475
Bilaga 3	Ekonomiska konsekvenser av en kväveoxidskatt – branschspecifika beräkningar av mikrodata	477
Bilaga 4	Profus rapport Konsekvenser av en skatt på avfallsförbränning	487
Bilaga 5	Swecos rapport Konsenvenser för fjärrvärmens.....	513

Sammanfattning

Utredningsuppdraget

Enligt utredningens direktiv (dir. 2016:34) kan uppdraget delas in i tre, separata delar.

1. Se över förutsättningarna för avfallsförbränning samt analysera behovet av att införa en skatt på förbränning av avfall. Syftet är att uppnå en mer resurseffektiv och giftfri avfallshantering i enlighet med avfallshierarkin och regeringens ambition om att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer.
2. Se över om kväveoxidavgiften kan göras mer verkningfull ur miljösynpunkt och samhällsekonomiskt effektiv, i första hand genom att den görs om till en skatt.
3. Lämna förslag på hur prissignalen på utsläpp av fossil koldioxid inom EU:s system för handel med utsläppsrätter kan kompletteras med andra ekonomiska styrmedel vad gäller el- och värmeproduktion.

Utgångspunkten för ekonomiska styrmedel på miljöområdet är att de i möjligaste mån ska utformas så att förorenaren betalar för sin miljöpåverkan. En ny skatt eller ett förändrat ekonomiskt styrmedel bör också vara kostnadseffektivt och samhällsekonomiskt effektivt samt innebära så låga administrativa kostnader som möjligt.

I maj 2017 beslutade regeringen om tilläggsdirektiv (dir. 2017:49) för utredningen. I tilläggsdirektiven framgår att utredningen ska lämna ett förslag på utformningen av en skatt på förbränning av avfall.

Uppdraget beskrivs närmare i utredningens direktiv som finns i bilaga 1 och i bilaga 2.

Ett prisgolv för utsläpp av fossil koldioxid inom EU ETS?

En skatt som kompletterar kostnaden för att släppa ut koldioxid från el- och värmeproduktionsanläggningar inom EU:s system för handel med utsläppsrätter, EU ETS, skulle utgöra ett s.k. nationellt prisgolv. För de anläggningar som ingår i systemet innebär det att kostnaden för att släppa ut ett kilo koldioxid aldrig blir lägre än skattens storlek (prisgolvet).

Syftet med EU ETS är att harmonisera klimatpolitiken inom EU för att åstadkomma ett större avtryck på de globala utsläppen samt utnyttja de möjligheter till samordningsvinster som finns på EU-nivå. Genom EU ETS harmoniseras ambitionsnivån och prissättningen av koldioxid mellan EU:s medlemsstater. Det möjliggör att de vinster som EU-samarbetet medför kan utnyttjas för att minimera kostnaderna för driva en ambitiös klimatpolitik. Denna ambition undergrävs av nationella prisgolv.

Utsläppshandelssystemet är ett klimatpolitiskt nollsummespel på EU-nivå. Utsläppstaket bestäms genom demokratiska beslut. När taket är bestämt har även de totala utsläppen från systemet bestämts. Nationell klimatpolitik påverkar därför inte per automatik den mängd utsläpp som anläggningarna inom EU ETS orsakar. Det innebär i sin tur att nationella prisgolv inte får några långsiktiga klimateffekter.

Att bara införa ett prisgolv för utsläpp från värmeproduktion i värme- och kraftvärmeverk, skulle ha en ytterst liten effekt på de fossila koldioxidutsläppen i Sverige. Anledningen till det är att värme- och kraftvärmeverken i Sverige till stor del redan har gått över från fossila bränslen till bibränslen.

Av de fossila koldioxidutsläpp som fortfarande sker från värme- och kraftvärmeverk kommer en övervägande del från förbränning av avfall. Energi- eller koldioxidskatt som tas ut för bränslen som används för värmeproduktion i värme- och kraftvärmeverk skulle dock inte träffa avfallsbränslen eftersom avfall inte är skattepliktigt enligt EU:s energiskattedirektiv. Ett prisgolv skulle därför inte omfatta avfall och inte få någon större effekt.

Sommaren 2017 beslutade riksdagen bl.a. om klimatmålet att Sverige, senast 2045 inte ska ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, för att därefter uppnå negativa utsläpp. Om den

målsättningen ska nås måste Sveriges utsläpp av fossil koldioxid både inom och utanför EU ETS minska kraftigt.

Utredningen bedömer dock att frågan om att utvidga dagens nationella prisgolv är för tidigt väckt. Frågan bör aktualiseras igen när förhandlingarna om utbudet av utsläppsrätter inom EU ETS avslutats. Det är först då det finns tillräckligt med information för att analysera vilken styreffekt EU ETS kan förväntas få i ett 2045-perspektiv och vilket behov det finns av kompletterande styrmedel.

Skatt på förbränning av avfall

En grundregel för miljöpolitisk styrning är att styrmedel bör sättas in så nära problemkällan som möjligt. En skatt på förbränning av avfall innebär att en skatt införs i slutet av avfallsströmmen, långt ifrån de aktörer som skapar problemen, dvs. de som tillför farliga kemikalier som riskerar att hamna i naturen och som bidrar till förbrukningen av naturresurser.

En skatt på förbränning av avfall skulle därför inte påverka beslut om produktdesign eller materialval för att underlätta materialåtervinning, ansträngningar för att sortera ut vissa material etc. Ett annat problem är att allt avfall skulle beskattas lika hårt oavsett avfallets miljöpåverkan och möjlighet till annan behandling än förbränning där det är lämpligare. Att åstadkomma en mer träffsäker beskattning utifrån t.ex. miljöpåverkan är praktiskt sett mycket svårt.

I Sverige finns i dag en överkapacitet på avfallsförbränning i förhållande till den inhemska tillgången på avfall. Kapaciteten fylls därför genom införsel av avfall från andra länder. Det betyder de facto att anläggningarna konkurrerar med varandra om avfallsbränslet.

En eventuell skatt på förbränning av avfall kommer därför inte att överföras från förbränningsanläggningarna till de aktörer som genererar avfallet. I stället skulle en sådan skatt medföra kostnadsökningar och försämrad lönsamhet för förbränningsanläggningarna. Dessa kommer att i så stor utsträckning som möjligt övervältra den ökade kostnaden på fjärrvärmekunderna. Hushållens och företagens kostnader för avfallshanteringen skulle däremot inte påverkas i någon större utsträckning.

En skatt på avfall som förbränns skulle med andra ord bli rent fiskal, dvs. inte på ett verkningsfullt och kostnadseffektivt sätt styra mot en mer resurseffektiv och giftfri avfallshantering. Utredningen bedömer därför att det är lämpligare att se över och vid behov skärpa de styrmedel som direkt riktar sig mot exempelvis utsortering av särskilt angelägna avfallsfraktioner samt produkt-design. Exempel på sådana styrmedel kan t.ex. vara tillståndsvillkor och ett utökat producentansvar.

Utredningen har i enlighet med tilläggsdirektiven (dir. 2017:49) ändå tagit fram ett förslag på hur en skatt på förbränning av avfall kan utformas. Utredningens skatteförslag har utformats enligt en nettobeskattningsmodell. Det innebär att skatt tas ut för avfall som förs in till en skattepliktig anläggning och att avdrag medges för avfall som förs ut från anläggningen. En sådan modell kan stimulera till utsortering av material som kan återanvändas eller material-återvinnas inne på en och samma anläggning.

En skattenivå på 100 kronor per ton avfall innebär en kostnad om cirka 500 miljoner kronor årligen för de skattskyldiga aktörerna. Eftersom den föreslagna skatten förväntas bli så gott som verkningslös medför den inga (eller mycket små) åtgärds kostnader och inte heller några miljövinster.

Motivet för en skatt är inte att minska de miljöeffekter som orsakas av de skattskyldiga förbränningsanläggningarna utan att minska de miljöeffekter som orsakas av de aktörer som genererar avfallet. Eftersom den föreslagna skatten inte kommer att föras över till de aktörer som har rådighet över avfallets uppkomst och sortering uppfylls inte heller principen om att förearen ska betala.

Skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion

Dagens avgift på utsläpp av kväveoxider från energiproduktion innebär att de företag som har lägre utsläpp av kväveoxid per producerad energienhet än genomsnittet av de avgiftsskyldiga, får tillbaka mer pengar än de betalat in via avgiften.

Problemet med återföringen av avgiften är att denna inte gynnar en kostnadseffektiv reduktion av utsläppen. En annan nackdel är

att principen om att förorenarna ska betala inte uppfylls eftersom vissa avgiftsskyldiga gör vinster på systemet. Avgiften ger företagen incitament att kostnadseffektivt minska sina utsläpp endast genom reningstekniska åtgärder men ger inte motsvarande incitament för att via produktionsförändringar reducera utsläppen. En ren skatt på kväveoxider (utan återföring) skulle i detta avseende vara mer ändamålsenlig, och dessutom vara mer förenlig med principen om att förorenaren betalar.

De avgiftsbelagda totala utsläppen står i dag för bara drygt tio procent av de totala kväveoxidutsläppen. För dessa utsläpp går det inte att påvisa någon tydlig uppåt- eller nedåtgående trend. Dock har utsläppen per producerad energienhet minskat kraftigt mellan åren 1992 och 2015, bl.a. på grund av investeringar i tekniska reningsåtgärder, ökad energieffektivisering etc.

Alla avgiftspliktiga sektorer har inte samma förutsättningar för kväveoxidreduktion. Avfallsförbränningssektorn samt övrig el- och värmesektor är överlag nettomottagare i avgiftssystemet. Det innebär att många anläggningar i dessa sektorer faktiskt får pengar för varje kilo kväveoxider de släpper ut i förhållande till deras energiproduktion. Massa- och pappersindustrin samt trävaruindustrin är generellt sett nettobetalar i avgiftssystemet. Detta betyder att det finns en tendens inom avgiftssystemet att pengar flyttar från internationellt konkurrensutsatt industri till värme- och kraftvärmesektorn.

Styreffekten och styrningens kostnadseffektivitet skulle öka om återföringen i avgiftssystemet togs bort, dvs. om avgiften skulle göras om till en skatt. Andra reformer av kväveoxidavgiften, där återföringen behålls, skulle inte uppfylla våra direktivs krav på kostnadseffektivitet. Även om det är samhällsekonomiskt motiverat med en miljöpolitik som innebär högre kostnader för de företag som genererar utsläpp, är det samtidigt viktigt att konsekvenserna för företag som är utsatta för internationell konkurrens beaktas i en fördjupad analys av miljöeffekter och fördelningspolitiska konsekvenser.

De företag som är utsatta för internationell konkurrens har små möjligheter att övervältra ökade kostnader på sina kunder, och risken finns därför att inhemsk produktion i stället ersätts av utländsk produktion med sämre miljöprestanda. Frågan om en avgift kontra en skatt på kväveoxider rymmer därför svåra avväg-

ningar mellan styreffekt, kostnadseffektivitet och fördelningspolitiska konsekvenser. Dessa avvägningar är i hög grad politiska varför utredningen inte tar ställning till om dagens avgift bör ersättas med en skatt på utsläpp av kväveoxider.

I syfte att presentera ett underlag för dessa avvägningar redovisar dock utredningen två alternativa förslag på hur en skatt på kväveoxider skulle kunna utformas i beaktande av industrins konkurrenskraft. Avsikten är att illustrera för dagens och framtidens beslutsfattare vilka skattemodeller som är mest ändamålsenliga samt vilka konsekvenser dessa skulle få. Med andra ord ett beslutsunderlag som kan ligga till grund för eventuella framtida reformer av kväveoxidavgiften.

I förslagen har skatten breddats till att även omfatta utsläppskällor utanför det nuvarande avgiftskollektivet. Denna breddning innebär att styreffekten förstärks och att kostnadseffektiviteten ökar.

Det första alternativet är en enhetlig skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion med en installerad tillförd effekt på 5 megawatt eller mer.

I det andra alternativet beaktas risken för kväveoxidläckage och konkurrensutsatt industri ges därför lägre skatt genom ett procentuellt avdrag i punktskattedeklarationen.

I båda alternativen föreslås en skattenivå på 50 kronor per kilo kväveoxider, räknat som kvävedioxid, som släpps ut från en förbränningsanläggning. I det andra alternativet betalar dock konkurrensutsatt industri en skatt på 20 kronor per kilo.

Utredningens beräkningar visar att det första skatteförslaget skulle medföra en utsläppsminskning om minst 1 600 ton (4,5 procent) kväveoxider jämfört med dagens situation medan det andra skatteförslaget, med lägre skatt för konkurrensutsatt industri, skulle medföra en utsläppsminskning om cirka 700 ton (1,9 procent) kväveoxider jämfört med dagens situation.

Resultaten visar att störst utsläppsminskningar sannolikt skulle ske inom tillverkning av icke-metalliska mineraliska produkter, järn- och stålindustrin samt värmesektorn. Den offentligfinansiella effekten uppskattas till cirka 1,6 miljarder kronor brutto för det första skatteförslaget och cirka 0,8 miljarder kronor brutto för det andra. Den samhällsekonomiska kostnaden för skatteförslagen är

betydligt lägre än dessa belopp eftersom skatten huvudsakligen är omfördelade.

Båda skatteförslagen innebär samtidigt betydande kostnader för förorenande företag. Kostnaden motiveras med principen om att förorenaren ska betala för sina utsläpp och därigenom kompensera för de miljö- och hälsoskador som de orsakar.

Summary

Commission

According to the inquiry's terms of reference (Dir. 2016:34), its commission can be divided into three separate parts.

1. Review the conditions for waste incineration and analyse whether there is a need to introduce a tax on the incineration of waste. The aim is to make waste management more resource-efficient and non-toxic in accordance with the Swedish Government's ambition for Sweden to become one of the world's first fossil-free welfare countries.
2. Review whether the charge on emissions of nitrogen oxides can be made more effective from an environmental perspective and more economically efficient, primarily by turning it into a tax.
3. Submit proposals for how the price signal on emissions of fossil carbon dioxide within the EU Emissions Trading System can be supplemented with other economic instruments that apply to electricity and heat production.

The basic premise of economic instruments pertaining to the environment is that they be structured as far as is possible in a way that makes the polluter pay for their environmental impact. A new tax or altered economic instruments should also be cost-effective and economically efficient and carry the minimum possible administrative costs.

The Government decided on supplementary terms of reference (Dir. 2017:49) for the inquiry in May 2017. The supplementary terms of reference state that the inquiry is to submit proposals for the design of a tax on the incineration of waste.

This commission is described in more detail in the inquiry's terms of reference, which can be found in Appendix 1 and Appendix 2.

A minimum price for emissions of fossil carbon dioxide within the EU ETS?

A tax that adds to the cost of emitting carbon dioxide from electricity and heat production plants within the EU Emissions Trading System (EU ETS) would constitute a national minimum price. For those plants that are subject to the tax, this means that the cost of emitting one kilogramme of carbon dioxide is never lower than the size of the tax (the minimum price).

The aim of the EU ETS is to harmonise climate policy within the EU in order to make a larger dent in global emissions and utilise the potential gains achievable through synergies at the EU level. The EU ETS is being used to harmonise the level of ambition and the price of carbon dioxide throughout the EU. This allows the gains from collaboration within the EU to be used to minimise the cost of pursuing an ambitious climate policy. This ambition is undermined by national minimum prices.

At the EU level, the ETS is a zero-sum game in terms of climate policy. The cap on emissions is determined through a democratic decision-making process. Once the cap has been determined, total emissions from the system have also been determined. Consequently, national climate policy does not automatically have an impact on the quantity of emissions caused by the plants encompassed by the EU ETS. It also means that national minimum prices do not have any long-term effects on climate.

Simply introducing a minimum price for emissions from heat production in combined heat and power plants would have an extremely small impact on emissions of fossil carbon dioxide in Sweden. The reason for this is that Swedish combined heat and power plants have largely already transitioned from fossil fuels to biofuels.

The majority of the remaining fossil carbon dioxide emissions from combined heat and power plants come from the incineration of waste. However, any energy or carbon dioxide tax that is levied on fuels used to produce heat in combined heat and power plants

would not hit the waste used as fuel as this is tax exempt under the EU's Energy Taxation Directive. A minimum price would therefore not encompass waste and would not have any great effect.

In summer 2017, the Riksdag decided on the climate objective that Sweden would have zero net emissions greenhouse gases into the atmosphere by 2045, at the latest, in order to subsequently achieve negative emissions. If this objective is to be achieved, Sweden's fossil carbon dioxide emissions, both those within and those outside of the EU ETS, must decrease sharply.

Nevertheless, the inquiry's assessment is that the issue of a national minimum price has been raised at too early a stage. The issue should be brought up again once the negotiations concerning the supply of emission allowances within the EU ETS have concluded. It is only then that there will be sufficient information for an analysis of what impact the EU ETS can be expected to have with a view to 2045 and what need for supplementary instruments there will be.

Tax on waste incineration

One fundamental rule of environmental policy is that instruments should be put in place as close to the source of the problem as possible. A tax on waste incineration involves a tax being introduced at the end of the waste stream, far removed from the actors who are the cause of the problem, i.e. those who supply hazardous chemicals that risk ending up in the environment, and who contribute to the consumption of natural resources.

Therefore, a tax on waste incineration would not influence decisions concerning product design that facilitates recycling, efforts to sort out specific materials, etc. Another problem is that all waste would be taxed equally hard, regardless of its environmental impact and potential to be processed in some other way that is more appropriate than incineration. In practical terms, making the taxation system more precise in its aim is a much more difficult prospect.

In Sweden, there is currently overcapacity for waste incineration in relation to the domestic waste supply. As a result, this excess

capacity is filled using waste imported from other countries. This means there is de facto competition between plants over the waste.

Consequently, any tax on waste incineration will not be passed on by the incineration plants to the actors who generate the waste. Such a tax would instead lead to increased costs for the incineration plants, making them less profitable. The plants will pass on as much of these increased costs as possible to district heating customers. However, there would be very little impact on the costs of waste management for households and businesses.

In other words, a tax on waste that is incinerated would be purely fiscal, i.e. not a functional and cost-effective means by which to encourage more resource-efficient and non-toxic waste management. Therefore, the inquiry's assessment is that it is more appropriate to review and, if necessary, tighten up the instruments that directly target the sorting out of particularly important waste fractions and product design. Examples of such instruments include licensing conditions and increasing the responsibility placed on producers.

In accordance with its supplementary terms of reference (Dir. 2017:49), the inquiry has, nonetheless, drawn up a proposal indicating how a tax on waste incineration could be designed. The inquiry's tax proposal has been designed in accordance with a net taxation model. This means that tax is levied on all waste entering a plant on which the tax is levied and deductions are permitted for waste that leaves the plant. This type of model has the potential to encourage the plant to sort out material that can be reused or recycled.

A tax rate of SEK 100 per tonne of waste entails a cost of approximately SEK 500 million per year for the actors involved. Because the proposed tax is expected to be essentially ineffectual, it entails not only no (or very low) total costs, but also no environmental benefits.

The reason for a tax is not to reduce the environmental impact caused by the incineration plants on which the tax is levied, it is to reduce the environmental impact caused by the actors that generate the waste. Because the proposed tax will not be passed on to the actors who are responsible for producing and sorting the waste, the principle that the polluter pays is also not fulfilled.

Tax on emissions of nitrogen oxides from incineration plants for energy production

The current charge on emissions of nitrogen oxides from energy production involves those companies that have lower than average emissions of nitrogen oxides per unit of energy produced getting back more money than they have paid in via the charge.

The problem with a rebate on the charge is that this does not encourage a cost-effective reduction in emissions. Another disadvantage is that the polluter-pays principle is not fulfilled because some of those who are liable to pay the charge make a profit through the system. The charge incentivises companies to cost-effectively reduce their emissions only through purification measures, and does not provide the same incentive to reduce emissions via production changes. A tax purely on nitrogen oxides (without a rebate) would be more appropriate in this respect and would also be more consistent with the polluter-pays principle.

The emissions on which the charge is payable currently account for just over ten per cent of total emissions of nitrogen oxides. It is not possible to demonstrate any clear upward or downward trend in the level of these emissions. Nonetheless, the emissions per unit of energy produced has decreased sharply over the period 1992–2015, as result of investments in investments in technical purification measures, increased energy efficiency, etc.

Not all sectors on which the charge is levied have the same potential to reduce nitrogen oxides emissions. On the whole, the waste incineration sector and other electricity and heat sectors are net recipients under the charge system. This means that many plants in these sectors actually receive money for each kilogramme of nitrogen oxides they emit in relation to their energy production. The pulp and paper industry and the timber industry are generally net payers into the system. This means that there is a tendency within the system for money to move from industries exposed to international competition to the heat and combined heat and power sector.

The efficacy and the cost-effectiveness of this instrument would increase if the charge on nitrogen oxides was turned into a tax through the removal of the rebate. Other reforms of the charge on nitrogen oxides that leave the rebate in place would not fulfil the

cost-effectiveness requirement set out in our terms of reference. Even though there is an economic justification for an environmental policy that entails higher costs for the companies that generate emissions, it is also important that the consequences for companies exposed to international competition are taken into account in a more detailed analysis of the environmental effects and consequences for redistribution policy.

The companies that are exposed to international competition have limited potential to pass on increased costs to their customers and there is thus a risk that domestic production is replaced by foreign production with a poorer environmental performance. Deciding between a charge or a tax therefore involves the difficult process of weighing up efficacy, cost-effectiveness and the consequences for redistribution policy. These considerations are highly political, which is why the inquiry is not adopting a position on whether the current charge should be replaced with a tax on emissions of nitrogen oxides.

In order to provide a basis for such considerations, the inquiry does set out two alternative proposals indicating how a tax on nitrogen oxides could be designed taking into account the competitiveness of industry. The intention is to illustrate to current and future decision makers which taxation models are most appropriate and what their consequences would be. In other words, it can be used when making decisions in any future reform of the charge on nitrogen oxides.

In these proposals, the tax has been expanded to also encompass sources of emissions that are not covered by the current charge. This expansion makes the instrument more effective and increases the cost-effectiveness of reducing emissions of nitrogen oxides.

The first option investigated is a flat-rate tax on emissions of nitrogen oxides from incineration plants used for energy production with a rated thermal input of 5 megawatts or more.

In the second option, the risk of leakage of nitrogen oxides is taken into account and industries exposed to competition are thus given a lower rate of tax via a percentage deduction in the excise duty return.

A tax rate of SEK 50 per kilogramme of nitrogen oxides, calculated as nitrogen dioxide, emitted by an incineration plant is proposed in both options. However, industries exposed to

competition only pay a tax of SEK 20 per kilogramme in the second option.

The inquiry's calculations show that the first proposal would result in a reduction in emissions of nitrogen oxides of at least 1 600 tonnes (4.5 per cent), compared with the current level, while the second proposal, with a lower tax rate for industries exposed to competition, would result in a reduction of approximately 700 tonnes (1.9 per cent).

The results show that the largest reduction in emissions would probably take place within the manufacture of non-metallic mineral products, the iron and steel industry and the heat sector. The gross effect on the public finances is estimated at approximately SEK 1.6 billion for the first proposal and around SEK 0.8 billion for the second. The cost of these tax proposals for the economy as a whole is significantly lower than these amounts as the tax is mainly redistributed.

Nevertheless, both proposals involve significant costs for companies that pollute. The cost is justified under the principle that the polluter has to pay for their emissions and thus compensate for the damage caused to health and the environment.

1 Författningsförslag

1.1 Alternativ I, Förslag till lag om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion

Härigenom föreskrivs följande.

Lagens tillämpningsområde

1 § Skatt ska betalas till staten enligt denna lag för utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion med en installerad tillförd effekt på 5 megawatt eller mer.

Innebörden av vissa uttryck

2 § Med energiproduktion avses framställning av elektrisk kraft eller nyttiggjord värme eller samtidig framställning av nyttiggjord värme och elektrisk kraft.

3 § Med förbränningsanläggning avses

1. varje teknisk inrättning i vilken bränslen oxideras för att den frigjorda värmen ska kunna utnyttjas,
2. gasturbinanläggning, eller
3. stationär förbränningsmotor.

4 § Med begreppet yrkesmässigt avses sådan aktivitet som utförs av

1. en juridisk person, eller
2. en fysisk person och avser energiproduktion som inte är avsedd för dennes eller dennes familjs personliga bruk.

Vem som är skattskyldig

5 § Skattskyldig är den som yrkesmässigt framställer elektrisk kraft eller nyttiggjord värme eller samtidigt framställer nyttiggjord värme och elektrisk kraft i en eller flera förbränningsanläggningar för energiproduktion.

Skattebelopp m.m.

6 § Skatt ska betalas med 50 kronor per helt kilogram kväveoxider, räknat som kvävedioxid, som släpps ut från en förbränningsanläggning.

Den som kontinuerligt mäter och registrerar utsläppen av kväveoxider med hjälp av en metod och en mätutrustning som uppfyller de krav som fastställs i en bilaga till denna lag, ska beräkna skatten på grundval av mätvärdena.

Om mätning av utsläppen av kväveoxider inte skett trots att mätutrustning är installerad, får utsläppen under högst 120 timmar per redovisningsperiod beräknas som en och en halv gånger den mängd kväveoxider, räknat som kvävedioxid, som uppmätts under jämförbara driftförhållanden. I annat fall, eller om mätutrustning saknas, ska utsläppen anses motsvara 0,3 gram per normalkubikmeter.

7 § För kalenderåret 2021 och efterföljande år ska skatten betalas med belopp som efter en årlig omräkning motsvarar det i 6 § angivna skattebeloppet multiplicerat med det jämförelsetal, uttryckt i procent, som anger förhållandet mellan det allmänna prisläget i juni månad året närmast före det år beräkningen avser och prisläget i juni 2019.

Belopp enligt första stycket avrundas till hela kronor.

Regeringen fastställer före november månads utgång det omräknade skattebelopp som enligt denna paragraf ska betalas för påföljande kalenderår.

Skattskyldighetens inträde

8 § Skyldigheten att betala skatt inträder när kväveoxider släpps ut från en förbränningsanläggning.

Avdrag

9 § Den som är skattskyldig får göra ett grundavdrag med 20 800 kronor per redovisningsperiod. Grundavdraget får inte överstiga det belopp som den skattskyldige under en redovisningsperiod ska betala enligt denna lag.

Förfarandet

10 § I fråga om förfarandet vid beskattningen gäller skatteförfarandelagen (2011:1244).

-
1. Denna lag träder i kraft den 1 januari 2020.
 2. Bestämmelserna tillämpas på utsläpp av kväveoxider som sker efter lagens ikraftträdande.

Bilaga till lagen (2019:0000) om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion

I denna bilaga ska anges de krav på mätutrustning och mätmetod som ska ligga till grund för beräkning av skatt enligt denna lag.

Vilka krav som ska ställas på mätutrustning och mätmetod behöver utredas vidare innan denna bilaga kan läggas fast.

Mätställen

Mätstället för uttag av provgas och för direkta mätningar av rökgaser ska vara placerade i rökgaskanalen efter eventuell utrustning avsedd för rening av det utsläpp som ska mätas. Mätstället ska väljas på sådant sätt att representativa mätvärden erhålls. Koncentrationsfördelningen och/eller flödesprofilen i rökgaskanalen ska bestämmas under olika driftbetingelser före installation av mätutrustning.

1.2 Alternativ II, Förslag till lag om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion

Härigenom föreskrivs följande.

Lagens tillämpningsområde

1 § Skatt ska betalas till staten enligt denna lag för utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion med en installerad tillförd effekt på 5 megawatt eller mer.

Innebörden av vissa uttryck

2 § Med energiproduktion avses framställning av elektrisk kraft eller nyttiggjord värme eller samtidig framställning av nyttiggjord värme och elektrisk kraft.

3 § Med förbränningsanläggning avses

1. varje teknisk inrättning i vilken bränslen oxideras för att den frigjorda värmen ska kunna utnyttjas,
2. gasturbinanläggning, eller
3. stationär förbränningsmotor.

4 § Med begreppet yrkesmässigt avses sådan aktivitet som utförs av

1. en juridisk person, eller
2. en fysisk person och avser energiproduktion som inte är avsedd för dennes eller dennes familjs personliga bruk.

5 § Med konkurrensutsatt industriverksamhet avses verksamhet inom någon av de sektorer eller delsektorer som anses löpa avsevärd risk för koldioxidläckage enligt kommissionens beslut nr 2014/746/EU av den 27 oktober 2014 om fastställande, enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/87/EG, av en förteckning över sektorer och delsektorer som anses löpa avsevärd risk för koldioxidläckage, för perioden 2015–2019, i den ursprungliga lydelsen.

6 § Med företag utan rätt till statligt stöd avses

1. företag i ekonomiska svårigheter enligt artikel 2.18 i Europeiska kommissionens förordning (EU) nr 651/2014 av den 17 juni 2014 genom vilken vissa kategorier av stöd förklaras förenliga med den inre marknaden enligt artiklarna 107 och 108 i fördraget, och

2. företag som är föremål för betalningskrav på grundval av ett tidigare kommissionsbeslut som förklarar ett stöd olagligt och oförenligt med den inre marknaden.

7 § Med uppgifter om stödmottagare avses uppgift om

1. vilken typ av företag (små eller medelstora respektive stora) stödmottagaren hör till enligt bilaga I till den förordning som anges i 6 §,

2. den region där det stödmottagande företaget är beläget på NUTS 2-nivå enligt bilaga 1 i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1059/2003 av den 26 maj 2003 om inrättande av en gemensam nomenklatur för statistiska territoriella enheter (NUTS) i lydelsen enligt kommissionens förordning (EU) nr 868/2014 av den 8 augusti 2014 om ändring av bilagorna till Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1059/2003 om inrättande av en gemensam nomenklatur för statistiska territoriella enheter (NUTS), och

3. det stödmottagande företags verksamhetsområde på Nace-gruppnivå enligt bilaga 1 i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1893/2006 av den 20 december 2006 om fastställande av den statistiska näringsgrensindelningen Nace rev. 2 och om ändring av rådets förordning (EEG) nr 3037/90, i den ursprungliga lydelsen.

Vem som är skattskyldig

8 § Skattskyldig är den som yrkesmässigt framställer elektrisk kraft eller nyttiggjord värme eller samtidigt framställer nyttiggjord värme och elektrisk kraft i en eller flera förbränningsanläggningar för energiproduktion.

Skattebelopp m.m.

9 § Skatt ska betalas med 50 kronor per helt kilogram kväveoxider, räknat som kvävedioxid, som släpps ut från en förbränningsanläggning.

Den som kontinuerligt mäter och registrerar utsläppen av kväveoxider med hjälp av en mätutrustning som uppfyller de krav som fastställs i en bilaga till denna lag, ska beräkna skatten på grundval av mätvärdena.

Om mätning av utsläppen av kväveoxider inte skett trots att mätutrustning är installerad, får utsläppen under högst 120 timmar per redovisningsperiod beräknas som en och en halv gånger den mängd kväveoxider, räknat som kvävedioxid, som uppmätts under jämförbara driftförhållanden. I annat fall, eller om mätutrustning saknas, ska utsläppen anses motsvara 0,3 gram per normalkubikmeter.

10 § För kalenderåret 2021 och efterföljande år ska skatten betalas med belopp som efter en årlig omräkning motsvarar det i 9 § angivna skattebeloppet multiplicerat med det jämförelsetal, uttryckt i procent, som anger förhållandet mellan det allmänna prisläget i juni månad året närmast före det år beräkningen avser och prisläget i juni 2019.

Belopp enligt första stycket avrundas till hela kronor.

Regeringen fastställer före november månads utgång det omräknade skattebelopp som enligt denna paragraf ska betalas för påföljande kalenderår.

Skattskyldighetens inträde

11 § Skyldigheten att betala skatt inträder när kväveoxider släpps ut från en förbränningsanläggning.

Avdrag

12 § Den som är skattskyldig och som bedriver konkurrensutsatt industriverksamhet får göra avdrag med 60 procent av den skatt som är hänförlig till den konkurrensutsatta industriverksamheten.

En skattskyldig som gör ett avdrag enligt första stycket är stödmottagare för skattenedsättningen.

Första stycket gäller endast om

1. stödmottagaren inte är ett företag utan rätt till statligt stöd, och
2. uppgift om stödmottagare inlämnats till Skatteverket.

13 § Den som är skattskyldig får göra ett grundavdrag med 20 800 kronor per redovisningsperiod.

Om den som är skattskyldig har gjort ett avdrag enligt 12 §, får avdrag i stället göras med 8 300 kronor per redovisningsperiod.

Avdrag enligt första eller andra stycket får inte överstiga det belopp som den skattskyldige under en redovisningsperiod ska betala enligt denna lag.

Förfarandet

14 § I fråga om förfarandet vid beskattningen gäller skatteförfarandelagen (2011:1244).

-
1. Denna lag träder i kraft den 1 januari 2020.
 2. Bestämmelserna tillämpas på utsläpp av kväveoxider som sker efter lagens ikraftträdande.

Bilaga till lagen (2019:0000) om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion

I denna bilaga ska anges de krav på mätutrustning och mätmetod som ska ligga till grund för beräkning av skatt enligt denna lag.

Vilka krav som ska ställas på mätutrustning och mätmetod behöver utredas vidare innan denna bilaga kan läggas fast.

Mätställen

Mätstället för uttag av provgas och för direkta mätningar av rök-gaser ska vara placerade i rök-gaskanalen efter eventuell utrustning avsedd för rening av det utsläpp som ska mätas.

Mätstället ska väljas på sådant sätt att representativa mätvärden erhålls. Koncentrationsfördelningen och/eller flödesprofilen i rök-gaskanalen ska bestämmas under olika driftbetingelser före installation av mätutrustning.

1.3 Förslag till lag om skatt på avfall som förbränns

Härigenom föreskrivs följande.

Lagens tillämpningsområde

1 § Skatt ska betalas till staten enligt denna lag för avfall som förs in till en avfallsförbränningsanläggning eller en samförbränningsanläggning.

Innebörden av vissa uttryck

2 § Begreppet avfall har samma betydelse som i 15 kap. 1 § miljöbalken (1998:808).

3 § Begreppet återvinning har samma betydelse som i miljöbalken (1998:808).

4 § Med farligt avfall avses avfall med minst en av de farliga egenskaper som förtecknas i bilaga III till Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv, i lydelsen enligt kommissionens förordning (EU) nr 1357/2014 av den 18 december 2014 om ersättning av bilaga III till Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv.

5 § Med biobränsle avses material av biologiskt ursprung som används som bränsle. Med biobränsle avses dock inte

1. fossila material eller torv,
2. osorterat avfall, oavsett innehåll, eller
3. föremål eller ämne som avses i 2 men som har upphört att vara avfall efter en hantering som innebär återvinning.

6 § Med avfallsförbränningsanläggning avses en förbränningsanläggning

1. som är avsedd för avfallsförbränning med eller utan återvinning av alstrad energi,

2. där förbränning av avfall sker på ett sådant sätt att det huvudsakliga ändamålet med anläggningen inte kan anses vara produktion av energi eller material,

3. där mer än 40 procent av den alstrade värmen kommer från förbränning av farligt avfall, eller

4. där det förbränns annat hushållsavfall än avfall som omfattas av någon av avfallstyperna i underkapitel 20 01 och är källsorterat eller i underkapitel 20 02, enligt bilaga till kommissionens beslut 2000/532/EG av den 3 maj 2000 om ersättning av beslut 94/3/EG om en förteckning över avfall i enlighet med artikel 1 a i rådets direktiv 75/442/EEG om avfall, och rådets beslut 94/904/EG om upprättande av en förteckning över farligt avfall i enlighet med artikel 1.4 i rådets direktiv 91/689/EEG om farligt avfall, i lydelsen enligt kommissionens beslut 2014/955/EU av den 18 december 2014 om ändring av beslut 2000/532/EG om en förteckning över avfall enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG.

7 § Med samförbränningsanläggning avses en förbränningsanläggning som

1. huvudsakligen är avsedd för produktion av energi eller material men där avfall används som normalt bränsle eller tillskottsbränsle eller värmebehandlas i syfte att kunna bortskaffas, och

2. inte är en avfallsförbränningsanläggning.

8 § Med avfallsförbränning avses värmebehandling av avfall genom oxidation eller andra värmebehandlingsprocesser som pyrolys, förgasning eller plasmprocess, i den mån som ämnena från behandlingen sedan förbränns.

Vem som är skattskyldig

9 § Skattskyldig enligt denna lag är den som bedriver verksamheten på en avfallsförbränningsanläggning eller på en samförbränningsanläggning.

Skattebelopp m.m.

10 § Skatt ska betalas med 100 kronor per ton avfall.

11 § För kalenderåret 2021 och efterföljande år ska skatten betalas med belopp som efter en årlig omräkning motsvarar det i 10 § angivna skattebeloppet multiplicerat med det jämförelsetal, uttryckt i procent, som anger förhållandet mellan det allmänna prisläget i juni månad året närmast före det år beräkningen avser och prisläget i juni 2019.

Belopp enligt första stycket avrundas till hela kronor.

Regeringen fastställer före november månads utgång det omräknade skattebelopp som enligt denna paragraf ska betalas för påföljande kalenderår.

Skattskyldighetens inträde

12 § Skyldighet att betala skatt inträder när avfall förs in till en avfallsförbränningsanläggning eller en samförbränningsanläggning.

Avdrag

13 § Den som är skattskyldig får göra avdrag för skatt enligt denna lag för

1. avfall som beskattats enligt denna lag och som förts ut från anläggningen,
2. farligt avfall som förts in till anläggningen, och
3. biobränsle som förts in till anläggningen.

Förfarandet

14 § I fråga om förfarandet vid beskattningen gäller skatteförfarandelagen (2011:1244).

-
1. Denna lag träder i kraft den 1 januari 2020.
 2. Bestämmelserna tillämpas på avfall som förs in till en avfallförbränningsanläggning eller en samförbränningsanläggning efter lagens ikraftträdande.

1.4 Förslag till lag om ändring i skatteförfarandelagen (2011:1244)

Häriigenom föreskrivs att 3 kap. 15 § och 7 kap. 1 § skatteförfarandelagen (2011:1244) ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

3 kap.

15 §¹

Med punktskatt avses skatt enligt

1. lagen (1972:266) om skatt på annonser och reklam,
2. lagen (1972:820) om skatt på spel,
3. lagen (1984:410) om skatt på bekämpningsmedel,
4. 2 § första stycket 5 lagen (1990:661) om avkastningsskatt på pensionsmedel,
5. lagen (1990:1427) om särskild premieskatt för grupplivförsäkring, m.m.,
6. lagen (1991:1482) om lotteriskatt,
7. lagen (1991:1483) om skatt på vinstsparande m.m.,
8. lagen (1994:1563) om tobaksskatt,
9. lagen (1994:1564) om alkoholskatt,
10. lagen (1994:1776) om skatt på energi,
11. lagen (1995:1667) om skatt på naturgrus,
12. lagen (1999:673) om skatt på avfall,
13. lagen (2007:460) om skatt på trafikförsäkringspremie m.m.,
14. lagen (2016:1067) om skatt på kemikalier i viss elektronik, och

15. lagen (2019:000) om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion, och

16. lagen (2019:000) om skatt på avfall som förbränns.

¹ Senaste lydelse 2017:403.

7 kap.**1 §²**

Skatteverket ska registrera

1. den som är skyldig att göra skatteavdrag,
2. den som är skyldig att betala arbetsgivaravgifter,
3. den som är skattskyldig enligt mervärdesskattelagen (1994:200), med undantag för den som är skattskyldig bara på grund av förvärv av sådana varor som anges i 2 a kap. 3 § första stycket 1 och 2 samma lag,
4. den som utan att omfattas av 19 kap. 1 § mervärdesskattelagen har rätt till återbetalning av ingående mervärdesskatt enligt 10 kap. 9, 11 och 11 b–13 §§ samma lag,
5. den som gör sådant unionsinternt förvärv som är undantaget från skatteplikt enligt 3 kap. 30 d § första stycket mervärdesskattelagen,
6. en utländsk beskattningsbar person som är etablerad i ett annat EU-land och har rätt till återbetalning enligt 10 kap. 1–3 §§ mervärdesskattelagen utan att omfattas av 19 kap. 1 § samma lag och inte heller ska registreras enligt 3, 4 eller 5,
7. en beskattningsbar person som är etablerad i Sverige och omsätter tjänster i ett annat EU-land som förvärvaren av tjänsten är skattskyldig för i det landet i enlighet med tillämpningen av artikel 196 i rådets direktiv 2006/112/EG av den 28 november 2006 om ett gemensamt system för mervärdesskatt,
8. den som är skyldig att jämka ingående mervärdesskatt enligt 8 a kap. eller 9 kap. 9–13 §§ mervärdesskattelagen,
9. den som är skattskyldig och redovisningsskyldig enligt lagen (1972:266) om skatt på annonser och reklam,
10. den som är skattskyldig enligt
 - a) lagen (1972:820) om skatt på spel,
 - b) lagen (1984:410) om skatt på bekämpningsmedel,
 - c) lagen (1990:1427) om särskild premieskatt för grupplivförsäkring, m.m.,
 - d) lagen (1991:1482) om lotteriskatt,
 - e) 10 eller 13 § eller 16 § första stycket eller 38 § 1 lagen (1994:1563) om tobaksskatt,

² Senaste lydelse Lag (2017:405).

f) 9 eller 12 § eller 15 § första stycket lagen (1994:1564) om alkoholskatt,

g) 4 kap. 3 eller 6 § eller 9 § första stycket eller 12 § första stycket 1 eller 11 kap. 5 § första stycket 1, 2 eller 4 lagen (1994:1776) om skatt på energi,

h) lagen (1995:1667) om skatt på naturgrus,

i) lagen (1999:673) om skatt på avfall,

j) lagen (2007:460) om skatt på trafikförsäkringspremie m.m.,

k) 8 § första stycket 1 lagen (2016:1067) om skatt på kemikalier i viss elektronik, *eller*

k) 8 § första stycket 1 lagen (2016:1067) om skatt på kemikalier i viss elektronik,

l) lagen (2019:000) om skatt på utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion, eller

m) lagen (2019:000) om skatt på avfall som förbränns

11. den som är skyldig att använda kassaregister enligt 39 kap. 4–6 §§,

12. den som enligt 39 kap. 11 b § är skyldig att tillhandahålla utrustning så att en elektronisk personalliggare kan föras på en byggarbetsplats, och

13. den som betalar ut ersättning som är underlag för statlig ålderspensionsavgift enligt lagen (1998:676) om statlig ålderspensionsavgift.

Om den som ska registreras enligt första stycket har en företrädare enligt 5 kap., ska dock företrädaren registreras i stället.

Denna lag träder i kraft den 1 januari 2020.

2 Uppdraget och dess genomförande

2.1 Utredningens uppdrag

Det övergripande målet för den svenska miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser. Riksdagen har också beslutat om 16 miljö kvalitetsmål som utgör stommen i den svenska miljöpolitiken. Regeringen avser att lägga grunden för en cirkulär och biobaserad ekonomi som bidrar till att miljö kvalitetsmålen nås. Enligt utredningens direktiv (dir. 2016:34) gäller följande utgångspunkter för utredningen:

- Utsläppen av växthusgaser behöver minska och energisystemet ska på sikt bestå av 100 procent förnybar energi. Bioenergi har en viktig roll för att ersätta fossil energi och bidrar till att uppnå miljö-, klimat- och energimålen.
- Avfall ska behandlas som en resurs som driver fram nya affärsmöjligheter. Material ska i högre grad återanvändas och gifter ska fasas ut från kretsloppen.
- Ekonomiska styrmedel på miljöområdet ska i möjligaste mån utformas så att förorenaren betalar för sin miljöpåverkan. De bör vidare utformas så att de blir samhällsekonomiskt effektiva, kostnadseffektiva och så administrativt enkla som möjligt.

Med de utgångspunkterna ska utredningen se över förutsättningarna för avfallsförbränning samt analysera behovet av att införa skatt på förbränning av avfall. Syftet är att uppnå en mer resurseffektiv och giftfri avfallshantering i enlighet med avfallshierarkin

och regeringens ambition om att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer.

Utredaren ska även se över om kväveoxidavgiften kan göras mer verkningfull ur miljösynpunkt och samhällsekonomiskt effektiv, i första hand genom att den görs om till en skatt. Utredaren ska också lämna förslag på hur prissignalen på utsläpp av fossil koldioxid inom EU:s system för handel med utsläppsrätter kan kompletteras med andra ekonomiska styrmedel vad gäller el- och värmeproduktion. Sådana styrmedels inverkan på förutsättningarna för att säkerställa en trygg el- och värmeförsörjning i hela landet ska då beaktas.

I juni 2017 beslutade riksdagen om ett klimatpolitiskt ramverk som ska träda i kraft den 1 januari 2018. Ramverket inkluderar mål om att Sverige senast 2045 inte ska ha några nettoutsläpp av växthusgaser och därefter uppnå negativa utsläpp. Senast 2045 ska utsläppen från verksamheter inom svenskt territorium vara minst 85 procent lägre än utsläppen 1990.

Mot den bakgrunden beslutade regeringen om tilläggsdirektiv (dir. 2017:49) för utredningen. Genom tilläggsdirektivet förlängdes utredningstiden för att de nya nationella målen skulle hinna beaktas. Enligt tilläggsdirektiven ska utredningen också lämna ett förslag på utformningen av en skatt på förbränning av avfall. Förslaget ska utformas så att det i största möjliga mån verkar för att utjämna den finansiella obalans som råder mellan olika behandlingsmetoder och för ökad materialåtervinning av återvinningsbara material.

Uppdraget beskrivs närmare i utredningens direktiv som finns i bilaga 1 och i bilaga 2.

2.2 Utredningens arbete

Utredningen har haft elva sammanträden med experterna. I expertgruppen har förutom berörda myndigheter, även branschorganisationer varit representerade.

Utredningen har även låtit genomföra två konsultuppdrag. Det ena uppdraget utfördes av Sweco Energuide AB och utgjordes av en konsekvensanalys av fjärrvärmens kostnader och konkurrensförhållanden om kväveoxidavgiften görs om till en skatt (se

bilaga 5). Det andra uppdraget utfördes av Profu i Göteborg AB och utgjordes av en konsekvensanalys av en skatt på avfallsförbränning (se bilaga 4).

Dessutom har utredningen gjort två studiebesök, nämligen på Renovas fjärrvärmeverk i Göteborg och hos Göteborg Energi. Vidare har utredaren besökt Edets pappersbruk i Lilla Edet.

3 Utredningens utgångspunkter

3.1 Svensk energi- och miljöpolitik

Riksdagen beslutade 2010 (se prop. 2009/10:155, bet. 2009/10:MJU25, rskr. 2009/10:377) om målstrukturen för det svenska miljöarbetet med ett generationsmål, miljö kvalitetsmål och etappmål. Generationsmålet är det övergripande målet för miljöpolitiken och innebär att det till nästa generation ska lämnas över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser.

Under Generationsmålet finns ett antal strecksatser varav i första hand följande kan påverkas av avfallshantering och förbränning:

- 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.

Riksdagen har också beslutat om 16 miljö kvalitetsmål som utgör stommen i den svenska miljöpolitiken. Avfallshantering berör i första hand miljö kvalitetsmålet God bebyggd miljö men påverkar även flera andra miljö kvalitetsmål, t.ex. begränsad klimatpåverkan,

frisk luft, ingen övergödning, bara naturlig försurning och giftfri miljö.

Till miljö kvalitetsmålen finns en rad preciseringar och etappmål som har bäring på avfallshantering. Som exempel kan nämnas preciseringen hållbar avfallshantering under God bebyggd miljö:

Avfallshanteringen är effektiv för samhället, enkel att använda för konsumenterna och att avfallet förebyggs samtidigt som resurserna i det avfall som uppstår tas till vara i så hög grad som möjligt samt att avfallets påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras.

Ett annat exempel är etappmålet under miljö kvalitetsmålet En giftfri miljö om giftfria och resurseffektiva kretslopp. Etappmålet innebär att användningen av återvunna material ska vara säker ur hälso- och miljösynpunkt genom att återcirkulation av farliga ämnen så långt som möjligt undviks samtidigt som resurseffektiva kretslopp eftersträvas.

Världens länder har enats om att den globala medeltemperaturens ökning ska begränsas till väl under två grader och att man ska sträva efter 1,5 grader. Detta ställer krav på skärpta ambitioner globalt inom klimatpolitiken. Regeringen har ambitionen att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer. Energisystemet ska på sikt bestå av 100 procent förnybar energi.

Energipolitiken är en fundamental del av byggandet av ett hållbart samhälle. Det är samtidigt viktigt för bl.a. företagen att det finns god och tillförlitlig tillgång på el till konkurrenskraftiga priser.

Sverige har till 2020 ett nationellt mål för den de sektorer som inte omfattas av EU:s system för handel med utsläppsrätter. Målet är att utsläppen ska minska med 40 procent jämfört med 1990 års nivå.

Förutom målet till 2020 beslutade riksdagen den 15 juni 2017 om regeringens förslag till klimatpolitiskt ramverk för Sverige (bet. 2016/17:MJU24, rskr. 2016/17:320). Det klimatpolitiska arbetet ska utgå från ett långsiktigt, tidssatt utsläppsmål som riksdagen fastställer. Delar av det klimatpolitiska ramverket finns i den nya klimatlagen (2017:720) som lagfäster att regeringens klimatpolitik ska utgå från klimatmålen och hur arbetet ska bedrivas. Lagen träder i kraft den 1 januari 2018. Det klimatpolitiska ramverket omfattar bl.a. följande nationella, långsiktiga klimatmål:

- Senast 2045 ska Sverige inte ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, för att därefter uppnå negativa utsläpp. Utsläppen från verksamheter inom svenskt territorium ska vara minst 85 procent lägre än utsläppen 1990. För att nå nettollutsläpp får kompletterande åtgärder tillgodoräknas.
- De utsläpp i Sverige som kommer att omfattas av EU:s ansvarsfördelningsförordning, den så kallade ESR-sektorn, bör senast 2030 vara minst 63 procent lägre än utsläppen 1990. Högst 8 procentenheter av utsläppsminskningarna får ske genom kompletterande åtgärder.
- Senast 2040 bör utsläppen i Sverige i ESR-sektorn vara minst 75 procent lägre än utsläppen 1990. Högst 2 procentenheter av utsläppsminskningarna får ske genom kompletterande åtgärder.

Syftet med det klimatpolitiska ramverket är att varje regering, oavsett konstellation och politisk inriktning, ska vara bunden till de förutsättningar som anges i lagen. Tanken är att det ska öka förutsättningarna för ett långsiktigt och kontinuerligt klimatarbete, samtidigt som det blir tydligare och mer transparent.

Under 2014 kom Europeiska rådet överens om en ram för EU:s klimatmål fram till 2030:

- Utsläppen av växthusgaserna ska minska med 40 procent jämfört med 1990 års nivå. Målet är bindande på EU-nivå.
- Andelen förnybar energi ska vara minst 27 procent. Målet är bindande på EU-nivå.
- Energieffektiviteten ska öka med minst 27 procent. Målet är vägledande och ska ses över senast 2020, med ambitionen att nå ett mål på 30 procent på EU-nivå.

I november 2016 föreslog Europeiska kommissionen att energieffektiviseringsmålet skulle höjas till 30 procent till 2030 och vara bindande på EU-nivå. Förslaget förhandlas för närvarande i rådet och Europaparlamentet.

I juni 2016 presenterades en ramöverenskommelse, den s.k. Energiöverenskommelsen, mellan regeringen och Moderaterna, Centerpartiet och Kristdemokraterna. Överenskommelsen utgör en gemensam färdplan för en kontrollerad övergång till ett helt

förnybart elsystem, med mål om 100 procent förnybar elproduktion 2040. Detta är dock ett mål, inte ett stoppdatum som förbjuder kärnkraft och innebär inte heller en stängning av kärnkraft med politiska beslut.

Ytterligare ett mål i energiöverenskommelsen är att Sverige, senast 2045, inte ska ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, för att därefter uppnå negativa utsläpp. I överenskommelsen framgår också att elcertifikatssystemet ska förlängas och utökas med 18 TWh nya elcertifikat till 2030 samt att en konkurrenskraftig fjärrvärmesektor och minskad elanvändning i uppvärmningen är förutsättningar för att klara den förnybara el- och värmeförsörjningen under kalla vinterdagar.

3.2 Riktlinjer för skattepolitiken

Riksdagen antog våren 2015 riktlinjer för skattepolitiken (prop. 2014/15:100, avsnitt 5.5, bet. 2014/15:FiU20, rskr. 2014/15:254). Riktlinjerna kan sammanfattas enligt följande.

Skattepolitikens främsta syfte är att finansiera den gemensamma välfärden, olika samhällsfunktioner och andra offentliga utgifter. Skatterna ska tas ut på ett sätt som är förenligt med de övergripande målen för regeringens ekonomiska politik. Skattepolitiken ska vid sidan om att säkra goda och stabila skatteintäkter även skapa förutsättningar för en hållbar tillväxt och hög sysselsättning, ett rättvist fördelat välstånd samt bidra till ett miljömässigt och socialt hållbart samhälle. Skattepolitiken bör därutöver utformas enligt följande vägledande principer.

3.2.1 Ett legitimt och rättvist skattesystem

Skatter ska tas ut på ett rättssäkert sätt. För att stärka legitimiteten ska regelverket vara möjligt att förstå och inte leda till onödigt stora administrativa kostnader för dem som tillämpar reglerna. Detta ska särskilt beaktas vid utformningen av nya skatteregler. Nyttan av förenklingar ska dock alltid vägas mot behovet av att värna skatteintäkterna, åstadkomma rättvisa mellan skattskyldiga samt motverka skattefusk och skatteundandragande. Ett högt förtroende för skattesystemet kräver också åtgärder för att

bekämpa skattebrott, skattefusk och skatteundandraganden. En minskning av skattefelet är också en central uppgift för lagstiftaren, då det är de materiella reglernas utformning som bestämmer utrymmet för bl.a. skatteplanering.

3.2.2 Generella och tydliga regler

Skattereglerna ska vara generella, med breda skattebaser och skattesatser som är väl avvägda gentemot målen för den ekonomiska politiken. Generella och tydliga regler, utan komplicerade gränsdragningar, bidrar till förståelse och legitimitet för skattesystemet och minskar utrymmet och riskerna för fel och fusk. Avsteg från denna princip kan i vissa fall motiveras av explicita krav på styrning eller av samhällsekonomiska effektivitetsskäl. Skatteutgifter, dvs. stöd till hushåll och företag på budgetens inkomstsida till följd av särregler t.ex. nedsatt skatt på vissa varor och tjänster, bör därför regelbundet omprövas. I första hand bör stöd på budgetens inkomstsida undvikas och de bör åtminstone prövas på samma sätt som vanliga utgifter i den årliga budgetprocessen. I undantagsfall kan administrativa kostnader motivera att skatteutgifter väljs framför stöd på budgetens utgiftssida.

3.2.3 Hållbara regler i förhållande till EU

Regelverket ska vara förenligt med EU-rätten. Det gäller inte bara i förhållande till specifika rättsakter utan även till bestämmelser i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt om fri rörlighet för personer, varor, tjänster och kapital samt reglerna om statligt stöd.

3.3 EU:s regler om statligt stöd

Fördraget om Europeiska unionens funktionssätt, förkortat fördraget, innehåller bl.a. regler som ska säkerställa en väl fungerande konkurrens på den inre marknaden. Bland dessa regler finns bestämmelser om statligt stöd. Bestämmelserna återfinns i artiklarna 107–109 i fördraget och har till syfte att förhindra att

konkurrensförhållandena inom unionen snedvrids genom att medlemsstaterna gynnar vissa företag eller viss produktion ekonomiskt.

Enligt artikel 107.1 i fördraget är statligt stöd som utgångspunkt förbjudet. Ett stöd kan emellertid efter prövning av Europeiska kommissionen bedömas vara förenligt med den gemensamma marknaden. Medlemsstaterna ska anmäla planer på att vidta eller ändra stödåtgärder till kommissionen för granskning och får inte genomföra åtgärderna förrän kommissionen gett sitt godkännande (genomförandeförbudet). Genomförandeförbudet följer av artikel 108.3 i fördraget och har direkt effekt, vilket innebär att det ger upphov till rättigheter för enskilda som kan åberopas även inför nationella domstolar.

Kommissionen övervakar hur medlemsstaterna följer reglerna om statligt stöd. Kommissionens huvudsakliga uppgift på statsstödsområdet är dock att pröva och godkänna medlemsstaternas statliga stöd innan de genomförs. Kommissionen är den enda instans som får godkänna statligt stöd inom EU. För att underlätta och förenkla hanteringen av statligt stöd inom EU har kommissionen dock beslutat om vissa undantag från genomförandeförbudet.

Det finns undantag från anmälningsförfarandet för stöd som uppfyller förutsättningarna i kommissionens förordning (EU) nr 651/2014 av den 17 juni 2014 genom vilken vissa kategorier av stöd förklaras förenliga med den inre marknaden enligt artiklarna 107 och 108 i fördraget (gruppundantagsförordningen) eller kommissionens förordning (EU) nr 1407/2013 av den 18 december 2013 om tillämpningen av artiklarna 107 och 108 i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt på stöd av mindre betydelse.

Stöd som utformas i enlighet med ett sådant undantag behöver inte anmälas till kommissionen. Det finns dock regelverk och rapporteringsskyldigheter som måste följas för att dessa undantag ska vara tillämpliga.

Kommissionen prövar även klagomål från berörda aktörer mot åtgärder som påstås utgöra statligt stöd som genomförts utan att statsstödsreglerna har följts (otillåtet/olagligt statligt stöd).

3.3.1 Vad är statligt stöd?

Den unionsrättsliga definitionen av begreppet statligt stöd ges i artikel 107.1 i fördraget.

Om inte annat föreskrivs i fördragen, är stöd som ges av en medlemsstat eller med hjälp av statliga medel, av vilket slag det än är, som snedvrider eller hotar att snedvrیدا konkurrensen genom att gynna vissa företag eller viss produktion, oförenligt med den inre marknaden i den utsträckning det påverkar handeln mellan medlemsstaterna.

Statligt stöd är alltså en åtgärd som:

1. ges av en medlemsstat eller med hjälp av statliga (allmänna) medel,
2. innebär ett gynnande,
3. når vissa företag eller viss produktion (selektivitet) samt
4. hotar att snedvrیدا konkurrensen och påverka handeln mellan medlemsstaterna.

Ges av en medlemsstat eller med hjälp av allmänna medel

En åtgärd som saknar ekonomiska konsekvenser för medlemsstaten är inte statligt stöd.

I ett beslut från kommissionen från 2002 förklaras det svenska elcertifikatsystemet vara en åtgärd som inte utgör statligt stöd i den del det inte innebär en överföring av allmänna medel. Kommissionens ställningstagande om att systemet inte utgjorde statligt stöd innebär att elcertifikatsystemet i sig inte omfattas av någon anmälningsskyldighet eller någon risk för återkrav.

Innebär ett gynnande

Statligt stöd är ett brett begrepp som omfattar mer än direkta bidrag. Åtgärden måste dock ge mottagaren en ekonomisk fördel för att det ska vara fråga om ett gynnande. Stödmottagaren ska ha fått fördelar som den inte hade kunnat få inom ramen för sin vanliga affärsverksamhet. Ett annat sätt att uttrycka detta är att

stödmottagarens konkurrenter inte skulle ha kunnat få motsvarande villkor från andra privata marknadsaktörer.

EU-domstolen har funnit att det i första hand är situationen i den aktuella medlemsstaten som ska beaktas eftersom motsvarande företag i andra medlemsstater agerar under andra rättsliga och faktiska omständigheter.

Den som påstår att något är statligt stöd har bevisbördan för detta påstående, såväl i svenska domstolar som i EU:s domstolar.

Selektivitet

En åtgärd måste vara selektiv för att utgöra ett stöd i EU-rättslig mening. Därför omfattas inte alla åtgärder som gynnar ekonomiska aktörer av begreppet stöd, utan endast de som ger en fördel på ett selektivt sätt till vissa företag eller kategorier av företag eller till vissa ekonomiska sektorer.

Selektiviteten ska bedömas utifrån åtgärdens effekter vilket kräver en analys av förutsättningarna både inom och utanför målgruppen för åtgärden.

Bedömningen av om en skatteåtgärd är selektiv beskrivs ofta som uppdelad på tre steg som listas nedan.

1. Fastställa ramen för skattenormen – dvs. vilket skattesystem som ska utgöra referensen för bedömningen.
2. Avgöra om det föreligger någon avvikelse från normen
3. Avgöra om åtgärden motiveras av skattesystemets logik.

Hotar att snedvrیدا konkurrensen och påverka handeln mellan medlemsstaterna

Enligt EU-domstolen innebär alla selektiva åtgärder som gynnar vissa företag eller viss produktion i förhållande till konkurrenterna en potentiell påverkan på konkurrensen och handeln mellan medlemsstaterna. Normalt utgår man från en jämförelse mellan företag inom den aktuella medlemsstaten. Orsaken är att de flesta ramvillkor bestäms nationellt eftersom de inte är harmoniserade inom EU och att jämförbarheten och möjligheterna att fastställa selektivitet normalt är större inom den aktuella medlemsstaten.

Enligt förordningen om stöd av mindre betydelse¹ påverkar statligt stöd som under en treårsperiod inte överstiger 200 000 euro inte konkurrens och samhandeln. Det krävs dock att förordningens procedurregler har följts för att den ska kunna åberopas med rättslig säkerhet.

3.3.2 Förutsättningar för godkännande av stöd

Stöd som uppfyller kriterierna i någon av de rättsakter som kan aktualiseras för stöd på miljöområdet är undantaget från genomförandeförbudet så länge bestämmelserna i dessa rättsakter följs. De aktuella rättsakterna är kommissionens gruppundantagsförordningar² samt kommissionens beslut om stöd i form av ersättning för tjänster av allmänt ekonomiskt intresse.

Stöd som inte utformas i enlighet med villkoren i något reglerat undantag från genomförandeförbudet måste anmälas till och godkännas av kommissionen innan de får genomföras.

Den allmänna gruppundantagsförordningen (GBER)

Enligt den allmänna gruppundantagsförordningen, förkortad GBER, kan följande typer av miljöstöd beviljas under vissa villkor:

- Stöd för investeringar som gör det möjligt för företag att leva upp till högre miljökrav än vad som krävs enligt EU:s miljökrav eller minska miljöpåverkan i avsaknad av sådan harmonisering.
- Stöd för energieffektiviseringsåtgärder.
- Stöd för energieffektivisering av byggnader när finansieringen sker via en viss typ av mellanhand.
- Stöd för högeffektiv kraftvärme.

¹ Kommissionens förordning (EU) nr 1407/2013 av den 18 december 2013 om tillämpningen av artiklarna 107 och 108 i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt på stöd av mindre betydelse.

² Kommissionens allmänna gruppundantagsförordning (EU) 651/2014, förkortad GBER, kommissionens gruppundantagsförordning för jordbruks- och skogsbrukssektorn och i landsbygdsområden (EU) 702/2014, förkortad ABER, eller motsvarande förordning på fiske- och vattenbruksområdet (EU) 1388/2014, förkortad FIBER.

- Stöd för att främja investeringar i hållbara energikällor.
- Stöd för att möjliggöra investeringar för att återställa förorenade områden.
- Stöd för fjärrvärme och kyla.
- Stöd för avfallsåtervinning och återanvändning.
- Stöd för energiinfrastruktur.
- Stöd för miljöutredningar.
- Stöd i form av undantag från miljöskatter.

Bestämmelserna i GBER bygger på att den nationella stödordningen hänvisar till GBER och innehåller de nödvändiga villkoren när det gäller undantag från stöd för mottagare som inte återbetalat otillåtet statligt stöd, respektive undantag från möjligheterna att ge stöd till företag i ekonomiska svårigheter. GBER förutsätter att de materiella bestämmelserna i respektive artikel och takbeloppen som regleras i artikel 4 samt rapporterings- och publiceringskraven (transparenskrav) i förordningen efterlevs.

3.3.3 Principerna för kommissionens bedömning av ett stöds förenlighet med fördraget

En förutsättning för att kommissionen ska kunna godkänna ett statligt stöd är att det bidrar till att uppnå något av fördragets målsättningar. Fördelarna med stödet måste även uppväga nackdelarna som följer av snedvridningen av konkurrensen. Denna bedömning kallas avvägningstestet. Avvägningstestet består av tre delar. Ett väldefinierat mål av gemensamt intresse ska identifieras (likvärdighetsmål eller effektivitetsmål). Stödet ska vara utformat så att det bidrar till att målet nås (stödet ska ha incitamentseffekt). Slutligen ska de positiva effekterna av stödet överväga de negativa effekterna (stödet ska vara proportionerligt och inte mer konkurrenssnedvridande än nödvändigt).

Ett eventuellt stöd måste skapa incitament för mottagaren att göra något annat än vad mottagaren normalt gör inom ramen för sin verksamhet för att kunna godkännas av kommissionen. Detta kan ha stor praktisk betydelse för hanteringen av statligt stöd

eftersom investeringar som påbörjas innan stödet beslutats per definition saknar incitamentseffekt. Denna utgångspunkt är orsaken till de regler som finns i bl.a. GBER om att stöd inte får beviljas projekt som redan påbörjats.

3.3.4 Kommissionens riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd och energi (EEAG)

Förutsättningarna att få ett statligt stöd på miljöområdet, som inte omfattas av något undantag från genomförandeförbudet, godkänt av kommissionen beskrivs i kommissionens statsstödsriktlinjer för miljöskydd och energi 2014–2020 (EUT C 200, 28.6.2014, s. 1), förkortade EEAG. De nu gällande riktlinjerna antogs av kommissionen under 2014 och tillämpas t.o.m. utgången av 2020. Enligt EEAG kan stöd dels beviljas till sådana åtgärder som uppfyller villkoren i GBER men som överstiger tröskelvärdena i artikel 4 GBER. Stöd kan också lämnas till energi från förnybara källor, energi- och resurseffektiviseringsåtgärder, lagring av avskiljning av koldioxid (CCS), nedsättningar av eller befrielse från miljöskatter och i form av minskningar i finansieringsstöd för el från förnybara källor, energiinfrastruktur, tillräcklig produktionskapacitet, system för handel med utsläppsrätter respektive för stöd som syftar till att omlokalisera företag.

För att stöd ska kunna godkännas krävs att medlemsstaterna kan visa på miljönyttan av stödet. Medlemsstaterna måste även förklara vari marknadsmisslyckandet består. På miljöområdet är marknadsmisslyckandet typiskt sett att samhällets kostnader av en försämrad miljö inte får tillräckligt genomslag i företagets kostnader vilket leder till att för få eller otillräckliga utsläppsreducerande åtgärder vidtas ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Utöver förekomsten av ett marknadsmisslyckande krävs det också att andra åtgärder inte redan vidtas för att åtgärda detta marknadsmisslyckande. Sektorsreglering, reglering av mängden föroreningar som tillåts, marknadsmekanismer som EU ETS-systemet eller andra marknadsbaserade styrmedel måste beaktas och stöd får bara lämnas om andra åtgärder visar sig otillräckliga för att nå miljömålen. Av samma anledning får inte stöd leda till att principen om att förorenaren ska betala åsidosätts.

Vid tillämpningen av EEAG anses ett stöd ha incitamentseffekt om det ger incitament till stödmottagaren att förändra sitt beteende i förhållande till en situation utan stöd.

Vid en anmälan av ett stöd för godkännande enligt EEAG är beskrivningen av företagets förväntade agerande utan stöd (kontrafaktisk analys) central eftersom detta scenario även ligger till grund för bedömningen av om stödet är större än nödvändigt för att bidra till miljömålet av gemensamt intresse. Utifrån det kontrafaktiska scenariot fastställs det vilka kostnader som tillkommer till följd av de miljökrav som stödet syftar till att kompensera för, enbart dessa kostnader kan sedan berättiga till stöd. Enligt EEAG innebär en konkurrensutsättning av åtgärden som ska genomföras av miljöskäl en presumtion för att stödet är proportionerligt.

När det slutligen gäller själva avvägningstestet, dvs. avvägningen av nyttan med stödet i förhållande till konkurrensnedvridningen ska kommissionen väga nyttan av stödets bidrag till miljömålen mot skadan för företag som bedriver sin verksamhet på ett miljövänligt sätt utan stöden.

3.3.5 Överträdelser av EU:s regler om statligt stöd

Konsekvenserna av att inte följa bestämmelserna avseende genomförandeförbudet hanteras i lag (2013:388) om tillämpningen av Europeiska unionens statsstödsregler. I prop. 2012/13:84, olagligt statligt stöd utvecklar regeringen förutsättningarna för EU:s statsstödsreglers effektiva genomslag. Statligt stöd som lämnas i strid med genomförandeförbudet ska medlemsstaten återkräva från stödmottagaren med ränta så att konkurrensförhållandet återställs.

När det gäller överträdelser av de villkor som gäller enligt ett visst statsstödsbeslut eller enligt en gruppundantagsförordning innebär det ett missbruk av stöd enligt artikel 16 i rådets förordning (EU) 2015/1589 av den 13 juli 2015 om genomförandebestämmelser för artikel 108 i fördraget om Europeiska unionens funktionsätt. Missbruk av stöd föreligger när stöd har utgått i strid med villkoren i statsstödsbeslutet eller gruppundantagsförordningen. Förfarandet vid missbruk av stöd är detsamma som vid olagligt stöd, dvs. medlemsstaten är skyldig att återkräva stödet från stödmottagaren.

4 Teoretiska utgångspunkter

4.1 Inledning

I det här kapitlet redogörs för betydelsen av samhällsekonomisk effektivitet, kostnadseffektivitet samt olika perspektiv som bör beaktas i en samhällsekonomisk analys.

Enligt utredningens direktiv (dir. 2016:34) ska nämligen en ny skatt eller något annat nytt ekonomiskt styrmedel vara samhällsekonomiskt effektivt och kostnadseffektivt. I direktiven nämns även att styrmedel bör utformas efter principen om att förorenaren betalar. Enligt förordningen (2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning ska förvaltningsmyndigheter under regeringen innehålla en konsekvensanalys som redogör för förslagets effekter på miljön och för olika aktörer i samhället.

4.2 Resurshushållning i en marknadsekonomi

4.2.1 Den perfekta marknaden

Det svenska samhället utgörs av ett stort antal aktörer som har olika förutsättningar och intressen. Företag och hushåll interagerar med varandra genom miljontals beslut. Samhällssekonomins omfattning och komplexitet innebär att en effektiv resursanvändning inte kan centralplaneras fram. En naturlig referenspunkt för samhällsekonomiska analyser är därmed att identifiera en autonom process som leder till en effektiv resursallokering, dvs. en situation där resurser inte kan användas annorlunda för att skapa en högre välfärd. Under väldigt specifika omständigheter utmynnar marknadshushållning i just en sådan situation.

I praktiken kan det finnas flera olika anledningar till att marknadshushållningen misslyckas med att allokerar resurserna effektivt.

I en samhällsekonomisk analys är det därför viktigt att dessa ”anledningar” identifieras. Det blir slutligen en viktig uppgift för politiken att implementera ändamålsenliga styrmedel för att lösa dessa problem.

Marknadsekonomi bygger på väldefinierade äganderätter och personens frihet att agera självständigt i enlighet med dennes preferenser. I teorin om perfekt marknadshushållning ägs alla resurser av någon. Arbetskraft, kapital, land och råvaror ägs av individerna som byter dessa med varandra. Inramningen av byteshandeln är vad vi kallar för marknaden.

I denna byteshandel är pengar enbart en universell vara som underlättar byteshandeln. Hur resurserna fördelas i en marknadsekonomi beror i grunden på värdet av de resurser som är i individernas besittning. Värdena bestäms av utbud och efterfrågan som tillsammans avgör om en resurs är knapp eller inte.

Det är alltså resursernas relativa knapphet som bestämmer relativpriserna på marknaden, t.ex. hur mycket måltid eller hur många liter mjölk en timmes rörmokarjobb är värt. Detta är i korthet förklaringen till löneskillnader och olika priser på varor och tjänster.

Det faktum att marknadsmodellen i teorin utmynnar i en samhällsekonomiskt effektiv resursanvändning beror bl.a. på antagandena att informerade konsumenter inte köper varor och tjänster som kostar mer än de smakar samt att företagen inte säljer varor och tjänster till priser som understiger deras produktionskostnader.

Därmed finns ömsesidiga incitament att genom marknadshandel byta varor och tjänster så länge som konsumtionsvärdet är högre än kostnaden för att producera. På detta sätt bidrar handeln till en effektivare resursanvändning. I marknadsmodellen maximeras konsumenternas mervärde av varor- och tjänster och producenternas vinster. Eftersom producenterna (och/eller aktieägarna) också är individer maximeras den aggregerade konsumtionskraften och nyttan i samhället.

Det är viktigt att här förstå att alla marknader är sammanlänkade i en marknadsekonomi. Förändringar i utbud och efterfrågan på en marknad spiller därför i varierande utsträckning över på andra marknader. I nationalekonomi talas om allmänjämviktseffekter för att beskriva denna komplicerade kedjereaktion.

Allmänjämviktseffekter är bl.a. viktiga i analyser av olika typer av ”chocker” i efterfrågan eller utbudet på en marknad. Chockerna kan bl.a. orsakas av naturkatastrofer, geopolitisk oro eller olika typer av styrmedel. Exempelvis, om oljeutvinning förhindras på grund av geopolitisk oro kommer oljepriset att stiga.

Därmed blir det dyrare att producera alla varor och tjänster som produceras med olja som insatsvara. Priset på dessa varor och tjänster kommer därför att stiga. Många relativpriser i ekonomin förändras vilket leder till en anpassning i konsumentledet med fler relativprisförändringar som följd. Man kan t.ex. tänka sig att plast substitueras mot trä och etanol mot bensin.

Eftersom den allmänna prisnivån stigit har realinkomsterna blivit lägre, dvs. färre varor och tjänster kan köpas, vilket påverkar individernas vilja att arbeta. Förändringar i arbetsutbudet påverkar i sin tur lönenivåer och intäkter från eventuella inkomstskatter. Ekonomin kommer på sikt att stabiliseras och en ny jämvikt etableras.

Allmänjämviktsperspektivet är i ekonomisk mening ett systemperspektiv som kan vara viktigt att beakta i olika typer av konsekvensanalyser.

4.2.2 Marknadsmislyckanden

Den välfärdsmaximerande marknadsekonomin som beskrivits ovan är en teoretisk konstruktion som inte nödvändigtvis är en bra återspeglning av verkligheten. Modellen om perfekt marknadshushållning bygger på många antaganden som inte alltid är uppfyllda i verkligheten:

- Väldefinierade äganderätter
- Fullständigt informerade och rationella aktörer
- Fullständig konkurrens
- Inga transaktionskostnader
- Inga oavsedda miljö- och hälsoeffekter (externaliteter).

När något av dessa antaganden inte stämmer med verkligheten föreligger ett marknadsmisslyckande. Under sådana omständigheter kommer marknadshushållningen inte att maximera välfärden om den inte regleras på ett adekvat sätt. Genom olika typer av styrmedel kan verkligheten föras närmare den perfekta marknadshushållningen som maximerar samhällets välfärd. Marknadsmodellen är en referens för optimal resursanvändning och i bästa fall en grov beskrivning av verkligheten. Modellen används främst för att identifiera marknadsmisslyckanden och behov av marknadsreglering.

Styrmedel används för att lösa marknadsmisslyckanden. Det marknaden har misslyckats med är att fördela och använda resurser så att välfärden i samhället maximeras. Miljöpolitiska styrmedel används främst för att åtgärda marknadsmisslyckanden i form av s.k. externaliteter (externa effekter). En externalitet avser en oavsedd effekt på aktörer som inte har någon aktiv roll i en marknadstransaktion.

När det finns externaliteter borgar inte längre nytto- och vinstmaximering för samhällsekonomisk effektivitet eftersom det finns nyttor eller onyttor som lämnats utanför produktions- och konsumtionsbesluten.

Ett klassiskt exempel på en negativ externalitet är ett stålverk utan reningsutrustning som ligger granne med ett tvätteri. Stålverkets utsläpp fördyrar verksamheten för tvätteriet genom att luft och vatten förorenas utan att tvätteriet får någon kompensation för det. Stålverket orsakar en kostnad för någon annan än dess handelspartners på marknaden, dvs. en extern kostnad.

Grundproblemet är att utan lagstiftning är det oklart om tvätteriet har rätt till ren luft och rent vatten eller om stålverket har rätt att förorena luft och vatten. Äganderätterna är oklara.

För att lösa problemet med externaliteter, t.ex. förorenande utsläpp, tillämpas olika typer av styrmedel. Den optimala lösningen är normalt sett inte att förbjuda utsläpp helt och hållet utan i stället att reglera utsläppen så att den gemensamma vinsten/nyttan maximeras.

Från samhällets perspektiv kan utsläppen minskas antingen genom lägre produktionsnivåer eller genom reningsåtgärder som minskar utsläppsintensiteten i produktionen. Exempel på reningsåtgärder är olika typer av resurseffektiviseringar, installation av

reningsutrustning, efterbehandlingar samt faktorsubstitution, t.ex. byte från fossil till biobaserad energi.

4.2.3 Olika typer av styrmedel

Styrmedel som rättar till misslyckandet med externaliteter kan utformas på många olika sätt. Grovt sett kan styrmedelsarsenalen delas in i fem kategorier:

- Information
- Administrativa styrmedel
- Skatter
- Subventioner
- Rättighetshandel (certifikathandel)

De tre sistnämnda kan sägas vara ekonomiska eller marknadsbaserade styrmedel eftersom de verkar genom ekonomiska incitament (prissignaler).

Informativa styrmedel underlättar för företag och hushåll att fatta ekonomiskt rationella beslut. Informations styrmedel behövs också för att kommunicera till hushåll och företag om hur de förväntas agera som samhällsmedborgare, t.ex. hur olika typer av avfall ska hanteras.

Administrativa regleringar avser exempelvis lagstiftning om maximala utsläppsnivåer eller utsläppsintensiteter och krav på reningsutrustning och processer.

Ett samhällsekonomiskt effektivt styrmedel innebär att utsläppsreduktionen drivs fram till den punkt där kostnaden för ytterligare utsläppsreduktion är lika hög som värdet av den marginella skada som utsläppen för med sig för samhället som helhet. Om utsläppen reduceras mer än så innebär det att den sista reduceringsenheten kostar samhället mer än den miljövinst den genererat. I sådant fall bör är det effektivt att öka utsläppen.

Samhällsekonomisk effektivitet implicerar att alla utsläppskällor har samma marginalkostnad för att reducera sina utsläpp. Om en specifik utsläppsnivå uppnåtts på ett sådant sätt att marginalkostnaderna skiljer sig åt mellan utsläppskällor har målet inte nåtts

på ett effektivt sätt. Målet kan då nås på ett billigare sätt (lägre total reduktionskostnad) genom att omfördela utsläppen mellan utsläppskällorna. Utsläppskällor med låga marginalkostnader bör då minska sina utsläpp mer än utsläppskällor med höga marginalkostnader. När marginalkostnaderna utjämnats är en sådan omfördelning inte längre möjlig.

Både kvantitativa regleringar och ekonomiska styrmedel kan i teorin åstadkomma samhällsekonomiskt effektiva utsläppsnivåer. I praktiken har dock ekonomiska styrmedel en betydande fördel. För att kunna uppnå en samhällseffektiv utsläppsminskning måste varje enskilt företag regleras optimalt genom att balansera värdet av utsläppsminskningen med företagets marginalkostnad för utsläppsreduktion. Detta kräver att regleraren har all relevant information, vilket sällan är fallet.

Ekonomiska styrmedel kringgår informationsproblemet genom att hushållen själva avgör om det ekonomiska incitamentet de erbjuds, t.ex. i form av en styckskatt, är högt nog för att vidta åtgärder. Om företag t.ex. beskattas per utsläppenhet kommer det ge incitament till olika typer av reningsåtgärder. Företag kommer att reducera mängden utsläpp tills kostnaden för att reducera ytterligare en utsläppsenshet överstiger kostnadsbesparingen av att göra det.

Den optimala utsläppsnivån för ett företag infaller alltså när marginalkostnaden för utsläppsreducering är lika med nivån på utsläppsskatten. För att utsläppsskatten ska betraktas som samhällsekonomiskt effektiv måste skattenivån sättas så att bara de utsläpp som indirekt skapar mer värden för samhället än de förstör sker.

Handel med utsläppsrätter formulerades i den ekonomiska litteraturen redan under 1960-talet och har därefter tillämpats för att lösa flera olika typer av miljöproblem. Utsläppshandel kan betraktas som ett ekonomiskt styrmedel men kan också ses som en nyansering av en kvantitativ reglering. En kvantitativ reglering av mängden utsläpp är nödvändig för att skapa den knapphet som utgör drivkraften för marknadshandel.

Exempelvis om utsläppsrättigheter motsvarande 75 procent av den befintliga utsläppsnivån delas eller auktioneras ut bland de företag som orsakar utsläppen skulle den totala utsläppsnivån behöva minska med 25 procent. Företag med höga marginal-

kostnader för utsläppsreducering skulle då köpa utsläppsrätter från företag med låga marginalkostnader för utsläppsreducering.

Ju mer marginalkostnaderna skiljer sig åt från början desto större skulle värdet av utsläppshandeln bli i förhållande till om alla kommuner hade som mål att minska avfallet med 25 procent. En jämvikt etableras på utsläppsrättsmarknaden där alla företags marginalkostnader för utsläppsreduceringar utjämnats. Denna kostnadsnivå skulle utgöra marknadspriset på en utsläppsrätt.

Ett utsläppsrättssystem ger således företagen liknande incitament som en utsläppsskatt gör. För att handelssystemet med utsläppsrätter ska betraktas som samhällsekonomiskt effektivt måste det påvisas att de kostnader som systemet medför för kommunerna (och deras innevånare) är lägre eller lika med det samhällsekonomiska värdet med systemet.

Vissa styrmedel kan vara svåra att kategorisera. I Sverige regleras vissa avfallsfraktioner genom det s.k. producentansvaret. Med begreppet producentansvar avses att producenten av en vara kan åläggas vissa krav på varans utformning samt krav på att samla in och behandla avfall på ett ändamålsenligt sätt.

I såväl EU som i Sverige finns regler som bygger på idén om det förlängda ekonomiska producentansvaret. Teorin är att samtliga kostnader för en vara i avfallsledet ska internaliseras i priset på varan så att producenten görs legalt, ekonomiskt och ibland också fysiskt ansvarig för hanteringen av varan i avfallsledet. Därigenom ges producenterna incitament att minska avfallsmängden och förbättra varans miljömässighet. I det svenska ansvaret finns även förpliktelsen att uppnå fastställda mål för materialåtervinning.

4.2.4 "Ett mål ett medel"

Miljöpolitiska styrmedel bidrar ofta till uppfyllelsen av flera miljö-, klimat- och energimål. Det är dock omöjligt att med ett medel effektivt uppfylla mer än ett mål så till vida målen inte är fullständigt integrerade i varandra, dvs. flera mål uppnås om ett av dem uppnås.

Styrningen mot övergripande miljö-, energi- och klimatpolitiska mål måste adressera flera olika typer av marknadsmisslyckanden. I dessa fall behövs ett set av samverkande styrmedel. Exempelvis kan

ekonomiska styrmedel behöva kompletteras med informationsinsatser och/eller lagstiftning för att öka effektiviteten med prisstyrningen.

”Ett mål ett medel” är ett matematiskt förhållande och inte en regel för hur enskilda styrmedel bör utvärderas. När det gäller miljöskatter- och utsläppshandel är det rimligt att de utvärderas på basis av de utsläpp de avser att styra.

Detta enkla förhållande behöver nödvändigtvis inte gälla för andra typer av styrmedel. Exempelvis bör investeringsstöd utformas och utvärderas i förhållande till de syften som anges med stödet och de korresponderande samhällskostnader och nyttor som olika projekt medför. Samhällsekonomiskt finns det ingen begränsning i hur många syften ett styrmedel bör ha.

4.2.5 Institutionellt perspektiv på styrmedel

Ett relativt nytt perspektiv på marknadsmisslyckanden och valet av styrmedel fokuserar på s.k. transaktionskostnader¹. Perspektivet tar sin utgångspunkt i att det under vissa förutsättningar är möjligt att lösa problemet med externaliteter enbart genom att definiera äganderätter. I fallet med stålverket och tvätteriet måste det klargöras vem som har rätt till vad. När detta är fastställt kommer marknadsaktörerna i teorin förhandla fram en optimal lösning. Denna lösning kommer att innebära samma utsläppsnivå oavsett vem som får rätt att disponera luften och vattnet.

En central förutsättning för denna lösning är att transaktionskostnaderna är obefintliga eller i vart fall små. Denna förutsättning gäller många gånger inte i verkligheten då föroreningar urskillningslöst drabbar många individer och/eller företag. De förorenande företagen måste i sådana fall förhandla med ett stort antal personer, som dessutom har incitament att överdriva sitt lidande. Denna situation medför extremt höga kostnader för

¹ Transaktionskostnader är ett samlingsbegrepp för kostnader som inte direkt har att göra med de åtgärder som de reglerade aktörerna vidtar för att t.ex. minska sin miljöpåverkan. Transaktionskostnader inkluderar bl.a. kostnader för: (1) informationsinhämtning, (2) utforma och över tid revidera kontrakt/lagstiftning (3) implementera lagstiftningen; (4) se till att kontrakt/lagstiftning efterlevs, och (5) utvärdera styrmedelseffekter. I denna breda definition av transaktionskostnader ingår kostnader för både myndigheter och de reglerade aktörerna.

informationsinhämtning, förhandling, kontraktsskrivning och implementering av kompensationssystem.

Styrmedelsanalyser syftar nästan alltid till att avgöra vilken typ av marknadsreglering som ska införas och väldigt sällan om äganderätter. Alla styrmedel har emellertid transaktionskostnader i form av kostnader för implementering och administration som måste beaktas i en styrmedelsanalys.

Som framgick i det tidigare delavsnittet var ett argument mot en kvantitativ reglering att en sådan kräver en enorm informationsmängd som är mycket svår att samla in, dvs. transaktionskostnaderna för att lösa marknadsmisslyckandet med en kvantitativ reglering var mycket höga.

En miljöskatt eller ett utsläppshandelssystem kräver inte denna informationsinhämtning men kräver å andra sidan resurser från berörda myndigheter och skattskyldiga för löpande administration, kontroll och uppföljning. Om styrmedlen skiljer sig åt i fråga om transaktionskostnader är valet mellan dem inte längre obetydligt.

Generellt sett kan man säga att handelssystem har högre transaktionskostnader jämfört med en rak och enkel miljöskatt. Transaktionskostnaderna för en miljöskatt blir högre om det krävs många differentieringar i skattenivån och om det föreligger mät- och kontrollproblem av utsläppsnivåer. För att handelssystemet ska fungera effektivt måste konkurrensen på marknaden fungera väl och marknadsplatser etableras.

Det finns också en risk att utsläppshandelssystem hamnar i obalans så att prisbildningen kollapsar. Av den anledningen måste ett utsläppshandelssystem övervakas och den grundläggande kvantitativa regleringen kan komma att behöva ändras till följd av ändrade omvärldsfaktorer eller en ändrad omfattning av systemet.

I det institutionella perspektivet är det mer en empirisk snarare än en teoretisk fråga hur marknadsmisslyckanden ska adresseras på bästa sätt. Problemet kanske bara ska lösas i vissa delar. Ett institutionellt synsätt kan ändra på konventionella resonemang i ekonomisk teori.

Exempelvis har subventioner en låg ställning bland ekonomer för att åtgärda negativa externaliteter bl.a. eftersom subventioner

kräver finansiering via skattesystemet². Skattefinansiering är inte utan samhällsekonomiska kostnader varför det i normala fall är förhållandevis dyrt att lösa ett marknadsmisslyckande med en subvention jämfört med en skatt.

I det fall en tilltänkt miljöskatt har mycket höga transaktionskostnader kan det ändå vara fördelaktigt att frångå principen om att förorenaren betalar och i stället erbjuda en subvention om det skulle visa sig att den har lägre transaktionskostnader.

Det kan inte nog tydligt understrykas att om transaktionskostnaderna för att lösa ett marknadsmisslyckande är högre än den samhällsekonomiska kostnad som misslyckandet innebär bör det inte åtgärdas. Samhällsekonomiskt finns inget att vinna på att införa ett styrmedel som kostar mer än det smakar. Transaktionskostnader är verkliga kostnader som också reflekterar användning av resurser som är nyttiggörande i sin alternativa användning.

4.2.6 Kostnadseffektivitet

Samhällsekonomisk effektivitet är ett väldefinierat begrepp som innebär att resurser används där de gör mest nytta. För att fastställa samhällsekonomiskt effektiva utsläppsnivåer, avfallsnivåer eller återvinningsnivåer måste regleraren känna till marginalkostnader och marginalnyttor. Det är särskilt svårt att beräkna miljörelaterade marginalnyttor av utsläppsreduceringar eftersom ekologiska processer är mycket komplexa och det kan ta lång tid innan en förening verkat ut.

Det är därför svårt att fastställa om resursanvändningen är optimerad eller inte. I samhällsekonomisk styrmedelsanalys är därför ambitionen ofta att analysera kostnadseffektivitet – effektivitet som inte förutsätter samhällsekonomisk optimering (Baumol och Oates, 1988). Kostnaden för ett projekt sätts då i fokus och målet är att antingen (1) nå ett mål till så låg kostnad som möjligt eller (2) uppnå en så stor effekt som möjligt per satsad krona. I

² Ett annat argument mot att subventionera utsläppsminskningar är att subventioner kan locka fler aktörer till utsläppsgenererande aktiviteter. Miljöstyrningen kan då bli kontraproduktiv på lång sikt. Ett tredje argument är att staten potentiellt betalar för utsläppsminskningar som ändå skulle ha skett. I sådana fall utnyttjas skattemedel ineffektivt.

valet mellan tre lönsamma projekt är endast det mest lönsamma projektet kostnadseffektivt.

Så långt det är möjligt bör en kostnadseffektivitetsanalys beakta nettokostnader (kostnader-intäkter) och på så vis korrespondera mot vedertagen praxis för samhällsekonomisk kostnadsnyttokalkyl (CBA). På grund av tidsrestriktioner och mätsvårigheter förenklas ofta analyser till att endast studera bruttokostnader, vilket kan bli mycket missvisande.

Exempelvis, om en järnvägsinvestering endast beaktas som en klimatpolitisk investering och endast minskningen av växthusgaser ses som en nytta kommer alla järnvägsinvesteringar att ha låg kostnadseffektivitet jämfört med andra klimatpolitiska åtgärder. Vanligtvis utgör tidsbesparingar den största posten på intäktssidan. Samhällsekonomiskt måste denna intäkt beaktas även i en klimatpolitisk kontext.

I slutändan måste en avvägning göras mellan den samhällsekonomiska analysens ambition och exakthet och de resurser som analysen tar i anspråk och hur snabbt den kan genomföras. Genom att beakta alla kostnader och nyttor och samtliga projekt sammanfaller en kostnadseffektiv resursanvändning med vad som är samhällsekonomiskt effektivt.

När det gäller valet av styrmedel kan miljöskatter och utsläppshandel utformas så att de blir kostnadseffektiva per definition. Båda styrmedlen kan leda till att marginalkostnaderna för de reglerade aktörerna utjämnas. Exempelvis ger en generell koldioxidskatt alla reglerade aktörer incitament att minska sina koldioxidutsläpp tills kostnaden för att minska utsläppen med ett kilo till skulle bli högre än skattekostnaden³. Allas marginalkostnader för utsläppsreducering utjämnas därmed vid skattenivån. När alla förorenande verksamheter möter samma marginalkostnad för att minska utsläppen kan inte resurser omfördelas för att minska den totala kostnaden för att uppnå samma utsläppsnivå.

Miljöskatter och utsläppshandel är alltså kostnadseffektiva styrmedel för att uppnå utsläppsmål. Denna slutsats gäller givet att styrmedlen utformats och fungerar optimalt. Ofta tillkommer

³ Med "koldioxid" avses koldioxid från förbränning av fossila bränslen. Koldioxidskatten avser att styra fossil koldioxid och har därför utformats i termer av bränslets innehåll av fossilt kol.

politiska, administrativa, juridiska och tekniska svårigheter som gör att styrmedelsdesignen avviker från dess optimala utformning. Kostnadseffektiviteten är då inte garanterad. Som nämndes ovan kan styrning via priser behöva kompletteras med andra typer av styrmedel. Detta för att tydliggöra prissignalen och undanröja institutionella hinder så att fler aktörer kan reagera på den.

4.3 Systemgränser för samhällsekonomisk analys

Teoretiskt kan en ekonomi eller ett samhälle definieras utan hänsyn till nationella gränser. En samhällsekonomisk analys kan således utföras i en global kontext. Vanligtvis ges begreppen ekonomi/samhället en snävare betydelse. En rimlig utgångspunkt är att en samhällsekonomisk analys ska beakta nyttor och kostnader för individer som lever i Sverige. Argumenten för detta är att denna grupp utgör ett skattekollektiv och lyder under svensk lagstiftning. I enlighet med detta utformas miljö-, energi- och klimatpolitik i Sverige i allt väsentligt med referens till en uppsättning nationella mål.

Det finns emellertid fall där systemgränserna måste breddas, t.ex. om projekt får miljökonsekvenser i andra länder som inte själva kan kontrollera orsaken till problemen. Växthusgasutsläpp utgör här det främsta exemplet. I en samhällsekonomisk analys måste den globala skadan/kostnaden av växthusgasutsläpp beaktas och inte enbart den skada/kostnad som uppstår i Sverige.

I fråga om styrmedel som adresserar globala miljöproblem måste systemgränsen även breddas för att fånga den verkliga effekten av svenska styrmedel. Exempelvis kan svenska styrmedel bli verkningslösa om utsläppsminskningarna i Sverige genom ekonomiska återverknings effekter tas ut av utsläppsökningar i andra länder.

I diskussionen och litteraturen om materialåtervinning och avfallsförbränning framhävs ofta energi- och miljönyttor som uppkommer i alla led av en produktionskedja⁴. Uppskattningsvis uppnås i ett livscykelperspektiv en energibesparing om 95 procent

⁴ Se t.ex. Nilsson, M., A. Björklund, G. Finnveden och J. Johansson, (2005), "Testing a SEA methodology for the energy sector: a waste incineration tax proposal. Environmental Impact Assessment Review, 25, s. 1–32.

om ett ton aluminium produceras med återvunnet material i stället för med jungfrulig råvara.

Materialåtervinning kan således i teorin få långtgående miljöeffekter. För att beräkna hur t.ex. en styrmedelsförändring i Sverige påverkar energianvändningen och utsläppen av växthusgaser globalt måste emellertid även ekonomiska återverknings effekter beaktas. Styrmedel som påverkar resursanvändningen föranleder prisanpassningar på flera marknader. Eftersom återvinning minskar efterfrågan på ”ny” aluminium och därmed även på jungfrulig råvara pressas priserna för dessa nedåt (eller minskar pressen uppåt).

Ett lägre pris innebär att efterfrågan på aluminium och råvaror inte faller lika mycket som den hade gjort vid oförändrade priser. Lägre priser på aluminium och relaterade råvaror innebär ändrade konkurrensförhållanden mellan olika material och råvaror vilket i sin tur gör att andra produkt- och råvarumarknader påverkas. I praktiken blir de faktiska utsläppsminskningarna från materialåtervinning mindre än de som teoretiskt beräknas i livscykelanalyser.

Det är också viktigt att beakta att utsläpp som sker utanför Sveriges gränser lyder under något annat lands lagstiftning och att dessa länder har möjlighet att påverka utsläppen som sker där. Enskilda länder kan bl.a. ha effektiva styrmedel på plats. Exempelvis reglerar EU:s system för handel med utsläppsrätter, förkortad EU ETS, den aggregerade utsläppsnivån för anläggningar inom energisektorn, den energiintensiva industrin och flyget. Om en svensk koldioxidskatt minskar användningen av fossila bränslen i svensk värmeproduktion kommer utsläppsrätter att frigöras och absorberas av andra utsläppskällor som då ökar sina utsläpp.

Systemgränserna är även viktiga för analyser av styrmedel som berör andra behandlingar av avfall än materialåtervinning. Inte sällan anförs effekter i andra länder som argument för respektive mot import av avfall som förbränns. De som stödjer avfallsimport pekar på den miljönytta som uppstår när avfall förbränns i stället för att läggas på deponi. Skeptiker argumenterar att avfallsimporten leder till onödiga transporter och försvagar incitamenten för de exporterande länderna att själva bygga kapacitet för att behandla avfall.

Som påpekades ovan är det komplicerat att beräkna indirekta effekter på utsläppen av växthusgaser i andra länder. Avfall som importerats från länder med bindande nationella åtaganden på klimatområdet är att betrakta som reglerade. Svensk förbränning av avfall från andra EU-länder ger därmed inte nödvändigtvis några påtagliga effekter på EU:s samlade utsläpp av växthusgaser även om de t.ex. minskar utsläppen från deponier i Storbritannien eller ökar transportrelaterade utsläpp⁵.

I frånvaro av möjligheten att behandla avfall genom energiåtervinning utomlands skulle detta innebära att utsläppen från avfallsdeponier ökar, i alla fall på kort sikt. Andra klimatåtgärder skulle då bli nödvändiga för att nå de nationella klimatmål. Enligt detta resonemang bidrar svensk import av avfall främst till att minska kostnaden för vissa länder att nå sina klimatmål.

Det finns alltså flera skäl till varför samhällsekonomiska analyser främst bör fokusera på utsläpp från utsläppskällor i Sverige. Som nämndes ovan utgör gränsöverskridande miljöproblem ett viktigt undantag.

4.4 Fiskal effektivitet

4.4.1 Optimal beskattning

Skatter används av främst tre skäl:

1. Finansiera offentlig sektor
2. Omfördela inkomster
3. Öka effektiviteten genom att internalisera externaliteter i ekonomin (t.ex. miljöförstöring) och i välfärdssystemet (t.ex. ökade samhällskostnader p.g.a. alkoholkonsumtion).

I tidigare delavsnitt presenterades principerna för styrande skatter. Det finns också viktiga fiskala principer för beskattning. Den offentliga sektorn i Sverige består av staten, landstingen och kommunerna. För att finansiera dessa används allehanda skatter.

⁵ Utsläppen av koldioxid och metan från deponier ingår i ländernas rapportering till FN och EU. Utsläppen estimeras i modellberäkningar som tar hänsyn till bl.a. avfallsmängder och avfallets komposition. Även tekniska åtgärder för att minska metanutsläppen beaktas.

Kommun och landsting finansieras i huvudsak av den grundläggande inkomstskatten. Staten finansieras av flera källor som bl.a. direkta inkomstskatter, som riktar sig mot höginkomsttagare, men också indirekt beskattning av inkomst i form av arbetsgivaravgifter. Staten får stora intäkter från mervärdesskatten, som är en procentuell skatt på varor och tjänster. Staten använder också ett flertal punktskatter som är av styrande karaktär. I denna kategori återfinns exempelvis skatter på alkohol, tobak och energi.

All beskattning är i praktiken direkt eller indirekt beskattning av individers inkomst och förmögenhet. Inkomstskatter och konsumtionsskatter har därför likartade effekter på arbetsutbudet. Viljan att arbeta antas vanligtvis minska om den disponibla reallönen minskar. Effekten på arbetsutbudet är central i det fiskala perspektivet eftersom den implicit innebär en förändring av en viktig skattebas. I extrema fall kan en skatthöjning medföra minskade skatteintäkter om dess negativa effekt på arbetsutbudet är stor.

Fiskal beskattning av inkomst, konsumtion eller produktion gör att vissa marknadstransaktioner som är ömsesidigt lönsamma för säljare och köpare inte kommer till stånd. Fiskal beskattning orsakar en ineffektivitet i ekonomin och därmed samhälls-ekonomisk kostnad. Optimalt utformade skatter minimerar denna kostnad. I litteraturen om optimal beskattning ges stöd till följande principer för fiskala skatter⁶:

1. Om det finns ett fördelningspolitiskt motiv att omfördela inkomster mellan olika grupper i samhället har direkt inkomstbeskattning en fördel jämfört med varu- och tjänstebeskattnig.
2. Om varor och tjänster beskattas bör skattesatsen vara enhetlig, dvs. lika för alla varor och tjänster.
3. Endast varor- och tjänster i dess slutanvändning bör beskattas.

Den första principen följer av att inkomstbeskattning är ett direkt sätt att omfördela inkomster. Den andra principen följer av att en enhetlig skattesats bara orsakar en snedvridning på arbetsmarknaden. En differentierad skattesats snedvrider även varu- och

⁶ Atkinson och Stiglitz (1976); Diamond och Mirrlees (1971); Karplov (2008).

tjänstemarknaderna⁷. Den tredje principen motiveras med att snedvridningen av konkurrensförhållandena på marknaden blir större om företagens val av insatsvaror påverkas av fiskal beskattning.

En effektiv utformning av energibeskattningen är starkt abhängig de bakomliggande motiven.

I Sverige sågs energiskatten tidigare som en renodlad fiskal skatt, dvs. syftet med den var att finansiera den offentliga sektorn. Energiskatten har i praktiken varit ett viktigt miljöpolitiskt styrmedel. Skatten har hållit tillbaka energianvändningen och därmed dess negativa miljöpåverkan. Energiskatten har bl.a. bidragit till uppfyllelsen av svenska klimatmål. Energiskatten är i dag central för uppfyllelsen av det energibesparingsåtagande som följer av det s.k. Energieffektiviseringsdirektivet⁸.

Från ett strikt fiskalt perspektiv kan det ifrågasättas om det är effektivt att beskatta energi eftersom det innebär att varu- och tjänstebeskattningen differentieras samt att intermediära varor beskattas. Givet att energibeskattning ändå införs bör den av fiskala skäl vara likformig, dvs. den bör vara den samma för alla bränslen i termer av kronor per energienhet. Det är emellertid inte nödvändigtvis effektivt att alla verksamheter åläggs med samma skattesatser.

Energiskatter slår relativt hårt mot energiintensiv produktion och orsakar störst snedvridning relaterat till sådana branscher. Det är därför samhällsekonomiskt motiverat från ett fiskalt perspektiv att energiskatten sätts lägre i energiintensiva sektorer, i synnerhet om de opererar på en internationell marknad. I mer tekniska termer, energiskatten bör reflektera inversen av energiefterfrågans egenpriselasticitet i enskilda branscher.

Skatten bör vara låg i branscher där skatten riskerar att påverka energianvändningen drastiskt genom minskad produktion eller byte till produktionsfaktorer med lägre skattekostnad. Energi-

⁷ Om arbetsutbudet ökar till följd av differentieringen kan differentierade skattenivåer vara att föredra samhällsekonomiskt. Ett ökat arbetsutbud skulle följa av relativt höga skatter på varor- och tjänster som är komplementära med fritid (Corlett och Hague, 1953). Exakt vilka varor och tjänster som har denna egenskap är oklart, men kultur- sport och nöjesaktiviteter är kandidater.

⁸ Europaparlamentets och rådets direktiv 2012/27/EU av den 25 oktober 2012 om energi-effektivitet, om ändring av direktiven 2009/125/EG och 2010/30/EU och om upphävande av direktiven 2004/8/EG och 2006/32/EG.

skatten får då karaktären av en procentuell inkomstskatt eller en moms som minimerar snedvridningen på varu- och tjänstemarknaderna samtidigt som skatteintäkterna maximeras.

4.4.2 Grön skatteväxling

Vid införandet av en ny miljöskatt ger det staten intäkter. I princip skulle man kunna använda intäkterna från miljöskatten till att sänka inkomstskatten och på så vis öka effektiviteten på arbetsmarknaden. Detta är huvudtanken med grön skatteväxling. Spontant kan det förefalla som om grön skatteväxling är bra för ekonomin eftersom den har en positiv miljöeffekt och ökar arbetsutbudet.

Det som egentligen sker är att en indirekt inkomstskatt ersätter direkt inkomstbeskattning vilket gör att det nödvändigtvis inte uppstår en positiv effekt på arbetsutbudet. En djupare analys av grön skatteväxling visar att en dubbel vinst för samhället uppstår om det som beskattas är komplement till fritid, dvs. fritid straffbeskattas. Arbetsutbudet skulle även påverkas om en miljöskatt får betydande hälsofrämjande effekter eller verkar allmänt produktivitetshöjande i ekonomin. Det är slutligen en empirisk fråga hur gröna skatter påverkar arbetsutbudet.

Ett mer tekniskt sätt att beskriva dynamiken i grön skatteväxling är att det med samma skatt är omöjligt att uppnå en hög fiskal effektivitet och en betydande miljöeffekt eftersom den styrande effekten eroderar skattebasen. Dessutom orsakar även styrande skatter snedvridningar på arbets-, varu- och tjänstemarknaderna. Den positiva effekt som ”skatteåterföring” har motverkas av den s.k. skatteinteraktionseffekten. Nettoeffekten är obestämd. Tidigare studier i Sverige drar slutsatsen att utrymmet för grön skatteväxling är litet eftersom miljöskatter har relativt små skattebaser och arbetsutbudet är tämligen oelastiskt (Vikström, 1998; Brännlund, 2006).

Det ska här tilläggas att även om det saknas stöd för att miljöskatter i allmänhet ger upphov till dubbla vinster (positiv miljöeffekt samt ökad fiskal effektivitet) är det sannolikt att miljöskatternas förmodade negativa inverkan på BNP mildras om skatteintäkterna återförs via inkomstbeskattningen.

4.5 Utformning av styrande skatter och fördelningseffekter

För att styrmedel på bästa sätt ska styra i riktning mot samhällsekonomisk effektivitet måste de utformas för att i möjligaste mån träffa källan till problemet. Som regel är det bättre att direkt beskatta utsläpp jämfört med att försöka hantera miljöproblematiken indirekt via varu- och tjänsteskatte. Styrmedel som direkt styr utsläppsnivåerna ger ökade incitament till företagen att minska utsläppsintensiteten i sina produktionsprocesser eller i sina produkter (t.ex. bilar). En annan fördel med en skatt per utsläppsenhet är att den till fullo efterlever principen om att förorenaren ska betala.

Hur en styrande skatt ska utformas beror främst på syftet med den. Om syftet är att t.ex. minska utsläppen av koldioxid vid förbränning av fossila bränslen bör skatten utformas som en generell skatt på koldioxid från förbränning av fossila bränslen. Oavsett om säljare eller konsumenter av oljeprodukter görs skattskyldiga kommer skattekostnaden till slut att betalas av konsumenterna.

Full övervärtning av skattekostnaden möjliggörs av att priserna på fossila bränslen bestäms på världsmarknaden. Säljarna av oljeprodukter har ingen möjlighet att bära kostnaden av skatten genom att inte justera priset fullt ut. Koldioxidskatten kommer därför att öka priset på oljeprodukter i förhållande till deras koldioxidintensitet och därmed ge incitament till minskade utsläpp av koldioxid.

Det finns flera olika komplikationer som måste beaktas när styrmedel utformas. En sådan komplikation är om den externa effekten (miljö- eller hälsoeffekten) från en enhet utsläpp varierar mellan olika anläggningar och/eller över tid. Detta är till exempel fallet med utsläpp som bidrar till övergödning av olika vattendrag. Den optimala miljöskatten måste i sådana fall differentieras med avseende på hur stor inverkan utsläpp från enskilda anläggningen har på det miljöproblem som ska lösas. Ett annat exempel utgörs av partikelutsläpp där bl.a. befolkningstätheten är avgörande för hur stora de negativa hälsoeffekterna blir av enskilda utsläpp.

En liknande komplikation utgörs av så kallat utsläppsläckage. Om en generell miljöskatt införs drabbar den skattskyldiga aktörer

lika. För företag som konkurrerar på världsmarknaden innebär en ensidig beskattning i Sverige en konkurrensnackdel. På sikt innebär det att svenska företag förlorar marknadsandelar, allt annat lika.

Utsläppsminskningarna i Sverige kommer därför att motverkas av ökade utsläpp i andra länder. I praktiken innebär det att utsläppsminskningen i Sverige får en mindre miljöeffekt i den mån den skapats av internationellt konkurrerande företag. En lösning på problemet är att differentiera koldioxidskatten så att den blir lägre för branscher där risken för koldioxidläckage är överhängande.

Inom avfallsområdet kan ekonomiska styrmedel som fördyrar avfallshanteringen medföra illegal dumpning eller felaktig avfallshandling (illegal förbränning). Problemet är historiskt välkänt och den kommunala avfallshandlingen har i mångt och mycket utvecklats för att motverka alla former av nedskräpning som illegal dumpning innebär. Nationalekonomisk forskning har visat att illegal dumpning kan motverkas genom att tillämpa olika typer av pantsystem och/eller pantliknande styrmedelskombinationer.

Ett pantsystem innebär att en skatt (avgift), som i förlängningen motverkar avfallsgenerering, kombineras med en subvention som stimulerar önskad avfallshandling. Problemet med illegal dumpning torde vara starkt kopplat till sociala normer som i allt väsentligt bestämmer storleken på den sociala kostnad som är förknippat med nedskräpning.

Oftast måste utformningen av styrmedel beakta administrativa, juridiska och tekniska svårigheter. Exempelvis, en effektiv utsläppsskatt förutsätter att utsläppen kan mätas och kontrolleras. Generellt sett ökar de administrativa kostnaderna då styrmedelsdesignen blir mer komplex, t.ex. på grund av differentieringar.

Det kan även vara politiskt svårt att införa miljöskatter och andra styrmedel som leder till högre kostnader för hushåll och företag. För att undvika politiska risker utformas styrmedel ibland för att minska negativa effekter på konkurrenskraften och kritiken från de aktörer som regleras. Fri tilldelning av utsläppsrätter och återbetalning av kväveoxidavgiften utgör exempel på sådana inslag. I kväveoxidavgiftssystemet finns både vinnare och förlorare och

därmed skilda åsikter bland de avgiftsskyldiga om t.ex. avgiftshöjningar⁹.

Fördelningpolitiska konsekvenser kan också påverka utformningen av styrmedel. Exempelvis är energiskatten på el och fordonsskatten lägre i vissa kommuner i norra Sverige. Då skattekostnaden utgör en högre procentuell andel av budgeten för hushåll med relativt låga inkomster sägs skatten vara regressiv. Beskattnings av basvaror som el, värme och drivmedel tenderar att vara regressiva.

Detta är särskilt problematiskt i Sverige eftersom det här finns en uttalad ambition att omfördela inkomster från hushåll med höga inkomster till de med låga inkomster. Samhällsekonomiskt kan fördelningseffekter hanteras genom att vikta konsekvenserna för olika samhällsgrupper. Eftersom det saknas officiella vikter för en sådan beräkning stannar analysen oftast vid konsekvensanalysstadiet.

⁹ Fredriksson, P. och T. Sterner (2005) "The political economy of refunded emission payment programs". *Economic letters*, 87, s. 113–119.

5 Utblick

5.1 Skatt och andra ekonomiska styrmedel för avfallsförbränning i andra EU medlemsstater samt Norge

5.1.1 Inledning

För att kartlägga vilka av EU:s medlemsstater som har skatter eller andra ekonomiska styrmedel på avfallsförbränning har ett mail med följande frågor skickats ut till kontaktpersoner i samtliga medlemsstater samt Norge.

1. Har ni någon skatt eller avgift på avfallsförbränning i er medlemsstat?
2. Om ni har skatt eller avgift på avfallsförbränning, kan ni ge oss en kort beskrivning av hur skatten eller avgiften är utformad?
3. Har ni några andra ekonomiska styrmedel som påverkar avfallsförbränning i er medlemsstat? I så fall, vilka?
4. Har ni några planer på att förändra eller införa en skatt eller avgift eller annat ekonomiskat styrmedel för avfallsförbränning i er medlemsstat?

Nedanstående redogörelse av vilka medlemsstater som har skatt på förbränning av avfall utgår från uppgifterna i de svar som inkommit från övriga medlemsstater samt Norge. Bulgarien, Rumänien och Slovenien har inte svarat och omfattas därför inte av nedanstående sammanställning.

5.1.2 Medlemsstater som inte har skatt eller annat ekonomiskt styrmedel för avfallsförbränning

Av de tillfrågade medlemsstaterna uppger de allra flesta att de inte har någon skatt eller annat ekonomiskt styrmedel för avfallsförbränning och att de heller inte har några planer på att införa en sådan. Följande medlemsstater har angett att de inte har någon sådan skatt eller något sådant ekonomiskt styrmedel:

- Estland,
- Finland,
- Grekland,
- Irland,
- Italien,
- Kroatien,
- Lettland,
- Litauen,
- Luxemburg,
- Malta,
- Norge,
- Polen,
- Slovakien,
- Slovenien
- Storbritannien,
- Tjeckien,
- Tyskland och
- Ungern.

Tyskland anger att de inte har skatt på förbränning av avfall eftersom kravet på bästa tillgängliga teknik (state of the art (BAT)) för avfallsförbränning medför kostnader på mer än 100 euro per ton, vilket är dyrare än separat insamling och återvinning. Tyskland

betonar också att de har ett förbud mot att deponera icke förbehandlat avfall. För att uppfylla de tekniska kraven för deponering är det nödvändigt att förbränna allt restavfall (eller behandla den i en MBT (Mechanical biological treatment) med förbränning för den del av avfallet som har högt värmevärde). För kommunalt avfall tas en kommunal avgift ut. Avgiften ska motsvara kostnaderna för hanteringen av avfallet (inklusive förbränning). Om privata aktörer lämnar avfall för förbränning vid en avfallsförbränningsanläggning måste de betala en mottagningsavgift motsvarande kostnaderna för hanteringen av avfallet. Tyskland anger att en skatt på förbränning av avfall inte skulle ha någon effekt på graden av återvinning.

Ungern anger att de inte har några ekonomiska styrmedel som specifikt gäller för avfallsförbränning men att deponiskatt tas ut med 20 euro per ton bl.a. på restmaterialet från avfallsförbränning.

Storbritannien anger att de tillämpar deponiskatt för att motverka deponering och främja återvinning. De anger att det i dagsläget inte är någon större skillnad på kostnaderna mellan deponering, förbränning och export av avfallsbränsle. Möjligheterna att införa en skatt på förbränning av avfall i kombination med en höjd deponiskatt undersöks i Storbritannien. Dock finns det en oro för att en sådan beskattning skulle styra mot ökad export och deponering och därigenom undergräva de investeringar som gjorts i anläggningar för elproduktion från avfall.

Norge hade tidigare en skatt på förbränning av avfall men den avskaffades den 1 oktober 2010. Den tidigare skatten på förbränning av avfall baserades på en schablon för det fossila innehållet i det avfall som förbrändes. Skälet till att skatten slopades var konkurrenssituationen gentemot svenska anläggningar när skatten på förbränning av avfall slopades i Sverige.

5.1.3 Medlemsstater som har skatt eller annat ekonomiskt styrmedel för avfallsförbränning

Österrike

Österrike har en lag om sanering av förorenade områden som bl.a. omfattar deponiskatter och skatter på förbränning av avfall. Intäkterna från dessa skatter är öronmärkta för skydd och sanering av nedlagda deponier och förorenade områden.

Skatt på avfallsförbränning omfattar både förbränning av avfall i förbrännings- och samförbränningsanläggningar samt användning av avfall för tillverkning av bränsleprodukter. Undantag från skatten görs dock för avfall med stor biogen fraktion som används för förbränning och produktion av bränsleprodukter.

Skattskyldig är den som äger en anläggning där avfall förbränns.

Skatten uppgår till 8 euro per ton avfall sedan 2012.

Det finns i dagsläget inga planer på förändringar av skattens utformning. Däremot pågår diskussioner om att införa en automatisk justering av skattenivån med hänsyn till konsumentprisindex.

Belgien (Flandern)

Flandern har haft skatt på förbränning av avfall sedan 1991. Sedan 2005 omfattas även samförbränning av avfall av skatten.

Skatten uppgår till 12,41 euro per ton fr.o.m. den 1 januari 2016.

Skatten omfattar avfall som förbränns eller samförbränns i Flandern samt avfall som exporteras för förbränning eller samförbränning.

Skattskyldig är den som äger anläggningen där avfall förbränns eller samförbränns alternativt den som exporterar avfall för förbränning eller samförbränning.

Syftet med skatten är att minska deponering av avfall och minska förbränning av avfall till förmån för materialåtervinning.

Belgien (Bryssel)

Brysselregionen har en skatt på förbränning och samförbränning av avfall.

Skatten uppgår till 6,02 euro per ton fr.o.m. den 1 januari 2016.

Skatten omfattar avfall som uppkommit i Bryssel oavsett om det förbränns inom regionen eller utanför. Om skatt för förbränning av avfall även betalas i annan region för samma avfallsmängd kan ett skatteavdrag göras motsvarande den skatt som betalats i Bryssel-regionen.

Skattskyldig är i första hand den aktör som samlar in avfallet. Om ingen sådan aktör finns, blir den aktör som transporterar avfallet eller, i sista hand, den som producerat avfallet, skattskyldig.

Förbränning av medicinskt avfall undantas från skatten.

Belgien (Vallonien)

Sedan den 1 januari 2008 har Vallonien skatt på avfall som förbränns eller samförbränns.

Skattskyldig är den som äger anläggningen där avfall förbränns eller samförbränns. Skatten tas ut per ton avfall som tas emot för förbränning. Skattesatsen varierar med avseende på om avfallet är farligt eller inte samt om förbränning sker med eller utan värmeåtervinning.

Skattesatser fr.o.m. den 1 januari 2016:

- Förbränning av icke farligt avfall med värmeåtervinning:
11,30 euro per ton
- Förbränning av farligt avfall med värmeåtervinning:
30,87 euro per ton
- Förbränning av icke avfall utan värmeåtervinning:
62,86 euro per ton
- Förbränning av farligt avfall utan värmeåtervinning:
75,17 euro per ton
- Samförbränning av icke farligt avfall: 0 euro per ton
- Samförbränning av farligt avfall 9,63 euro per ton.

Samförbränning beskattas alltså endast vid samförbränning av farligt avfall. Skatten på samförbränning av avfall motiveras med att annan avfallshantering är att bättre för miljön även om samförbränning innebär viss återvinning.

Skattesatserna justeras årligen efter konsumentprisindex.

Definitionen av samförbränning av avfall kommer att ses över för att klargöra skillnaden mellan samförbränning och förbränning med energiåtervinning.

Danmark

Danmark har en skatt på förbränning av avfall. Skatten tas inte ut på bränslet utan på den värme som producerats av avfall.

Skattesatsen uppgår fr.o.m. den 1 januari 2016 till 45,8 danska kronor per GJ värme som produceras. Skatten justeras årligen efter konsumentprisindex.

Danmark har även en koldioxidskatt som baseras på innehåll av fossilt kol i bränslet. För avfall beräknas det fossila innehållet i bränslet utifrån innehållet av fossil koldioxid i rökgaserna. Koldioxidskatten uppgår till 171,4 danska kronor per ton koldioxid 2016.

Avfallsförbränningsanläggningar som omfattas av EU:s system för handel med utsläppsrätter, förkortad EU ETS, undantas inte från koldioxidskatten, vilket är fallet för andra anläggningar inom EU ETS. Anledningen till att avfallsförbränningsanläggningar betalar för sina koldioxidutsläpp både genom en koldioxidskatt och genom att de omfattas av EU ETS är fiskal.

Frankrike

Frankrike har ingen särskild skatt på förbränning av avfall men beskattar energiprodukter i det fall de ingår i avfall som används för uppvärmning. Beskattning tas då ut i enlighet med den nationella skattesatsen för energiprodukten. Om ingen skattesats finns för den aktuella energiprodukten tillämpas den skattesats som gäller för likvärdigt bränsle.

Frankrike har också en miljöskatt som omfattar avfallsförbränning.

Nederländerna

Nederländerna har en skatt på förbränning av inhemskt, blandat avfall. Skatten infördes den 1 januari 2015 och uppgår till 13,07 euro per ton avfall sedan den 1 januari 2016. Skatten justeras årligen efter konsumentprisindex.

Skatten baseras på vikten av avfallet som levereras till förbränningsanläggningen under en månad minus vikten på det avfall som förts ut från anläggningen under samma period.

Skatten omfattar anläggningar med tillstånd för förbränning av blandat avfall. Anläggningar som saknar sådant tillstånd omfattas inte av skatten.

För att undvika att avfall exporteras från Nederländerna till andra länder, planeras en skatt på förbränning av nederländskt avfall som exporteras för förbränning.

Portugal

Skatt på förbränning av avfall: 1.05 – 1.29 euro per ton.

I Portugal tillämpas en skatt på avfallshantering som omfattar avfallsförbränning. Syftet med skatten är att styra uppåt i avfallshierarkin.

Skatten är utformad som en trappa där högst skatt (100 procent avfallsskatt) tas ut på deponering och något lägre (70 procent avfallsskatt) tas ut på förbränning av avfall.

Avfallet beskattas per ton. Avfall som enligt lag måste förbrännas (som visst sjukhusavfall) är befriat från skatt.

I nuläget finns inga planer på att förändra skatten på avfallshantering.

Tabell 5.1 Skattesatser på avfallshantering i Portugal

	Skattesats euro/ton avfall					
	% av skatten	2016	2017	2018	2019	2020
Deponering	100	6,6	7,7	8,8	9,9	11
Förbränning av avfall	70	4,6	5,4	6,2	6,9	7,7
Huvudsaklig användning som bränsle eller annan energiproduktion	25	1,7	1,9	2,2	2,5	2,8

Spanien

I Spanien är Katalonien den enda region som har en skatt för förbränning avfall.

Skatten omfattar endast kommunalt avfall. Skattens storlek varierar beroende på om kommunen har utvecklat separat insamling av biologiskt avfall eller inte. Separat insamling av biologiskt avfall är obligatoriskt i Katalonien sedan 2008.

I kommuner som infört separat insamling av biologiskt avfall uppgår skattesatsen till 9 euro per ton kommunalt avfall som förbränns. I kommuner som inte har infört separat insamling av biologiskt avfall uppgår skattesatsen till 20,20 euro per ton.

Skatteintäkterna används främst för att främja separat insamling och behandling av biologiskt avfall.

5.1.4 Medlemsstater som har föroreningskatt som omfattar avfallsförbränning

Estland, Lettland, Litauen, Tjeckien, Ungern, Polen, Rumänien och Slovakien har skatt på utsläpp av föroreningar som släpps ut i atmosfären, vattendrag och mark. Skatten omfattar även avfallsförbränningsanläggningar och samförbränningsanläggningar.

Exempel på föroreningar som omfattas är svaveldioxid, kväveoxider, flyktiga organiska ämnen, partiklar, ammoniak och tungmetaller. Storleken på skatten varierar för olika föroreningar.

Övrigt

Ungern har en s.k. produktsavgift för miljöskydd. Syftet är att generera medel för att finansiera insatser som syftar till att förebygga och begränsa eventuella skador på miljön. Produktavgiften tas ut på följande produkter:

- batterier;
- förpackningsmaterial;
- andra petroleumprodukter (smörjmedel);
- elektriska apparater och elektronisk utrustning;
- däck;
- kommersiella tryckpapper;
- andra plastprodukter;
- andra kemiska produkter;
- papper.

5.2 Prisgolv i andra medlemsstater

5.2.1 Storbritannien

Den 1 april 2013 införde Storbritannien ett nationellt prisgolv, som tillämpas på fossila bränslen som används för att framställa el i anläggningar inom och utanför EU ETS. Tanken var att prisgolvet skulle bidra till en omställning av den brittiska elsektorn bort från fossila bränslen. Drygt hälften av landets elproduktion baseras på förbränning av naturgas och kol. En viktig egenhet med Storbritannien är att dess elsystem är relativt isolerat jämfört med situationen i andra europeiska länder. Prisgolvet i Storbritannien får därför ett direkt genomslag på elpriset. Prisgolvet ökar lönsamheten i fossilfria anläggningar, t.ex. kärnkraftverk och vindkraft. Eftersom kärnkraften ägs av den brittiska staten får dessutom prisgolvet statsfinansiella effekter.

Utsläppsprisets och prisgolvet genomslag på elpriset har medfört kostnadsökningar för brittisk industri. Energiintensiva

företag i Storbritannien kompenseras därför ekonomiskt. Detta innebär att prispåslaget till följd av prisgolvet i praktiken endast belastar el som används av hushåll, service och icke energiintensiv industri. Enligt det brittiska beslutet 2011 skulle prisgolvet höjas succesivt fram till 2030 för att då uppgå till £30 per ton koldioxid. År 2014 beslutades emellertid att prisgolvet skulle begränsas till £18 per ton fram till 2020. Bakgrunden till beslutet var att utsläppsrättspriset inom EU ETS sjunkit kraftigt sedan 2011. Prisgolvet negativa inverkan på den brittiska konkurrenskraften riskerade därmed att bli större än förväntat.

5.2.2 Frankrike

Den franska regeringen meddelade under våren 2016 att de avser att införa ett prisgolv på koldioxid liknande det i Storbritannien. Prisgolvet förväntas träda i kraft under 2017. Det franska elsystemet bygger till stor del på kärnkraft. Ett eventuellt prisgolv kommer endast att påverka cirka 10 procent av landets energiproduktion. Frankrike har goda elöverföringsförbindelser med sina grannländer. Därmed kommer prisgolvet inverkan på elpriset och investeringar i elsektorn att bli försumbara.

5.3 Kväveoxidavgifter och skatter i andra medlemsstater samt Norge

Långt ifrån alla länder inom EU har avgifter eller skatter på utsläppen av kväveoxider. I detta avsnitt presenteras de styrmedel som finns i Danmark, Norge och Frankrike. Utav dessa länder har även Norge och Frankrike haft återbetalning av avgiftsintäkterna.

Kväveoxidskatter finns också i bl.a. Italien samt i Spanien (Galicien), men dessa skatter har överlag legat på betydligt lägre nivåer än den svenska kväveoxidavgiften. Det finns även exempel på handelssystem med kväveoxider, till exempel i vissa stater i nordöstra USA. I Finland finns ingen motsvarande avgift eller skatt på kväveoxidutsläpp.

5.3.1 Danmark

Danmark har sedan 2010 en skatt på kväveoxidutsläppen från stationära förbränningsanläggningar inom såväl energisektorn som i energiintensiv industri. Under perioden juli 2012 till och med juni 2016 betalade dessa anläggningar 25 danska kronor per kilo kväveoxider; detta motsvarar cirka 33 svenska kronor per kilo. 2016 infördes en indexering av skatten, som sedan sänktes till 5 kronor per kilo.

Skatteplikten omfattar inte enbart anläggningar som släpper ut kväveoxider utan även verksamheter som framställer eller på annat sätt hanterar bränslevaror (till exempel bensinstationer). Förbränningsanläggningar med en kapacitet som överstiger 30 MW är skyldiga att mäta sina utsläpp. Detta gäller även turbiner på mer än 10 MW. För övriga skattepliktiga anläggningar schablonberäknas utsläppen utifrån bl.a. anläggningarnas bränsleförbrukning etc.

Den handel som förekommer med avgiftsbelagda varor mellan registrerade verksamheter räknas inte in i den avgiftspliktiga mängden bränsle. På så sätt betalas inte skatten mer än en gång för en och samma vara. Den verksamhet som släpper ut kväveoxider får för sin del dra av från skatten, kostnaden för den mängd som renats.

En anledning till att skattenivån sänktes från 25 kronor per kilo till 5 kronor per kilo (2016) var farhågor om försämrad konkurrenskraft för den energiintensiva industrin. Inte minst den danska cementindustrin har uttryckt farhågor om att den högre skattenivån innebar konkurrensproblem gentemot andra länder (till exempel Sverige där cementindustrin inte är avgiftspliktig).

5.3.2 Norge

Norge införde 2007 en skatt på utsläpp av kväveoxider. De källor som berörs är inte enbart fasta förbränningsanläggningar utan även flyg, tåg samt större båtar och markfordon. Nivån på skatten har justerats årligen och 2015 var den cirka 19 norska kronor per kilo kväveoxider (det vill säga drygt 20 svenska kronor).

Som ett svar på den nya skattens införande bildade 15 norska branschorganisationer den s.k. kväveoxidfonden. Fonden har ingått ett avtal med staten, och det innebär att alla skattepliktiga verk-

samheter kan få undantag från skatten om de ingår ett speciellt miljöavtal med kväveoxidfonden. Fondens avtal med staten innebär dessutom att de verksamheter som omfattas av fonden ska minska de totala utsläppen med 16 000 ton kväveoxider under perioden 2011–2017. 2014 hade 95 procent av alla skattepliktiga verksamheter anslutit sig till kväveoxidfonden, och dessa representerar drygt 50 procent av Norges totala utsläpp.

De verksamheter som har ingått miljöavtal med fonden betalar till fonden. Företag inom olje- och gasindustrin betalar en avgift på 11 norska kronor per kilo kväveoxidutsläpp medan övriga branscher betalar 4 norska kronor per kilo. De utsläpp som inte mäts direkt schablonberäknas i stället utifrån de specifika förhållanden som gäller för varje anläggning samt utifrån bränsleförbrukning.

Verksamheterna åtar sig dessutom att senast inom två efter anslutning ta fram en åtgärdsplan där man redovisar möjliga åtgärder för att reducera dessa utsläpp. Företagen förväntas genomföra de åtgärder som är kostnadseffektiva. Alla verksamheter som omfattas av fonden kan söka pengar från fonden för att delvis finansiera dessa åtgärder. Alla fondens avgiftsintäkter går tillbaka som stöd till kväveoxidreducerande åtgärder. Stöd kan även sökas för installation av mätutrustning. Under 2013 var fondens intäkter exempelvis 596 miljoner norska kronor, och stödensatsen motsvarade cirka 80 procent av investeringsbeloppet. Av de verksamheter som har anslutit sig till fonden hade drygt hälften ansökt om stöd. De åtgärder som genomförts måste verifieras av ett oberoende kontrollorgan (Norske Veritas), som även bistår fonden med att utvärdera de ansökningar om investeringsstöd som kommer in.

De verksamheter som är anslutna till kväveoxidfonden rapporterar sina kväveoxidutsläpp kvartalsvis. De mål som satts upp för utsläppsreduktion har överlag uppnåtts. Det kan exempelvis noteras att under perioden 2008–2012 åstadkoms enligt fondens egen rapportering en utsläppsreduktion motsvarande 23 000 ton. Detta motsvarar en utsläppsminskning om totalt cirka 5 procent¹.

Erfarenheterna visar på svårigheter med att åstadkomma en kostnadseffektiv allokering av fondmedlen. Kvoten mellan de utbetalade bidragen och den rapporterade utsläppsreduktionen har

¹ Naturvårdsverket (2014).

varierat tydligt². Det finns också en risk att andra ändamål än kväveoxidreduktion har premierats, vilket i sin tur inneburit höga marginalkostnader för kväveoxidreduktion.

5.3.3 Frankrike

Frankrike införde en skatt på kväveoxidutsläpp 1990, detta som en del av ett större styrmedelspaket mot luftföroreningar. Den betalades av förbränningsanläggningar med en kapacitet överstigandes 20 MW. Skatten inkluderade avfallsförbränningsanläggningar. Inga mobila utsläppskällor var skattepliktiga.

Skatten har varit betydligt lägre än den svenska avgiften, och det har inte heller inte funnits några krav på mätning av utsläppen. Intäkterna från skatten (75 procent) öronmärktes för att subventionera åtgärder för att reducera utsläppen, samt även forskning och utveckling på området. Dessa subventioner delades ut efter ett ansökningsförfarande. De skattepliktiga anläggningarna kunde få stöd för att täcka en viss andel av kapitalkostnaderna, till exempel 15 procent för konventionella utsläppsreduktionsåtgärder.

Utvärderingar av den franska skatten har visat att den hade mycket marginella effekter på utsläppsreduktionen. En viktig orsak var att utsläppen inte mättes direkt, något som gav svaga incitament till driftoptimering etc³. Återföringen innebar dessutom att lönsamheten i investeringar för ökad produktion förbättrades.

År 2000 ersattes denna skatt av en generell skatt på föroreningar.

² Nolander och von Bahr (2011).

³ Millock med flera (2004).

6 Bör prissignalen från EU:s system för handel med utsläppsrätter kompletteras?

6.1 Inledning

I det här kapitlet analyseras hur prissignalen från EU:s system för handel med utsläppsrätter, förkortat EU ETS, kan förstärkas med hjälp av ekonomiska styrmedel. Enligt utredningens direktiv ska analysen centrera kring frågan om el- och värmeproduktion i anläggningar inom EU ETS bör kompletteras med en skatt på innehållet av fossilt kol i de bränslen som förbrukas vid sådan produktion. En kompletterande skatt skulle utgöra ett s.k. nationellt prisgolv för utsläpp av fossil koldioxid från el- och värmeproduktionsanläggningar. Prisgolvet innebär att även om priset på utsläppsrätter skulle sjunka till noll skulle fortfarande en prissignal bestå för de anläggningar i Sverige som skatten omfattar. I utredningens uppdrag ingår att bedöma behovet och lämpligheten av ett nationellt prisgolv.

Förbränning av bränsle i anläggningar med en installerad kapacitet över 20 megawatt (MW) omfattas av EU ETS. De gemenskapsrättsliga reglerna finns i Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/87/EG av den 13 oktober 2003 om ett system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser inom gemenskapen och om ändring av rådets direktiv 96/61/EG, förkortat handelsdirektivet¹.

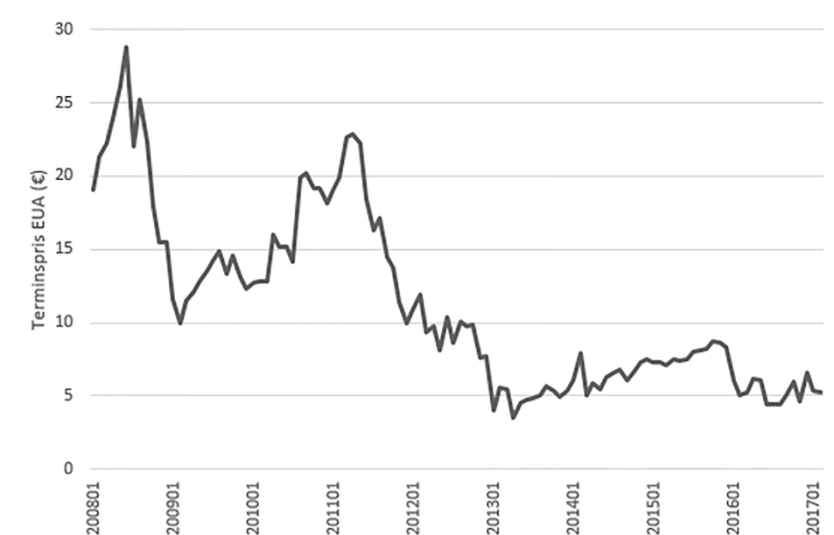
I Sverige omfattas även mindre anläggningar anslutna till fjärrvärmnät med en total kapacitet över 20 MW. Anläggningar som förbränner avfall i huvudsakligt syfte att producera energi (avfalls-

¹ EUT L 140, 5.6.2009, s. 63.

energianläggningar) omfattas också enligt den nuvarande svenska tolkningen av EU-rätten. Om det huvudsakliga syftet är att destruera avfall omfattas anläggningen inte av EU ETS. Från och med 2013 omfattas därmed de flesta svenska anläggningar som förbränner avfall av handelssystemet EU ETS.

Frågan om nationella prisgolv för koldioxid har aktualiserats i Sverige och andra länder under senare år (för mer information se avsnitt 5.2). Bakgrunden är att prisstyrningen inom EU ETS sedan 2008 försvagats väsentligt. Figur 6.1 visar att priset föll från cirka 35 euro 2008 till cirka 5 euro per ton koldioxidekvivalenter 2012. Priset har därefter legat kvar på en låg nivå.

Figur 6.1 Utveckling av priset på utsläppsrätter för perioden januari 2008–februari 2017



Källa: Egen bearbetning av data från Investing.com

Det låga priset har sin förklaring i att utbudet av utsläppsrätter är mycket större än efterfrågan på dem. Utbudet av utsläppsrätter bestäms genom politiska beslut. Mängden utsläppsrätter som årligen tillförs marknaden följer ett schema som i hög grad baseras på de produktions- och utsläppsnivåer som rådde före 2008. Tillförseln av utsläppsrätter minskar planenligt med 1,74 procent

per år fram till 2020 och Europeiska kommissionen har föreslagit² att tillförseln ska minska med 2,2 procent per år därefter. Detta förslag, tillsammans med andra förslag som kan påverka utbudet av utsläppsrätter över tid i handelssystemet, slutförhandlas nu mellan rådet och parlamentet i en s.k. trilog (med kommissionen).

Om fler utsläppsrätter tillförs handelssystemet än vad som annulleras samma år uppstår ett årligt överskott. Eftersom företag har rätt att obegränsat spara utsläppsrätter över tid genom s.k. bankning neutraliseras eller ackumuleras de årliga överskotten. Möjligheten till bankning av utsläppsrätter syftar till att utjämna prisskillnader över tid. I dagsläget finns ett mycket stort ackumulerat överskott av utsläppsrätter. Det ackumulerade överskottet uppgick 2013 till mer än 2 miljarder EAU:s (European Allowance Units), vilket motsvarar 2 miljarder ton koldioxidekvivalenter.

Under 2014 beslutades på EU-nivå att auktioneringen av 900 miljoner EAU:s skulle skjutas upp från perioden 2014–2016 till 2019–2020³. Till följd av denna s.k. back-loading har det tillgängliga överskottet temporärt stabiliserats. I slutet av 2015 uppgick överskottet på marknaden till 1,77 miljarder EAU:s. European Environment Agency, förkortat EEA, prognosticerar ett överskott på strax under 3 miljarder EAU:s 2020 då back-loading programmet upphör. EEA förutspår att överskottet kommer att ligga stabilt fram till 2025 och därefter minska kontinuerligt.⁴

Under 2015 fattades beslut på EU-nivå om att en s.k. marknadsstabilitetsreserv, förkortat MSR, ska inrättas 2019 för att skapa en bättre kontroll på överskottet⁵. Ambitionen är att anpassa antalet EAU:s som årligen auktioneras ut för att hålla överskottet på marknaden i intervallet 400–883 miljoner EAU:s. Resterade del av överskottet ska placeras i MSR:en. Införandet av stabilitetsreserven innebär inte att antalet utsläppsrätter som kan utnyttjas på lång sikt minskar. MSR:en förväntas bidra till att upprätthålla ett pris på utsläppsrätter på kort sikt men inte i övrigt påverka den

² Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om förändring av direktiv 2003/87/EC för att stärka kostnadseffektiva utsläppsminskningar och investeringar i tekniker med låga utsläpp.

³ Kommissionens förordning (EU) 176/2014 av den 25 februari 2014 om ändring av förordning (EU) nr 1031/2010 särskilt i syfte att fastställa vilka volymer utsläppsrätter för växthusgaser som ska auktioneras ut 2013–2020.

⁴ Trends and projections in the EU ETS in 2016. EEA report, no 24/2016.

⁵ COM (2015) 337 final.

långsiktiga prisbildningen nämnvärt. I praktiken innebär den att aktörerna inom systemet i större utsträckning måste handla med varandra eftersom färre utsläppsrätter auktioneras ut.

En annan fördel med MSR:en är att den bidrar med en viss politisk flexibilitet eftersom den underlättar eventuella beslut om att i framtiden annullera delar av överskottet. Alternativet är att utsläppsrätterna kommer ut på marknaden och att de då på ett eller annat sätt måste tas in från marknadsaktörer. Det marknadsingrepp som sker i det senare fallet förväntas vara relativt omfattande i jämförelse med åtgärder som berör utsläppsrätter inom MSR:en.

Trots att det finns ett stort överskott på utsläppsrätter i handelssystemet är priset på utsläppsrätter fortfarande positivt. Det finns två anledningar därtill. Den första är att flera aktörer kontinuerligt måste köpa utsläppsrätter. De som säljer utsläppsrätter kommer åtminstone att kräva ett pris som täcker de transaktionskostnader som försäljningen innebär. Den andra anledningen är att marknadsaktörerna förväntar sig att överskottet kommer att minska i framtiden och att priset på utsläppsrätter kommer att öka. Om utsläppsrätter i dag inte hade efterfrågats i rent spekulativt syfte skulle priset på dem varit nära noll.

Orsaker till överskottet av utsläppsrätter

Det finns flera förklaringar till varför det uppstått ett stort överskott av utsläppsrätter. Den främsta orsaken står att finna i den ekonomiska kris och svaga ekonomiska tillväxt som präglat EU-området sedan 2008. Under 2008 och 2009 föll den samlade varu- och tjänsteproduktionen i EU kraftigt. Bland annat minskade kol-kraftsproduktionen med närmare 20 procent. I den ekonomiska krisen och dess efterdyningar minskade därför även efterfrågan på utsläppsrätter.

Den ekonomiska utvecklingens betydelse för handelssystemet har inte bara präglat efterfrågan på utsläppsrätter utan även systemets utformning. Regelverket för systemet utformades baserat på en prognos över den generella ekonomiska utvecklingen i EU. Enligt den prognosen förväntades att konkurrensen om utsläppsrätter skulle bli så hög att kommissionen införde en ventil i

form av internationella utsläppskrediter. Speciellt under den andra handelsperioden 2008–2012 utnyttjades denna ventil genom inköp av internationella utsläppsenheter (från s.k. CDM- och JI-projekt). Hade den ekonomiska krisen förutsetts hade denna ventil rimligen inte införts (eller i vart fall inte utformats på ett så frikostigt sätt). Hittills har cirka 1,5 miljarder internationella utsläppsenheter köpts.

EU har sedan 2008 fört en klimat- och energipolitik som styrt mot tre integrerade mål: klimat, förnybar energi och energi-effektivisering. Till följd av denna politik i kombination med nationella energipolitiska mål har exempelvis vind- och solkraft subventionerats och byggts ut kraftigt inom EU. Utbyggnaden har underlättats av att kostnaderna för att investera i den förnybara elproduktionen sjunkit markant under det senaste decenniet.

Samtidigt som den förnybara elproduktionen byggts ut har elanvändningen effektiviserats. Detta har föranlett en lägre efterfrågan på el och därmed på fossilbaserad elproduktion än vad som hade varit fallet utan en sådan energipolitisk styrning. Samverkan mellan utsläppspriset och de energipolitiska målen framgår tydligt i kommissionens scenarioanalys av det klimat- och energipolitiska ramverket till 2030⁶. I analysen prognosticeras priset på utsläppsrätter till 40 euro per ton koldioxidekvivalenter i frånvaro av en aktiv politik för energieffektivisering. Med en ”ambitiös” politik för energieffektivisering antas priset på utsläppsrätter bli betydligt lägre, 22 euro per ton.

Efterfrågan på utsläppsrätter har även pressats ner av att vissa länder reglerat produktionen i kolkraftverk eller infört nationella prisgolv för fossila utsläpp från anläggningar inom EU ETS. Dessa styrmedel beaktades rimligen inte när utsläppstaket bestämdes och de har därför bidragit till att pressa ner priset på utsläppsrätter till dagens låga nivå.

Det låga priset på utsläppsrätter kan tolkas som att EU:s sammanhållna klimat- och energipolitik varit kortsiktigt effektiv i ambitionen att minska utsläppen av växthusgaser. Det låga priset på utsläppsrätter innebär emellertid svaga marknadsbaserade incita-

⁶ EU-kommissionen (2014b) “A policy framework for climate and energy in the period from 2020 up to 2030”. Commission staff working document. Impact assessment. SWD(2014) 15 final.

ment att ställa om nuvarande produktionsprocesser bort från fossila bränslen. Detta kan ha en negativ effekt på i vilken takt teknik utvecklas för att långsiktigt skapa en ekonomi med hög materiell välfärd och låga utsläpp av växthusgaser. För att förbättra handelssystemets funktionssätt skulle ett prisgolv som införs gemensamt för hela EU kunna vara ett fungerade verktyg. Enligt Konjunkturinstitutet⁷ kan ett hybridsystem, där EU ETS kompletteras med både prisgolv och pristak på EU-nivå, minska systemets känslighet för ekonomiska chocker och vara samhälls-ekonomiskt effektivt. Prisgolvet leder då automatiskt till högre utsläppsminskningar i en situation då utsläppsminskningar visar sig billigare än förväntat. Denna typ av lösningar har diskuterats inom EU utan att få ett brett gehör.

6.2 Klimatpolitiskt ramverk i EU och Sverige

Det klimat- och energipolitiska ramverket inom EU och i Sverige bygger på tre övergripande mål som berör:

- minskade utsläpp av växthusgaser,
- högre andel förnybar energi, samt
- effektivare energianvändning.

EU:s klimatmål för 2030 är att utsläppen av växthusgaser ska minska med minst 40 procent jämfört med 1990 års nivå. EU ETS är en viktig förutsättning för den klimatpolitik som bedrivs inom EU. Målet för EU ETS är att till 2030 minska utsläppen av växthusgaser med 43 procent jämfört med 2005 års nivå. Det kan jämföras med motsvarande mål för utsläpp som sker utanför EU ETS (dvs. i den icke-handlande sektorn) som uppgår till 30 procent jämfört med 2005 års nivå.

⁷ PM nr 25 2014 Kommissionens förslag på stabilitetsreserv i EU ETS.

Den 20 juli 2016 presenterade kommissionen ett förslag⁸ till förordning om ansvarsfördelning mellan medlemsländerna för utsläppsminskningar i de sektorer som inte omfattas av EU ETS för perioden 2021–2030. De sektorer som ligger utanför EU ETS är främst uppvärmning av bostäder och byggnader, jordbruk, avfallsdeponier, transporter samt småskalig industri. Förslaget är fortfarande under förhandling. Den långsiktiga ambitionen är att växthusgasutsläppen inom EU ska minska med 80–95 procent till 2050.

Svensk klimat- och energipolitik centrerar också kring de tre målsättningarna som nämns ovan. Sverige har till 2020 ett nationellt klimatmål för den icke-handlande sektorn. Målet är att utsläppen ska minska med 40 procent jämfört med 1990 års nivå. Förutom målet till 2020 beslutade riksdagen den 15 juni 2017 om regeringens förslag till klimatpolitiskt ramverk för Sverige. Det klimatpolitiska arbetet ska utgå från ett långsiktigt, tidssatt utsläppsmål som riksdagen fastställer. Delar av det klimatpolitiska ramverket regleras i lag genom den nya klimatlagen som lagfäster att regeringens klimatpolitik ska utgå från klimatmålen och hur arbetet ska bedrivas. Lagen träder i kraft den 1 januari 2018. Det klimatpolitiska ramverket omfattar bl.a. följande nationella, långsiktiga klimatmål:

- Senast 2045 ska Sverige inte ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, för att därefter uppnå negativa utsläpp. Utsläppen från verksamheter inom svenskt territorium ska vara minst 85 procent lägre än utsläppen 1990. För att nå nettollutsläpp får kompletterande åtgärder tillgodoräknas.
- De utsläpp i Sverige som kommer att omfattas av EU:s ansvarsfördelningsförordning, den s.k. ESR-sektorn, bör senast 2030 vara minst 63 procent lägre än utsläppen 1990. Högst 8 procentenheter av utsläppsminskningarna får ske genom kompletterande åtgärder.

⁸ KOM (2016) 482 slutlig. Förslag till Europaparlamentets och rådets förordning om bindande årliga minskningar av medlemsstaternas växthusgasutsläpp 2021–2030 för att skapa en motståndskraftig energiunion och fullgöra åtagandena enligt Parisavtalet samt om ändring av Europaparlamentets och rådets förordning nr 525/2013 om en mekanism för att övervaka och rapportera utsläpp av växthusgaser och för att rapportera annan information som är relevant för klimatförändringen.

- Senast 2040 bör utsläppen i Sverige i ESR-sektorn vara minst 75 procent lägre än utsläppen 1990. Högst 2 procentenheter av utsläppsminskningarna får ske genom kompletterande åtgärder.
- Växthusgasutsläppen från inrikes transporter (utom inrikes luftfart som ingår i EU:s utsläppshandelssystem, EU ETS) ska minska med minst 70 procent senast 2030 jämfört med 2010.

Syftet med det klimatpolitiska ramverket är att varje regering, oavsett konstellation och politisk inriktning, ska vara bunden till de förutsättningar som anges i lagen. På så vis ska förutsättningarna öka för att arbetet ska bedrivas på ett långsiktigt och kontinuerligt sätt, samtidigt som det blir tydligare och mer transparent.

I finansplanen i Budgetpropositionen för 2017 (prop. 2016/17:1, s. 24) anger regeringen att Sverige ska visa globalt ledarskap genom att bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer.

I budgetpropositionen för 2018 föreslår regeringen att koldioxidskatt motsvarande 11 procent av den generella koldioxidskattenivån ska tas ut för bränslen som förbrukas för framställning av värme vid kraftvärmeproduktion som omfattas av EU ETS.⁹ I propositionen föreslås också att koldioxidskatten för bränslen som förbrukas vid annan värmeproduktion inom EU ETS än den som sker i tillverkningsprocessen i industriell verksamhet eller i kraftvärmeproduktion ska uppgå till 91 procent av den generella koldioxidskattenivån (i dag uppgår motsvarande skatt till 80 procent av den generella koldioxidskattenivån).

De föreslagna ändringarna innebär en höjning av det nationella prisgolv som redan finns för annan värmeproduktion inom EU ETS än kraftvärmeproduktion och produktion i tillverkningsprocessen i industriell verksamhet. Ändringarna innebär även att ett nationellt prisgolv föreslås för kraftvärmeproduktion inom EU ETS. Ändringarna föreslås träda i kraft den 1 januari 2018.

⁹ Se s. 43 i prop. 2017/18:1.

6.3 Är EU ETS ett klimatpolitiskt nollsummespel på kort och lång sikt?

6.3.1 Utsläppshandelns funktion i teorin

Utgångspunkten för ett utsläppshandelssystem är en kvantitativ reglering av den aggregerade utsläppsnivån för de anläggningar som omfattas av systemet, eller om man så vill, ett krav på att de aggregerade utsläppen ska reduceras med en viss mängd. I ett utsläppshandelssystem styrs alltså inte primärt marginalkostnaden för utsläppsreduceringar – såsom i fallet med en skatt på fossila koldioxidutsläpp – utan i stället den aggregerade utsläppsnivån. Marginalkostnaden för utsläppsreduceringar och tillika priset på utsläppsrätter bestäms av ambitionsnivån på den kvantitativa regleringen. Det betyder att ett utsläppshandelssystem når sitt mål oavsett om priset på utsläppsrätter är högt eller lågt. Omvandlingstrycket bland de anläggningar som ingår i EU ETS bestäms därför i grund och botten av utsläppstaket över hela tidsperioden.

Dagens låga pris på utsläppsrätter är ett uttryck för att marginalkostnaden för utsläppsreduceringar är relativt låg inom systemet. Detta betyder dock inte att marginalkostnaden är låg för samtliga anläggningar inom EU ETS. Det kan bl.a. finnas nationella och branschvisa skillnader till följd av överlappande styrmedel på nationell nivå, t.ex. den svenska koldioxidskatten på värmeproduktion i värme- och kraftvärmeverk. Det låga priset inom EU ETS innebär att det kan vara motiverat att skärpa den kvantitativa regleringen för att uppnå kostnadseffektivitet i EU:s klimatpolitik som helhet. Därigenom skapas i hela EU ett större omvandlingstryck bort från användning av fossila bränslen.

En ensidig reglering av svenska anläggningar inom EU ETS skapar ett större omvandlingstryck i Sverige. Däremot påverkas inte nödvändigtvis de globala utsläppen av koldioxid. Eftersom utsläppsnivån inom EU ETS förblir oförändrad sker endast en omfördelning av utsläpp mellan olika utsläppskällor inom systemet. Det stora överskottet av utsläppsrätter innebär att det är ytterst osannolikt att det på kort sikt uppstår fysisk brist på dem. En sådan brist kommer dock att uppkomma förr eller senare.

Nationella åtgärder kan endast i bästa fall förskjuta tidpunkten för när ett utsläpp sker, men inte påverka den kumulativa utsläppsmängden. Dubbelstyrning av utsläpp inom EU ETS kan

därmed liknas vid ett nollsummespel, dvs. endast fördelningen av utsläpp mellan olika utsläppskällor kan påverkas men inte den totala utsläppsmängden. Det enda direkta sättet att åstadkomma en faktisk minskning av utsläppen inom EU ETS med nationella medel är att köpa och annullera eller på annat sätt undanhålla outnyttjade utsläppsrätter från utsläppsgenererande aktiviteter.

6.3.2 Utsläppshandel i en politisk kontext

Nationella mål

I enlighet med utsläppshandelns syfte och funktionssätt bör ett fungerande utsläppshandelssystem inte kompletteras med styrmedel som avser att styra samma utsläpp. Kompletterande styrmedel har enligt resonemanget ingen additionell klimateffekt. En skärpt prissignal för svenska anläggningar måste därmed motiveras med annat än den direkta klimateffekten. Ambitionen att bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer skulle kunna vara ett sådant motiv, i synnerhet om denna ambition stöds av ett nationellt klimatmål som är tidsbestämt.

Som nämndes tidigare har riksdagen godkänt regeringens förslag om mål för den svenska klimatpolitiken (se bet. 2016/17:MJU24 och rskr. 2016/17:320). Detta innebär bl.a. att det klimatpolitiska arbetet ska utgå från ett långsiktigt, tidssatt utsläppsmål som riksdagen fastställer. Målet ska vara att Sverige senast 2045 inte ska ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, för att därefter uppnå negativa utsläpp. Utsläppen från verksamheter inom svenskt territorium ska vara minst 85 procent lägre än utsläppen 1990. Förslaget om s.k. nettonollutsläpp omfattar även utsläpp inom EU ETS.

Ett nationellt mål som inbegriper utsläpp inom EU ETS nödvändiggör nationell dubbelstyrning. Även om EU ETS har en likvärdig ambitionsnivå som ett svenskt mål säkerställer ett nationellt styrmedel att vissa utsläpp inom EU ETS inte sker i Sverige. Troligtvis innebär utsläppen från el- och värmesektorn ett mindre problem för att uppnå Sveriges nationella mål i ett 2045-perspektiv jämfört med de industriella utsläppen.

I el- och värmesektorn finns endast ett fåtal anläggningar som i stor skala förbränner fossila bränslen. Målet för utsläpp på svenskt

territorium innebär att prissättningen av koldioxid bör harmoniseras över alla sektorer på sikt. I vilken takt denna harmonisering bör ske är dock en öppen fråga. Det ska också betonas att det kan behövas en portfölj av styrmedel för att nå klimatmålet till 2045 kostnadseffektivt. Inte minst kan det vara viktigt att beakta styrmedel som stimulerar relevant forskning, teknikutveckling och en effektiv samhällsplanering. Det ingår dock inte i utredningens uppdrag att bedöma behovet av sådana styrmedel.

Politisk dynamik

Obeaktat nationella mål argumenteras det ibland för att det är fel att se EU ETS som ett nollsummespel, och att nationella styrmedel visst har en additionell effekt på de globala utsläppen. Detta gäller i synnerhet givet dagens stora överskott på utsläppsrätter och den MSR som införts för att i framtiden kontrollera överskottet. Enligt argumentet leder nationell dubbelstyrning av utsläpp inom EU ETS till att reserven växer och att priset på utsläppsrätter pressas ned ytterligare. Detta ökar sannolikheten för att förslag om att annullera utsläppsrätter i reserven ska godkännas av EU-parlamentet och rådet. Enligt denna argumentation destabiliseras inte EU ETS av nationell dubbelstyrning utan stärks i stället på lång sikt genom politiska beslut.

Politiska argument används även mot dubbelstyrning av utsläpp inom EU ETS. Enligt denna argumentation är marknadsaktörernas tro på handelssystemet centralt för dess funktion. Nationell dubbelstyrning underminerar prisbildningen inom EU ETS och minskar därmed trovärdigheten för utsläppshandelssystemets funktion och fortlevnad. Detta hämmar i sin tur investeringsviljan i anläggningar som bara kan motiveras om priset på koldioxid är tillräckligt högt.

Argumenten för och mot additionell dubbelstyrning kan varken verifieras eller förkastas. Det finns ingen autonom process som förklarar sambandet mellan ett styrmedel och den observerade eller hypotetiska effekten. Beslut om strukturella förändringar av EU ETS kommer att grunda sig på flera realpolitiska faktorer. Bland annat är internationella klimatavtal och konkurrensvillkor viktiga. Det blir därmed omöjligt att *ex-post* fastställa om och i vilken

omfattning dubbelstyrningen lett till en additionell klimatnytta. Givet att ett politiskt beslut fattats är det inte möjligt att fastställa i vilken grad ett inhemskt styrmedel i Sverige inverkat på beslutet. På samma sätt är det omöjligt att fastställa i vilken grad dubbelstyrning undergrävt förtroendet för EU ETS (om systemet avvecklas).

Flera scenarier kan målas upp över hur överskottet inom EU ETS kommer att förändras. Den ekonomiska utvecklingen i Europa de närmsta åren kommer att vara av stor betydelse. EEA prognosticerar, genom att ställa samman medlemsländernas egna utsläppsprognoser, att den årliga efterfrågan på utsläppsrätter kommer att sjunka kontinuerligt fram till 2030. Minskningstakten är dock låg enligt EEA:s sammanställning och de årliga utsläppen inom EU ETS hamnar på cirka 1,6 miljarder ton koldioxidekvivalenter 2030.

Som nämndes i inledningen av kapitlet förväntas det totala överskottet av utsläppsrätter att börja minska först 2025, enligt EEAs beräkning. Eftersom reserven är stor bedöms det ta mer än ett decennium att tömma den. Om vissa medlemsstater stärker nationella styrmedel som överlappar EU ETS, eller om den långsiktiga marginalkostnaden för att producera el från förnybara resurser fortsatt minskar i snabb takt, kommer uttömningstakten att bromsas upp. Efterfrågan och priset på utsläppsrätter blir då fortsatt låg.

Ett annat scenario är att EU kommer överens om att lösa de strukturella problem som uppstått till följd av den ekonomiska nedgången i EU under perioden 2008–2013. En sådan lösning kräver annullering av en stor del av de utsläppsrätter som kommer att finnas i stabilitetsreserven under perioden 2020–2025.

Förslag om olika annulleringsstrategier förhandlas för närvarande mellan EU:s olika organ i en trilog. De förslag som diskuteras är bl.a. en engångsannullering och en mer kontinuerlig annulleringsmekanism kopplat till marknadsstabilitetsreserven, förkortat MSR. Det senare förslaget innebär att MSR:en 2024 och varje år därefter endast får innehålla som högst lika många utsläppsrätter som auktionerades ut föregående år.

I praktiken innebär detta förslag en stor engångsannullering 2024 och en mer eller mindre linjär minskning av reserven därefter om årliga överskott fortsatt uppstår. En slutsats som kan dras av dessa förslag är att de fokuserar på att sänka taket för den

ackumulerade utsläppsmängden inom systemet. Förslagen innebär inte att handelssystemets grundläggande funktionssätt förändras. Det innebär i sin tur att svenska styrmedel som adresserar utsläpp inom EU ETS inte per automatik får en additionell klimateffekt på global nivå, även om systemet reformeras enligt något av de förslag som nämndes ovan.

I framtidsbilden måste även det globala perspektivet vägas in. Det finns t.ex. förhoppningar om att olika handelssystem runt om i världen ska länkas samman. Priset på koldioxid utjämnas då mellan olika regioner vilket bidrar till att göra klimatpolitiken mer konkurrensneutral. En sådan sammanlänkning har bl.a. gjorts för handelssystemen i Kalifornien och Quebec. För att möjliggöra sammanlänknings med andra system kan strukturella reformer av EU ETS bli nödvändiga. Om EU ETS länkas till något annat system skulle det under gynnsamma förhållanden kunna leda till att överskottet av utsläppsrätter minskar i en snabbare takt än vad som annars skulle ha skett.

6.4 Bör prissignalen på utsläpp av fossil koldioxid inom EU:s system för handel med utsläppsrätter kompletteras?

Utredningens bedömning: Inget nationellt, kompletterande styrmedel som stärker prissignalen inom EU ETS bör införas för fossila koldioxidutsläpp från svensk el- och värmeproduktion.

Skälen till utredningens bedömning: Syftet med EU ETS är att harmonisera klimatpolitiken inom EU för att åstadkomma ett större avtryck på de globala utsläppen samt utnyttja de samordningsvinster som finns på EU-nivå men inte på nationell nivå. EU-kommissionen menar att EU ETS har ett tydligt mervärde. En nationaliserad klimatpolitik medför en fragmenterad och relativt kostsam styrning av de anläggningar som regleras. Nationella styrmedel reflekterar olika ambitionsnivåer och skapar olika priser på koldioxid. För EU som helhet ökar de administrativa kostnaderna om olika regelverk måste följas upp och

kontrolleras gentemot ett regelverk som gäller för hela den inre marknaden. Genom EU ETS harmoniseras ambitionsnivån och prissättningen av koldioxid mellan EU:s medlemsstater. Det möjliggör att de vinster som EU-samarbetet medför kan utnyttjas för att minimera kostnaderna för driva en ambitiös klimatpolitik. Utredningen anser att denna ambition undergrävs av nationella prisgolv.

Utredningen anser att utsläppshandelssystemet i dagsläget bör betraktas som ett klimatpolitiskt nollsummespel på EU-nivå. Utsläppstaket bestäms genom demokratiska beslut inom EU. När utsläppstaket är bestämt har även de totala utsläppen från systemet bestämts. Nationell klimatpolitik påverkar inte per automatik utsläppstaket och därmed inte heller den mängd utsläpp som anläggningarna inom EU ETS orsakar. Det innebär i sin tur att nationella prisgolv inte får några långsiktiga klimateffekter.

Utsläppsrätter som inte utnyttjas säljs förr eller senare vidare på marknaden. Utredningen anser att den marknadsstabilitetsreserv, förkortat MSR, som kommer att införas 2019 inte påverkar denna logik i handelssystemet. Den framtida tillgången på utsläppsrätter bestämmer marknadspriset på dem. Reserven tar bara bort utsläppsrätter från marknaden temporärt. Det långsiktiga överskottet kvarstår dock, vilket betyder att det kommer att finnas ett betydande överskott av utsläppsrätter under en längre tid. Detta förhållande kan givetvis förändras om EU beslutar om strukturella förändringar av handelssystemet, t.ex. annullering av utsläppsrätter i MSR:en.

Om målet med en stärkt prisstyrning av svenska el- och värmeproducenter är att uppnå en direkt klimateffekt genom en skatt måste en del av skatteintäkterna öronmärkas för inköp av utsläppsrätter. En sådan öronmärkning innebär emellertid att enskilda branscher tvingas betala en skatt för att finansiera statliga inköp av utsläppsrätter. Skatten blir därmed fiskal i sin natur. I kapitel 4 konstaterades att det inte är lämpligt att införa fiskala skatter i produktionsledet eftersom det orsakar större snedvridningar i ekonomin än skatter som tas ut i konsumentledet. Om staten vill påverka utsläppstaket inom EU ETS bör utgifterna för det behandlas som andra utgifter i statens budget och finansieras med allmänna skattemedel.

Rent hypotetiskt skulle en nationell dubbelstyrning av utsläppen inom EU ETS kunna inverka på framtida beslut om målet för systemet. I vilken omfattning det verkligen sker är dock svårt att fastställa. Därmed kommer det bli mycket svårt att utvärdera i vilken utsträckning de kostnader som ett nationellt prisgolv innebär för verksamheter och samhället i stort bidragit till att minska de globala utsläppen av växthusgaser. Om ambitionen är att på marginalen bidra till ett lägre tak för utsläppen inom EU ETS förefaller det vara en enklare metod att köpa och annullera eller på annat sätt undanhålla outnyttjade utsläppsätter från utsläppsgenererande aktiviteter¹⁰.

Enligt utredningen är det viktigt att miljöpolitiska styrmedel som innebär kostnader för hushåll och företag kan motiveras med ett tydligt mervärde. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv bedömer utredningen att det är olämpligt att införa en nationell prissignal som ett kompletterande styrmedel till EU ETS. Eftersom klimatförändringen är ett genuint globalt problem medför handelssystemets funktion att nationell styrning av svenska utsläpp inom EU ETS inte får någon uppenbar klimateffekt. Det som i praktiken sker är att relativt dyra utsläppsreducerande åtgärder i Sverige på lång sikt tränger undan billigare åtgärder utanför Sverige.

Nationella prisgolv motverkar därför kostnadseffektiviteten inom EU:s samlade klimatpolitik. Ett nationellt prisgolv för svenska utsläpp inom EU bidrar dessutom till att underminera prisbildningen inom EU ETS vilket riskerar att ytterligare skada trovärdigheten för utsläppshandelssystemets funktion och fortlevnad. Den senare effekten blir sannolikt liten eftersom svenska anläggningar står för en liten del av växthusgasutsläppen inom EU ETS. Möjligtvis förstärks effekten av att andra länder där en liknande diskussion pågår följer i Sveriges fotsteg.

Även Miljömålsberedningen anger i betänkandet En klimat- och luftvårdsstrategi för Sverige (SOU 2016:47, s. 169 och 170) att dubbelstyrning inte bör införas i form av nationella koldioxid-

¹⁰ Om det införs regler om en automatisk annullering av utsläppsätter i marknadsstabilitetsreserven kan det beroende på annulleringsmekanismens utformning bli verkningslöst för enskilda stater och andra aktörer att köpa och annullera utsläppsätter för att öka omställningstrycket inom handelssystemet. Däremot kan det bli mer verkningsfullt att köpa och banka outnyttjade utsläppsätter. Sådana åtgärder ökar knappheten på de utsläppsätter som kan handlas på marknaden och borde, om de görs i stor omfattning, medföra att marknadspriset på utsläppsätter stiger.

skatter riktade mot industrin i den handlande sektorn. Beredningen konstaterar att det vore ineffektivt att sätta ett inhemskt tak för dessa utsläpp eftersom ett tak redan finns på EU-nivå. Vidare motiverar beredningen att inrikes flygtransporter inte ska omfattas av klimatmålet för transportsektorn eftersom dessa utsläpp ingår i EU ETS. Beredningen gör bedömningen att Sverige bör driva på för en skärpning av EU:s system för handel med utsläppsrätter, utöver kommissionens förslag till reviderat direktiv, främst genom att den takt som taket i systemet sänks med skärps ytterligare. Skärpningen behöver genomföras på ett sätt som inte leder till ökad risk för koldioxidläckage.

När det gäller behovet av en nationell prissignal som kompletterar EU ETS är det avhängigt det framtida ramverket för klimatpolitiken i Sverige. Målet för utsläpp av växthusgaser från svenskt territorium medför att det grundligt bör utredas hur utsläppen inom EU ETS ska hanteras. Styrningen mot det nationella målet inbegriper relativt stora utsläpp utanför el- och värmesektorn som också behöver hanteras. Utredningen bedömer att ett utvidgat prisgolv som bara omfattar utsläpp från värmeproduktion i värme- och kraftvärmeverk i allt väsentligt kommer att få en mycket liten additionell styreffekt avseende fossila koldioxidutsläpp i Sverige.

Sammantaget bedömer utredningen att frågan om ett utvidgat nationellt prisgolv är för tidigt väckt. Givet dagens regelverk är det inte lämpligt att utvidga styrmedel som förstärker prissignalen för delar av utsläppen som regleras av EU ETS. Frågan bör aktualiseras igen när förhandlingarna om EU ETS avslutats. Det är först då det finns tillräckligt med information för att analysera vilken styreffekt EU ETS kan förväntas få i ett 2045-perspektiv och vilket behov det finns av kompletterande styrmedel. Som nämndes tidigare ser utredningen klara fördelar med en renodlad styrmedelsstruktur som undviker dubbelstyrning och som bidrar till en kostnads-effektiv klimatpolitik på global nivå. Detta förutsätter dock ett ambitiöst EU ETS som går i takt med de svenska målsättningarna.

Det bör avslutningsvis noteras att det 2014 användes cirka 5,3 TWh fossil energi (exkl. avfall) i fjärrvärmesektorn, vilket motsvarade cirka 9 procent av den tillförda energin. Inom elsektorn

tillfördes cirka 2,7 TWh fossil energi (exkl. avfall), vilket motsvarade cirka 2 procent av den totala elproduktionen¹¹.

I Sverige finns tre stora kraftvärmeanläggningar som i dag eldar med naturgas, olja eller kol under en del av året. Dessa är Värtaverket i Stockholm, Ryaverket i Göteborg och Öresundsverket i Malmö. Tillsammans släppte dessa anläggningar ut cirka en miljon ton fossil koldioxid 2016. Cirka 70 procent av dessa koldioxidutsläpp kan hänföras till värmeproduktion.¹² Enligt uppgifter från branschföreträdare ligger dock Öresundsverket i Malmö för närvarande i malpåse till följd av låg lönsamhet¹³.

Utöver dessa tre anläggningar finns ett antal mindre kraftvärmeverk som utgör reserv- och spetslast (används när det är riktigt kallt) i vissa fjärrvärmenät. De tas i bruk kalla vinterdagar och har därför relativt få driftstimmar och koldioxidutsläpp sett över ett helt år.

Sammantaget uppgick mängden fossila koldioxidutsläpp från el- och värmeproduktion inom EU ETS till 4,25 miljoner ton 2015¹⁴. Cirka 56 procent av dessa utsläpp orsakades av förbränning av avfallsbränsle. År 2014 var motsvarande siffror 4,17 miljoner ton koldioxid och 57 procent. I det sammanhanget kan det noteras att förbränning av avfallsbränsle inte skulle träffas av ett prisgolv som utformas genom att koldioxidskatt tas ut på bränslen som används för värmeproduktion inom EU ETS, eftersom avfall inte är ett skattepliktigt bränsle (se vidare i kapitel 12).

Om prisgolvet utvidgas till att omfatta hela värmesektorn innebär det främst kostnadsökningar för de 2–3 stora kraftvärmeverken (se ovan) och adresserar cirka 0,5–0,7 miljoner ton koldioxid. Övriga anläggningar för värmeproduktion skulle i vissa fall påverkas kalla vinterdagar när fossila bränslen används för att tillgodose värmefterfrågan.

Ett prisgolv genom koldioxidskatt på bränslen som förbrukas för värmeproduktion i både kraftvärmeanläggningar och annan värmeproduktion skulle sannolikt medföra att priset på fjärrvärme

¹¹ Energimyndigheten, Energiläget 2016.

¹² Enligt statistik på www.energiforetagen.se utgjorde elproduktionen i kraftvärmeverk i de tre storstadsnäten cirka 30 procent av av den totala energiproduktionen i dessa anläggningar. Statistiken avser 2015.

¹³ Öresundsverket släppte 2016 ut cirka 215 000 ton koldioxid.

¹⁴ Naturvårdsverket. Enheten för operativ tillsyn. I siffrorna ingår inte användning av spillgas från t.ex. stålindustrin.

stiger. Framför allt skulle Stockholm, Göteborg och Malmö påverkas eftersom bolagen i dessa städer använder relativt mycket fossila bränslen jämfört med andra fjärrvärmenät.

I vilken omfattning fjärrvärmepriset och därigenom värmeefterfrågan påverkas är dock oklart. I fjärrvärmesektorn tillämpas inte marginalkostnadsprissättning utan prissättningen sker i stället i relation till priset för konkurrerande tekniker för uppvärmning av byggnader och varmvatten. Fjärrvärmepriserna är dessutom givna per år eller för delar av året samtidigt som uppvärmningskostnaden oftast inkluderas i hyror och bostadsrättsavgifter. Prisgenomslaget på värmeefterfrågan förväntas därför bli liten.

Det är i sammanhanget viktigt att framhålla att ägarna till fjärrvärmenäten i Stockholm, Göteborg och Malmö har en uttalad ambition att minska beroendet av fossila bränslen. I Stockholm är planen att fasa ut kolanvändningen till 2022¹⁵. Göteborgs stad har som mål att all fjärrvärme i kommunen senast 2030 ska produceras med förnybara bränslen. För att nå målet planeras att öka användningen av biogas i Ryaverket samt i högre grad utnyttja biobränsleeldade anläggningar¹⁶. I Malmö är målet att energiförsörjningen senast 2030 till fullo ska baseras på förnybara energikällor¹⁷. På sikt kommer därför skattebasen för skatten att bli tämligen liten.

Som nämndes tidigare är värmeleveranser till industriella processer befriade från koldioxidskatt. Det innebär att än mindre utsläpp av koldioxid kommer att påverkas på kort sikt än vad som nämndes ovan.¹⁸ Finansdepartementet uppskattar att cirka 20 procent av värmeleveranserna från kraftvärmeverk går till industriella processer. I storstadsregioner är det förmodligen betydligt lägre.

Den slutgiltiga bedömningen är att ett prisgolv för värmeproduktion, utöver det som redan finns i Sverige genom den koldioxidskatt som tas ut för bränslen som förbrukas vid annan värmeproduktion inom EU ETS än den som sker i tillverkningsprocessen i industriell verksamhet eller i kraftvärmeproduktion, i allt väsentligt skulle få en mycket liten additionell

¹⁵ media.fortum.se/2017/02/21/det-sista-kolet-fasas-ut-i-stockholm/

¹⁶ www.goteborgenergi.se/Privat/Produkter_och_priser/Fjarrvarme/Miljo

¹⁷ www.klimatsamverkanskane.se/kommun/malmo

¹⁸ Denna uppskattning gäller för ett år som vädermässigt liknar 2016. Ett extremt kallt år som t.ex. 2010 skulle sannolikt innebära betydligt större utsläpp av koldioxid.

styreffekt avseende fossila koldioxidutsläpp i Sverige från förbränning av konventionella bränslen.

6.5 Konsekvenser

6.5.1 Inledning

Enligt Förordning (2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning ska en myndighet innan den beslutar om föreskrifter och allmänna råd utföra en konsekvensanalys av dessa. Såväl ekonomiska som andra konsekvenser ska beaktas i analysen. Enligt förordningen kan en myndighet göra bedömningen att det saknas skäl för att göra en konsekvensutredning. En sådan bedömning ska dokumenteras.

6.5.2 Utredningens uppdrag

Enligt utredningens direktiv (dir. 2016:34) ska en särskild utredare lämna förslag på hur prissignalen på utsläpp av fossil koldioxid från el- och värmeproduktion inom EU ETS kan kompletteras med en skatt eller annat ekonomiskt styrmedel. Med uppdraget avses att se över behovet och lämpligheten av ett sådant styrmedel i syfte att skapa ett långsiktigt förutsägbart omställningstryck. Sådana styrmedels inverkan på förutsättningarna för en trygg el- och värmeförsörjning i hela landet ska då beaktas. Utgångspunkten är att en ny skatt bör vara samhällsekonomiskt effektiv samt kostnadseffektiv och innebära så låga administrativa kostnader som möjligt.

Enligt direktivet ska utredaren, i det fall denne bedömer det lämpligt att införa en skatt eller annat ekonomiskt styrmedel, presentera förslag på hur en sådan skatt tekniskt ska utformas och lämna författningsförslag. Utredaren ska då också bedöma vilken skattenivå som är lämplig med hänsyn till de styreffekter som bör uppnås. Utredaren bör redovisa en samhällsekonomisk konsekvensanalys av förslagen inklusive miljö- och hälsoeffekter och offentligfinansiella effekter.

6.5.3 Utredningens bedömning

Utredningen har analyserat behovet av och lämpligheten i att komplettera prissignalen inom EU ETS med en skatt på fossil koldioxid från el- och värmeproduktion. En koldioxidskatt har förutsättningar att i ett nationellt perspektiv kostnadseffektivt minska utsläppen av fossil koldioxid från svensk el- och värmeproduktion. Det har därför inte funnits anledning att överväga något annat ekonomiskt styrmedel (t.ex. en subvention).

I avsnitt 6.4 gjorde utredningen bedömningen att det inte är lämpligt att införa ytterligare en prissignal för el- och värmeproduktion utöver den som ges inom EU ETS. Bedömningen grundar sig på såväl handelssystemets långsiktiga funktionssätt som dess syfte. EU ETS introducerades för att utnyttja samordningsvinster på EU-nivå och därigenom åstadkomma en kostnadseffektiv minskning av fossil koldioxid för unionen som helhet. I sitt funktionssätt är EU ETS utformat för att fungera som ett marknadsbaserat nollsummespel. De kumulativa utsläppen begränsas av antalet utsläppsrätter. Eftersom utsläppsrätterna i det långa perspektivet är begränsade skapas ett marknadspris på dem. Nationella styrmedel inom EU ETS kommer på lång sikt inte att påverka de globala utsläppen av växthusgaser utan endast omfördela utsläpp mellan olika utsläppskällor.

Av utredningens bedömning följer att utredningen inte föreslår något ekonomiskt styrmedel för att stärka prissignalen från EU ETS. Utredningen har inte heller föreslagit någon teknisk utformning av ett sådant ekonomiskt styrmedel. Eftersom det inte finns ett kontrafaktiskt scenario att förhålla sig till gör utredningen bedömningen att det saknas skäl för att göra en konsekvensutredning.

7 Avfallsmarknaden i Sverige

7.1 Inledning

I det här kapitlet beskrivs avfallsmarknaden och ansvarsfördelningen mellan olika aktörer på avfallsmarknaden från ett övergripande perspektiv. I slutet av kapitlet redogörs även för trender och statistik avseende gränsöverskridande avfallstransporter.

Det finns många sätt att definiera avfallsmarknaden och dess egenskaper. I det här kapitlet beskrivs marknaden indelat i insamling, transport och behandling av avfall.

Naturvårdsverket sammanställer statistik över hur avfall behandlas och hur mycket avfall som uppkommer inom olika branscher. Statistiken uppfyller kraven i EU:s förordning om avfallsstatistik (Europaparlamentets och Rådets Förordning nr 2150/2002 av den 25 november 2002 om avfallsstatistik). Statistiken tas fram och rapporteras vartannat år med startår 2002. Om inte annat anges är de statistikuppgifter som anges i detta kapitel hämtade från Naturvårdsverkets rapport Avfall i Sverige 2014 som utkom i juni 2016. I rapporten görs även jämförelse med föregående rapportering, dvs. Avfall i Sverige 2012.

7.2 Avfallsdefinitionen

Med avfall menas alla föremål eller ämnen som innehavaren vill göra sig av med eller är skyldig att göra sig av med. Avfallsdefinitionen är gemensam för EU (se EU:s avfallsdirektiv 2008/98/EG).

För att kunna skilja på olika typer av avfall finns det i bilaga 4 till avfallsförordningen (2011:927), en förteckning av avfallstyper med sexsiffriga koder. Den detaljerade avfallskatalogen används för

statistik och för att skilja ut vad som är farligt avfall. Avfallsförteckningen baserar sig på EG-kommissionens beslut 2000/532/EG, men uppdateras löpande efter nya beslut från kommissionen.

7.3 Avfallsmarknaden

Alla sektorer i samhället genererar avfall. Därmed bidrar hushåll, företag och den offentliga sektorn till uppkomsten av avfall. Eftersom vissa avfallstjänster handlas internationellt berör avfallssektorn i Sverige även aktörer i utlandet.

Enligt statistik från Naturvårdsverket uppkom i Sverige år 2014 totalt 167,0 miljoner ton avfall, varav 138,9 miljoner ton (83 procent) bestod av mineralavfall från gruvbranschen, så kallat gruvavfall. Av övriga avfallstyper uppkom 28,2 miljoner ton avfall. Av det totalt uppkomna avfallet var 164,5 miljoner ton icke-farligt avfall och 2,6 miljoner ton farligt avfall. Om mineralavfall från gruvbranschen exkluderas uppkom störst mängd avfall i byggverksamhet, totalt 8,9 miljoner ton. Avfall från byggverksamhet bestod till stor del av jordmassor, betong och annat mineraliskt avfall.

Näst störst mängd kommer från avfallshantering och parti-handel med avfall och skrot (Avfallsbranschen) med 4,5 miljoner ton. En stor del av avfallet som uppkom vid behandling är så kallat sekundärt avfall till exempel sorteringsrester och aska från avfallsförbränning. Hushållen var med 4,2 miljoner ton avfall den tredje största avfallsalstraren, vilket i genomsnitt motsvarar 430 kg per person år 2014. Den största delen av hushållens avfall var blandat hushållsavfall.

7.3.1 Insamling¹

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

- kommunerna (hushållsavfall)
- producenterna (sina respektive produktgrupper inom producentansvaret), samt
- övriga avfallsinnehavare, (när ansvaret för avfallet inte faller på de två övriga).

Det utvecklas ständigt nya system för uppsamling och insamling av avfall. Systemen omfattar oftast både avfallskärl och teknik för tömning av kärlen. För att nå högre grader av materialåtervinning har den fastighetsnära insamlingen (förkortad FNI) ökat över tid. Mer än hälften av landets flerbostadshus har i dag fastighetsnära insamling av producentansvarsmaterial, dvs. tidningar, förpackningar och ibland även elektronik och batterier.

De vanligaste systemen för insamling av källsorterat matavfall är via separata kärl. Det finns också andra system, som till exempel optisk sortering eller kärl med flera fack s.k. flerfackskärl. Vid optisk sortering sorterar hushållen sitt avfall i olikfärgade påsar som läggs i samma kärl. Påsarna transporteras sedan till en optisk sorteringsanläggning där de sorteras automatiskt för rätt behandling.

I kommuner som har FNI av förpackningar och tidningar från villor är det vanligt att avfallet sorteras i två fyrfackskärl som töms med olika intervall. Det ena kärlet kan vara avsett för till exempel matavfall, brännbart avfall, pappersförpackningar och färgat glas. Det andra kärlet kan till exempel vara avsett för ofärgat glas, metall, plastförpackningar och tidningar.

I storstäderna ökar inslaget av system som minskar den manuella hanteringen. Exempel på sådana system är sopsug och underjordsbehållare. Sopsugen lämpar sig bäst för nybyggnationer. Inom sopsugssystemet kan det finnas plats för flera olika fraktioner. Vid uppsamlingen av avfallet sugs var fraktion för sig för att undvika att de blandas.

¹ Svensk Avfallshantering 2016, Avfall Sverige.

På kommunernas bemannade återvinningscentraler lämnar hushållen själva in sitt grovavfall, elavfall och farliga avfall. Under 2015 lämnade hushållen in 1 773 930 ton grovavfall, merparten på återvinningscentralerna. Mängden grovavfall uppgick till 180 kg/person, dvs. cirka 42 procent av hushållens totala avfallsmängd. Det finns 583 återvinningscentraler i hela landet som sammantaget årligen får cirka 26 miljoner besök.

Producenternas återvinningsstationer är obemannade. Det finns cirka 5 800 stycken återvinningsstationer för mottagning av förpackningar och tidningar fördelade över hela landet. Insamlingsystemen ska bygga på samråd mellan producenter och kommuner. Avfall inom ramen för producentansvaret kan uppkomma både som hushållsavfall och verksamhetsavfall.

7.3.2 Transport

Inom Sverige sker avfallstransporter vid insamling av avfall och vidare transport till behandlingsanläggning för återvinning eller bortskaffande. Avfallsförordningen (2011:927) reglerar frågor om när det behövs tillstånd för att transportera avfall. För yrkesmässig transport av avfall krävs alltid tillstånd.

Den som ska transportera anmälningspliktigt avfall, som t.ex. farligt avfall, blandat avfall, hushållsavfall, bygg- och rivningsavfall eller visst träavfall, till eller från Sverige, ska ha godkännande från Naturvårdsverket och från motsvarande myndighet i landet avfallet skickas till eller ifrån.

För vidare information om gränsöverskridande transporter, se avsnitt 8.2.

7.3.3 Behandling

Enligt Naturvårdsverkets rapport Avfall i Sverige 2014 behandlades 29,5 miljoner ton avfall i Sverige, exklusive gruvavfall år 2014. Av dessa utgjorde 26,7 miljoner ton icke-farligt avfall och 2,7 miljoner ton farligt avfall. Den totala mängden behandlat avfall omfattar både förbehandling och slutbehandling. Sammanlagt 4,9 miljoner ton avfall förbehandlades för att sedan genomgå någon form av slutbehandling.

Avfall behandlas genom

- Återvinning
 - Materialåtervinning
 - Biologisk återvinning (rötning eller kompostering)
 - Användning som konstruktionsmaterial
- Energiåtervinning
- Bortskaffande
 - Förbränning för kvittblivning (i syfte att göra sig av med avfallet)
 - Deponering
 - Annat bortskaffande
- Förbehandling.

Återvinning

Totalt återvanns 11,8 miljoner ton avfall i Sverige år 2014. Av dessa utgjordes 11,4 miljoner ton icke-farligt avfall. Därmed uppgick återvinningsgraden av icke-farligt avfall (exkl. gruvavfall) till cirka 44 procent. Återvinningen av icke-farligt avfall har ökat med 14 procent jämfört med år 2012 samtidigt som återvinningen av farligt avfall minskat med 14 procent under samma period.

Materialåtervinning

Enligt definitionen i Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv, förkortad avfallsdirektivet, innebär materialåtervinning varje form av återvinningsförfarande genom vilket avfallsmaterial upparbetas till produkter, material eller ämnen, antingen för det ursprungliga ändamålet eller för andra ändamål. Det omfattar även upparbetning av organiskt material men inte energiåtervinning och upparbetning till material som ska användas som bränsle eller fyllmaterial.

Enligt 15 kap. 6 § lagen (2016:782) om ändring i miljöbalken innebär materialåtervinning att avfall upparbetas till nya ämnen eller föremål som inte ska användas som bränsle eller fyllnads-material.

År 2014 materialåtervanns sammanlagt 3,5 miljoner ton avfall, varav 3,3 miljoner ton icke-farligt avfall och 190 000 ton farligt avfall.

Biologisk återvinning

Vid biologisk återvinning behandlas avfallet genom rötning eller kompostering. Rötning är en behandling som sker utan tillgång till syre (anaerob behandling) till skillnad från kompostering som sker med tillgång till syre (aerob behandling).

Rötning sker främst av animaliskt avfall, matavfall samt gödsel och ger biogödsel och biogas. Kompost är ett jordförbättrings-medel som används vid t.ex. markanläggningar. År 2014 rötades 1,5 miljoner ton icke-farligt avfall i Sverige.

Kompostering sker främst av vegetabiliskt avfall, matavfall, gödsel, avloppsslam samt animaliskt avfall och matavfall. År 2014 komposterades 450 000 ton icke-farligt avfall i Sverige.

Användning som konstruktionsmaterial

Avfall kan användas som konstruktionsmaterial på eller utanför deponier (som t.ex. tätskikt, täckskikt eller återfyllnad) eller vid vägbyggnation och andra anläggningsarbeten. Sammanlagt användes 6,2 miljoner ton avfall som konstruktionsmaterial i Sverige under 2014. I denna siffra ingår dock även avfall som sprids i jordbruket (spridning av rötslam på åkermark). Av den totala mängden utgjorde 220 000 ton farligt avfall, främst i form av jordmassor och blandat bygg- och rivningsavfall. 140 000 ton icke-farliga avfall användes som markförbättrings-material (mark-spridning). 220 000 ton icke-farliga avfall användes för återfyllnad.

Energiåtervinning

Energiåtervinning innebär att el och värme som alstras i ett kraftvärmeverk eller värme som alstras i ett värmeverk vid avfallsförbränning återanvänds. Det kan också innebära återvinning av gas från rötning av organiska ämnen.

År 2014 behandlades 7,6 miljoner ton avfall i Sverige genom energiåtervinning, varav 150 000 ton farligt avfall. Jämfört med år 2012 ökade energiåtervinningen av icke-farligt avfall med 14 procent och av farligt avfall med 11 procent. De enskilt största ökningarna för icke-farligt avfall står sorteringsrester och träavfall för, med ökningsar på 440 000 ton respektive 410 000 ton. För farligt avfall ökade energiåtervinning av farligt träavfall mest, med 51 000 ton.

Bortskaffande

Totalt bortskaffades 5,1 miljoner ton avfall i Sverige år 2014. Av dessa utgjorde 530 000 ton farligt avfall. Bortskaffande av både icke-farligt och farligt avfall var relativt konstant jämfört med år 2012.

Deponering

Deponering är en behandlingsmetod för avfall som inte kan eller ska återvinnas. Deponering innebär att avfallet förvaras på ett långsiktigt säkert sätt. Det är förbjudet att deponera utsorterat, brännbart avfall sedan 2002. Sedan 2005 är det även förbjudet att deponera organiskt avfall. År 2014 deponerades 3,3 miljoner ton icke-farligt avfall och 430 000 ton farligt avfall i Sverige.

Förbränning för kvittblivning

Om syftet med förbränning är kvittblivning av avfall eller om förbränning av avfall som bränsle inte uppfyller en verkningsgrad på 65 procent räknas förbränningen som bortskaffande. Sammanlagt förbrändes 110 000 ton avfall som bortskaffande i Sverige

år 2014. Av dessa utgjorde 100 000 ton farligt avfall. Jämfört med år 2012 ökade förbränningen av både farligt och icke-farligt avfall.

Förbehandling

Förbehandling av avfall är t.ex. sortering av blandat avfall, demontering av uttjänta fordon och biologisk behandling av förorenad jord. Vid förbehandling uppkommer sekundära avfall. Ett exempel på ett sekundärt avfall är den mängd som bortsorteras när källsorterad plast förbehandlas och orenheter i form av felsorterade fraktioner tas bort innan materialåtervinningsprocessen tar vid.

År 2014 förbehandlades 3,3 miljoner ton icke-farligt avfall och 1,6 miljoner farligt avfall.

7.4 Ansvarsfördelning²

7.4.1 Naturvårdsverket

Naturvårdsverket ska vara en pådrivande och samlande aktör i miljöarbetet. Sedan 2004 ansvarar verket för att avfallshanteringen är miljömässigt godtagbar, effektiv för samhället och enkel för konsumenterna. I verkets uppdrag ingår att:

- ta fram föreskrifter, allmänna råd och annan vägledning,
- delta som part för att driva miljöfrågor vid tillståndsprövning,
- ta fram och besluta om nationell avfallsplan och avfallsförebyggande program,
- stödja regeringen i EU-arbetet,
- följa upp miljömålen, samt
- ta fram avfallsstatistik.

² SOU 2012:56 Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshanterning.

7.4.2 Länsstyrelserna

Länsstyrelserna svarar för den statliga förvaltningen i länen och har till uppgift att se till att de mål som riksdag och regering har slagit fast inom bl.a. miljöområdet uppnås samtidigt som hänsyn tas till länens förutsättningar. Länsstyrelserna är tillståndsgivande myndigheter för de flesta mindre miljöfarliga verksamheterna, medan miljödomstolarna ger tillstånd för ett fåtal större verksamheter. För de större miljöfarliga verksamheterna har länsstyrelsen tillsyn. I länsstyrelsernas uppgifter ingår därutöver att:

- ge dispens för deponering av organiskt avfall,
- vägleda kommuner i tillsynsfrågor,
- bevaka kapacitet för behandling av avfall,
- sammanställa de kommunala avfallsplanerna, samt
- följa upp miljömålen regionalt.

7.4.3 Kommunerna

Kommunernas olika uppgifter på avfallsområdet följer av Miljöbalken (1998:808), förkortad Miljöbalken, och föreskrifter meddelade med stöd av balken. Enligt 15 kap. 20 § Miljöbalken, ansvarar kommunerna för insamling och omhändertagande av hushållsavfall. Enligt Miljöbalken är hushållsavfall avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet. Det innebär att en del avfall, som t.ex. köksavfall, är hushållsavfall även när det uppkommer på andra ställen än i hushållens bostäder som exempelvis i personalmatsalar eller på restauranger, industrier, kontor eller affärer. Undantaget är avfall som omfattas av producentansvaret, där en stor del av hushållens avfall i form av papper samt förpackningar av metall, glas och plast ingår.

När kommunen utför de olika uppgifterna uppträder den i flera olika roller. Nedan följer en kort beskrivning av kommunens roll som beslutsfattare, utförare och som tillsynsmyndighet.

Kommunens roll som beslutsfattare

Kommunen meddelar föreskrifter om hantering av avfall. Skyldigheten att meddela föreskrifter följer av miljöbalken som anger att varje kommun ska ha en renhållningsordning³ som består av en avfallsplan och föreskrifter för avfallshanteringen. Avfallsplanen ska omfatta allt slags avfall inom kommunen och visa vilka åtgärder som behövs för att hantera avfallet. Avfallsplanen ska också innehålla uppgifter om kommunens åtgärder för att minska avfallets mängd och farlighet. I renhållningsordningen bör det klart framgå hur kommunen avser att fullgöra sina skyldigheter. Av den ska också framgå under vilka förutsättningar fastighetsinnehavare och nyttjanderättsinnehavare själva får ta hand om sitt avfall.

I miljöbalken ges kommunerna rätt att meddela föreskrifter om att avgift ska betalas för insamling, transport, återvinning och bortskaffande av avfall som kommunen ansvarar för⁴. Samma kapitel ger också kommunen utrymme att ta ut avgifter på ett sådant sätt att återanvändning, återvinning eller annan miljöanpassad avfallshantering främjas⁵. Kommunerna kan alltså använda taxan för att premiera en mer miljöanpassad avfallshantering. Därtill finns en möjlighet för regeringen att ge kommunerna eller den myndighet regeringen bestämmer rätt att meddela föreskrifter om att producenter ska betala avgift för insamling, transport och bortskaffande av avfall som utförs genom kommunens försorg.

Kommunens roll som utförare

Den kommunala renhållningsskyldigheten innebär ett operativt ansvar för att samla in, transportera bort och återvinna eller bortskaffa hushållsavfall som har uppkommit inom kommunen. Omhändertagandet av avfallet utförs på det sätt som kommunen bestämmer, genom egen förvaltning, eget bolag, kommunalförbund eller genom en eller flera upphandlade entreprenörer. Det operativa ansvaret omfattar både insamling som drift av avfallsanläggningar som i många fall utförs av olika aktörer. Huvudmannaskapet för

³ 15 kap. 41 § miljöbalken.

⁴ 27 kap. 4–6 §§ miljöbalken.

⁵ 27 kap. 5 § miljöbalken.

den kommunala renhållningsskyldigheten kan dock inte överföras till ett bolag.

I praktiken innebär det kommunala renhållningsansvaret att kommunerna anordnar särskild insamling av hushållens utsorterade avfall. Det sker genom olika metoder för fastighetsnära insamling, mobila insamlingsenheter eller vid kommunernas återvinningscentraler. Hushållens större avfall som inte kan hanteras tillsammans med brännbart avfall tas vanligtvis emot vid kommunens återvinningscentraler. Det rör sig t.ex. om kasserade möbler, trädgårdsavfall, metallskrot etc. Upp till ett tjugotal olika fraktioner tas om hand och transporteras vidare till avsedd återvinning och ibland deponering (bortskaffande). Sådant avfall, kan också hämtas vid fastigheten genom mobila insamlingsenheter eller på annat sätt.

Systemen för den fastighetsnära insamlingen varierar från kommun till kommun. Det kan röra sig om hämtning av grovavfall från särskilda grovsoprum som fastighetsägaren inrättat eller om särskilda insamlingsbilar som uppsöker bostadsområden eller orter en eller ett par gånger per år. Det förekommer även att kommunen erbjuder hämtning efter beställning eller budning.

Kommunens roll som tillsynsmyndighet

Kommunen har genom 15 kap. miljöbalken fått operativa tillsynsuppgifter som ska hanteras av den nämnd som har tillsynsansvaret.

7.4.4 Producenterna

Syftet med införande av ett producentansvar har varit att åstadkomma en minskad miljöbelastning och en ökad resurs-hushållning med det returpapper och de förpackningar som sätts på marknaden. Genom att låta den som sätter förpackade produkter på marknaden bekosta omhändertagande och återvinning av förpackningsmaterialet utgör producentansvaret ett ekonomiskt incitament att minska materialåtgång och farliga ämnen i förpackningarna.

Producentansvaret är reglerat i förordningar och omfattar åtta produktgrupper:

- returpapper (förordning [2014:1074] om producentansvar för returpapper)
- förpackningar (förordning [2014:1073] om producentansvar för förpackningar)
- elektriska och elektroniska produkter (inklusive glödlampor och viss belysningsarmatur) (förordning [2014:1075] om producentansvar för elutrustning samt förordning [2000:208] om producentansvar för glödlampor och vissa belysningsarmaturer)
- däck (förordning [1994:1236] om producentansvar för däck)
- bilar (förordning [2007:185] om producentansvar för bilar)
- batterier (förordning [2008:834] om producentansvar för batterier)
- läkemedel (förordning [2009:1031] om producentansvar för läkemedel)
- radioaktiva produkter och herrelösa strålkällor (förordning [2007:193] om producentansvar för vissa radioaktiva produkter och herrelösa strålkällor)

Producenterna ansvarar för att samla in och ta hand om uttjänta produkter. 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.

Enligt producentansvaret ska producenterna se till att det finns lämpliga insamlingssystem och att en viss mängd av avfallet materialåtervinns. Producentansvaret syftar också till att producenterna ska ta fram produkter som är mer resurssnåla, lättare att återvinna och som inte innehåller miljöfarliga ämnen.

Producentansvaret har lösts praktiskt genom att några producenter har gått samman och bildat bolag fördelat på olika materialslag (s.k. materialbolag). Materialbolagen tar hand om den praktiska hanteringen av avfallet. Insamlingen av förpackningar finansieras av s.k. förpackningsavgifter medan insamlingen av returpapper finansieras gemensamt av pappersproducenterna.

Materialbolagen organiserar insamlingen från hushåll främst genom obemannade återvinningsstationer som är placerade på olika ställen i samhället som t.ex. vid affärer, parkeringsplatser och liknande. Vid återvinningsstationerna kan förpackningar i papper (kartong), plast, metall och glas (färgat och ofärgat), samt returpapper (tidningar, trycksaker) lämnas. För att producentansvaret ska fungera måste alltså hushåll och andra förbrukare eller konsumenter uppfylla sin skyldighet att sortera ut förpackningar och returpapper från hushållsavfall och annat avfall för insamling i det insamlingssystem som producenterna tillhandhåller.

7.4.5 Avfallsinnehavaren

I miljöbalken anges att den som innehar avfall ska se till att avfallet hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt. Bestämmelsen tar sikte på alla som innehar avfall. Om bestämmelsen läses tillsammans med andra bestämmelser om avfallshantering innebär den för hushåll att avfallet ska lämnas till kommuners eller producenters insamlingssystem. För en verksamhetsutövare innebär det att verksamhetens hushållsavfall ska lämnas till kommunen samt att förpackningsavfallet ska lämnas till det insamlingssystem som producenterna tillhandahåller.

Hushållen ska följa kommunens regler för avfallshantering och kan inte på egen hand bestämma att någon annan aktör ska få i uppdrag att hantera hushållsavfallet. Nästan alla hushåll, 80–90 procent, sorterar ut någon fraktion, de flesta mer än en. Det är höga nivåer som placerar Sverige i den absoluta toppen bland världens länder vad gäller engagemang från hushållen och deltagande i kretsloppsarbetet⁶.

⁶ System för insamling av hushållsavfall i materialströmmar (Naturvårdsverkets rapport 5942).

Verksamhetsavfall uppkommer genom den verksamhet som bedrivs i exempelvis industrier, affärer eller tjänsteföretag. Den som har en verksamhet ansvarar för att allt avfall som inte är hushållshållsavfall, hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt. Eftersom producenterna endast i begränsad utsträckning tillhandahåller lämpliga insamlingssystem för verksamheter blir det verksamhetsutövarens ansvar att se till att allt avfall som inte är hushållshållsavfall, hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt.

Enligt Miljöbalken ska alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna att:

1. minska mängden avfall,
2. minska mängden skadliga ämnen i material och produkter,
3. minska de negativa effekterna av avfall, och
4. återvinna avfall.

Enligt Miljöbalken ska även den som transporterar och behandlar avfall en skyldighet att se till att avfallet tas om hand på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt.

8 Gränsöverskridande handel med avfall

8.1 Handel med avfall

8.1.1 Inledning

I det här kapitlet behandlas gränsöverskridande handel med avfall. I synnerhet behandlas avfall som berör el- och värmeproduktion i Sverige.

Hanteringen av avfall bestäms av beslut som fattas av bl.a. kommuner, fjärrvärmeföretag, återvinningsföretag och alla de underentreprenörer som involveras. Avfall transporteras inte bara över kommungränser utan även över nationsgränser. I detta avsnitt används begreppen gränsöverskridande transporter alternativt införsel och utförsel eftersom transporterna företrädesvis, med bl.a. undantag av Norge, sker mellan Sverige och andra EU medlemsstater. Termerna import och export inom EU-lagstiftningen avser endast transporter till och från EU i sin helhet och inte transporter från en EU medlemsstat till en annan. Transporter mellan medlemsstater benämns i stället införsel respektive utförsel.

8.1.2 EU:s avfallstransportförordning

I Europaparlamentets och rådets förordning nr 1013/2006 av den 14 juni 2006 om transport av avfall, förkortad avfallstransportförordningen¹, fastställs krav för transporter av avfall, både inom EU och mellan EU:s medlemsstater och tredjeländer. Avfalls-

¹ EUT L 190, 12.7.2006, s. 1.

transportförordningen baseras på Baselkonventionen² och OECD-avtalet om avfallstransporter.

Avfallstransportförordningen tar upp vilka regler som gäller vid transport av avfall över gränser och är direkt tillämplig i svensk lagstiftning. Beroende på vilket avfall som ska transporteras och till vilket land kan transporten antingen vara anmälningspliktig, informationspliktig eller förbjuden. Det är till exempel alltid förbjudet att transportera farligt avfall från Sverige till ett land som inte är medlem i EU, EFTA eller OECD. Icke-farligt avfall kan exporteras för återvinning utanför OECD, förutsatt att avfallet kommer att hanteras på ett miljöriktigt sätt, dvs. på ett sätt som i stort sett motsvarar de regler som tillämpas inom EU. Inom EU ska alla transporter av avfall för återvinning vara föremål för fri rörlighet. Transporter av icke-farligt avfall behöver inte förhandsanmälas.

Export till länder som inte är med i EU, EFTA eller OECD regleras av Kommissionens förordning (EG) nr 1418/2007 av den 29 november 2007 om export för återvinning av visst avfall som förtecknas i bilaga III eller IIIA till Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1013/2006 till vissa länder som inte omfattas av OECD-beslutet om kontroll av gränsöverskridande transporter av avfall (EUT L 316, 4.12.2007, s. 6–52).

8.1.3 Beskrivning av nuläget

År 2014 fördes cirka 2,7 miljoner ton avfall in till Sverige. Uppskattningsvis var cirka 88 procent brännbart avfall (inklusive visst träavfall). Det brännbara avfallet domineras av blandat hushållsavfall som i varierande grad förbehandlats. Årligen förs även en betydande mängd plastavfall in i Sverige framför allt från Norge³.

Utförseln av avfall från Sverige var betydligt mindre än den som mängd som fördes in. Bland de flöden som fördes ut från Sverige kan nämnas glasavfall och sorterat och osorterat plastavfall.

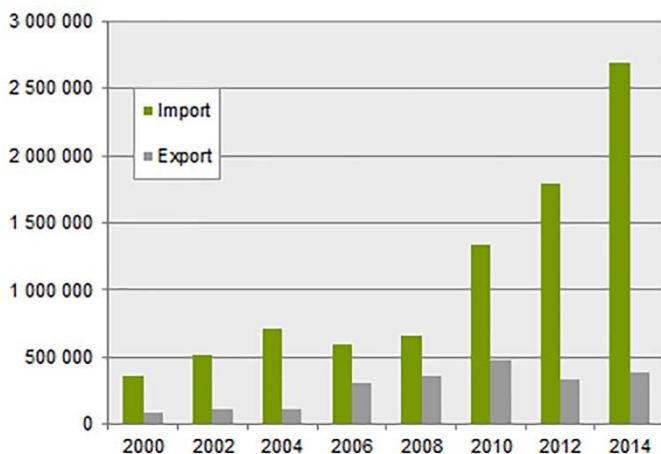
Figur 8.1 visar hur avfallstransporterna till och från Sverige förändrats över tid. Införseln av avfall har ökat betydligt sedan 2008. Enbart förbränningen av kommunalt avfall från Norge har

² Baselkonventionen om kontroll av gränsöverskridande transporter och slutligt omhändertagande av farligt avfall, SÖ 1991:22.

³ SMED, 2012, Kartläggning av plastavfallströmmar i Sverige, Rapport Nr 108.

under perioden ökat med cirka 600 000 ton. Anledningen till den ökande importen av brännbart avfall är att den svenska kapaciteten för energiåtervinning är större än den inhemska tillgången på brännbart avfall. Samtidigt finns ett underskott på förbränningskapacitet i Europa som helhet.

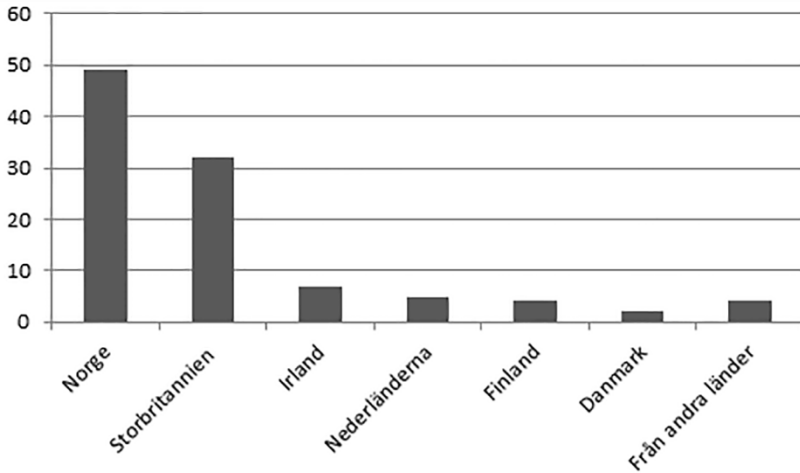
Figur 8.1 Diagrammet visar hur mycket avfall som har förts in respektive förts ut från Sverige 2000–2014. Uppgifterna redovisas i ton



Källa: Naturvårdsverket.

Figur 8.2 visar att det under 2014 främst fördes in avfall från Norge (49 procent) och Storbritannien (32 procent).

Figur 8.2 Specifika länders andel av avfallsinförseln till Sverige 2014



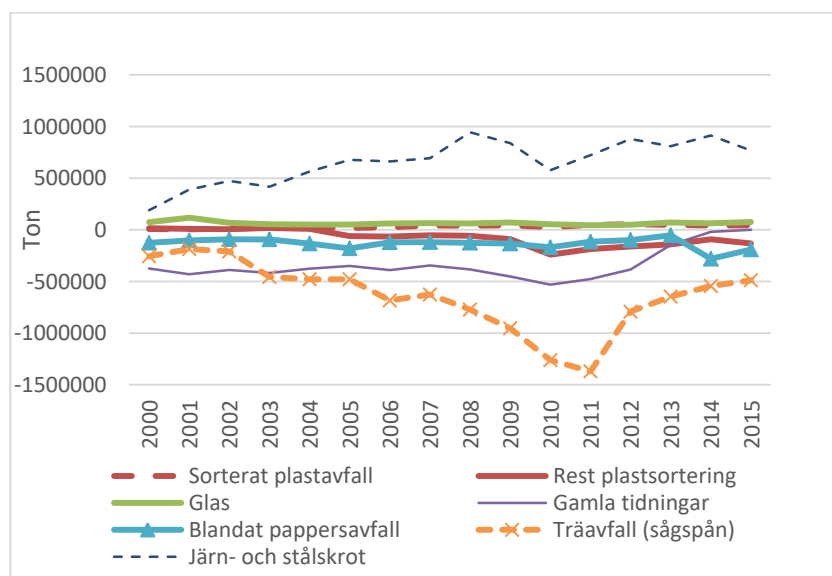
Källa: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverkets register över gränsöverskridande avfallstransporter omfattar endast en del av handeln med avfall. En stor del av handeln med avfall och skrot är inte anmälningspliktig och ingår därför inte i figurerna ovan. SCB för statistik över gränsöverskridande varuhandel. I denna statistik finns flera avfallsprodukter. Statistiken är inte heltäckande eftersom aktörer som importerar och exporterar i liten skala inte har någon skyldighet att rapportera varuflöden på EU:s inre marknad. Dessutom följs varuflöden på den inre marknaden enbart om varorna finns i Skatteverkets momsregister. Detta kan skapa ett betydande bortfall i vissa avfallsrelaterade flöden. I SCB:s handelsstatistik registreras bl.a. inte införseln av blandat avfall från andra EU-länder. Även om statistiken till viss del är osäker ger den en bild av storleken på enskilda varuflöden relaterat till avfallshantering och hur dessa förändrats över tid. I Figur 8.3 visas hur nettoinförseln av vissa avfallsvaror (dock inte blandat avfall) utvecklats under perioden 2000–2015. Från figuren kan utläsas att Sverige har betydligt större utförsel än införsel av järn- och stålskrot. För blandat papp- och pappersavfall, blandat plastavfall och träavfall råder motsatt förhållande, där förs

större mängder in till Sverige än vad som förs ut. När det gäller träavfall är trenden att mängden minskar. Under perioden 2012–2015 har nettoinförsel av träavfall minskat med cirka 300 000 ton⁴. Nettoinförsel av gamla tidningar har minskat sedan 2010. Minskningen uppgår till cirka 500 000 ton. År 2015 uppgick nettoinförseln till 62 ton samtidigt som införsel och utförsel enskilt uppgick till cirka 165 000 ton. Bakgrunden till minskningen är bl.a. en nedgång i produktionen av tidningspapper.

Den sammantagna bilden är att handeln med avfall och skrot är omfattande. När det gäller den handel som berör el- och värmeproduktion är bilden att införsel av biobränslen ersatts av införsel av avfallsbränsle⁵. Detta är logiskt eftersom värmeunderlaget i Sverige är trögrörsligt (mer av ett bränsle måste betyda mindre av något annat). Eftersom även biobränsle som används för el- och värmeproduktion är föremål för gränsöverskridande handel finns det inget entydligt samband mellan transportrelaterade utsläpp och minskad gränsöverskridande handel med avfall.

Figur 8.3 Nettoutförsel av avfallsrelaterade varor



⁴ KN-koden ändrades för träavfall och sågspån 2012. Efter ändringen ingår inte pellets i kategorin. Det förklarar till viss del brottet i kurvan 2011–2012.

⁵ Precis som för träavfall har också införseln av restprodukter från skogs- och jordbruk minskat under senare år.

8.1.4 Drivkrafter för handel

Det finns flera skäl till varför avfall transporteras över nationsgränser. En stor drivkraft är ländernas behov av att resurs-effektivisera. Ofta saknas tillräckligt med kapacitet för att inom landet sortera, återvinna, förbränna och/eller deponera avfall.

I allmänhet bestäms handelsströmmar av länders komparativa fördelar, dvs. ett lands förmåga att producera varor och/eller tjänster till en lägre alternativkostnad än andra länder. Länder specialiserar sig på att producera varor och tjänster för vilka de har relativt låga alternativkostnader. Finns det vinster att göra med gränsöverskridande handel av enskilda varor eller tjänster, kommer den inhemska produktionen av sådana varor att hållas tillbaka eller öka. Komparativa fördelar bestäms bl.a. av länders resurstillgångar men även av s.k. externa stordriftsfördelar. Med det senare avses att det i ett land kan ha investerats i utbildning, infrastruktur och anläggningar som gör att en viss typ av produktion blir mycket produktiv i förhållande till motsvarande produktion i andra länder. Avfallsförbränning är ett exempel på detta. Det kalla klimatet i Sverige och de omfattande fjärrvärmenäten ger ett stort värmeunderlag och därmed ett underlag för stora anläggningar med avancerad reningsutrustning. Även de geologiska förutsättningarna spelar roll eftersom de påverkar kostnaderna för infrastrukturen.

I Sverige finns inte nog med kapacitet för att inhemskt sortera och återvinna alla insamlade plastförpackningar. Hälften av det insamlade plastförpackningarna sorteras i Tyskland. Nästan all upparbetning av den sorterade plasten sker utanför Sverige och den slutliga produkten säljs sedan vidare på den globala marknaden (inkl. Sverige). Sverige för alltså ut plastavfall till andra länder, t.ex. Tyskland och Nederländerna. Samtidigt har plastavfall importerats från Norge för att sorteras av Swerec i Värnamo. Detta kan tyckas paradoxalt men är en naturlig följd av marknadens funktionssätt. Tillgänglig kapacitet nyttjas av de intressen som har högst betalningsvilja.

Som en följd av Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv, förkortad avfallsdirektivet⁶, har länder

⁶ EUT L 312, 22.11.2008, s. 3.

infört styrmedel för att minska mängden avfall som läggs på deponi. I Norge infördes 2009 ett deponiförbud för organiskt avfall. I Storbritannien har avfallet i stället styrts med en deponiskatt. Till följd av den politiska viljan att minska avfallet som läggs på deponi har efterfrågan på alternativa behandlingsmetoder ökat. Materialåtervinning av blandade avfallsfraktioner är generellt sett mycket dyrt vilket medför att energiåtervinning efterfrågas.

I Norge och Storbritannien ligger de genomsnittliga mottagningsavgifterna vid förbränningsanläggningar betydligt högre än genomsnittet för svenska anläggningar. Det gör att de kan vara lönsamt att transportera avfallet till ett annat land även då transportkostnaderna beaktas. För avfall från Storbritannien bedöms transportkostnaderna (inkl. balning, land- och sjötransporter, hamnavgifter etc.) uppgå till i genomsnitt 510 kronor per ton.⁷ Motsvarande kostnad för avfall från Norge är 120–260 kronor per ton beroende på avstånd⁸. Avfallet från Storbritannien fraktas sjövägen medan norskt avfall till största delen transporteras med lastbil.

Förbränning av avfall genererar intäkter. I anläggningar som optimerats för avfallsförbränning är därför alternativkostnaden för att elda med biobränsle mycket hög. Eftersom det i Sverige är och har varit relativt lönsamt att producera el och värme med avfallsbränsle finns ekonomiska incitament att importera avfall.

Under vissa förutsättningar kan incitamenten vara så starka att mottagningsavgifterna sätts lägre för importerat avfall. Så har exempelvis varit fallet i Sverige då det varit svårt att fylla upp den befintliga kapaciteten⁹. Den svenska prissättningen av utländskt avfall styrs i dagsläget av kostnaden för den billigaste alternativa behandlingen.

För norskt avfall är det förbränning i Norge. I Storbritannien är det i stället kostnaden för att deponera eller förbränna avfallet inom landet eller förbränna det i ett annat land som utgör den alternativa behandlingen. Från Storbritannien fraktas avfall till ett flertal länder där det finns kapacitet för energiåtervinning. Nederländerna var den i särklass största mottagaren av avfall från Storbritannien under perioden 2010–2015¹⁰.

⁷ Enligt uppgift från Profu.

⁸ Fråne, A. m.fl (2016). "Avfallsimport och materialåtervinning". IVL, Rapport B2266.

⁹ Fråne, A. m.fl (2016). "Avfallsimport och materialåtervinning". IVL, Rapport B2266.

¹⁰ Fråne, A. m.fl (2016). "Avfallsimport och materialåtervinning". IVL, Rapport B2266.

Under rådande förutsättningar medför avfallsimporten en ökad konkurrens om förbränningskapaciteten i Sverige vilket pressar upp mottagningsavgifterna. Detta ökar i sin tur lönsamheten för investeringar i ny avfallsförbränningskapacitet och ökad införsel av avfall för energiåtervinning.

8.2 Avfallstransporter med lastbil

Under 2014 fraktades cirka 632 miljoner ton gods i Sverige. Ungefär 70 procent av godset fraktades inrikes. Godstransporterna inom Sverige domineras av tunga lastbilar. Utrikestransporterna domineras av sjöfart. Det ska här påpekas att olika transportslag kompletterar varandra. Varor som fraktas med sjöfart eller järnväg är oftast beroende av lastbilar för inrikestransporter till och från hamnar och godsterminaler.

Tabell 8.1 visar hur stor andel av det gods som transporterades med lastbil 2014 som utgjordes av returråvara, kommunalt avfall och annat avfall. Statistiken visar att avfallstransporter utgör en liten del av det gods som transporteras inrikes och till och från utlandet. Det avfallsgods som transporteras till Sverige kommer till största delen från Norge (cirka 90 procent). Det avfall som förs ut från Sverige med lastbil fraktas främst till Norge och Danmark.

Tabell 8.1 Godstransporter med lastbil totalt och för gruppen returråvara, kommunaltavfall och annat avfall, uttryckt i kilo ton

	Inrikes	Utrikes till Sverige	Utrikes från Sverige
Totalt	379 922	15 154	13 530
Varav returråvara och avfall	18 082	1 400	420
Andel (%)	5	99	3

Källa: Trafikanalys (2016).

Lastbilstrafik orsakar koldioxidutsläpp och ger upphov till luftföroeningar. Tunga fordon orsakar också vägslitage vilket innebär underhållskostnader. Inget tyder på att transporter av returråvara, kommunalt avfall och annat avfall orsakar större externaliteter än transporter av annat gods. Det finns således inget samhällsekonomiskt motiv till att införa styrmedel som bara syftar till att minska transporter av avfallsrelaterat gods.

9 Avfallsförbränning i Sverige

9.1 Inledning¹

Under 2015 behandlades 2 284 210 ton svenskat hushållsavfall² och 3 491 190 ton övrigt avfall vid förbränningsanläggningar.

Avseende hushållsavfallet innebär detta att i genomsnitt 232 kilo hushållsavfall per person lämnades till energiåtervinning genom förbränning i Sverige. Hushållsavfall som hanterades genom biologisk återvinning inklusive biogasproduktion uppgick till 74 kilo per person under 2015.

Avfall är ett viktigt bränsle i de svenska fjärrvärmesystemen. Avfallsförbränning ger fjärrvärme motsvarande behovet för 950 000 genomsnittliga villahushåll. Det är 20 procent av landets totala fjärrvärmeproduktion³. År 2016 utvanns totalt 18,1 TWh energi, fördelat på 15,9 TWh värme, 2,2 TWh el och 0,1 TWh fjärrkyla. I Sverige utvinns cirka 3 MWh per ton avfall vilket innebär att Sverige utvinner mest energi per ton ur avfall i hela Europa.

Genom ökade utsläppskrav, förbättrade förbränningsförhållanden samt bättre kontroll av avfallet har utsläpp av föroreningar från avfallsförbränning minskat betydligt de senaste decennierna. Som exempel kan nämnas att utsläppen av dioxiner till luft från avfallsförbränning minskat från cirka 100 gram till något enstaka gram totalt från svensk avfallsförbränning sedan 1985, trots att det i dag förbränns tre gånger mer avfall.

¹ Svensk avfallshantering 2016.

² Med hushållsavfall avses avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet.

³ www.svanskfjarrvarme.se

9.2 Fjärrvärmens i Sverige

Fjärrvärme innebär att vatten som värms upp i ett värmeverk eller i ett kraftvärmeverk överförs via rörsystem och värmeväxlare till de fastigheter som ska värmas och förses med varmvatten i kranarna.

Fjärrvärme är den vanligaste uppvärmningsformen i Sverige. Mer än hälften av alla bostäder och lokaler värms med fjärrvärme. Bland flerfamiljshus är andelen omkring 90 procent. För lokaler och småhus är siffran lägre.

Fjärrvärme kan även framställas av industriell spillvärme eller spillvärme från andra verksamheter som t.ex. datahallar. Fjärrvärme används även för industriella processer och för uppvärmning av t.ex. gator vintertid.

9.3 Kondenskraftverk, kraftvärmeverk och värmeverk – vad är skillnaden?

Vid avfallsförbränning kan energi i form av värme, el, kyla eller ånga utvinnas. Förbränning kan ske i ett kondenskraftverk, kraftvärmeverk eller värmeverk.

9.3.1 Kondenskraftverk

I ett kondenskraftverk utvinns enbart el ur ett bränsle eller ur en mix av bränslen. Denna typ av elproduktion ger alltså ingen värme till fjärrvärmesystemen eller industriella processer. Verkningsgraden i kondenskraftverk är relativt låg eftersom den värme som uppstått vid elproduktionen kyls bort. I Sverige utnyttjas kondenskraften (ofta med fossil olja som bränsle) främst som reservkraft när övrig elproduktion inte räcker till.

9.3.2 Kraftvärmeverk

Kraftvärme innebär samtidig produktion av el och värme ur ett bränsle eller ur en mix av bränslen. Kraftvärme är ett energieffektivt sätt att utvinna både värme och el ur ett och samma bränsle genom energiomvandling.

Produktionen av el sker när en elgenerator drivs runt. Detta kan göras med hjälp av ångturbin, gasturbin eller en kombination av båda. Vanligast är att elgeneratören drivs med hjälp av en ångturbin. Tekniken bygger på att bränsle eldas och kokar upp vatten till ånga som driver en turbin. Turbinen driver i sin tur en generator som alstrar el. Elen matas ut på elnätet medan den kvarvarande värmen i ångan efter turbinen värmer upp hetvattnet i fjärrvärmenätet.

De flesta svenska kraftvärmeverk eldas med biobränslen eller avfall. Oavsett bränsle tas mellan 90 och 93 procent av energin i bränslet tillvara genom kraftvärme. Om anläggningen är försedd med rökgaskondensering blir verkningsgraden ännu högre.

9.3.3 Värmeverk

I ett värmeverk utvinns enbart värme ur ett bränsle eller ur en mix av bränslen. Eftersom ingen el produceras har ett värmeverk, till skillnad från ett kraftvärmeverk, ingen turbin. Energin i pannans hetvatten överförs till fjärrvärmevattnet via värmeväxlare.

9.4 Avfallsförbränningsanläggningen

9.4.1 Vad är en avfallsförbränningsanläggning?

Enligt definitionen i förordning (2013:253) om förbränning av avfall är en avfallsförbränningsanläggning en förbränningsanläggning

1. som är avsedd för avfallsförbränning med eller utan återvinning av alstrad energi,
2. där förbränning av avfall sker på ett sådant sätt att det huvudsakliga ändamålet med anläggningen inte kan anses vara produktion av energi eller material,
3. där mer än 40 procent av den alstrade värmen kommer från förbränning av farligt avfall, eller
4. där det förbränns annat hushållsavfall än avfall som enligt bilaga 4 till avfallsförordningen (2011:927) omfattas av någon av

avfallstyperna i underkapitel 20 01 och är källsorterat eller omfattas av någon av avfallstyperna i underkapitel 20 02.

Enligt samma förordning är en samförbränningsanläggning en förbränningsanläggning som

1. huvudsakligen är avsedd för produktion av energi eller material men där avfall används som normalt bränsle eller tillskottsbränsle eller värmebehandlas i syfte att kunna bortskaffas, och
2. inte är en avfallsförbränningsanläggning.

Skillnaden mellan en avfallsförbränningsanläggning och en samförbränningsanläggning är alltså syftet med förbränningen. Vid bedömningen ska hänsyn tas till mängden energi eller material som produceras i förhållande till mängden avfall som förbränns, samt till produktionens stabilitet och kontinuitet. Om det huvudsakliga ändamålet är kvittblivning av avfall så är anläggningen en avfallsförbränningsanläggning. Om det huvudsakliga syftet är energiproduktion så är anläggningen en samförbränningsanläggning.

Innan definitionen av avfallsenergianläggning infördes i förordningen (2015:544) om ändring i förordningen (2004:1205) om handel med utsläppsrätter hade det stor betydelse om en anläggning klassades som samförbränningsanläggning eller avfallsförbränningsanläggning eftersom samförbränningsanläggningarna, till skillnad från avfallsförbränningsanläggningarna, omfattades av EU ETS. Sedan begreppet avfallsenergianläggning infördes i förordningen om utsläppsrätter omfattas alla anläggningar som förbränner avfall (även farligt avfall) i Sverige med ändamålet att alstra energi eller tillverka material och indelningen har inte längre så stor betydelse.

9.4.2 Avfallsförbränning inom industrin

Det finns ett antal industrianläggningar i Sverige som förbränner avfall. De vanligaste skälen till varför industrianläggningar förbränner avfall är 1) att avfallsförbränningen utgör en del av en materialåtervinningsprocess, 2) att avfallsförbränningen är ett sätt att fasa ut användningen av kol eller fossil olja eller 3) för att omhänderta internt avfall eller restprodukter.

Avfallsförbränningen utgör en del av en materialåtervinningsprocess

Vid returpappersbruken materialåtervinns använda pappersprodukter som t.ex. tidningar och förpackningar för tillverkning av nya produkter. Returpapperet består både av nationellt insamlade fraktioner och av importerade fraktioner. Med det insamlade materialet följer en del oönskade fraktioner, t.ex. plast, som inte kunnat sorteras bort. Plasten och övriga föroreningar avskiljs i processen och förbränns i brukens energianläggningar vilka designats för sådan förbränning.

Fiskeby bruk är det enda nuvarande returbruket som kan separera kartong och plast och därmed omhänderta plastbelagd kartong för tillverkning av ny kartong. Plastrejektet förbränns och energin används i processen.

Ett annat exempel på när avfallsförbränning utgör en del av en materialåtervinningsprocess är återvinning av metall från kretskort, där tunna ledningar av metall är ingjutet i tunna skikt av plast. Sådan återvinning sker bl.a. i Boliden. Metallen och plasten är i detta fall inte separerbara på annat sätt än genom att förbränna plasten. Förbränning av plast är i detta fall alltså en förutsättning för återvinning av metallen.

Avfallsförbränningen är ett sätt att fasa ut användningen av jungfruliga fossila bränslen

Inom cementindustrin måste bränslet ha ett högt energiinnehåll för att processen ska fungera. Avfallsförbränning inom den svenska cementindustrin har lett till en minskad användning av jungfruligt kol motsvarande cirka 4 000 TJ per år.⁴ Vid förbränning av avfall i en cementugn omhändertas även de askor som bildas, eftersom de blir en del av produkten. Därmed behövs ingen deponering av aska från cementindustrins avfallsförbränning.

⁴ Svenskt Näringsliv.

9.4.3 Kapacitet

Det finns 34 stycken förbränningsanläggningar i Sverige som enligt definitionen är avfallsförbränningsanläggningar. Av dessa är samtliga kopplade till något fjärrvärmenät. Därutöver finns det industriella avfallsförbränningsanläggningar inom t.ex. cementindustrin. Det finns ett överskott på förbränningskapacitet i Sverige. Överskottet på förbränningskapacitet i förhållande till tillgången på svenskt avfall, uppgår till cirka 1,4 miljoner ton 2016.

9.4.4 Kontroll vid mottagning av avfall för förbränning⁵

Enligt förordning (2013:253) om förbränning av avfall ska den som driver en förbränningsanläggning för det avfall som tas emot eller avses att tas emot för förbränning

1. skaffa sig kännedom om vilken avfallstyp som avfallet är hänförligt till enligt bilaga 4 till avfallsförordningen (2011:927),
2. kontrollera att avfallet är lämpligt att förbränna i anläggningen och får förbrännas i den,
3. anteckna den mängd som tas emot inom varje avfallstyp eller, i den mån det inte är möjligt att hänföra avfallet till en viss avfallstyp, i anteckningarna beskriva avfallets fysiska, fysikaliska och kemiska egenskaper samt eventuella farliga egenskaper,
4. spara anteckningarna i tre år, och
5. lämna anteckningarna till tillsynsmyndigheten, om myndigheten begär det.

Det finns alltså krav på att den som förbränner avfall ska känna till vilket avfall som tas emot för förbränning och om avfallet är lämpligt att förbränna i anläggningen och får förbrännas i den. För anläggningsägaren är detta viktigt av många skäl. Ett är att utsläpp till luft och vatten från anläggningen kan överskrida tillåtna värden om avfall som inte är avsett att eldas i pannan förbränns. Om gränsvärdena överskrids kan anläggningen förlora tillståndet att ha

⁵ Avfall Sveriges rapport 2015:24, Kvalitetssäkring vid import av avfallsbränsle.

pannan i drift. Felaktigt bränsle kan även ge problem med förbränningen.

Avfall som förbränns ska inte innehålla farligt avfall, batterier, lampor eller annat elavfall. Avfallet bör heller inte innehålla förpackningar eller tidningar. Dessa bör i stället sorteras ut och lämnas till materialåtervinning.

Även metall som inte är förpackningar bör sorteras ut eftersom metall är en råvara med högt återvinningsvärde. Metaller kan dessutom ge problem i förbränningsprocessen med onödigt slitage och oförutsedda driftstopp som följd.

Gips bör också sorteras ut. Gips, som är en kemisk förening där bl.a. kalcium och svavel ingår, tillför heller ingen energi. Svavel i avfallet utgör dessutom en belastning på rökgasreningen.

För övrigt avfall som levereras till anläggningarna ställs krav på förbränningsegenskaper. Avfallet bör till exempel inte ha för hög fukthalt eller innehålla material som är olämpligt att förbränna.

Mottagningskontroll av inkommande avfall används genomgående som en viktig del för att uppfylla verksamhetsutövarens skyldighet om kännedom om avfallet. Kontrollen görs av allt inkommande avfall, oavsett om det är hushållsavfall, verksamhetsavfall, importerat avfall eller inhemskt avfall. Omfattningen av kontrollen kan däremot variera.

9.4.5 Förbränningen

Vid förbränning tas avfallets energiinnehåll till vara genom produktion av värme och/eller el. Vid förbränningen minskar avfallets vikt till ungefär en femtedel av avfallets ursprungliga vikt.

Av det avfall som förbränns i svenska avfallsförbränningsanläggningar är cirka 43 procent hushållsavfall⁶ och resten avfall från industrier och annan verksamhet.

Vid avfallsförbränning förbränns avfallet i specialbyggda pannor. Förbränningen kan ske på en rörlig roster eller i en bubblande eller cirkulerande fluidbädd. Vid processen bildas rökgaser som renas innan de släpps ut genom skorstenen. Kvar efter förbränningen blir rester i ugnen samt från rökgasreningen.

⁶ Avfall Sveriges hemsida.

9.4.6 Rökgasreningen

Vid förbränningen bildas rökgas som renas innan de släpps ut genom skorstenen. Utsläpp av föroreningar från avfallsförbränning begränsas sedan 2006 av lagstiftning som är gemensam för hela EU genom rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar), förkortad industriutsläppsdirektivet⁷.

De krav i industriutsläppsdirektivet som berör avfallsförbränning har genomförts i svensk lagstiftning genom förordning (2013:253) om förbränning av avfall. I förordningen anges krav på hur anläggningen ska vara konstruerad och hur den ska drivas. Där anges också högsta tillåtna utsläpp till luft och till vatten samt hur utsläppen ska mätas.

Förordningen gäller parallellt med vad som anges i anläggningens tillstånd. I tillståndet anges villkor för påverkan på miljön, som t.ex. hur mycket föroreningar som får släppas ut. I många fall är villkoren i tillståndet strängare än motsvarande bestämmelse i EU-lagstiftningen. Utsläppskraven gör att rökgasreningssystemet ofta utgör mer än hälften av investeringskostnaden för en ny anläggning.

Förutom avancerad rökgasrening kan utsläppen av föroreningar förebyggas genom rätt förbränningsbetingelser samt kontroll och sortering av det inkommande avfallet innan det förbränns.

Rökgasreningen startar egentligen redan i eldstaden genom kraven i 32 § förordning (2013:253) om förbränning av avfall på att en förbränningsanläggning ska vara konstruerad, utrustad och byggd för att uppfylla vissa krav på förbränningstemperatur och uppehållstid. Kraven minskar mängden oförbrända ämnen i rökgaserna och därmed också risken för dioxinbildning.

Även utsläppen av kväveoxider kan påverkas genom åtgärder i pannan. Ett sätt är att spruta in ammoniak eller urea i eldstaden så att kväveoxider bryts ner och kvävet i kväveoxiderna förenar sig med kväve i de insprutade ämnena och ger kvävgas (N₂). Metoden kallas SNCR som står för Selective Non-Catalytic Reduction. Ett alternativ till SNCR är SCR, vilket står för Selective Catalytic Reduction. Principen är densamma som för SNCR men med skill-

⁷ EUT L 334, 17.12.2010, s. 17.

naden att den katalytiska metoden kan ske vid lägre temperaturer. Vid användning av SNCR och SCR för att minska utsläppen av kväveoxider uppstår ett utsläpp av ammoniak, s.k. slip, till följd av överskott av ammoniak som doserats vid reningen.

När rökgaserna lämnat pannan ska de passera flera reningssteg innan de släpps ut genom skorstenen. Vilka reningssteg som används kan skilja sig åt mellan olika anläggningar beroende på vilka typer avfall som förbränns i anläggningen samt vilka miljökrav som ställts på utsläppen.

De vanligaste teknikerna för rening av stoft är olika typer av dynamiska avskiljare, t.ex. enkel cyklon, multicyklon, elektrofilter (elfilter) eller textila spärrfilter (slangfilter).

Stoft kan även avskiljas med olika typer av våta reningssteg, s.k. skrubbrar, i vilka vatten används för att rena gasen. Även rökgaskondensorer har en renande effekt vad det gäller stoft. Gemensamt för alla våta stoftavskiljningsmetoder är att de ger upphov till ett flöde av avloppsvatten som också måste renas från partiklar och tungmetaller.

Det finns flera olika metoder för svavelavskiljning. Oftast används våt avskiljning som är placerad efter stoftreningen. Den vanligaste typen bygger på att kalk som blandats med vatten (slurry) sprayas in i rökgasen. För mindre anläggningar kan avsvavlingen i stället ske med hjälp av tillsats av kalk eller bikarbonat direkt före ett stofffilter.

Vid användning av fuktiga bränslen kan rökgaskondensering användas för att få ut mer värme men kondensering används också för att rena rökgaserna. En rökgaskondensator bidrar också till reningen av främst väteklorid men även svavel.

Dioxin kan avskiljas genom tillsats av aktivt kol. Viss dioxinavskiljning kan också erhållas i en rökgaskondensator genom en tillsats av aktivt kol.

9.4.7 Aska och slagg

Efter förbränning blir det material i avfallet som inte är brännbart kvar. Dessa rester kallas för slagg eller bottenaska. Mängderna slagg beror på om förbränning skett på en rooster eller på en fluidbädd. I genomsnitt uppgår slaggen efter förbränning till mellan 15 och

20 viktprocent. Slaggen innehåller bl.a. metaller som sorteras ut och återvinns. Slaggen kan också siktas för utvinning av slaggrus som kan användas för konstruktionsändamål i stället för naturgrus.

Vid rening av rökgaserna som uppstått vid förbränningen av avfallet uppstår en finkornig fraktion som kallas rökgasreningsrester. Rökgasreningsresterna består av flygaska, filterkaka från slangfilter samt slam från den våta rökgasreningen. I genomsnitt uppgår rökgasreningsresterna till mellan 3 och 5 viktprocent. Rökgasreningsresterna har ofta ett högre innehåll av tungmetaller än slaggen men de är hårt bundna och omhändertaras normalt genom deponering. Rökgasreningsresterna kan också användas som neutraliseringsmedel vid återfyllning av gruvor och täkter. Totalt skickas ungefär 48 procent av den totala mängden rökgasreningsrester för omhändertagande i andra länder. Av detta skickas det mesta till Langöya i Norge. Resterande 52 procent deponeras efter förbehandling på deponier i Sverige.

9.4.8 Utsläpp

Det finns ingen tillgänglig samlad statistik för utsläpp från avfallsförbränningsanläggningar i Sverige. Det finns bestämmelser i förordning (2013:253) om förbränning av avfall men de anger endast den lägsta miljöambitionen som alltid ska gälla för alla berörda anläggningar. Villkoren i anläggningens tillstånd ska däremot sättas med stöd av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken. I många fall leder det till strängare krav än vad som anges i förordningen.

10 Svenska erfarenheter avseende skatt på förbränning av avfall

10.1 Tidigare utredningar och propositioner

10.1.1 Beskattning av avfall som deponeras

En skatt på avfall som deponeras infördes den 1 januari 2000 (se prop. 1998/99:84, bet. 1998/99:SkU20, rskr. 1998/99:258). Motivet var att öka de ekonomiska incitamenten att behandla avfall på ett ur miljösynpunkt bättre sätt. För att inte missgynna anläggningar som bedriver såväl deponering som annan behandling, föreslogs i propositionen att skatt inte skulle betalas för behandlingsformer som minskar avfallens omfattning i fråga om vikt. Detta innebär bl.a. att skatt inte tas ut för förbränning av avfall. I propositionen gjordes även bedömningen att det inte heller av miljöskäl var motiverat att beskatta förbränning av avfall. Samtidigt konstaterades att frågan om en skatt på avfall som förbränns kunde behöva analyseras igen i framtiden.

10.1.2 Beskattning av visst hushållsavfall som förbränns m.m.

Energi- och koldioxidskatt på fossilt kol i visst hushållsavfall som förbränns (avfallsförbränningsskatten) infördes den 1 juli 2006 (se prop. 2005/06:125, bet. 2005/06:SkU33, rskr. 2005/06:352). I propositionen behandlades förslagen från BRASKatt-utredningens betänkande Beskattning av avfall som förbränns (SOU 2005:23). Regeringen delade utredningens uppfattning att en avfallsskatt enligt energiskattmodellen var lämplig att införa.

Regeringen var dock av uppfattningen att förslaget i lagteknisk mening hade brister, vilket påpekats av ett flertal remissinstanser.

Regeringen förslog därför en förbränningsskatt som endast omfattade schablonbeskattning av vissa delar av hushållsavfallet. Schablonvärdet bestämdes till 12,6 procent fossilt kol per ton blandat hushållsavfall. Därtill bestämdes att de skattskyldiga inte skulle kunna ompröva schablonvärdet.

Genom förslaget undveks de mät- och kontrollsvårigheter som utredningens förslag kritiserats för. Enligt förslaget omfattades inte känsliga industrier och därför undveks all statsstödsproblematik. Enligt förslaget skulle kraftvärmeproduktion stimuleras genom skattelättnader enligt en trappstegsmodell med avseende på kraftvärmeanläggningarnas elverkningsgrad. I praktiken innebar förslaget att energiskattmodellen och avfallsmodellen sammanfogades eftersom schablonbeskattningen av avfallets fossila kol innehåll i praktiken fungerade som en allmän avfallsskatt på hushållsavfall.

10.1.3 Skatt i retur

Våren 2008 tillsattes en ny utredning med syfte att förutsättningslöst analysera den avförbränningsskatt som infördes 2006. I direktiven till utredningen (dir. 2008:1) framgår att utredningen skulle utreda om avfallsförbränningsskatten effektivt styr mot de avfalls- och klimatpolitiska målen. Utredningen skulle även analysera om skatten kunde utformas på ett sätt så att den kostnadseffektivt styr mot de ovan nämnda målen. Utredningen skulle också analysera alternativa styrmedel på avfallsområdet för att åstadkomma den önskade styrningen. Utredningen gavs också mandat att föreslå ett borttagande av avfallsförbränningsskatten om analysen pekade på att den inte kostnadseffektivt styr mot de relevanta målen.

Bakgrunden till utredningen var farhågan att avfallsförbränningsskatten inte nämnvärt stimulerat materialåtervinningen och att skattens särart med olika undantag föranlett onödiga avfallstransporter med minskad styrning mot klimatmålet som följd. I direktivet nämndes också det olämpliga i att utsorterat träavfall drabbats av schablonbeskattningen. Samhällsekonomisk effektivitet och kostnadseffektiv styrning betonades starkt medan avfallshierarkin inte alls omnämndes.

I februari 2009 presenterades utredningen, som antagit namnet Aska-utredningen, sitt betänkande (Skatt i retur SOU 2009:12). I betänkandet föreslogs att avfallsförbränningsskatten skulle tas bort eftersom den inte kostnadseffektivt styrt mot relevanta politiska mål. Utredningen gjorde också bedömningen att skatten haft en blygsam effekt på materialåtervinningen, särskilt på det relativt fossilrika lätta plastavfallet. De administrativa kostnaderna för de skattskyldiga bedömdes som förhållandevis höga samtidigt som undantagen för kraftvärmeproduktion medfört mät- och kontrollsvårigheter för Skatteverket.

Utredningen gjorde bedömningen att skatten inte kan utformas annorlunda för att uppnå målsättningarna i kommittédirektivet. Huvudargumentet för detta ställningstagande var att skatten av tekniska skäl inte kan utformas så att den direkt ger hushåll och företag ökade incitament att källsortera. Man argumenterade vidare att även om det vore tekniskt och ekonomiskt rimligt att mäta enskilda aktörers avfallssammansättning vore detta direkt olämpligt eftersom det skulle riskera att inkräkta på hushållens personliga integritet. Utredningen ifrågasatte även om ökad materialåtervinning var önskvärt genom att konstatera (s. 172):

Ur effektivitetssynpunkt framstår därför en skatt på avfallsförbränning som ett (politiskt attraktivt) styrmedel på jakt efter ett väldefinierat mål.

I övrigt bekräftade utredningen farhågorna i kommittédirektiven att skattelättnaderna för kraftvärmeproduktion föranlett skattedrivna avfallstransporter. Eftersom avfallsförbränningsskatten endast omfattade hushållsavfallet fanns kraftiga incitament att förbränna detta i Kraftvärmeverk och verksamhetsavfallet i hetvattenpannor. Avfallet förbrändes således inte nödvändigtvis i den närmast liggande anläggningen eller där det kunde anses lämpligast i teknisk mening. Utredningen konstaterade (s. 26):

I avvägningen mellan förbränning och återvinning bedömer utredningen att den existerande skatten framstår som en rent fiskal skatt, dvs. den saknar nästan helt styreffekter. Den enda helt klara effekten av skatten (förutom en höjning av mottagnings- och renhållningsavgifter) är en omfördelning av avfallet mellan olika förbränningsanläggningar till priset av ökade transportkostnader, vilket innebär ökad miljöpåverkan.

I betänkandet görs ingen ansats att analysera alternativa styrmedel mer än att sociala normer, infrastruktur och enskilda kommuners avfallspolicy pekas ut som viktiga faktorer för att öka materialåtervinningen.

Aska-utredningens övergripande slutsats stöds av den empiriska analys som görs i Sahlin m.fl. (2007). I studien analyseras effekterna av den skatt som infördes 2006 genom att jämföra marginalkostnader för olika behandlingsmetoder. Resultaten pekade på att avfallsförbränningsskatten främst skulle påverka utsorteringen av biologiskt avfall men få små effekter på materialåtervinningen. Den ökade utsorteringen av hårdplast uppskattades till 600 ton. I studien antas kostnadsminimering i avfallshanteringen. Ansvarsfördelningen och incitamentsstrukturen på avfallsmarknaden hindrar kostnadsminimering (se kapitel 11). Därför överskattar studien effekten av förbränningsskatten.

10.1.4 Slopandet av skatten på förbränning av hushållsavfall

Skatten på förbränning av hushållsavfall togs bort den 1 oktober 2010 (se prop. 2009/10:41, bet. 2009/10:SkU21, rskr. 2009/10:122). I propositionen framgick att regeringen i allt väsentligt delade Aska-utredningens slutsatser och att skatten på förbränning av hushållsavfall därmed borde tas bort. För att kompensera för inkomstbortfallet föreslogs en höjning av koldioxidskatten med 1 öre. Genom höjningen skärptes klimatpolitiken på ett kostnads-effektivt sätt.

10.1.5 Handelsdirektivet och förordningen om förbränning av avfall

I Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/87/EG av den 13 oktober 2003 om ett system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser inom gemenskapen och om ändring av rådets direktiv 96/61/EG, förkortat handelsdirektivet¹, regleras EU:s system för handel med utsläppsrätter, förkortat EU ETS. Enligt handelsdirektivet ska förbränningsanläggningar med en installerad effekt

¹ EUT L 140, 5.6.2009, s. 63.

på mer än 20 MW inkluderas i utsläppshandeln. Undantag görs i direktivet för anläggningar som förbränner kommunalt avfall och farligt avfall. Däremot ska samförbränningsanläggningar inkluderas oavsett vilket bränsle de använder. Med andra ord inkluderas anläggningar som samförbränner hushållsavfall eller farligt avfall enligt direktivet, men inte anläggningar som förbränner kommunalt avfall och farligt avfall.

Sverige har genom förordningen (2013:253) om förbränning av avfall infört begreppet avfallsförbränningsanläggning som innefattar både anläggningar som samförbränner och förbränner avfall (hushålls- eller verksamhetsavfall). Sverige har alltså inte gjort undantag för anläggningar som förbränner specifika avfallstyper.

Det innebär att anläggningsägarna måste överlämna utsläppsrätter motsvarande koldioxidutsläppen från avfallets fossila kol-innehåll. Anläggningarna får under perioden 2013–2020 en viss del fri tilldelning av utsläppsrätter baserat på mängden såld värme. Anläggningarna måste köpa utsläppsrätter motsvarande skillnaden mellan fri tilldelning och utsläpp av fossil koldioxid. Utsläppshandelssystemet omfattar i stort sett all avfallsförbränning i Sverige.

11 Avfallsförbränning – Incitamentsstruktur och befintliga styrmedel

11.1 Inledning

I det här kapitlet redogörs för styrmedel och andra faktorer som påverkar de ekonomiska förutsättningarna för avfallsförbränning i Sverige. I förlängningen påverkar dessa faktorer även förutsättningarna för materialåtervinning och möjligheterna att stärka den politiska styrningen av avfallsflöden enligt avfallshierarkin. En grundläggande förståelse för avfallsförbränningens incitamentsstruktur är även viktig för att förstå den marknadsutveckling som skett under det senaste decenniet.

År 2010 användes cirka 6,2 miljoner ton icke-farligt avfall som bränsle för el- och värmeproduktion. År 2014 uppgick motsvarande avfallsmängd till 7,5 miljoner ton. Mängden icke-farligt avfallsbränsle ökade alltså med i genomsnitt 5 procent per år under denna period. Jämförelsevis ökade under samma period mängden uppkommet hushållsavfall sammantaget med mindre än tre procent.

Verksamhetsavfall minskade med cirka 3 procent (gruvavfallet inte medräknat). Sedan 2007 har den svenska kapaciteten för förbränning av icke-farligt avfall i kraftvärme- och värmeverk ökat med över 50 procent¹. Sammantaget illustrerar detta att avfallsförbränningens roll i det svenska energisystemet har ökat under senare år. Såväl inhemskt avfall som utländskt avfall har utgjort viktiga inkomstkällor för avfallsförbränningssektorn i landet.

¹ Avfall Sverige (2016) ”Kapacitetsutredning 2016 – Avfallsförbränning och avfallsmängder till 2020. Rapport 2016:13.

11.2 Avfallsförbränningens ekonomi

Avfallsförbränningsmarknaden kännetecknas av en stor andel kommunalt ägande. Den utbyggnad av kapaciteten som skett under det senaste decenniet har alltså i stor utsträckning involverat kommunala bolag. Några avfallsförbränningsanläggningar ägs och drivs dock av privata och statliga aktörer i form av etablerade kraft- och värmebolag. I vissa fall samägs anläggningar av en kommun och ett privat bolag. Oavsett ägare antas att vinstintresset är centralt för driften av befintliga avfallsförbränningsanläggningar samt för investeringar i nya anläggningar.

Avfallsförbränningens ekonomi omgärdas i stort av de förutsättningar som gäller för kraftvärmeproduktion² i Sverige. Den simultana produktionen av energi och avfallsbehandling innebär dock både att det uppstår extra intäkter och kostnader. Kraftvärmeverk får intäkter från försäljning av värme, kyla och el. Om värmeproduktionen samtidigt innebär avfallsbehandling genererar även den senare produktionen intäkter. Den huvudsakliga produktionen utgörs dock av värme och därför begränsas investeringar i ny kraftvärme till orter där det finns ett tillräckligt stort värmeunderlag. Med andra ord, värmeunderlaget är en förutsättning för att anläggningarna ska kunna uppnå god lönsamhet.

När det gäller kostnaderna för att producera el och värme bestäms de av en rad faktorer. Produktion av el och värme sker generellt sett i kapitalintensiva verksamheter. Det innebär att en stor del av den totala produktionskostnaden utgörs av räntor på investerat kapital. Anläggningar som optimerats för att bränna avfall har relativt höga investeringskostnader jämfört med t.ex. anläggningar som eldas med biobränsle. Som exempel kan nämnas att investeringskostnaderna för en ny kraftvärmeanläggning (71 MW) med avfall som bränsle uppgår till cirka två miljarder kronor³. Den höga investeringskostnaden beror bl.a. på att miljölagsstiftningen ställer krav på att avfallspannor måste utrustas med avancerad reningsutrustning.

En annan viktig kostnadspost för el- och värmeproduktion är drifts- och bränslekostnader. Anläggningar som bränner blandat

² Med kraftvärmeproduktion avses i detta kapitel den betydelse som anges i 10 § lagen (1994:1776) om skatt på energi.

³ Elforsk, 2014 ”El från nya och framtida anläggningar 2014”, rapport 14:40.

avfall har högre drifts- och underhållskostnader (exkl. bränslekostnader) än biobränslepannor. Det beror bl.a. på att avfall är ett heterogent bränsle. Det är därför relativt besvärligt att hantera. Exempelvis är askhanteringen dyrare eftersom både flyg- och bottenaskan från avfallsförbränning har begränsade återvinningsvärden (se kapitel 9).

Sweco har på uppdrag av Energikommisionen beräknat s.k. elproduktionskostnader för ett nytt biobränsleeldat (30 MW eleffekt) och ett nytt avfallseldat kraftvärmeverk (20 MW eleffekt)^{4,5}. I Figur 11.1 illustreras Swecos uppskattningar av olika kostnadsposter för båda dessa typanläggningar. Den totala kostnaden för att producera en MWh el är den långsiktiga marginalkostnaden.

Till skillnad från den kortsiktiga marginalkostnaden räknas även investeringskostnaderna med i den långsiktiga totalkostnaden. Jämförelsen i Figur 11.1 visar att avfallseldad kraftvärmeproduktion är mycket konkurrenskraftig trots dess relativt höga kapital-, drifts-, och underhållskostnader. Detta beror på att avfallseldad kraftvärmeproduktion får betalt för att ta emot avfall som används som bränsle för framställning av el- och värme.

Som konstaterades i kapitel 4 finns en betalningsvilja bland hushåll och företag för att få avfall bortforslat och behandlat. Förbränningsanläggningar får därför en intäkt när de eldar med avfall. Under 2016 uppgick den genomsnittliga mottagningsuppgiften till cirka 450 kronor per ton hushållsavfall. Eftersom avfallet genererar energi när det förbränns utgör det en värdefull resurs för el- och värmeproducenter.

Värmevärdet i avfallsbränslet varierar beroende på dess sammansättning. Enligt en rapport från Avfall Sverige har hushållens restavfall ett värmevärde mellan 10 och 17 MJ per kilo⁶. Energiforsk anger att 11 MJ per kilo är ett bra riktmärke⁷. Baserat på dessa värden får kraftvärmeproducenter som eldar med avfall uppskattningsvis i genomsnitt cirka 150 kronor per MWh bränsle för

⁴ Sweco (2016). "Ekonomiska förutsättningar för skilda kraftslag". En underlagsrapport till Energikommisionen.

⁵ I beräkningarna fördelas anläggningens produktionskostnader mellan el och värmeproduktion. En sådan fördelning är inte lätt att göra och kräver förenklande antaganden. Om andra antaganden görs kan bilden förändras. Eftersom vi här jämför två olika kraftvärmeverk blir osäkerheten mindre än den är vid jämförelser mellan olika kraftslag mer generellt.

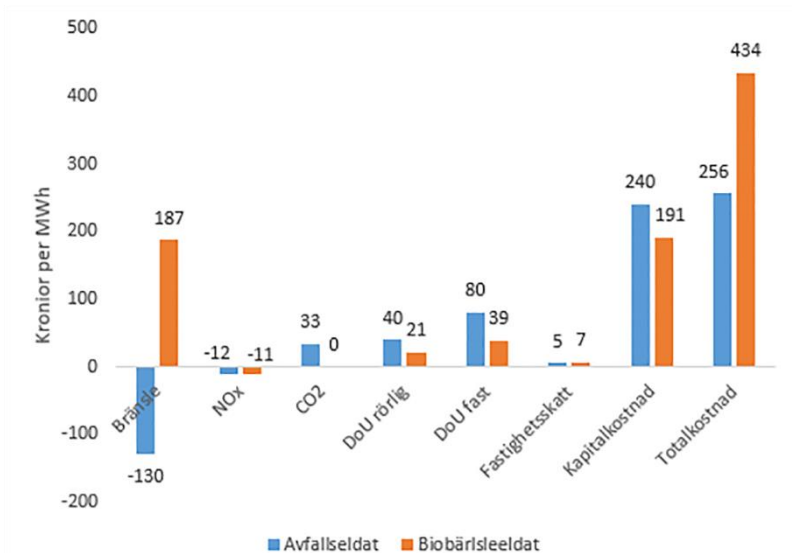
⁶ Elforsk (2014) "El från nya och framtida anläggningar 2014".

⁷ Elforsk (2014) "El från nya och framtida anläggningar 2014".

att behandla avfallet⁸. Detta kan jämföras med kostnaden för biobränsle som uppgår till cirka 190 kronor per MWh bränsle. Nettokostnadsskillnaden uppgår därmed till cirka 340 kronor per MWh bränsle.

Eftersom avfallsbränslet är relativt billigt samtidigt som hushåll och verksamheter genererar avfall året runt utgör avfallsförbränningen baslast i fjärrvärmenäten. Det innebär att avfalls-pannorna är i drift även när efterfrågan på värme och el är låg (t.ex. på sommaren) medan biobränslepannorna då kan tas ur drift. En annan anledning till avfalls-pannornas höga andel driftstimmar är att vissa avfallsfraktioner inte kan, eller på grund av deponiförbudet inte får, lagras utan måste behandlas snarast möjligt. Eftersom avfalls-pannorna har fler driftstimmar genererar de högre intäkter än biobränslepannorna.

Figur 11.1 Kostnaderna för framställning av el vid kraftvärmeproduktion vid förbränning av avfall respektive biobränsle. Kostnaderna anges i termer av kronor per MWh producerad el



Källa: Sweco (2016) Ekonomiska förutsättningar för enskilda kraftslag. En underlagsrapport till Energikommissionen 2016.

⁸ I Figur 11.1 räknar SWECO med en intäkt på 130 kronor per MWh. Även Energiforsk antar 130 kronor per MWh i sina kostnadsberäkningar för avfallseldad kraftvärmeproduktion.

Jämförelsen i Figur 11.1 ger inte en fullständig bild över investeringsincitamenten för kraftvärmeproduktion från biobränsle eftersom sådan produktion berättigar till en extra intäkt från elcertifikatsystemet (se avsnitt 11.7). Den relativa konkurrenskraften bestäms därför i hög utsträckning av nivån på elcertifikatpriset. Den bild som ges av det faktiska investeringsbesluten är att biobränslepannorna fortsatt är mycket konkurrenskraftiga. Under hela 2000-talet har investeringarna i biobränslepannor varit flera gånger större än investeringarna i avfallspannor. Detta gäller även perioden från 2010 till i dag⁹.

Olika typer av styrmedel har stor betydelse för hur de ekonomiska förutsättningarna för avfallsförbränning ser ut i dag och hur de kommer att utvecklas över tid. Inte minst spelar styrmedel på avfallsområdet en viktig roll. Exempelvis är den stora efterfrågan på avfallsförbränning en direkt följd av det deponiförbud som införts för vissa avfallsfraktioner i Sverige och i flera närliggande länder. Även energi- och klimatpolitiska styrmedel formar avfallsförbränningens ekonomiska villkor. I de resterande delarna av det här kapitlet redogörs mer specifikt för styrmedel som på olika sätt stimulerar eller håller tillbaka investeringar i avfallsförbränning.

11.3 Energi- och koldioxidbeskattningen

I tidigare utredningar har förekomsten av skatteasymmetrier använts som ett argument för att införa en skatt på avfall som förbränns. Med skatteasymmetrier avses att bränslen beskattas med olika skattesatser i de fall där skattelagstiftningen påkallar en enhetlig skattenivå. Enligt denna utrednings teoretiska utgångspunkter kan skatteasymmetrier orsaka en fiskal ineffektivitet och därför ha en negativ inverkan på kostnadseffektiviteten i miljöstyrningen. En fiskal ineffektivitet uppstår då företag och individer kan undvika att betala enskilda fiskala skatter genom att ändra sitt beteende, t.ex. byta till ett obeskattat bränsle. Kostnadseffektiviteten i miljö-

⁹ Sweco (2016). "Ekonomiska förutsättningar för skilda kraftslag". En underlagsrapport till Energikommissionen.

styrningen blir lidande om skattestrukturen hindrar att relativt billiga miljöåtgärder genomförs.

I dag betalas energiskatt på den bränslemängd som tillförs den produktionsprocess där värme framställs. Energiskatten är dock inte enhetlig för de bränslen som tillförs. Ingen energiskatt betalas för torv, avfall och fasta trädbränslen¹⁰, t.ex. flis och ved. Energiskatten gör det dyrare att använda skattepliktiga fossila bränslen och blir därför direkt styrande i valet av bränsle. Därmed stärker energiskatten incitamenten för anläggningar inom EU:s system för handel med utsläppsrätter, förkortad EU ETS¹¹, att vidta åtgärder för att minska användningen av fossila bränslen. I ett fiskalt perspektiv innebär dock dagens differentiering att skatteintäkten för staten blir lägre jämfört med om skattenivån hade varit enhetlig.

För fossila bränslen som används för att framställa värme genom annan värmeproduktion än kraftvärmeproduktion inom EU ETS betalas 80 procent av den generella koldioxidskattenivån. Avfall omfattas dock inte av skatteplikt enligt lagen (1994:1776) om skatt på energi, förkortad LSE, och är därför inte föremål för koldioxidbeskattning (se vidare i kap. 12). För bränslen som används för framställning av el- och värme i kraftvärmeproduktion inom EU ETS betalas ingen koldioxidskatt. De flesta bränslen som förbrukas för framställning av skattepliktig el undantas från beskattning. I stället beskattas elen hos slutkunden.

En viktig förändring sedan tidigare utredningar är att koldioxidskatten tagits bort för bränsle som förbrukas för annat ändamål än drift av motordrivna fordon vid tillverkningsprocessen i industriell verksamhet i anläggningar som ingår i EU ETS samtidigt som avfallsförbränningsanläggningar inkluderats i utsläppshandels-systemet. De huvudsakliga skatteasymmetrier som i dag finns i värmesektorn är därför att:

¹⁰ Fasta trädbränslen och avfall som inte utgörs av rena kolväten omfattas inte av rådets direktiv 2003/96/EG av den 27 oktober 2003 om en omstrukturerad av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet och är därmed inte skattepliktiga. Eftersom avfall inte innehåller sådant kolväte som avses i 2 kap. 4 § LSE är avfall inte skattepliktigt enligt LSE.

¹¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/87/EG av den 13 oktober 2003 om ett system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser inom gemenskapen och om ändring av rådets direktiv 96/61/EG (EUT L 140, 5.6.2009, s. 63).

- energiskatt inte tas ut för torv, fasta trädbränslen och avfallsbränslen,
- full energiskatt inte tas ut för bränsle som förbrukas vid kraftvärmeproduktion, och att
- 80 procent av koldioxidskatten tas ut vid förbränning av fossila bränslen vid annan värmeproduktion som omfattas av EU ETS än kraftvärmeproduktion. Annorlunda uttryckt, att ingen koldioxidskatt tas ut för bränslen som används för framställning av värme vid kraftvärmeproduktion inom EU ETS. Ingen koldioxidskatt tas ut för avfallsbränsle som innehåller fossilt kol.

11.4 EU:s avfallsdirektiv

I Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv, förkortad avfallsdirektivet¹², finns bl.a. den s.k. avfallshierarkin som anger den prioriteringsordning för politik och lagstiftning som medlemsstaterna ska ha avseende förebyggande och behandling av avfall. Avfallsdirektivet ersatte ramdirektivet (2006/12/EG) om avfall, direktiv (91/689/EEG) om farligt avfall och direktiv (75/439) om spillolja.

Avfallshierarkin innebär att man helst ska förebygga avfall, i andra hand förbereda det för återanvändning, i tredje hand materialåtervinna det, i fjärde hand återvinna det och i sista hand deponera det.

Avsteg från hierarkins prioriteringsordning kan göras om det ger ett bättre resultat för människors hälsa och miljön som helhet eller om den behandlingsmetod som ska användas enligt hierarkin får orimliga konsekvenser. Regeringen beslutade den 21 april 2016 om en proposition med förslag att ytterligare förtydliga avfallshierarkin i miljöbalken (prop. 2015/16:166).

Förbränning av avfall kan betraktas antingen som energiåtervinning eller som bortskaffande av avfallet beroende på nyttiggörandet av den frigjorda energin vid förbränningen¹³.

¹² EUT L 312, 22.11.2008, s. 3.

¹³ Se bilaga 2 i avfallsförordningen (2011:927).

Avfallsdirektivet är genomfört i svensk rätt genom framförallt miljöbalken (1998:808) och avfallsförordningen (2011:927).

Kommissionens meddelande om cirkulär ekonomi

Europeiska kommissionen presenterade den 2 december 2015 ett meddelande om cirkulär ekonomi¹⁴. Meddelandet innehåller två delar: en handlingsplan för cirkulär ekonomi (Europeiska Kommissionen, 2015a) samt en del med ett nytt avfallspaket med förslag på revideringar av sex direktiv på avfallsområdet (européiska Kommissionen, 2015b). Bl.a. föreslås höjda mål för materialåtervinning av kommunalt avfall samt för förpackningsavfall och returpapper till 2030. Paketet innehåller också ett förslag på bindande krav om att minska mängden deponerat kommunalt avfall till max tio procent av uppkommen mängd till 2030 samt förbud att deponera separat insamlat avfall. Slutliga beslut om nya och reviderade direktiv väntas tidigast hösten 2017.

Kommissionens meddelande om Avfallsenergens roll i den cirkulära ekonomin

Inom ramen för handlingsplanen för cirkulär ekonomi publicerade Kommissionen den 26 januari 2017 meddelandet Avfallsenergens roll i den cirkulära ekonomin¹⁵. Meddelandet handlar framför allt om energiåtervinning ur avfall i en cirkulär ekonomi. I termen avfallsenergi omfattas i meddelandet olika avfallsbehandlingsprocesser som genererar energi (t.ex. i form av el eller värme eller för att producera ett avfallsbaserat bränsle) och som var och en har olika miljöpåverkan och potential att bidra till en cirkulär ekonomi. Meddelandet innehåller följande delar:

¹⁴ Meddelande från Kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén, Att sluta kretsloppet – en EU-handlingsplan för den cirkulära ekonomin, COM(2015) 614 final.

¹⁵ Meddelande från Kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén samt regionkommittén, Avfallsenergens roll i den cirkulära ekonomin, COM(2017) 34 final.

- En översikt av vilken ställning olika avfallsenergiprocesser intar i avfallshierarkin och vad detta innebär för offentligt finansiellt stöd. Här framgår bl.a. att offentlig finansiering av avfallshandling, såväl på nationell nivå som på EU-nivå, bör ske i enlighet med målet att komma vidare med genomförandet av EU:s avfallshierarki.
- En vägledning till medlemsstaterna om hur ekonomiska styrmedel och kapacitetsplanering bäst kan användas för att undvika eller åtgärda eventuell överkapacitet i fråga om avfallsförbränning. Här framgår bl.a. att Tyskland, Frankrike, Nederländerna, Sverige, Italien och Storbritannien står för tre fjärdedelar av EU:s förbränningskapacitet samt att Sverige och Danmark har störst kapacitet per invånare. Vidare framgår det att varje medlemsstats särskilda situation gör att det finns olika alternativ för att se till att avfallsenergiKapaciteten, främst i form av förbränning, är rätt balanserad. Enligt meddelandet finns det för närvarande ingen överkapacitet i fråga om förbränning inom EU som helhet men några medlemsstater är alltför beroende av förbränning av kommunalt avfall. Detta kan delvis förklaras av en hög efterfrågan på värme genom fjärrvärmesystem, effektivare avfallsenergiprocesser samt stor social acceptans. Så höga förbränningsnivåer är inte förenliga med mer ambitiösa mål för materialåtervinning. I meddelandet anges att problemet kan lösas genom ett antal åtgärder på nationell nivå vilka redan vidtagits i några medlemsstater, framför allt följande:
 - Införande eller höjning av förbränningsskatter, särskilt för processer med låg energiåtervinning, med samtidig höjning av deponiskatterna.
 - Utfasning av stödsystem för avfallsförbränning och, där så är lämpligt, omdirigering av stöd till processer som befinner sig på en högre nivå i avfallshierarkin.
 - Ett moratorium för nya anläggningar samt avveckling av äldre och mindre effektiva anläggningar.

En redogörelse för vilken teknik och vilka processer som för närvarande har störst potential att optimera energi- och materialproduktionen, med beaktande av förväntade förändringar i råvaru-

tillgången för avfallsenergiprocesser. Här framgår att mer uppmärksamhet bör riktas mot processer där materialåtervinning kombineras med energiåtervinning, exempelvis anaerob nedbrytning av biologiskt avfall.

11.5 EU ETS

11.5.1 Allmänt

Från och med 2013 måste anläggningar som förbränner hushållsavfall i Sverige årligen lämna in utsläppsrätter motsvarande den mängd fossil koldioxid som uppkommer i förbränningsprocessen. Utsläppshandeln ger de reglerade aktörerna incitament att vidta utsläppsreducerande åtgärder som har en marginalkostnad som understiger marknadspriset på utsläppsrätter. Dessa incitament finns oavsett om utsläppsrätterna måste köpas (t.ex. via auktionering) eller om de har förvärvats via gratis tilldelning. Under perioden 2008–2016 har priset på utsläppsrätter fallit från 35 till cirka 5 euro (per ton). Prisfallet har medfört svagare incitament att vidta utsläppsreducerande åtgärder inom EU ETS. Dagens utsläppspris motsvarar en avfallsförbränningskatt på cirka 22 kronor per ton blandat avfall¹⁶.

Även om handelssystemets styreffekt är oberoende av hur tilldelningen av utsläppsrätter sker påverkar tilldelningsmetoden lönsamhetskalkylerna vid nyinvesteringar. Utsläppsrätter är värdepapper som har ett marknadsvärde. Gratis tilldelning av utsläppsrätter innebär därför i praktiken att företag ges en summa pengar. Eftersom inte samma summa pengar ges till alla företag kommer investeringsincitamenten variera mellan olika aktörer.

Under perioden 2013–2020 fördelas ungefär hälften av utsläppsrätterna via auktionering och hälften via gratis tilldelning. Hur många utsläppsrätter enskilda aktörer får gratis bestäms av en uppsättning regler. Inga gratis utsläppsrätter tilldelas till elproduk-

¹⁶ Beräkningen utgår ifrån att andelen fossilt kol är 12,6 procent i ett ton blandat avfall. Denna andel antogs i SOU 2005/06:125. Sedan dess har fler kommuner infört system för utsorterat avfall. Den fossila andelen förmodas därför vara högre än 12,6 procent i dag.

tion¹⁷. Det betyder att kraftvärmeproducenter endast tilldelas gratis utsläppsrätter baserat på deras värmeproduktion.

Tilldelningen av utsläppsrätter baseras på branschspecifika riktmärken som ska reflektera utsläppsintensiteten för de tio procent koldioxideffektivaste anläggningarna inom varje bransch. För fjärrvärmesektorn reflekterar det s.k. värmeriktmärket utsläppsintensiteten för en anläggning som eldar med naturgas och har en verkningsgrad på 90 procent. Tilldelning baserat på riktmärken innebär att aktörer med relativt låg utsläppsintensitet gynnas. Även anläggningar som inte använder fossila bränslen får utsläppsrätter. Fler utsläppsrätter ges till aktörer som bedriver verksamhet som innebär en risk för s.k. koldioxidläckage. Det övergripande målet är att andelen utsläppsrätter som tilldelas gratis ska minska kontinuerligt fram till 2020.

Det för närvarande låga utsläppsrättspriset innebär också att gratis tilldelning av utsläppsrätter inte har påverkat lönsamheten i svenska företag i någon avgörande utsträckning. När utsläppsrättspriset senare kan förväntas stiga kommer en fortsatt gratis, men något mer begränsad, tilldelning till fjärrvärmesektorn och industrin att få mer betydande effekter på företagets resultat. Ett högre pris på utsläppsrätter inom EU ETS gynnar främst bio-bränsleeldade anläggningar.

11.5.2 Hur övervakas de fossila koldioxidutsläppen från avfallsförbränning?

Avfallsförbränningsanläggningar måste övervaka sina faktiska koldioxidutsläpp. Utsläppen kan övervakas på olika sätt. Utsläppen kan beräknas enligt den s.k. standardmetoden som baseras på av Naturvårdsverket fastställda nyckeltal för förbränning av blandat avfall (samma värden används för hushållsavfall och verksamhetsavfall då sammansättningen för dessa visat sig vara likvärdig för landet som helhet).

Utsläppen kan också mätas kontinuerligt i skorsten, varefter de fossila utsläppen beräknas med hjälp av en biogenandel. Ett tillvägagångssätt för att bestämma biogenandelen är att samla in

¹⁷ Med undantag för elproducenter i några östeuropeiska länder.

rökgasprover kontinuerligt via en specialinstallerad sond. Den insamlade rökgasen skickas sedan för analys utomlands för att fastställa hur mycket av koldioxiden som är av fossilt ursprung.

Uppskattningar av hur mycket fossil koldioxid som faktiskt släpps ut från avfallsförbränningsanläggningar under ett år är därför behäftad med viss osäkerhet¹⁸. Det är företrädesvis större anläggningar (med utsläpp över 50 000 ton koldioxid per år) som mäter koldioxidutsläppen kontinuerligt i skorsten, medan mindre anläggningar använder standardmetoden. Det finns dock några undantag från denna regel.

Mätsvårigheterna innebär att utsläppen av fossil koldioxid vid förbränning av blandat avfall blir känt långt efter det att den emitterande aktiviteten utförts. Rökgasproverna avser dessutom ett genomsnitt för en specifik tidsperiod och därmed är det svårt att fastställa hur enskilda avfallstransporter påverkat de fossila koldioxidutsläppen, såvida inte dessa består av utsorterad plast eller gummi.

11.5.3 Har EU ETS påverkat priset på avfallsförbränning?

Under vissa förhållanden kan skattskyldiga producenter övervältra hela skattekostnaden på konsumenterna. Även om detta är möjligt innebär svårigheten med att i realtid mäta utsläppen av fossil koldioxid vid förbränning av blandat avfall att övervältringen inte kommer att ske proportionellt till innehållet av fossilt kol i enskilda avfallsleveranser.

Avfallsförbränningsaktörer har med andra ord små möjligheter att prissätta och anpassa avfallsbränslet i beaktande av utsläppsrättspriset eller en koldioxidskatt på avfall som förbränns. Styrningen blir därför schablonmässig eftersom mottagningsavgifterna höjs för allt blandat avfall oavsett hur mycket fossilt kol det innehåller.

Eftersom rena plast- och gummifraktioner normalt sett har ett högre innehåll av fossilt kol reflekteras nivån på utsläppsrättspriset rimligen i mottagningsavgifterna för sådana fraktioner. Marknads-

¹⁸ Avfall Sverige, 2012, Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige, Rapport U2012:02.

incitamenten tenderar att styra plast- och gummiavfallet (t.ex. sorteringsresten) till cement- och kalkindustrin där det förbränns som substitut till kol.

Hur kostnaderna för utsläppsrätter i praktiken har påverkat mottagningsavgifterna i svenska avfallsförbränningsanläggningar är oklart. I Sverige finns kapacitet att årligen förbränna mer avfall än vad som genereras inhemskt. Det betyder att anläggningarna konkurrerar om avfall och att den aggregerade kapaciteten fylls upp av importerat avfall.

När det råder intensiv konkurrens om avfallsbränslet utgör priset för biobränsle ett golv för hur lågt mottagningsavgifterna kan sjunka. Införseln och importen av avfall håller därför upp mottagningsavgifterna i sådana situationer. I kapitel 8 beskrevs hur mottagningsavgifterna för utländskt avfall bestäms av kostnaden för den billigaste alternativa behandlingen, vilket kan vara förbränning eller annan behandling utomlands.

Om den utländska efterfrågan på svensk förbränningskapacitet är så hög att den totala efterfrågan överstiger den svenska kapaciteten pressas priserna uppåt för både inhemskt och utländskt avfall. Under sådana förutsättningar är det rimligt att styrmedelskostnader kan övervältras på konsumenterna, framför allt på svenska konsumenter.

I fall det i stället råder ett överskott på förbränningskapacitet kommer styrmedelskostnader endast i liten grad att kunna övervältras via mottagningsavgifterna. Detta gäller så länge styrmedelskostnaderna inte är så höga att de föranleder att avfallsbränsle ersätts med biobränslen. Sedan 2010 har avfallsmarknaden karaktäriserats av konkurrens om avfallsbränslet. Under samma period har den utländska efterfrågan på avfallsförbränning ökat vilket lett till att mottagningsavgifterna för inhemskt respektive utländskt avfall utjämnats (se kapitel 8).

11.6 Kväveoxidavgiften

Kväveoxidavgiften analyseras mer ingående i kapitel 16. Nedan redogörs för kväveoxidavgiftens betydelse för avfallsförbränningens ekonomiska villkor.

Kväveoxidavgiften är ett ekonomiskt styrmedel som syftar till att minska utsläppen av kväveoxider (NO_x). Det som skiljer denna avgift från en ordinär miljöskatt är att de pengar som betalats in återförs till avgiftskollektivet baserat på företagens produktion av nyttiggjord energi. I praktiken beräknas ett årligt nettobelopp som den enskilda anläggningen ska betala in eller få utbetalt. Kväveoxidavgiftens konstruktion medför att vissa utsläppskällor får tillbaka mer pengar än de betalat in. Det som kännetecknar dessa utsläppskällor är att de har ett relativt lågt s.k. specifikt utsläpp (i termer av kilo kväveoxider per producerad MWh).

Kväveoxidavgift betalas främst av el- och värmeproducenter, massa- och pappersindustri, träindustri, metallindustri, kemiindustri och livsmedelsindustri. Naturvårdsverket konstaterar i en rapport från 2014 att energiproducenterna som kollektivt haft en lägre utsläppsintensitet än andra branscher¹⁹. I rapporten konstateras vidare att avfallsförbränningsanläggningarna gått från att vara klara förlorare på 1990-talet till att i dag vara vinnare i kväveoxidavgiftssystemet²⁰.

Avfallsförbränningsanläggningar har således relativt låga specifika utsläpp. Resonemanget stöds av Elforsks rapport "El från nya och framtida anläggningar 2014" i vilken kostnader för avfallsbaserad kraftvärmeproduktion beräknas. Avgiftssystemet uppskattas bidra med en genomsnittlig nettointäkt på 1,2 öre per kWh el som produceras. För en anläggning som årligen producerar 143 GWh el innebär detta en total intäkt på cirka 2 miljoner kronor per år.

Den analys som görs av Naturvårdsverket baseras på statistik som aggregerats till branschnivå. Det kan emellertid finnas betydande variation inom enskilda branscher, t.ex. skillnader mellan stora och små och/eller mellan gamla och nya anläggningar. Eftersom reningsutrustning är dyr krävs en viss produktionsvolym för att räkna hem investeringar i avancerad kväveoxidrening. Om en anläggning redan från början släpper ut en liten mängd kväveoxid kan ingen stor kostnadsbesparing göras på t.ex. installation av en katalysator. Investeringskostnaderna för reningsutrustning täcks helt enkelt inte av den kostnadsbesparing och

¹⁹ Naturvårdsverket (2014). Ändring av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt. Rapport 6647.

²⁰ibid. s. 38.

eventuella intäkt som kan fås via avgiftssystemet. Potentiellt finns det med andra ord en del små el- och värmeanläggningar för vilka avgiftssystemet medför en betydande nettokostnad.

Avfalls pannor är oftast kraftvärmepannor som kräver mycket dyr reningsutrustning och därför tenderar de att vara stora (dvs. producera mycket nyttiggjord energi). Kraftvärmepannor har potential att producera mer energi än hetvattenpannor eftersom ett givet värmeunderlag möjliggör både el- och värmeproduktion.

El kan framställas i kraftvärmeverk utan samtidig värmeproduktion. Överskottsvärmen kyls då bort. I sådana fall räknas enbart elproduktionen som nyttiggjord energi. Den värme som kyls bort berättigar alltså inte till återbetalning av kväveoxidavgiften. Sådan elproduktion är normalt sett dyr eftersom elutbytet är lågt i avfallseldade kraftvärmeverk och det behövs ett högt elpris eller annan sidoinkomst för att den ska vara lönsam. Avfallsförbränning ger extra intäkter eftersom anläggningarna får betalt för att använda t.ex. blandat hushållsavfall.

För att ta reda på om anläggningar som förbränner avfall som regel får nettointäkter från avgiftssystemet måste anläggnings-specifika data analyseras. I Tabell 11.1 redovisas för 2014 utsläppsintensiteter på branschnivå samt genomsnittliga utsläppsintensiteter för företag inom samma bransch. Den förstnämnda intensiteten är i praktiken ett storleksviktat medelvärde där stora pannor ges en större vikt i beräkningarna av medelvärdet.

Den genomsnittliga utsläppsintensiteten på branschnivå är i stället ett rakt medelvärde som beskriver utfallet för en genomsnittlig panna i en specifik bransch. De 262 pannor som tillhör el- och värmebranschen har delats upp i tre grupper baserat på hur stor andel avfallsbränslet utgör av den totala mängd bränsle som tillförs de enskilda pannorna. ”Avfall hög” innebär att avfallsbränsle utgör minst 80 procent av den tillförda energin. ”Avfall låg” innebär att avfallsbränsle utgör högst 5 procent av den tillförda energin.

De branscher som 2014 fick en nettointäkt från systemet hade en utsläppsintensitet som understeg 0,1764 kilo kväveoxider per MWh. Tabell 11.1 visar att el- och värmesektorn och livsmedelsindustrin totalt sett fick nettointäkter från systemet. De största nettobetalen var massa- och pappersindustrin samt träindustrin.

Detta betyder emellertid inte att alla el- och värmeproducenter får nettointäkter från avgiftssystemet. Företagens genomsnittliga

utsläppsintensitet är i alla branscher utom livsmedelsindustrin högre än avgiftskollektivets genomsnitt. Detta indikerar att avgiftssystemet gynnar stora pannor. Eftersom relativt många stora pannor finns i el- och värmesektorn blir utsläppsintensiteten för sektorn som helhet låg jämfört med andra sektorer.

Tabell 11.1 Kväveoxidavgiftssystemets utfall på olika sektorer 2014

Verksamhet	Antal pannor	NOx [kg]	Nyttiggjord energi [MWh]	Utsläppsintensitet Aggregerat per bransch	Utsläppsintensitet Genomsnitt för företag i bransch
El- och värme (Avfall hög)	60	2 545 703	16 001 474	0,1591	0,1982
El- och värme (Avfall medel)	20	671 143	4 056 353	0,1655	0,2195
El- och värme (Avfall låg)	182	4 360 241	28853 282	0,1511	0,2315
Livsmedel	15	155 204	1 005 881	0,1543	0,1378
Kemi	24	576 009	2 798 985	0,2058	0,2035
Metall	4	100 366	470 095	0,2135	0,2325
Massa och papper	47	2 524 870	10 727 865	0,2354	0,3090
Trä	48	793 184	2 535 449	0,3183	0,3128
Totalt (Inkl. övrigt)	401	11 738 613	66 528 122	0,2400	0,1764

I Tabell 11.2 redovisas hur många pannor i el- och värmesektorn som får en nettointäkt från avgiftssystemet. I samma tabell redovisas också uppskattade värden för de högsta nettokostnaderna och nettointäkterna i miljoner kronor för pannor som eldas med olika stora andelar avfall. En större andel av avfallspannorna får nettointäkter från avgiftssystemet jämfört med vad som är fallet för pannor som eldas med andra bränslen. För majoriteten av avfallspannorna innebär dock avgiftssystemet en nettokostnad. De tämligen höga beloppen i Tabell 11.2 innebär att avgiftssystemet på marginalen kan ha en avgörande betydelse för investeringar i nya pannor. Dock, i jämförelse med intäkterna från mottagningsavgifterna för avfall utgör eventuella nettointäkter från kväveoxidavgiften ett litet incitament (se Figur 11.1).

Tabell 11.2 Kväveoxidavgiftssystemets utfall på olika pannor i el- och värmesektorn 2014

Verksamhet	Antal vinnare	Andel vinnare [%]	Störst årlig nettokostnad [Mkr]	Störst årlig nettointäkt [Mkr]
El- och värme (Avfall hög)	25	42	4,3	5,3
El- och värme (Avfall medel)	11	55	1,7	3,2
El- och värme (Avfall låg)	56	31	1,0	11,3

För att kunna avgöra om avgiftssystemet bidrar positivt till investeringar i avfallsförbränning redovisas i Tabell 11.3 deskriptiv statistik för de pannor som fanns registrerade i kväveoxidavgiftssystemet 2014 men inte något av åren 2000–2007. Inte heller för dessa förmodat nya pannor finns något tydligt mönster.

Baserat på statistiken i Tabell 11.3 verkar avgiftssystemet inte ha varit någon central drivkraft för hur investeringar i el- och värmesektorn fördelats mellan avfallspannor och andra pannor. I tabellen framgår emellertid att sannolikheten för att erhålla en nettointäkt från avgiftssystemet är större för stora pannor. En kraftvärmepanna eller en större hetvattenpanna kan sannolikt optimeras på sådant sätt att investerare kan räkna med en betydande nettointäkt från avgiftssystemet.

Sammanfattningsvis innebär detta att det genom kväveoxidavgiftssystemet kanaliseras resurser från främst massa- och pappersindustrin och träindustrin till el- och värmesektorn. Avgiftssystemet ökar lönsamheten i nya pannor om de utformas och drivs ekonomiskt effektivt. Baserat på uppgifter från Naturvårdsverkets databas över anläggningar i kväveoxidavgiftssystemet dras slutsatsen att avgiftssystemet inte uppenbart gynnar avfallspannor mer än biobränslepannor i el- och värmesektorn. Däremot verkar avgiftssystemet gynna stora pannor. Stora pannor genererar mer intäkter och kan därför räkna hem dyrare investeringar i reningsutrustning, t.ex. en katalysator.

Tabell 11.3 Avgiftssystemets utfall på avfallspannor som tillkommit under perioden 2008–2014 samt för avfallspannor av olika storlekar

Verksamhet	Antal pannor	Antal vinnare	Andel vinnare [%]	Störst nettokostnad [Mkr]	Störst nettointäkt [Mkr]
El- och värme (Avfall hög)	20	10	50	1,2	4,3
El- och värme (Avfall medel)	7	3	43	1,2	3,1
El- och värme (Avfall låg)	46	20	43	1	11,3
Installerad effekt ≤ 25 MW	36	3	8	1,2	0,4
Installerad effekt 25 MW ≤ 50 MW >	16	11	69	1,2	2,4
Installerad effekt > 50 MW	21	19	90	1,1	11,3

11.7 Elcertifikatssystemet

Nya kraftvärmeverk som eldas med biobränsle är berättigade till elcertifikat i 15 år. Berättigade producenter får ett elcertifikat per MWh el som produceras från förnybara energikällor och torv. Ett elcertifikat är likt en utsläppsrätt ett värdepapper som har ett marknadspris. I praktisk mening är elcertifikat en tidsbegränsad produktionssubvention till producenter av el från förnybara energikällor och torv. Efterfrågan på elcertifikaten skapas genom att elleverantörer är skyldiga att köpa elcertifikat motsvarande en viss andel (kvot) av sin elförsäljning.

Priset på elcertifikat har sedan 2008 fallit från över 300 kronor per MWh till cirka 70 kronor per MWh i mars 2017. I förhållande till spotpriset på el är elcertifikatpriset betydande. Det genomsnittliga spotpriset på el var 2015 cirka 220 kronor per MWh. I kraftvärmesektorn innebär elcertifikatsystemet en extra intäkt för anläggningar som eldas med biobränsle. Elforsk räknade 2014 med att elcertifikatsystemet bidrar med en intäkt om 19 öre per kWh el som produceras med biobränsle²¹. Sedan 2014 har elcertifikatpriset dock sjunkit betydligt.

²¹ Elforsk (2014) El från nya och framtida anläggningar 2014.

Anläggningar som producerar el med avfall som bränsle berättigar inte till elcertifikat, och detta gäller exempelvis även för de förnybara fraktionerna av hushållsavfallet. Detta har motiverats med att det inte anses finnas något stödbehov för sådan användning, samt att det skulle motverka målet för ökad materialåtervinning och biologisk behandling²². Elcertifikatsystemet styr därmed i viss mån investeringar i el- och värmesektorn från avfallsförbränning till biobränsleldade anläggningar.

11.8 Miljöbalken och industriutsläppsdirektivet

Miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999 och utgörs av en samordnad lagstiftning med det övergripande målet att främja en hållbar utveckling. Miljöbalken innehåller exempelvis regler som ska trygga en god hushållning med mark- och vattenresurser. Återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med råvaror, material och energi ska främjas så att ett kretsloppsanpassat samhälle kan uppnås. I 2 kap. miljöbalken finns ett antal allmänna hänsynsregler som ska ligga till grund för rätts-tillämpningen. Dessa inkluderar bl.a. försiktighetsprincipen, produktvalsregeln samt principen att det är förorenaren som ska betala (PPP).

Miljöbalkens regler påverkar förutsättningarna för avfallsförbränning på en rad olika sätt, ibland direkt och ibland indirekt. Ett exempel på en potentiell indirekt påverkan rör den s.k. produktvalsregeln. Den anger att alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd, ska undvika att använda sådana kemiska produkter eller biotekniska organismer som kan befaras medföra risker för bl.a. människors hälsa. Detta gäller under förutsättning att produkterna kan ersättas med sådana som kan antas vara mindre farliga. Produktvalsregeln gäller för såväl företag som hushåll. Potentiellt skulle denna regel kunna vara viktig för att avgifta kretsloppen, och på så sätt förbättra förutsättningarna för materialåtervinning. Å andra sidan är det osäkert hur stor effekt den haft i praktiken på grund av svårigheterna att följa upp regelns efterlevnad. Detta är inte minst tydligt för

²² Prop. 2005/06:154.

hushållen där det i praktiken inte förekommer någon tillsyn på området.

Det mest tydliga exemplet där miljöbalken har en direkt påverkan är att den innehåller regler om tillstånd, tillåtlighet och dispens för miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet. Avfallsförbränning får inte bedrivas utan tillstånd i enlighet med 9 kap. 6 § miljöbalken. Till ansökan om tillstånd ska en miljökonsekvensbeskrivning bifogas i enlighet med 6 kap. 1 § miljöbalken. Denna ansökan utgör en del av underlaget för beslut i tillståndsfrågan inklusive villkoren för tillståndet, och ska bl.a. innehålla beskrivningar av verksamhetens direkta och indirekta miljökonsekvenser i vid mening. Vid prövningen av tillstånd ska balkens allmänna hänsynsregler tillämpas (se ovan).

Här ingår även principen om bästa möjliga teknik, förkortad BMT, och som innebär att verksamhetsutövaren ska välja den teknik för exempelvis rening som medför minst utsläpp av skadliga ämnen till miljön. BMT-kraven är således centrala, men kraven gäller i den utsträckning det kan anses rimligt att uppfylla dem, se 2 kap. 7 § miljöbalken. Detta innebär med andra ord att kostnaderna för att vidta skyddsåtgärder inte får vara orimligt höga i förhållande till den miljönytta som dessa åtgärder medför. Vad som anses vara rimligt bedöms alltså med utgångspunkt i det enskilda fallet, och i bedömningen ska särskilt beaktas den aktuella verksamhetens beskaffenhet och det geografiska områdets känslighet.

De tillståndsvillkor som gäller för en enskild anläggning kan uttryckas på olika sätt, exempelvis i termer av maximalt tillåtna utsläpp av ett visst ämne per producerad enhet. Tillstånden innehåller normalt ett flertal villkor. De allra flesta avfallsförbränningsanläggningar i Sverige har villkor för kväveoxidutsläpp. Dessa har tillsammans med kväveoxidavgiften bidragit till att sänka utsläppen. Sedan 2005, dvs. samma år som EU ETS infördes, finns dock inga möjligheter att inom ramen för miljötillståndet sätta villkor för utsläppen av koldioxid.

Avfallsförbränningssektorn påverkas även av de förordningar (t.ex. SFS 2013:253) som genomför de delar av EU:s industriutsläppsdirektiv (2010/75/EU) som handlar om stora förbränningsanläggningar och avfallsförbränning. Utöver de villkor som anges i tillståndet enligt miljöbalken måste en anläggning även

förhålla sig till de gränsvärden för utsläpp (eller andra ”mjukare” villkor) som anges i dessa förordningar, de s.k. BAT-slutsatserna.

Miljöbalkens allmänna hänsynsregler samt bestämmelser om tillståndsprövning har inte ändrats med anledning av införandet av industriutsläppsdirektivet. Systemet med tillståndsprövning gäller som tidigare och med samma kravnivåer som tidigare. BAT-slutsatserna är således genomförda som ett parallellt system till tillståndsprövningen, med generella föreskrifter som ska uppdateras fortlöpande.

11.9 Andra avfallspolitiska styrmedel

11.9.1 Avfallsskatten och deponiförbud

Deponering är en behandlingsmetod för avfall som inte kan eller ska återvinnas. I Sverige är det förbjudet att deponera utsorterat, brännbart avfall sedan 2002 och organiskt avfall sedan 2005. När deponiförbudet för brännbart avfall infördes ökade efterfrågan på andra behandlingsmetoder och förbränningskapaciteten räckte inte till. Detta bidrog till den snabba utbyggnaden av avfallsförbränningskapaciteten i Sverige och styrde brännbara avfallsfraktioner uppåt i avfallshierarkin, från bortskaffning (deponering) till att återvinnas på annat sätt (vilket bl.a. inkluderar energiåtervinning).

Skatten på avfall som deponeras, förkortad avfallsskatten, infördes 2000 och regleras genom lagen (1999:673) om skatt på avfall. Den syftar till att öka de ekonomiska incitamenten att behandla avfall på ett från miljösynpunkt bättre sätt, och bidrar därför till att styra avfallshanteringen högre upp i avfallshierarkin. Skatten uppgår till 500 kronor per ton avfall sedan den 1 januari 2015 och ska betalas för avfall som förs in till en avfallsanläggning där avfall till en mängd av mer än 50 ton per år slutligt förvaras eller förvaras under längre tid än tre år. Avfallsskatt ska också betalas för avfall som uppkommer inom en anläggning där det huvudsakligen bedrivs annan verksamhet än avfallshantering, om farligt avfall eller annat avfall till en mängd av mer än 50 ton per år deponeras inom anläggningen eller förvaras där under längre tid än tre år.

Sedan avfallsskatten infördes har deponeringen av avfall som omfattas av skatten minskat betydligt. Exempelvis deponeras i dag

endast cirka 1 procent av hushållsavfallet. Detta betyder dock inte att avfallsskatten varit den huvudsakliga drivkraften bakom denna utveckling. Naturvårdsverket genomförde 2013, i samarbete med Skatteverket, en översyn och analys av den miljöstyrande effekten av avfallsskatten. I denna konstateras att denna effekt varit måttlig, samt att deponiförbuden i stället har orsakat den observerade nedgången i mängden deponerat avfall.

11.9.2 Producentansvaret

Enligt producentansvaret ska producenterna se till att det finns lämpliga insamlingssystem och att en viss mängd av avfallet materialåtervinns. Producentansvaret syftar också till att producenterna ska ta fram produkter som är mer resurssnåla, lättare att återvinna och inte innehåller miljöfarliga ämnen. Avfall inom producentansvaret kan uppstå både som hushållsavfall och som verksamhetsavfall. Producentansvaret beskrivs mer ingående i kapitel 7.

I miljöbalken (1998:808) ges kommunerna rätt att meddela föreskrifter om att avgift ska betalas för insamling, transport, återvinning och bortskaffande av avfall som kommunen ansvarar för²³. Samma kapitel ger också kommunen utrymme att ta ut avgifter på ett sådant sätt att återanvändning, återvinning eller annan miljöanpassad avfallshantering främjas²⁴.

Kommunerna kan alltså använda taxan för att premiera en mer miljöanpassad avfallshantering för det avfall kommunerna har ansvar för. Därtill finns en möjlighet för regeringen att ge kommunerna eller den myndighet regeringen bestämmer rätt att meddela föreskrifter om att producenter ska betala avgift för insamling, transport och bortskaffande av avfall som utförs genom kommunens försorg.

Producentansvaret har bidragit till att öka återvinningen av avfall och styr därmed avfallshanteringen uppåt i avfallshierarkin.

²³ 27 kap. 4–6 §§ miljöbalken.

²⁴ 27 kap. 5 § miljöbalken.

11.10 Kommunala styrmedel

11.10.1 Avfallsplanering och föreskrifter

Från och med 1991 ska alla kommuner ha en renhållningsordning och en avfallsplan som omfattar alla avfallslag. Kommunerna beslutar själva om hur hushållsavfallet och det hushållsliknande verksamhetsavfallet ska hanteras. Kommunens roll som beslutsfattare beskrivs mer ingående i kapitel 7.

Utformningen av insamlingsystem och avfallstaxan utgör två viktiga instrument i den kommunala styrningen av avfallsflödena.

Fastighetsnära insamling²⁵

FNI av mat-, förpacknings- och grovavfall förekommer i många kommuner i Sverige. Insamlingen sker antingen i kommunal eller privat regi. FNI av matavfall i kommunal regi förekom 2014 i cirka 165 kommuner. I de flesta kommunerna samlas matavfallet in i separata kärl. Ungefär 130 kommuner samlar in matavfall från storkök och restauranger. Utsorteringen av matavfall kan vara frivillig eller obligatorisk.

I vissa kommuner som inte har FNI i kommunal regi finns möjlighet att köpa sådana tjänster av privata företag. Marknaden för dessa tjänster bygger på att hushållen är villiga att betala för att underlätta sitt källsorterande. Denna marknad finns av naturliga skäl inte i kommuner där FNI av förpackningsavfall och returpapper redan erbjuds i kommunal regi.

De flesta kommuner erbjuder FNI av grovavfall, men denna tjänst är oftast belagd med en tilläggsavgift. I vissa glesbyggds kommuner ingår insamling av grovsopor i den ordinarie avfallstaxan.

²⁵ Statistiken i avsnittet kommer från Avfall Sverige (2015), "Hushållsavfall i siffror – Kommun- och länsstatistik 2014", Rapport 2015:25. Eftersom alla kommuner inte är medlemmar i Avfall Sverige är statistiken inte heltäckande.

Avfallstaxa

Kommunerna bestämmer själva över avfallstaxans utformning och nivå. Alla kommuner i Sverige styr kärll- och säckavfallet med en grovskalig volymtaxa. Volymtaxan styr valet av kärllstorlek och antal hämtningar. Några kommuner har även en viktbaserad komponent i avfallstaxan, s.k. vikttaxa. Vikttaxan styr avfallsflödena mer kontinuerligt. De kommuner som infört vikttaxa har prissatt det blandade hushållsavfallet. I vissa kommuner omfattar vikttaxan även matavfallet. Vikttaxa innebär att aktörer ges ekonomiska incitament att minska mängden uppkommet avfall samt att källsortera detta.

År 2014 hade endast 31 kommuner en viktbaserad komponent i sin avfallstaxa. Både Göteborg och Stockholm tillämpar vikttaxa, men bara för villahushåll i den sistnämnda kommunen. Det är viktigt att här påpeka att vikttaxan endast avser kärll- och säckavfallet och inte hushållens trädgårdsavfall och grovavfall som i stället lämnas vid kommunernas återvinningscentraler. Det är alltså en relativt liten del av det totala hushållsavfallet i Sverige som är föremål för enhetsprissättning.

11.10.2 Att styra hushållsavfall med prissättning

Den litteratur som finns på området ger ett starkt stöd åt slutsatsen att prissättning av avfall minskar mängden blandat avfall²⁶. I en svensk studie från 2010 framgår att kommuner med vikttaxa genererade 20 procent mindre blandat avfall per person jämfört med andra kommuner²⁷. I studien kontrolleras emellertid inte för systematiska skillnader mellan kommuner med och utan vikttaxa i fråga om avfallssystem (t.ex. utsortering av matavfall, fastighetsnära insamling) och socioekonomiska faktorer (t.ex. inkomst, utbildning, andel villahushåll, glesbygd etc.).

²⁶ Se litteraturoversikt i Allers och Hoeven (2010). "Effects of unit-based garbage pricing: A difference-in-difference approach". *Environmental and resource economics*, 45, 405–428.
Kinnaman (2006). "Policy watch: Examining the justification for residential recycling", *Journal of Economic perspectives*, 20, 219–232.

²⁷ Dahlén och Lagerkvist (2010). "Pay as you throw- Strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems in Sweden". *Waste management*, 30, 23–31.

För att vara säker på att skillnaden mellan kommunerna beror på viktntaxan och inte på skillnader i andra faktorer måste dessa faktorer konstanthållas. Detta kan göras med hjälp av statistiska metoder. Resultaten från en svensk studie där sådana metoder tillämpas visar att insamlingen av plastförpackningar i genomsnitt har varit cirka 15–20 procent högre i kommuner med vikttxa jämfört med andra kommuner, allt annat lika²⁸.

Inom ramen för utredningen har data från Avfall Sverige (Avfalls Web) och FTI AB analyserats med en enkel linjär regressionsmodell²⁹. Resultaten pekar på att mängden kärll- och säckavfall är lägre (cirka 35 kilo per person och år) i kommuner med vikttxa jämfört med andra kommuner³⁰.

Resultaten visar också att det i kommuner med vikttxa återvinns cirka 9 kilo mer förpackningar och tidningar per person. Framför allt samlas det in relativt mycket plast, papper och tidningar. Resultaten visar ingen statistiskt signifikant korrelation mellan vikttxa och mer insamling av glas och metall, för vilka insamlingsgraden generellt sett är relativt hög.

Resultaten ger däremot inget stöd till att vikttxa ökar andelen matavfall som återvinns biologiskt givet att kommuner sorterar ut matavfall. I denna del stödjer resultaten hypotesen att folk styrs av sociala normer och gör vad de anser bör göras. Ombeds folk att sortera matavfall och får utrustning för det så sorterar de.

Resultaten visar i övrigt att andelen högskoleutbildade, andelen villahushåll samt möjligheten till FNI är positivt korrelerade med mängden insamlade förpackningar och tidningar (mätt i kilo per person). Allt annat lika medför en högre medelinkomst att det samlas in mindre av förpackningar och tidningar och att mängden kärll- och säckavfall ökar. Dessa resultat är intuitiva och stärker trovärdigheten i det underliggande datamaterialet.

Baserat på ovanstående resultat kan konstateras att vikttxa potentiellt har en signifikant inverkan på mängden genererat kärll- och säckavfall samt på mängden insamlat sorterat avfall. Detta

²⁸ Hage m.fl. (2008). Household plastic waste collection in Swedish municipalities: A spatial-econometric approach. Konferensartikel presenterat vid EAERE-konferensen i Göteborg 2008.

²⁹ Linjär regressionsanalys är en statistisk metod som sammankopplar en variabel med en eller flera andra variabler. I analysen skattas genomsnittliga samband mellan två variabler.

³⁰ Resultatet stämmer väl överens med resultatet i Dahlén och Lagerkvist (2010).

betyder inte nödvändigtvis att en eventuell avfallsförbränningskatt skulle få en betydande effekt på dessa variabler. Den största effekten av viktntaxa är förmodligen effekten av själva vetskapen av att avfallskostnaden beror på mängden avfall, dvs. själva pris-sättningen.

Sammantaget indikerar resonemanget ovan att mängden brännbart avfall är lägre i kommuner med viktntaxa eller FNI för villahushåll. En slutsats av detta är att det kan finnas en målkonflikt inom kommuner som har avfallsförbränningsanläggningar. En högre grad av källsortering kan få negativa ekonomiska konsekvenser för de kommunala energibolagen. Införsel av utländskt avfall minskar denna målkonflikt eftersom möjligheten att ta in utländskt avfall gör att avfallspannor kan dimensioneras i förhållande till värmeunderlaget och inte efter tillgången på lokalt avfall.

11.11 Styrning mot vägledande miljömål

De enskilda styrmedel som har diskuterats i det här kapitlet bör sättas i ett större politiskt sammanhang. Det politiska ramverket utgör en viktig utgångspunkt för huruvida enskilda styrmedel kan sägas vara kostnadseffektiva och samhällsekonomiskt effektiva. I Kapitel 3 redogjordes i detalj för de politiska målsättningar som omgärdar avfallshanteringen i Sverige. Här redogörs för vissa av målsättningarna igen i syfte att belysa avfallsförbränningens funktion i ett miljöpolitiskt perspektiv.

Generationsmålet är det övergripande målet för miljöpolitiken och innebär att det till nästa generation ska lämnas över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser. Målet innebär bl.a. att kretsloppen ska vara resurseffektiva och så långt som möjligt fria från farliga ämnen. Målet är även att en god hushållning sker med naturresurserna. Riksdagen har därutöver beslutat om 16 miljö kvalitetsmål. Avfallshandtering berörs i första hand av målen om en god bebyggd miljö och en giftfri miljö.

Till miljö kvalitetsmålen finns en rad preciseringar och etappmål. Under målet God bebyggd miljö finns en precisering om hållbar avfallshandtering. Denna precisering uttrycker att avfallshandteringen

ska vara effektiv för samhället och enkel att använda för konsumenterna.

Avfallet ska förebyggas samtidigt som resurserna i det avfall som uppkommer ska tas till vara i så hög grad som möjligt samt att avfallets påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. Det sistnämnda knyter an till etappmålet om giftfria och resurseffektiva kretslopp under miljö kvalitetsmålet En giftfri miljö.

Detta etappmål innebär att användningen av återvunna material ska vara säker ur hälso- och miljösynpunkt genom att återcirkulation av farliga ämnen så långt som möjligt undviks samtidigt som resurseffektiva kretslopp eftersträvas. Under samma miljömål finns en precisering som säger att spridningen av oavsiktligt bildade ämnen med farliga egenskaper ska vara mycket liten. Preciseringen är direkt tillämplig på t.ex. dioxin som bildas vid förbränning av avfall.

De ovan nämnda miljömålen med dess preciseringar och etappmål synliggör en potentiell mållkonflikt i avfallspolitiken. Via materialåtervinning kan ekonomins inverkan på det ekologiska systemet reduceras, t.ex. genom ett minskat uttag av naturresurser och en minskad uppkomst av farliga ämnen som kan spridas till naturen. Av miljö- och hälsoskäl är det dock inte alltid önskvärt att styra avfall uppåt i avfallshierarkin.

Förbränning är ofta det bästa sättet att kontrollera och minska spridningen av farliga ämnen, som t.ex. kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) i konsumentnära plast och andra ämnen som förbjudits i den Europeiska kemikalielagstiftningen. Ett annat exempel är högtemperaturförbränning av högflourerade ämnen (PFAS).

Denna problematik synliggjordes när Naturvårdsverket 2013 lade fram ett förslag om nya etappmål för ökad förberedelse för återanvändning och materialåtervinning av avfall. Naturvårdsverket betonade i detta sammanhang att det är viktigt med återvinning av god kvalitet för att minska risken för att farliga ämnen sprids vid förberedelse till återanvändning eller vid materialåtervinning.

En slutsats som kan dras av ovanstående problematik är att avfallspolitiken måste baseras på svåra avvägningar utifrån vad som utgör ett effektivt resursutnyttjande i det enskilda fallet. Avfallsförbränningen har här en viktig roll att fylla. Det finns dock en tydlig inriktning i politiken att styra avfall uppåt i avfallshierarkin då det är lämpligt ur miljösynpunkt samt ekonomiskt rimligt.

12 Bör skatt införas på förbränning av avfall?

12.1 Inledning

I det här kapitlet analyseras hur en skatt per ton avfall som förbränns passar in i det klimat- och miljöpolitiska ramverket i Sverige. I kapitlet analyseras en sådan skatts potential att styra avfallsflöden på ett ändamålsenligt sätt givet de incitamentsstrukturer och institutionella förutsättningar som råder i dag. I analysen beaktas att det i kommittédirektiven framgår att syftet med en eventuell skatt på förbränning av avfall ska vara att ”uppnå en mer resurseffektiv och giftfri avfallshantering i enlighet med avfallshierarkin och regeringens ambition om att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer”. Direktiven betonar att styrmedel bör utformas efter principen om att förorenaren betalar samt att eventuella förslag ska vara samhällsekonomiskt effektiva och kostnadseffektiva.

Som beskrevs i Kapitel 4 ger ett kostnadseffektivt styrmedel aktörer incitament att genomföra den kombination av åtgärder som säkerställer att en önskvärd effekt kan nås till lägsta möjliga kostnad för hela samhället. Ett samhällsekonomiskt effektivt styrmedel innebär – utöver kostnadseffektivitet – att en aktivitet drivs fram till den punkt där kostnaden för att marginellt öka den ytterligare är lika hög som värdet av en sådan ökning.

En bedömning av hur styrmedel påverkar den samhällsekonomiska effektiviteten måste även beakta ekonomiska systemeffekter, s.k. allmänjämviktseffekter. Exempelvis är det viktigt att beakta hur intäkterna från enskilda skatter påverkar skattesystemets totala effektivitet, s.k. fiskal effektivitet (se kapitel 4 för mer information).

12.2 Behovet av en skatt på avfall som förbränns

Alla resurser är mer eller mindre begränsade. För att uppnå en så hög välfärd som möjligt är det viktigt att resurserna används på ett effektivt sätt. Materialåtervinning, en giftfri miljö, klimat- och miljömål, låga energipriser, en kostnadseffektiv avfallshantering och bra avkastning på investerat kapital kan alla samlas under paraplybegreppet resurseffektivitet.

Som konstaterades i kapitel 4 kan marknadshushållningen regleras för att effektivisera resursanvändningen och därmed höja välfärden i samhället. Det betyder emellertid inte att alla regleringar är välfärdsfrämjande. Regleringar som inte är verkningsfulla eller är utformade på ett icke-ändamålsenligt sätt i övrigt kan innebära stora merkostnader för samhället. För att undvika ett sådant utfall är det viktigt att marknadshushållningen styrs med ett regelverk som är konsekvent och sammanhängande. Grundprincipen för detta regelverk bör vara att åtgärda marknadsmislyckanden på ett ändamålsenligt sätt. Negativa miljöeffekter från förorenande utsläpp är ett sådant misslyckande. Utgångspunkten för utformningen av miljöskatter är att så träffsäkert som möjligt internalisera de miljö- och hälsorelaterade kostnader som utsläppen från olika typer av verksamheter medför.

Förbränning av avfall har ett flertal negativa externa effekter, bl.a.:

- utsläpp av koldioxider,
- utsläpp av kväveoxid,
- utsläpp av sot och små partiklar, samt
- utsläpp av dioxiner och tungmetaller.

En samhällsekonomiskt effektiv skatt på avfall som förbränns internaliserar miljöskadorna av dessa utsläpp och kan därför på flera sätt påverka miljön positivt¹. I teorin ska den optimala skatten

¹ Med en samhällsekonomiskt effektiv skatt på avfall som förbränns menas här en skatt som är differentierad med avseende på avfallens komposition, förbränningsanläggningens lokalisering och tekniska förutsättningar och potentiellt vilken tid på dygnet förbränningen sker. Exempelvis är det mer skadligt för miljön att bränna plast och målarfärg än att bränna matavfall. Vidare, hälsoeffekterna av vissa utsläpp blir större om fler människor exponeras vilket medför att utsläpp i stadsmiljö är mer hälsoskadliga än utsläpp på landsbygden, allt annat lika.

säkerställa två saker. Det första är att miljöpåverkan från avfallsförbränningen begränsas till en för samhället önskad nivå. Det andra är att de som genererar avfallet och har rådighet över dess uppkomst och sortering ges incitament att göra det som är rätt från ett samhällsekonomiskt perspektiv. För att så ska ske måste det exempelvis finnas tekniska möjligheter för de skattskyldiga att mäta och kontrollera enskilda avfallsleverenser. Det behövs också en marknadsstruktur som innebär att kostnadsmedvetna aktörer ställs inför och agerar efter en förändrad prissättning på avfallet.

Av olika anledningar går det inte att utforma en samhällsekonomiskt effektiv avfallsförbränningsskatt som samtidigt internaliserar alla externa effekter. Miljöeffekter är av olika karaktär, de är svåra att fastställa och möjligheterna att till en rimlig kostnad kontrollera innehållet i de enskilda avfallsleveranserna är ofta starkt begränsade. Dessutom är marknadsstrukturen komplex.

I Sverige tillämpas en portfölj av styrmedel för att åtgärda den uppsjö av marknadsmisslyckanden som finns under en varus livscykel. Styrmedlen är en mix av ekonomiska styrmedel och olika former av administrativa regleringar samt information. Många av dessa styrmedel riktar sig direkt mot olika steg i avfallshanteringen. När ett nytt styrmedel övervägs är det viktigt att det finns ett tydligt mervärde med detta, och att det i möjligaste mån undviker målkonflikter.

Nya styrmedel bör åtgärda oreglerade marknadsmisslyckanden och/eller eventuella reglerarmisslyckanden. Det senare förutsätter att gamla styrmedel korrigeras eller helt tas bort. När det gäller en skatt på förbränning av avfall är det centralt att först fastställa vilket eller vilka problem som skatten avser att lösa. En senare fråga att besvara blir huruvida skatten kostnadseffektivt löser dessa problem.

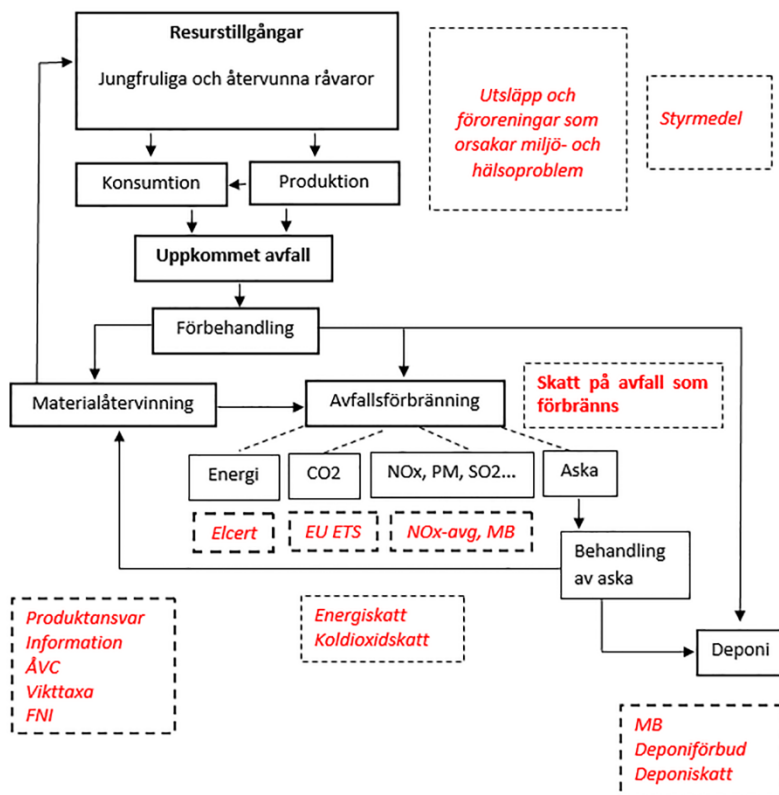
I Figur 12.1 visas ett flödesschema för brännbart avfall som avser att illustrera hur en skatt på förbränning av avfall kan tänkas passa in i det regelverk som redan finns i Sverige, och hur den skulle interagera med andra styrmedel². Essensen av Figur 12.1 är att efterfrågan på materialåtervinning i grunden bestäms av marknadspriserna på jungfruliga råvaror samt av kostnaderna för att generera användbara produkter från återvunnet material.

² Figuren är en egen bearbetning av en figur som finns i Dubois, 2013.

Efterfrågan på materialåtervinning påverkas även av förutsättningarna för andra avfallsbehandlingsalternativ, dvs. deponering och förbränning. Den politiska styrningen som sker av deponier i Sverige och i närliggande länder påverkar inte bara efterfrågan på materialåtervinning utan även efterfrågan på avfallsförbränning.

Förbränning av avfall orsakar samtidigt flera typer av externa effekter (t.ex. kväveoxidutsläpp) och regleras därför med flera styrmedel (t.ex. kväveoxidavgift, maximalt tillåtna gränsvärden etc.). Dessa fördyrar på olika sätt en legal förbränning av avfall. Eftersom en del av det källsorterade avfallet går till förbränning efter att det bortsorterats av återvinningsindustrierna medför en kostnadsökning för förbränning av avfall även att materialåtervinningen fördyras, dock inte i samma utsträckning.

Figur 12.1 Övergripande flödesschema för material och centrala styrmedel



Förkortningarna i figuren har följande innebörd: Elcertifikat har förkortats elcert, miljöbalken har förkortats MB, återvinningscentral har förkortats ÅVC och fastighetsnära insamling har förkortats FNI.

Miljöpåverkan från avfalls- och energisektorn är svår att reglera (t.ex. beskatta) på ett träffsäkert sätt, t.ex. miljöpåverkan från kemikalier och farliga ämnen i produkter. I detta sammanhang spelar avfallshierarkin en potentiellt viktig roll som en miljöpolitisk tumregel för hur styrmedel i generell mening bör främja respektive motverka olika typer av avfallsbehandlingsmetoder³. En skatt på avfall som förbränns har, oavsett utformning, potential att ytterligare styra behandlingen av avfall uppåt i avfallshierarkin från

³ Moberg (2006).

energiåtervinning till materialåtervinning. Via materialåtervinning kan ekonomins inverkan på det ekologiska systemet reduceras, t.ex. genom ett minskat uttag av naturresurser och minskad uppkomst av farliga ämnen som kan spridas till naturen.

Det är här viktigt att påpeka att det av miljöskäl inte är önskvärt att styra allt avfall uppåt i avfallshierarkin. Förbränning är ofta det bästa sättet att kontrollera och minska spridningen av farliga ämnen, t.ex. ämnen som finns i läkemedel och visst industriavfall (se även kapitel 9). Det kan även finnas andra skäl till varför avsteg från avfallshierarkin bör göras. Exempelvis är vissa avfallsslag (t.ex. grus, bergrester, lera, jord etc.) undantagna från avfallsskatten eftersom det inte finns några miljömässigt bättre behandlingsmetoder än deponering.

De positiva miljöeffekterna måste i en samhällsekonomisk analys ställas mot de kostnader som en skatt på avfall som förbränns innebär för hushåll och företag. Exempelvis, om allt icke-farligt avfall (exkl. träavfall) som förbränns beskattas med 500 kronor per ton innebär det att den årliga skattekostnaden för förbränningsanläggningarna sammanlagt blir cirka 3 miljoner kronor per år innan någon marknadsanpassning skett. Denna kostnad kommer helt eller delvis att föras vidare till hushåll och andra verksamheter. Eftersom skatteintäkterna senare på olika sätt förs tillbaka till hushållen blir kostnaden för det avfallsgenererande kollektivet betydligt lägre än 3 miljoner kronor.

Under gynnsamma förhållanden tvingar skatten fram avfallsrelaterade åtgärder som på marginalen kostar 500 kronor mer än de åtgärder som redan vidtas. Det är summan av dessa åtgärds-kostnader samt storleken på de skatteklar som skatten medför som ska ställas mot miljövinster. Om skatten visar sig vara verkningslös medför den små miljövinster men också låga åtgärds-kostnader. Skatten är i ett sådant fall jämförbar med en fiskal konsumtionsskatt som orsakar effektivitetsförluster i form av skatteklar på olika marknader (se Kapitel 4 för en fördjupad diskussion).

12.3 Beskattningsmodeller

Hur en skatt på avfall som förbränns bör utformas beror på vad syftet med den är. Om syftet är att styra utsläpp av koldioxid bör skatten utformas inom ramen för lagen (1994:1776) om skatt på energi, förkortad LSE. Om syftet med skatten i stället/också är att mer allmänt styra i enlighet med avfallshierarkin bör den utformas mer generellt inom ramen för lagen (1999:673) om skatt på avfall, förkortad LSA eller som en egen lag. I följande delkapitel analyseras om en skatt på avfall har en roll att fylla som klimatpolitiskt respektive miljöpolitiskt styrmedel.

12.3.1 Vilka bränslen är skattepliktiga enligt energiskattedirektivet och lagen om skatt på energi?

LSE reglerar skatter på bränslen och el. Skattereglerna är anpassade till rådets direktiv 2003/96/EG av den 27 oktober 2003 om en omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet, förkortat energiskattedirektivet⁴. Direktivet innehåller bestämmelser om vad som ska beskattas och hur detta ska ske.

Skattepliktiga bränslen enligt energiskattedirektivet och LSE är:

- Alla energiprodukter och produkter som är avsedda att förbrukas, säljas eller förbrukas som motorbränsle eller som tillsats till motorbränsle eller medel för att öka motorbränslets volym.
- Vissa fossila produkter, bl.a. kol och eldningsolja, som är direkt skattepliktiga samt även alla energiprodukter som säljs eller förbrukas för uppvärmning.
- Produkter som innehåller annat kolväte än torv och är avsedda att förbrukas, säljas eller förbrukas som bränsle för uppvärmning.

Kort sagt, alla drivmedel samt alla energiprodukter som säljs eller förbrukas för uppvärmning är skattepliktiga. Energiprodukterna finns uppräknade i 1 kap. 3 § LSE och består främst av fossila

⁴ EUT L 283, 31.10.2003, s. 51.

bränslen men även vissa biobränslen, som t.ex. vegetabiliska och animaliska oljor och fetter samt biogas. Dessutom anges i 2 kap. 4 § LSE att vissa produkter som innehåller annat kolväte än torv och är avsedda att förbrukas, säljs eller förbrukas som bränsle för uppvärmning är skattepliktiga.

Frågan är alltså om de delar av avfallsfraktionerna som innehåller polymera kolväteföreningar, som visst plastavfall, är skattepliktiga enligt LSE. I så fall skulle det innebära att det plastavfall som förbränns för framställning av värme vid kraftvärmeproduktion eller annan värmeproduktion redan i dag utgör ett skattepliktigt bränsle.

I regeringens proposition Anpassningar av energibeskattningen till energiskattedirektivet, m.m. (prop. 2006/07:13) anges dock att polymera kolväteföreningar inte ska anses utgöra kolväten i den betydelse som avses i LSE. Av uttalanden i propositionen kan vidare utläsas att avsikten var att skatteplikten enligt LSE skulle ges samma omfattning som energiskattedirektivet.

Av energiskattedirektivet framgår att medlemsstaterna är skyldiga att beskatta kolväten i nivå med likvärdiga energiprodukter när de används för uppvärmning (artikel 2.3 i energiskattedirektivet). Polymera kolväteföreningar anses dock inte heller utgöra kolväten i den betydelse som avses i energiskattedirektivet. Stöd för den tolkningen återfinns i de politiska diskussioner som fördes i rådet inför antagandet av energiskattedirektivet i början av 2000-talet. Formuleringen i artikel 2.3 utformades med avsikt att säkerställa att avfall och andra restprodukter inte skulle omfattas av skatteplikt. Den ursprungliga formuleringen i kommissionens förslag till ett energiskattedirektiv var betydligt bredare och ändrades, efter förslag från bl.a. Sverige, till nuvarande formulering av artikel 2.3 i syfte att begränsa tillämpningen till att endast avse rena kolväten (kolväten som bara består av kol och väte).

Avfall, restprodukter från skogsindustrin och liknande skulle alltså inte omfattas av direktivet. Kommissionens tjänstemän uttryckte i sammanhanget att det inte varit avsikten med förslaget att införa beskattning av avfall och allt annat som kunde tänkas förbrännas.

Utredningens slutsats är att avsikten med formuleringen av artikel 2.3 i energiskattedirektivet är att polymera kolväteföreningar som kan återfinnas i avfall inte omfattas av de EU-

harmoniserade skattereglerna i energiskattedirektivet. Vidare är utredningens slutsats att polymera kolväteföreningar som kan återfinnas i avfall inte är sådana kolväten som avses i 2 kap. 4 § LSE och avfallet omfattas därmed inte av skatteplikt enligt LSE.

12.4 Avfallsförbränningskatt som klimatpolitiskt styrmedel

Vissa avfallsfraktioner innehåller fossilt kol som vid förbränning orsakar koldioxidutsläpp till atmosfären. Det är framför allt avfall i form av plast, gummi och andra polymerer som innehåller fossilt kol. Utsläppen av koldioxid från avfallsförbränning uppgick 2015 till cirka 2,5 miljoner ton. Som konstaterades i kapitel 10 utgör utsläpp från avfallsförbränningen cirka hälften av de totala utsläppen av koldioxid från el- och värmeproduktionsanläggningar i Sverige.

Koldioxidutsläppen var en av anledningarna till att en skatt på avfall som förbränns infördes 2006. Skatten utformades inom ramen för LSE och hade därför formellt sett en tydlig klimatpolitisk logik. Eftersom de skattepliktiga utsläppen beräknades schablonmässigt baserat på mängden hushållsavfall fungerade dock skatten i praktiken som en generell skatt på hushållsavfall som förbränns.

I enlighet med gällande beräkningskonventioner för koldioxidbeskattning skulle skattesatsen för en avfallsfraktion bestående av 100 procent fossilt kol uppgå till 4 107 kronor per ton kol. Om andelen fossilt kol i en avfallsfraktion är 12,6 procent blir koldioxidskatten därmed 517 kronor per ton avfall. Om avfallsbränslet i delar ses som ett fossilt uppvärmningsbränsle är det rimligt att avfall även blir föremål för energibeskattnings.

Enligt BRAS-utredningens betänkande (SOU 2005:23) ligger plasters kemiska sammansättning nära eldningsolja och det ansågs därför logiskt att plastavfallet beskattades med samma skattesats. Givet den logiken och gällande beräkningskonventioner för eldningsolja skulle skattesatsen för en avfallsfraktion bestående av 100 procent fossil plast uppgå till 1 030 kronor per ton (skattesatsen för eldningsolja uppgår 2017 till 855 kronor per kubikmeter). Om andelen fossilt kol i en avfallsfraktion är 12,6 procent blir energiskatten därmed 130 kronor per ton. Den

totala skattesatsen (koldioxidskatt plus energiskatt) skulle därmed motsvara 647 kronor per ton avfall.

Från och med 2013 omfattas svenska anläggningar som förbränner avfall i huvudsakligt syfte att producera energi (avfallsenergianläggningar) av EU:s handelssystem för utsläppsrätter, förkortat EU ETS. Dessa anläggningar måste årligen lämna in utsläppsrätter motsvarande den mängd fossil koldioxid som uppkommer i förbränningsprocessen. Alla avfallsenergianläggningar måste därför på ett eller annat sätt uppskatta sina faktiska utsläpp enligt förordning 601/2012/EU (se kapitel 9).

Principiellt finns det i ett klimatpolitiskt perspektiv ingen anledning att särbehandla koldioxidutsläpp som härrör från avfallsförbränning. Dessa utsläpp regleras precis som el- och värmeproduktionens utsläpp från förbränning av fossila bränslen inom ramen för EU ETS. De överväganden och bedömningar som gjordes i kapitel 10 blir därför direkt tillämpliga även i fråga om en koldioxidskatt på avfall som förbränns. Utredningen gjorde där bedömningen att det av flera skäl inte är lämpligt att använda dubbla prissignaler för utsläpp inom EU ETS. Utredningen menar bl.a. att en nationell koldioxidskatt på utsläpp inom EU ETS inte har en uppenbar klimateffekt på lång sikt.

Den 9 mars 2017 beslutade regeringen propositionen Ett klimatpolitiskt ramverk för Sverige (prop. 2016/17:146) som bl.a. innefattar förslag till en ny klimatlag och ett långsiktigt utsläppsmål. Riksdagen har beslutat att godkänna regeringens förslag om mål för den svenska klimatpolitiken (se bet. 2016/17:MJU24 och rskr. 2016/17:320). Målet är att senast 2045 inte ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, för att därefter uppnå negativa utsläpp. För att nå nettonollutsläpp får kompletterande åtgärder tillgodoräknas. Utsläppen från verksamheter inom svenskt territorium ska vara minst 85 procent lägre än utsläppen 1990. Målet innebär att en nationell strategi för att hantera utsläpp inom EU ETS måste utvecklas. I den strategin behöver även utsläpp från avfallspannor ingå.

Avfallspannor är långsiktiga investeringar och ett mål för utsläpp på svenskt territorium kommer att medföra stor osäkerhet om framtidens styrmedel. För att undvika onödiga anpassningskostnader är det därför viktigt att en strategi utvecklas skyndsamt när utfallet från de pågående EU-förhandlingarna om EU ETS är känt.

12.5 Avfallsförbränningsskatt som miljöpolitiskt styrmedel

Hur mycket avfall och vilken typ av avfall som måste tas om hand i ett samhälle bestäms främst av vår råvaruanvändning. Råvaruhanteringen kan liknas vid en älv där material processas kontinuerligt och till sist blir till avfall (se Figur 12.1). Företag och hushåll genererar avfall och orsakar negativa miljöeffekter i olika led uppströms.

En avfallsförbränningsskatt innebär beskattning i slutet av strömmen, och kan få flera direkta och indirekta miljöeffekter. Inte minst styr en sådan skatt i enlighet med avfallshierarkin. Avfall styrs från energiåtervinning till återanvändning och återvinning av material. Den exakta miljövinsten är emellertid mycket svår att kvantifiera. Därmed är det också mycket svårt att fastställa vilka nivåer på återvinningen av olika material som är samhällsekonomiskt effektiva.

I kapitel 4 nämndes att det finns schablonmässiga modeller för att beräkna hur mycket resurser som använts under en produkts livscykel. Dessa metoder är vanligt förekommande och används bl.a. för att certifiera produkter och på andra sätt informera konsumenter om produktens indirekta miljöpåverkan. I en samhällsekonomisk konsekvensanalys tillkommer svårigheten att hantera ekonomiska återverknings effekter. Alla styrmedel får ekonomiska återverknings effekter via förändrade relativpriser. Ett exempel på en återverknings effekt är att en ökad materialåtervinning kan medföra att priset på material från jungfrulig råvara sjunker till följd av en ökad konkurrens. Lägre materialpriser medför högre materialefterfrågan. Dessutom kan återvinning innebära s.k. down-cycling, dvs. att det återvunna materialet är av lägre kvalitet än det ursprungliga.

Återvunnet material konkurrerar därför inte nödvändigtvis med material från jungfruliga råvaror. Om återvunnen plast används för att producera t.ex. plank och pallklossar ersätts potentiellt i högre utsträckning biologiskt material än ny plast. Till följd av marknadens funktionssätt blir den faktiska resursbesparingen av resurs-

effektiviserande åtgärder mindre än dess teoretiska potential. Detta fenomen kallas i bland för rekyleffekten av resurseffektiviseringar⁵.

En grundregel för miljöpolitisk styrning är att styrmedel bör sättas in så nära problemkällan som möjligt för att styra på ett ändamålsenligt sätt. Avfallsflöden blandas från enskilda företag och hushåll. En skatt i slutet av en avfallsström blir därför i hög grad schablonmässig om syftet är att påverka uppkomsten av avfall, öka ansträngningarna för att sortera ut specifika material och/eller minska specifika externa miljöeffekter. Kostnadseffektiviteten blir låg om träffsäkerheten dålig.

Skatten tenderar att drabba alla ekonomiska aktiviteter lika hårt obeaktat skillnader i deras miljöpåverkan. Om skatten är viktbaraserad ökar t.ex. incitamenten att sortera ut relativt tunga material, vilket nödvändigtvis inte är de mest angelägna ur miljösynpunkt. Schablonmässiga skatter internaliserar därför inte enbart externa effekter utan kan också leda till att kostnaderna ökar lika mycket för produktion eller konsumtion med relativt liten miljöpåverkan. I praktiken innebär detta att skatten riskerar att ge incitament till förhållandevis kostsamma avfallsåtgärder som har små eller inga miljövinster. De snedvridningar av marknadsincitamenten som skatten orsakar kan därför ge upphov till relativt stora samhälls-ekonomiska kostnader⁶.

Styrmedel som syftar till att främja en giftfri avfallshantering måste utformas så att de träffar de aktörer som skapar problemen, dvs. de som tillför farliga kemikalier som riskerar att hamna i naturen. Styrmedel ska också utformas så att de gifter och farliga ämnen som redan finns i ekonomin behandlas på ett ändamålsenligt sätt. En avfallsförbränningsskatt kan i bästa fall endast indirekt mildra dessa problem; detta bidrar till låg träffsäkerhet och därmed potentiellt till en låg kostnadseffektivitet. Exempelvis är det osannolikt att en avfallsförbränningsskatt skulle ge producenter i Sverige och utomlands incitament att minska tillförseln av enskilda

⁵ Rekyleffekten diskuteras mer utförligt i Sanne (2006) "Rekyleffekten och effektiviseringsfällan", Naturvårdsverket, Rapport 5623.

⁶ Punktskatter påverkar relativpriser. Därigenom styrs produktion och konsumtion från vissa produkter till andra. Skatter påverkar även hushållens realinkomster och därmed deras incitament att lönearbeta. Styrningen orsakar i slutändan konsumtionsrelaterade nyttoförluster för hushållen som måste vägas upp av att skatten också bidrar till minskade externa kostnader. En effektiv miljöskatt maximerar skillnaden mellan samhällets miljövinster och hushållens konsumtionsrelaterade nyttoförluster.

kemikalier genom att ändra sina produktionsprocesser, t.ex. byta insatsvaror.

Att en skatt på avfall som förbränns i teoretisk mening inte effektivt åtgärdar externa effekter betyder dock inte att den är verkningslös. En skatt på avfall som förbränns påverkar relativpriserna för olika behandlingsformer. När avfallsförbränning blir dyrare, blir andra behandlingsformer billigare, relativt sett. En generell skatt på allt avfall som förbränns är dessutom ett relativt lätthanterligt styrmedel. I den bästa av världar överförs de ekonomiska incitamenten från skatten till aktörer uppströms, t.ex. till de företag som säljer avfallsgenererande produkter.

Hur en skatt på avfall som förbränns faktiskt kommer att påverka olika avfallsflöden beror i huvudsak på följande fem faktorer:

1. hur incitamentsstrukturen och förutsättningarna i övrigt ser ut inom avfallssektorn,
2. skattenivåns storlek,
3. hur mottagningsavgifterna påverkas,
4. hur kommunernas avfallstaxor påverkas, och
5. hur känsliga olika företag och hushåll är för förändringar i avfallstaxorna.

I de två följande delavsnitten behandlas hushållsavfallet och verksamhetsavfallet separat. Skälet till detta är att incitamentsstrukturerna ser olika ut för dessa två segment. I analyserna antas att en skatt på förbränning av avfall fullt ut förs vidare genom högre mottagningsavgifter. I avsnitt 12.8 analyseras rimligheten i detta antagande.

12.6 Analys av en skatt på hushållsavfall som förbränns

12.6.1 Incitamentsstrukturen för hushållsavfall

För att en avfallsskatt ska få en betydande effekt på avfallsflödena måste den innebära ett ekonomiskt incitament för de aktörer som genererar och/eller hanterar avfall. År 2014 tillämpade 31 kommuner viktbaserad avfallsinsamling. Både Göteborg och Stockholm har infört vikttaga, men bara för villahushåll i den sistnämnda kommunen. I övriga kommuner (och segment) baserades avfallsinsamlingen på volymintervall (sopkärlets storlek och antalet tömningar).

En eventuell skatt skapar i dessa kommuner små incitament att byta storlek på sopkärlet alternativt minska antalet tömningar per år, vilket får anses vara relativt omfattande åtgärder⁷. Det är viktigt att här påpeka att vikttagan endast avser kärll- och säckavfallet och inte hushållens trädgårdsavfall och grovavfall som lämnas vid kommunernas återvinningscentraler. Med andra ord finns överlag i kommunerna svaga eller inga institutionella förutsättningar för att en skatt på avfallsförbränning ska kunna omvandlas till ekonomiska incitament för källsortering etc. högre upp i avfallsströmmen.

Även strukturen på avfallsmarknaden hindrar en effektiv prisstyrning av hushållsavfallet. Kommunerna har ansvaret för att samla in och behandla hushållens avfall som inte faller under producentansvaret. Ansvaret för insamlingen av avfall som faller under producentansvaret, som t.ex. förpackningar och returpapper, har producenterna.

Kommunerna är reglerade av självkostnadsprincipen, vilket innebär att de inte får tjäna pengar på det lagstadgade ansvaret att omhänderta hushållens avfall. Kommunerna är däremot fria att sätta avfallstaxor som motsvarar deras miljöagenda. Exempelvis har

⁷ Forskningslitteraturen pekar på att volymtaga har en betydligt mindre inverkan på hushållsavfallet än vikttaga. Litteraturen pekar på att volymtaga är accosierat med en priskänslighet som är nära noll. Priskänsligheten ökar dock om volymtaga avser prissättning per påse. Se t.ex. Kinnaman (2006). "Policy watch: Examining the justification for residential recycling", *Journal of Economic perspectives*, 20, 219–232.

cirka 50–60 kommuner utsortering av grovplast trots att det är kostnadsdrivande⁸.

Strukturen i den svenska avfallssektorn är inte helt okomplicerad vilket belysts ingående i flera tidigare utredningar (SOU 2001:102, SOU 2012:56). Exempelvis medför kommunal plastinsamling en risk för att kostnaderna för insamling och behandling av plast som regleras av producentansvaret betalas av kommunerna samtidigt som det blir svårare för producenterna att nå sina återvinningsmål.

Ett annat exempel på ett kostnadsfördelningsproblem utgörs av incitamenten för fastighetsnära insamling av avfall som faller under producentansvaret. Högre avfallstaxor, t.ex. via en avfallsförbränningsskatt, skulle öka incitamenten för ägare av flerbostadhus att betala för fastighetsnära insamling av tidningar och förpackningar. I flerbostadshus finns ett incitamentsproblem i och med att de som bor där saknar tydliga incitament att minimera avfallsrelaterade kostnader eftersom dessa betalas av fastighetsägaren.⁹ Lägenhetshushåll har dessutom sämre förutsättningar än villahushåll att lagra avfall för att tidseffektivisera sorteringsrutinen. Incitamentsstrukturen inbjuder därför till att avfall i form av förpackningar- och tidningar hamnar i kärl- och säckavfallet.

Genom att tillhandahålla fastighetsnära insamling kan fastighetsägaren reducera avfallsrelaterade kostnader och samtidigt förbättra servicen för de boende. Om fastighetsägare bekostar fastighetsnära insamling medför det att producenternas kostnader för att nå sina återvinningsmål minskar. Vissa menar att detta inte är förenligt med tanken bakom producentansvaret (se kapitel 4)¹⁰. Enligt detta argument bör producenterna stå för insamlingskostnaden (inkl. infrastrukturen), vilket skulle bli fallet om målen inom producentansvaret i stället skärptes.

Hur en skatt på avfall som förbränns kommer att påverka hushållsavfallet beror i hög utsträckning på kommunernas agerande. Kommunerna kan i väldigt liten utsträckning påverka

⁸ Enligt uppgift från Avfall Sverige betalar kommuner i storleksordningen 750 kronor per ton grovplast som lämnas för återvinning (exkl. transportkostnader).

⁹ I bostadsrättshus är incitamentsproblematiken inte lika tydlig eftersom kostnaden för avfallshanteringen på ett direkt sätt påverkar medlemmarnas ekonomi via bostadsrättsavgiften. Incitamentsproblematiken består i sådana fall av att det enskilda hushållet inte bär den fulla kostnaden av sina handlingar och därmed har svagare incitament att agera sparsamt.

¹⁰ Se t.ex. Fastigetsägarna MittNord (2015). ”15 kommuners avfallshantering”.

mängden genererat avfall eftersom en mycket stor del av avfallet inte är prissatt per kilo. Kommunernas möjligheter att reagera på eventuellt förändrade mottagningsavgifter är därmed begränsade till att bl.a.:

1. höja renhållningsavgifterna för kostnadstäckning,
2. stimulera utsorteringen av matavfall,
3. prissätta det blandade grovavfallet,
4. öka utsorteringen av plast ur grovavfallet,
5. stimulera utsorteringen av trädgårdsavfall, annat biologiskt avfall, förpackningar och tidningar genom informationskampanjer, introduktion av fastighetsnära insamling, bättre samverkan med producenterna eller andra stödåtgärder,
6. åstadkomma en skärpt gränsdragning mellan hushålls- och verksamhetsavfall, och
7. vidta viktreducerande åtgärder t.ex. torkning av avfall.

Att förbättra infrastrukturen för ökad källsortering av förpackningsavfall faller inte på kommunernas ansvar. Eftersom en skatt på avfall som förbränns inte påverkar incitamenten inom ramen för producentansvaret förväntas en sådan skatt få små effekter på infrastrukturen för insamling av förpackningar och tidningar.

Kommunerna har incitament att initialt föra vidare en eventuell förbränningsskatt till hushåll och verksamheter genom höjda avfallstaxor. I annat fall underfinansieras avfallshanteringen. Om kommunerna är ekonomiskt rationella aktörer strävar de efter att minimera sina kostnader. Om så är fallet väljer de åtgärder baserat på kostnad per kilo avfall som flyttas från förbränning till annan behandlingsform. Det ekonomiska incitamentet riktas således inte direkt mot avfallsfraktioner som kan anses särskilt angelägna att återvinna ur miljösynpunkt, som t.ex. plast.

Självkostnadsprincipen och bristen på konkurrens innebär att kommuner nödvändigtvis inte gör vad som är samhällsekonomiskt effektivt. I Aska-utredningen konstaterades att den avfallsförbränningsskatt som infördes 2006 till fullo fördes vidare via höjda mottagningsavgifter och avfallstaxor. Givet att så verkligen var

fallet implicerar det att kommunerna inte vidtog kraftfulla åtgärder för att reducera mängden avfall som lämnades till förbränning.

Hur en skatt på förbränning av avfall på lång sikt påverkar hushållsavfallet beror i slutändan på kommunernas förutsättningar, ambitioner och förmågor. Det finns därmed inga garantier för att en avfallsförbränningsskatt stimulerar fram fler kostnadseffektiva åtgärder för att minska mängden avfall som förbränns jämfört med vad som redan görs.

12.6.2 Analys av 2006 års avfallsförbränningsskatt

Den avfallsförbränningsskatt som infördes 2006 föranledde ökade mottagningsavgifter i storleksordningen 80–160 procent under tidsperioden 2005–2007¹¹. Hur höjda mottagningsavgifter i sin tur påverkar avfallstaxorna bestäms av två faktorer:

1. Behandlingskostnadens andel av den totala kostnaden, och
2. andelen behandlat avfall som förbränns.

En grov uppskattning av dessa andelar för 2006 är 29 respektive 38 procent¹². Givet dessa värden borde skatten medfört att avfallstaxorna i genomsnitt ökade med cirka 11 procent. Mellan 2006 och 2007 steg renhållningsavgifterna med i genomsnitt cirka 11 procent justerat för den allmänna prisutvecklingen¹³. Denna ökning beror dock inte nödvändigtvis enbart på den införda skatten. Jämförelsevis steg renhållningsavgifterna i genomsnitt med cirka 6 procent per år under perioden 2001–2005. Skattens genomslag på renhållningsavgifterna var således förmodligen lägre än 100 procent av skattenivån på 487 kronor per ton.

En orsak till att skatten inte fick fullt genomslag på renhållningsavgifterna kan vara att en stor del av avfallet behandlades i kraftvärmeverk för vilka skatten endast uppgick till 98 kronor per ton hushållsavfall vid 15 procents elverkningsgrad. En annan orsak kan vara att kostnadsökningen potentiellt parerades med kommunala skattemedel. Renhållningsavgiften sänktes eller förblev

¹¹ SOU 2009:12.

¹² SOU 2002:9.

¹³ www.nilsholgersson.nu

oförändrad i 45 kommuner under åren 2006–2007¹⁴. En tredje orsak kan vara att enskilda kommuner potentiellt vidtog kraftiga åtgärder för att sänka sina kostnader, t.ex. genom att få hushållen att källsortera mera.

Det är mycket viktigt att styrmedel utvärderas i förhållande till ett kontrafaktiskt scenario. Statistiken på avfallsområdet är mycket bristfällig. Detta gäller i synnerhet historiska data. Det har därför inte varit möjligt att genomföra en ekonometrisk analys för att bekräfta slutsatsen i Aska-utredningen att 2006 års skatt var nästan verkningslös¹⁵.

För att kunna uppskatta hur en eventuell avfallsförbränningsskatt påverkar avfallsflödena måste s.k. priselasticiteter estimeras. Den litteratur som finns på området estimerar egenpriselasticiteten för blandat avfall i spannet $-0,6 - 0$ ¹⁶. Priselasticiteten reflekterar hur stor den procentuella minskningen av den beskattade avfallsmängden blir om skatten innebär att vikttaxan stiger med 10 procent. Värdena ovan tyder exempelvis på att minskningen skulle bli mellan 0 och 6 procent om renhållningsavgiften ökade med 10 procent. Den svaga priskänsligheten förklaras av att avfallsservice är en basvara som utgör en relativt liten andel av hushållens budget. Som jämförelse kan nämnas att priselasticiteten för elanvändningen uppskattats till lägre än 0,5 på lång sikt och för värme betydligt lägre än så¹⁷.

Baserat på antaganden om mottagningsavgifter och priselasticiteten för hushållsavfall kan en mycket förenklad och ytterst hypotetisk beräkning av 2006 års avfallsförbränningsskatts effekter på hushållsavfallet göras. Beräkningarna grundar sig på det mycket optimistiska antagandet att de ekonomiska incitamenten fullt ut fördes vidare via renhållningsavgiften till hushållen.

¹⁴ I endast 41 kommuner sänktes renhållningsavgiften 2011 då skatten togs bort.

¹⁵ En ekonometrisk analys är statistik analys som syftar till att bekräfta eller förkasta hypoteser om ekonomiska samband. I ekonometriska analyser är syftet att studera orsakssamband snarare än korrelationer, vilket medför en ökad komplexitet i analyserna.

¹⁶ Allers och Hoeben (2010). "Effects of unit-based garbage pricing: A difference-in-difference approach". *Environmental and resource economics*, 45, 405–428.

Kinnaman (2006). "Policy watch: Examining the justification for residential recycling", *Journal of Economic perspectives*, 20, 219–232.

¹⁷ Lång sikt fångar att hushållen med tiden investerar i energieffektiviserande åtgärder. Motsvarande lösningar är begränsade på avfallsområdet. Se Broberg (2011). "Rekyleffekten- Är energieffektivisering effektiv miljöpolitik eller långdistans i ett ekorrhjul?". Konjunkturinstitutet, Specialstudie 28.).

Beräkningen grundar sig på följande hypotetiska antaganden:

- Samtliga kommuner hade 2006 en vikttaxa på cirka 1,5 kronor per kilo.
- Vikttaxan steg med 30 procent som följd av skatten¹⁸.
- Priselasticiteten för brännbart avfall var -0,1 till -0,3¹⁹.

Givet dessa hypotetiska antaganden beräknas²⁰ avfallsförbrännings-skatten ha minskat mängden brännbart kärll- och säckavfall med omkring 3–9 procent.

Denna beräkning kan jämföras med den åtgärdsbaserade ansats som används i en studie från 2007²¹. I studien analyseras effekterna av den skatt som infördes 2006 genom att jämföra marginalkostnader för olika avfallsbehandlingsmetoder. Marginalkostnaden för materialåtervinning reflekterar bl.a. hushållens tidskostnader för källsortering. I studien påpekas att marginalkostnaden för materialåtervinning är starkt stigande med ökade kvantiteter återvunnet avfall. Resultaten visar att avfallsförbränningskatten främst skulle få effekt på utsorteringen av biologiskt avfall. Skatten skulle få små effekter på materialåtervinningen. Den ökade utsorteringen av hårdplast uppskattades till 600 ton. Mängden blandat kärll- och säckavfall skulle sammantaget minska med cirka 2 procent. Skattelättnaden för avfallsförbränning i kraftvärmeverk vägdes också in i beräkningarna. Det betyder att det i studien räknas med en genomsnittlig skattenivå på 160 kronor per ton och inte 500 kronor per ton som antogs i den elasticitetsbaserade beräkningen ovan. Givet skillnaden i den analyserade skattenivån ger de två olika sätten att beräkna effekterna av skatten ett förhållandevis samstämmigt resultat.

I båda beräkningarna antas att avfallshanteringen optimeras efter förändringen i de ekonomiska förutsättningarna. Som nämndes tidigare utgör ansvarsfördelningen och incitaments-

¹⁸ $(500/1\ 500) \cdot 100 = 33$ procent.

¹⁹ En låg priselasticitet motiveras av att Sverige är ett ekonomiskt välmående land där avfallsrelaterade kostnader utgör en mycket liten andel av hushållens inkomst.

²⁰ Den procentuella förändringen i avfallsmängden beräknas genom att multiplicera den procentuella prisförändringen med priselasticiteten.

²¹ Sahlin m.fl. (2007). "Introduction of a waste incineration tax: Effects on the Swedish waste flows". *Resources, Conservation and Recycling*, 51, 827–846.

strukturen på avfallsmarknaden viktiga hinder för att en sådan optimering ska ske i praktiken. Frånvaron av viktbaseerade taxor för stora delar av avfallet i Sverige är ett viktigt skäl. Beräkningarna överskattar därför med stor sannolikhet effekten av en avfallsförbränningskatt. Båda beräkningarna ger stöd till slutsatsen i Aska-utredningen att skatten på avfallsförbränning inte uppnådde sina miljö- och klimatpolitiska syften. Det var därför också en riktig bedömning att föreslå att skatten skulle avskaffas.

12.6.3 Sammanfattande bedömning avseende skatt på förbränning av hushållsavfall

Bedömning: En skatt på avfallsförbränning kommer inte att utgöra ett ekonomiskt incitament för de aktörer som har rådighet över hushållsavfallets uppkomst och som fattar de primära besluten om hur avfallet ska sorteras. En skatt på avfallsförbränning riskerar därför att få låg verkningsgrad och är inte en kostnadseffektiv åtgärd för att minska mängden hushållsavfall som förbränns.

Skälen till utredningens bedömning: En grundregel för miljöpolitisk styrning är att styrmedel bör sättas in så nära problemkällan som möjligt för att styra på ett ändamålsenligt sätt. Om syftet är att minska uppkomsten av avfall, öka utsorteringen av specifika material eller minska specifika miljöeffekter, skulle en skatt som tas ut på förbränning av avfall innebära att den tas ut långt ifrån problemkällan.

En sådan skatt skulle därför bli schablonmässig. Schablonmässiga skatter har ofta låg kostnadseffektivitet. I detta fall skulle det innebära att skatten drabbar alla ekonomiska aktiviteter lika hårt obeaktat skillnader i deras miljöpåverkan. Om skatten är viktbaseerad ökar t.ex. incitamenten att sortera ut relativt tunga material, vilket nödvändigtvis inte är de mest angelägna ur miljösynpunkt. I praktiken innebär detta att skatten riskerar att leda till kostsamma avfallsåtgärder som har små eller inga miljövinster.

Styrmedel som syftar till att främja en giftfri avfallshantering bör utformas så att de träffar de aktörer som skapar problemen, dvs. de som tillför farliga kemikalier som riskerar att hamna i

naturen. Styrmedel ska också utformas så att de gifter och farliga ämnen som redan finns i ekonomin behandlas på ett ändamålsenligt sätt. En avfallsförbränningsskatt kan i bästa fall endast indirekt mildra dessa problem eftersom det är osannolikt att en avfallsförbränningsskatt skulle ge producenter i Sverige och utomlands incitament att minska tillförseln av enskilda kemikalier genom att ändra sina produktionsprocesser, t.ex. byta insatsvaror.

Att en skatt på avfall som förbränns i teoretisk mening inte effektivt åtgärdar externa effekter betyder dock inte att den är verkningslös. En skatt på avfall som förbränns påverkar relativpriserna för olika behandlingsformer. När avfallsförbränning blir dyrare, blir andra behandlingsformer billigare, relativt sett. I praktiken kan en skatt per kilo avfall som tas emot för förbränning leda till att förbränningsanläggningarnas mottagningsavgifter stiger för inhemskt avfall, men sannolikt inte i särskilt stor utsträckning (se avsnitt 12.8). De ekonomiska incitamenten förs då över till aktörer uppströms, främst till kommunerna, som har det övergripande ansvaret för insamling av hushållsavfallet.

Hur en skatt på avfall som förbränns kommer att påverka hushållsavfallet beror i hög utsträckning på kommunernas agerande. Kommunerna kan i väldigt liten utsträckning påverka mängden genererat avfall eftersom en mycket stor del av avfallet inte är prissatt per kilo.

Kommunerna är reglerade av självkostnadsprincipen, vilket innebär att de inte får tjäna pengar på det lagstadgade ansvaret att omhänderta hushållens avfall. För att avfallshanteringen inte ska underfinansieras har kommunerna incitament att initialt föra vidare en eventuell förbränningsskatt till hushåll och verksamheter genom höjda avfallstaxor. Ett rimligt antagande är också att kommunerna för att minimera sina avfallskostnader skulle prioritera åtgärder för att flytta avfall från förbränning till andra behandlingsformer, baserat på kostnad per kilo avfall. Det innebär att det ekonomiska incitamentet inte skulle riktas direkt mot avfallsfraktioner som är särskilt angelägna att återvinna ur miljösynpunkt, som t.ex. plast.

Mot bakgrund av ovanstående argument bedömer utredningen att en skatt på avfallsförbränning inte skulle utgöra ett ekonomiskt incitament för de aktörer som har rådighet över hushållsavfallets uppkomst och som fattar de primära besluten om hur avfallet ska sorteras. En skatt på avfallsförbränning riskerar därför att få låg

verkningsgrad och är inte en kostnadseffektiv åtgärd för att minska mängden hushållsavfall som förbränns.

12.7 Analys av en skatt på verksamhetsavfall som förbränns

12.7.1 Incitamentstrukturen för verksamhetsavfall

Det hushållsliknande verksamhetsavfallet är kommunens ansvar och därmed jämförligt med hushållsavfallet. I kommuner som inte tillämpar viktntaxa uppstår samma incitamentsproblem som vi redan identifierat för hushållens avfall.

Företag abonnerar som regel på sopkärl eller containrar som töms ett givet antal gånger per år. Företagen är dessutom sannolikt i genomsnitt mindre känsliga för avfallsrelaterade marginalkostnader. De anställda har sällan personliga incitament att agera i beaktande av företagsekonomiska marginalkostnader. Ofta saknar dessutom företagsledningarna fokus på kostnader som inte ligger nära företagens kärnverksamhet, t.ex. kostnader för blandat avfall i matsalen. Denna problematik har även uppmärksammats i litteraturen om energieffektivisering och behovet av att företag etablerar s.k. energiledningssystem²². En skatt på förbränning av hushållsliknande avfall förväntas därmed få liten effekt på valet av avfallsbehandlingsmetod.

Incitamentsstrukturen ser annorlunda ut för det övriga verksamhetsavfallet, alltså det som inte är hushållsliknande. Som konstaterades i kapitel 7 ansvarar företagen för att få sitt verksamhetsavfall bortforslat och behandlat. Företag anlitar privata entreprenörer och/eller kommunala renhållningsbolag för att få avfallet omhändertaget. Eftersom företagen själva ansvarar och enskilt bär kostnaderna för sitt verksamhetsavfall fattar de sina beslut i beaktande av relativpriserna på olika behandlingsalternativ. En skatt på avfall som förbränns påverkar därför på ett direkt sätt beslut som berör verksamhetsavfallet.

Att bra incitament finns på företagsnivå innebär inte nödvändigtvis att dessa överförs till de anställda på varje enskilt

²² Backlund, S., P. Thollander, J. Palm och M. Ottosson, 2012, "Extending the energy efficiency gap". *Energy Policy*, 51, s. 392–396.

företag. Ett rimligt antagande är att företag givet en viss produktionsnivå försöker minimera sina totala kostnader för produktionen. Högre kostnader för att hantera avfall kommer därför att leda till att åtgärder vidtas för att minska avfallsmängden och minimera kostnaden för det avfall som uppkommer. Exempelvis kan en företagsledning ge riktlinjer för hur avfallet ska hanteras och samtidigt tillhandahålla utrustning så att riktlinjerna kan efterlevas.

Hur företagen reagerar på en skatt på avfall som förbränns bestäms i stor utsträckning av hur stor andel av de totala kostnaderna som utgörs av avfallshantering. Nedan i avsnitt 12.7.2 görs en beräkning av hur stor avfallsmängd som berörs av en eventuell förbränningsskatt. Denna mängd utgör skattens styrningspotential. Ett annat syfte med beräkningen är att belysa vilka branscher som främst skulle beröras av en skatt på avfall som förbränns.

12.7.2 Mängden icke-farligt avfall som potentiellt förbränns²³

Den totala avfallsmängden i Sverige består till 83 viktprocent av gruvavfall. Eftersom gruvavfallet saknar relevans för el- och värmeproduktionen fokuseras här på den resterande delen av verksamhetsavfallet och det hushållsliknande avfallet. Denna del uppgick 2014 till 24 miljoner ton, varav cirka 91 procent var icke-farligt avfall. Cirka 18 procent (dvs. cirka 4 miljoner ton) av den kvarvarande avfallsmängden utgjordes av s.k. sekundäravfall. Detta är avfall som uppkommer i återvinningsindustrierna och i parti-handel med skrot. Sekundäravfall är med andra ord utsorterat avfall som minst en gång ratats i försök till återvinning.

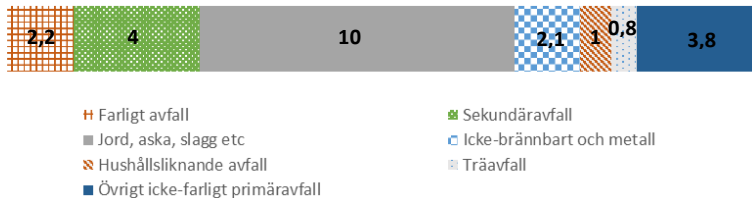
Av det kvarvarande primäravfallet uppgick icke-farlig jord, aska, slagg, muddermassa och gödsel och urin från djur till cirka 10 miljoner ton. Utsorterat metallavfall och icke-brännbart avfall uppgick till 1,4 respektive 0,7 miljoner ton.

Om dessa fraktioner räknas bort återstår cirka 5,6 miljoner ton icke-farligt primäravfall som potentiellt förbränns. Denna mängd innehåller avfall som är mer eller mindre sannolika som avfalls-

²³ Beräkningarna baseras på Naturvårdsverkets rapport "Avfall i Sverige 2014".

bränsle. Mängden innehåller i sin tur cirka 1 miljon ton hushållsliknande avfall och cirka 0,8 miljoner ton icke-farligt träavfall.

Figur 12.2 Kategorisering av företagens avfall (cirka 24 miljoner ton)



Av det primäravfall som potentiellt förbränns uppkom cirka 31 procent (1,7 miljoner ton) i byggverksamhet, varav cirka 90 procent blandat bygg- och rivningsavfall. Cirka 26 procent uppkom bland tjänsteproducenter. Cirka 19 procent uppkom i pappers- och massaindustrin, varav cirka 15 procent var pappers- och pappavfall och 22 procent blandat avfall. Cirka 15 procent uppkom i livsmedelsindustrin. Totalt summerar dessa andelar till 91 procent av icke-farligt primäravfall som potentiellt förbränns.

Under 2014 förbrändes cirka 2,6 miljoner ton blandat verksamhetsavfall (exklusive hushållsliknande avfall), 71 000 ton utsorterat plastavfall (primäravfall) samt 68 000 ton utsorterat vegetabiliskt avfall och matavfall²⁴.

Återvinningspotential för plast i verksamhetsavfall

Plast innehåller en relativt hög andel fossilt kol. Plastavfallet har därför belysts i olika sammanhang. Svenska Miljöemissionsdata, förkortad SMED²⁵, gjorde 2012 en kartläggning av plastavfallet i Sverige. De flöden som studerades avser 2010. Från denna kartläggning framgår att cirka 180 000 ton plastavfall sorterades ut sammantaget i de 6 branscher som studerades. Cirka 130 000 ton sorterades ut i tillverknings- och tjänstesektorerna. Uppskattnings-

²⁴ Naturvårdsverket (2016). Avfall i Sverige 2014.

²⁵ SMED Rapport Nr 108 2012, Kartläggning av plastavfallsströmmar i Sverige.

vis förbrändes ungefär 66 procent av detta utsorterade plastavfall (inkl. sekundäravfall från återvinningsindustrin).

Plast- och gummiavfall är relativt energirik och används därför bl.a. som substitut till fossila bränslen i cement- och kalkindustrin. Den höga förbränningsandelen kan bl.a. kopplas till plastens (bristande) kvalitet och/eller kostnaden för alternativa behandlingsformer. Verksamhetsavfall förmodas innehålla fler plasttyper än vad som förekommer i plastförpackningar. Det kan därför vara svårare att materialåtervinna den plast som finns i verksamhetsavfallet.

År 2010 sorterades relativt lite plast ut ur bygg- och rivningsavfall. Totalt uppskattas att branschen genererade cirka 40 000 ton plastavfall. Avsättningen för denna plast är begränsad av flera skäl. Stora delar av plasten är gammal och innehållet i den är därför inte helt känt. Plasterna kan innehålla tungmetaller och mjukgörare som t.ex. ftalater. Eftersom avsättningen för rivningsplast är begränsad lönar det sig inte för företag att lägga resurser på ökad utsortering.

Inom jordbrukssektorn materialåtervanns cirka 90 procent av plastavfallet. Den höga materialåtervinningen har drivits fram av ett frivilligt system för insamling av ensilageplast.

12.7.3 Sammanfattande bedömning avseende skatt på förbränning av verksamhetsavfall

Bedömning: En skatt på avfallsförbränning kan vara en kostnadseffektiv åtgärd för att minska mängden verksamhetsavfall som förbränns om skatten förs vidare till verksamhetsägarna via högre mottagningsavgifter.

Skälen till utredningens bedömning: Det har i tidigare avsnitt konstaterats att en skatt på avfallsförbränning inte skulle vara en kostnadseffektiv åtgärd för att minska mängden hushållsavfall som förbränns. För verksamhetsavfallet ser dock incitamentsstrukturen något annorlunda ut.

Avseende verksamhetsavfallet ansvarar företagen själva för att få sitt verksamhetsavfall bortforslat och behandlat. Det sker oftast genom att företagen anlitar privata entreprenörer och/eller kommunala renhållningsbolag för att få avfallet omhändertaget. Efter-

som företagen själva ansvarar och enskilt bär kostnaderna för sitt verksamhetsavfall fattar de sina beslut i beaktande av vilket behandlingsalternativ som är billigast. En skatt på avfall som förbränns påverkar därför på ett direkt sätt beslut som berör verksamhetsavfallet.

Mot bakgrund av ovanstående bedömer utredningen att en skatt på avfallsförbränning kan leda till att kostnadseffektiva åtgärder för att minska mängden verksamhetsavfall som förbränns jämfört med vad som redan görs. En förutsättning för denna bedömning är dock att skatten förs vidare till de aktörer som har rådighet över verksamhetsavfallet via höjda mottagningsavgifter. Det är osäkert i vilken utsträckning en sådan övervältring kommer att ske (se vidare i avsnitt 12.8).

Precis som för hushållsavfallet gör utredningen bedömningen att en schablonmässig avfallsförbränningsskatt inte är ett kostnadseffektivt styrmedel för att åtgärda miljöproblem som orsakas av aktörer högre upp i avfallsströmmen.

12.8 Skattens inverkan på mottagningsavgifterna

Utredningens bedömning: En avfallsförbränningsskatt leder sannolikt inte i någon större utsträckning till höjda mottagningsavgifter. Kostnaderna från skatten övervältras därmed inte på aktörer högre upp i avfallsströmmen. Detta gäller i synnerhet för utländskt avfall som bedöms vara känsligare för prisändringar i Sverige.

Skälen till utredningens bedömning: För att beskriva incitamentsstrukturerna för hushållsavfall och verksamhetsavfall i föregående avsnitt har det förutsatts att en skatt på avfall som förbränns överförs till företag och konsumenter i Sverige och i de länder som exporterar avfall till Sverige. Vid beskrivningen har övervältringen av skatten antagits vara fullständig, dvs. hela skattekostnaden hamnar i slutändan hos dem som genererar avfall. Det har också implicit antagits att förbränningsanläggningar för enskilda avfallsfragment erbjuder samma pris till alla aktörer. I detta avsnitt görs en bedömning av möjligheten för aktörerna att

övervältra skatten till företag och konsumenter, t.ex. via höjda mottagningsavgifter.

En skatt på förbränning av avfall blir endast verkningsfull som styrmedel om den förs vidare genom höjda mottagningsavgifter. Hur stor styreffekten blir beror på hur priskänslig efterfrågan på avfallsförbränning i enskilda anläggningar är. Eftersom företag och hushåll har begränsade resurser är efterfrågan på alla varor och tjänster känsliga för priset. Priskänsligheten kan emellertid vara liten och i vissa prissegment närmast obefintlig.

Tidigare studier tyder på att efterfrågan på avfallsförbränning reagerar på prisförändringar men att dess egen priselasticitet är låg (avsnitt 12.6.2). Om efterfrågan är mycket priskänslig kommer skatten inte att vältras över i samma utsträckning som när efterfrågan är relativt prisokänslig.

Marknaden för avfallsförbränning kännetecknas av flera egenheter. Anläggningar för avfallsförbränning finns i 40 kommuner varav 34 förbränner hushållsavfall²⁶. Nästan alla förbränningsanläggningar som tar emot hushållsavfall ägs, eller samägs med privata bolag, av kommuner. Genom det kommunala ansvaret för hushållsavfall och jämförligt avfall äger landets kommuner stora delar av avfallsbränslet. Kommunerna regleras av självkostnadsprincipen för hushållsavfall vilket innebär att de inte är vinstsökande. Fjärrvärmebolagen är vinstdrivande och har viss marknadsmakt på värmemarknaden.

Marknadssituationen innebär att fjärrvärme inte är föremål för marginalkostnadsprissättning. Prissättningen sker i stället i beaktande av kostnaden för alternativa uppvärmningsformer, t.ex. värmepumpar. Fjärrvärmebolag som använder avfallsbränsle konkurrerar om detta. Kommuner som inte bedriver förbränningsanläggningar i egen regi måste upphandla förbränningstjänsten enligt lagen (2016:1145) om offentlig upphandling. Genom denna upphandling konkurrensutsätts förbränningstjänsten.

Eftersom en betydande del av avfallshanteringen består av kostnader för transport och temporär lagring av avfall kommer priserna att variera mellan olika anläggningar. Den närmast liggande förbränningsanläggningen har en konkurrensfördel, och

²⁶ Avfall Sverige 2016 Kapacitetsutredning 2016 – Avfallsförbränning och avfallsmängder till 2020.

även en viss möjlighet att ligga något högre i pris avseende det lokala avfallet.

Hur aktörer agerar under dessa förutsättningar är svårt att förutsäga eftersom flera olika avsteg från marknadsmodellen finns. Att avfallsmarknaden är speciell visar sig i en analys av mottagningsavgifterna för svenskt hushållsavfall. Landets högsta avgift 2016–2017 uppgick till cirka 650 kronor per ton medan den lägsta endast var cirka 300 kronor per ton. I genomsnitt uppgick mottagningsutgifterna 2016 till cirka 450 kronor per ton²⁷. De upphandlingar som gjorts i början på 2017 tyder på stigande mottagningsavgifter.

I Sverige finns en överkapacitet att förbränna avfall i förhållande till det avfall som genereras i Sverige. Kapaciteten ryms dock inom det värmeunderlag som finns. Kapaciteten utnyttjas till fullo genom avfallsimport. På europeisk nivå finns ett underskott av förbränningskapacitet. Många länder har infört deponiförbud eller skatt på avfall som deponeras vilket medfört en ökad efterfrågan på den avfallsförbränningskapacitet som finns i Europa. En utbyggnad av avfallsförbränningskapaciteten pågår också i ett flertal EU-länder, bl.a. Storbritannien och Irland. Tillgången till billigt avfallsbränsle via import har varit en av flera orsaker till utbyggnaden av svensk avfallsförbränningskapacitet. Investeringarna har drivits fram av höga mottagningsavgifter på europeisk nivå eftersom dessa signalerar att det råder brist på förbränningskapacitet.

Importerat avfallsbränsle är priskänsligare än det inhemska avfallsbränslet. Det importerade avfallet beaktas redan som en handelsvara som söker marknadsmässig avsättning på europeisk nivå. Höjda mottagningsavgifter i Sverige kan därför få en betydande effekt på mängden importerat avfall.

Storbritannien exporterar avfall till ett flertal länder, t.ex. exporteras betydligt mer avfall till Nederländerna och Tyskland än till Sverige. I Storbritannien utgör även deponering ett alternativ till energiåtervinning. Höjda mottagningsavgifter i Sverige skulle därför driva det importerade avfallet till förbränningsanläggningar i andra länder eller till alternativa behandlingsformer.

Vilken effekt en avfallsförbränningskatt får på det importerade avfallet beror på hur den påverkar anläggningarnas mottagnings-

²⁷ Enligt uppgift från Profu.

avgifter. Givet den kapacitet som redan existerar att förbränna avfall finns ekonomiska incitament att använda det billigaste bränslet. Den stora prisskillnaden som råder mellan avfallsbränsle och biobränslen innebär att det finns incitament att bränna avfall även vid mottagningsavgifter som ligger betydligt under dagens nivåer. Detta implicerar att skatten inte kommer att övervältras via mottagningsavgifterna i någon högre grad.

Resonemanget för också med sig att skatten i ännu mindre utsträckning skulle övervältras via mottagningsavgifterna på importerat avfall. Givet den kapacitet som nu finns är avfallsimporten en förutsättning för att mottagningsavgifterna för inhemskt avfall på marknadsmässiga villkor ska kunna hållas uppe. En minskad tillgång till utländskt avfall skulle medföra att konkurrensen hårdnar om det inhemska avfallet. Denna konkurrens minskar möjligheterna att övervältra skattekostnaden på de svenska kunderna. Om en skatt på förbränning av avfall inte förs vidare till avfallslämnarna via mottagningsavgifterna kommer en del av skattekostnaden i stället att övervältras till fjärrvärmekunderna. Den del av skattekostnaden som inte övervältras via höjda mottagningsavgifter eller höjt fjärrvärmepris, kommer att bäras av ägarna till till anläggningarna (värmeproducenterna) som i många fall är kommuner. På lång sikt hämmar därför en skatt på förbränning av avfall nyinvesteringar i avfallspannor.

12.9 Överväganden och förslag

<p>Utredningens bedömning: Ingen skatt bör införas på avfall som förbränns.</p>
--

Skälen till utredningens bedömning: Utredningen bedömer att det finns ett långsiktigt behov av att styra avfallshanteringen mot en ökad grad av återanvändning och återvinning av material men att skatt på förbränning av avfall inte är ett träffsäkert och kostnadseffektivt styrmedel för att fylla detta behov. Utredningen anser alltså att en skatt på avfall som förbränns inte utgör ett ändamålsenligt styrmedel för att kostnadseffektivt bidra till uppfyllandet av de klimat-, energi- och avfallspolitiska målen.

I Sverige finns en överkapacitet på avfallsförbränning i förhållande till den inhemska tillgången på avfall. Det betyder att anläggningarna i teorin konkurrerar med varandra om avfallsbränslet. Det går därför inte att förutsätta att en skatt på förbränning av avfall förs över till hushåll och företag i någon större utsträckning. En mer sannolik effekt är snarare att de kommuner som äger förbränningsanläggningarna kommer att bära en betydande del av skattekostnaden.

Även om skatten delvis skulle föras vidare via mottagningsavgifterna innebär den rådande incitamentsstrukturen att skatten skulle ha liten styrpotential avseende hushållsavfallet. Om skatten förs vidare via mottagningsavgifterna bedöms styrpotentialen vara större för verksamhetsavfallet. En förbränningsskatt på enbart verksamhetsavfall skulle emellertid leda till betydande gränsdragningsproblem, och medföra incitament för företag att på olika sätt kringgå skatten. För att förhindra att så sker krävs en omfattande kontroll av avfallsflödena.

Utredningens samlade bedömning är att en ekonomiskt rimlig avfallsförbränningsskatt inte kommer att få så stora effekter att de kostnader som skatten medför för kommuner, företag, hushåll och ansvariga myndigheter uppvägs. En skatt på avfall som förbränns kommer till största delen att verka som en fiskal skatt. Utredningen anser i stället att det är lämpligare att vid behov justera redan befintliga styrmedel som mer träffsäkert riktar sig mot enskilda problem.

Exempel på sådana styrmedel kan t.ex. vara tillståndsvillkoren enligt miljöbalken, kväveoxidavgiften och producentansvaret. EU ETS bidrar också med ändamålsenlig styrning eftersom alla bränslen behandlas enhetligt i fråga om fossila koldioxidutsläpp.

Avfallsförbränning står för mer än hälften av koldioxidutsläppen från energisektorn. Utsläppen orsakar en extern kostnad för det globala samhället. Att inte reglera dessa utsläpp är därför samhällsekonomiskt fel. EU ETS borgar för att kostnaden internaliseras i enlighet med målet för systemet och efterlever principen om att förorenaren betalar för de skador denna orsakar. Det finns inget uppenbart skäl till varför utsläppen från avfallsförbränning ska regleras av en enskild skatt.

Det av riksdagen beslutade målet om att Sverige senast 2045 inte ska ha några nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären, samt att

utsläppen från verksamheter inom svenskt territorium ska vara minst 85 procent lägre än utsläppen 1990, medför att det är viktigt att en strategi utvecklas för hur alla svenska utsläpp inom EU ETS ska hanteras. Ett mål för de nationella utsläppen som helhet nödvändiggör att ett eller flera styrmedel i framtiden måste införas för att styra utsläppen inom EU ETS bort från svenska anläggningar. Utsläpp av fossil koldioxid från avfallspannor omfattas följaktligen av en sådan plan.

När det gäller målet att öka materialåtervinningen anser utredningen att styrmedel som direkt riktar sig mot utsortering av särskilt angelägna avfallsfraktioner samt mot utbudssidan av avfallsmarknaden har större potential att vara verksamma och kostnadseffektiva än ett generellt skatteinstrument. Inte minst är det viktigt att med ändamålsenliga styrmedel öka återvinningsbarheten hos produkter och samtidigt stimulera användningen av återvunna produkter. En skatt på avfall som förbränns bedöms närmast verkningslös i dessa avseenden. I nästa kapitel diskuteras därför kortfattat alternativa styrmedel samt den problematik som de avser att adressera.

Enligt utredningens tilläggsdirektiv (dir. 2017:49) ingår det dock i utredningens uppdrag att ändå ta fram ett förslag på hur en sådan skatt kan utformas. Ett sådant förslag hanteras i kapitel 14.

13 Alternativa styrmedel för ökad styrning enligt avfallshierarkin

13.1 Inledning

I det här kapitlet diskuteras alternativa styrmedel för att styra i enlighet med avfallshierarkin och på samma gång bidra till uppfyllnad av miljö- och klimatpolitiska mål i Sverige. I kapitel 12 gjorde utredningen bedömningen att den svenska avfallssektorn i dag inte har en struktur som lämpar sig för att införa en avfallsförbränningskatt i syfte att styra mot ökad materialåtervinning. Det är framför allt följande fyra faktorer som i kombination bidragit till denna slutsats:

1. Det samhällsekonomiska värdet av att ta steget från energiåtervinning till materialåtervinning är inte lika högt för alla material. Detta gäller i synnerhet den del av värdet som i dag inte är internaliserat genom marknadspriser, t.ex. minskad miljöpåverkan. En enhetlig skattenivå för allt avfall är därför inte ett samhällsekonomiskt effektivt styrmedel. I teorin skulle skattenivån behöva differentieras mellan olika avfallsfraktioner. Men även om en effektiv skattestruktur skulle kunna definieras i teorin är den näst intill omöjlig att tillämpa i praktiken.
2. Vissa avfallsfraktioner lämpar sig inte för materialåtervinning eller återanvändning. För att avgifta kretsloppen kan det vara fördelaktigt att förbränna eller till och med deponera avfall som innehåller farliga ämnen eller som på annat sätt innebär risker för människors hälsa eller miljön. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv bör sådant avfall gå till energiåtervinning eller deponi.

3. En begränsad efterfrågan på återvunnet material medför ett lågt resursvärde för vissa avfallsfraktioner. Detta innebär att kostnaden för materialåtervinningen blir förhållandevis hög från såväl ett företagsekonomiskt som ett samhällsekonomiskt perspektiv. En skatt på avfall som förbränns måste i sådana fall sättas på en motsvarande hög nivå för att bli verkningsfull. Från ett samhällsekonomiskt perspektiv är energiåtervinning att föredra om en mycket hög skatt på dessa avfallsfraktioner inte kan motiveras av miljöskäl.
4. Ansvars- och incitamentsstrukturen i avfallssektorn avviker från de förutsättningar som definierar en kostnadseffektiv skattestyrning. För att en skatt på avfall som förbränns ska vara verkningsfull samt kostnadseffektiv måste den utgöra ett ekonomiskt incitament för de aktörer som fattar beslut om avfallsets uppkomst, sortering och behandling. Dessa aktörer bör dessutom ha kostnadsminimering som sitt främsta mål. Den struktur som finns för hushållsavfallet uppfyller inte fullt ut dessa förutsättningar, och styreffekten av en skatt riskerar därför att bli liten. Dessutom riskerar skattebördan att falla på aktörer som inte orsakar de mer systembaserade miljöeffekter som skatten avser att träffa (t.ex. effekter av att naturresurser används för att producera varor och tjänster).

Utredningens övergripande bedömning är således att det inte är lämpligt att införa en avfallsförbränningsskatt. Detta ska dock inte tolkas som att nya styrmedel för att främja ökad materialåtervinning är överflödiga. I det här kapitlet diskuteras därför alternativa styrmedel som enligt utredningens bedömning potentiellt skulle kunna bidra med en mer träffsäker styrning, i enlighet med avfallshierarkin och samtidigt bidra till uppfyllnad av de svenska miljö- och klimatpolitiska målen. I kapitlet hänvisas till praktiska erfarenheter rörande olika avfallsfraktioner. Ambitionen är att med utgångspunkt i tidigare studier identifiera styrmedel, som sedan kan analyseras mer i detalj i kommande avfallspolitiska utredningar.

Fokus ligger på styrmedel som på olika sätt kan bidra till ökad materialåtervinning medan mindre utrymme ägnas åt ökad styrning för att främja återanvändning samt avfallsförebyggande åtgärder. Ett antal förslag på de två sistnämnda områdena har under våren

2017 lagts fram i betänkandet om en cirkulär ekonomi¹. Dessa inbegriper bl.a. skattereduktion för tjänster som syftar till reparation och uthyrning av begagnade produkter samt åtgärder som ska underlätta för hushållen att förebygga avfall. De styrmedel som diskuteras nedan ska dessutom i första hand betraktas som intressanta exempel, och utgör ingen uttömmande lista på alternativ.

Den 1 juni 2017 tillsattes en utredning som ska analysera de negativa miljöeffekterna från plast (Dir 2017:69). Syftet med den utredningen är att öka kunskapen om och på en vetenskaplig grund identifiera de miljöproblem som uppstår på grund av produktion och användning av plast, plastens tillsatser och de konsekvenser som uppstår i avfallshantering och materialåtervinning, samt de miljöproblem som orsakas av ökande mängder plastavfall och mikroplast som hamnar i hav och sjöar. Utredaren ska föreslå kostnadseffektiva åtgärder som syftar till att minska de negativa miljöeffekterna från plast samtidigt som giftfria och resurseffektiva kretslopp skapas som en viktig del av en cirkulär och biobaserad ekonomi. Även regeringens ambition att Sverige ska bli ett fossilfritt välfärdsland ska beaktas i utformandet av förslagen.

13.2 Diskussion om alternativa styrmedel

13.2.1 Principiella utgångspunkter

Det är viktigt att påpeka att den logik som presenteras här bygger på principen om en samhällsekoniskt effektiv allokering av resurser i en marknadsekonomi. Motivet för den politiska styrningen är att åtgärda marknadsmisslyckanden. Dessa uppstår som ett resultat av välfärdshämmande incitamentsstrukturer, t.ex. att företag har marknadsmakt och/eller inte beaktar att kostnaden för deras produktion ofrivilligt bärs av andra aktörer på ett sätt som inte reflekteras i existerande marknadspriser. I grunden finns inget skäl till att genom politisk styrning ändra knapphetssignalen om det inte föreligger ett marknadsmisslyckande. Argumentet här är med andra ord att styrningen mot ökad materialåtervinning inte

¹ SOU 2017:22.

bör syfta till att förebygga en ökad knapphet av kommersiella naturresurser i framtiden utan i stället fokusera på det miljöekonomiska perspektivet.

Marknadshushållningens styrka är att den via ändrade relativpriser skapar ett omställningstryck i samhället, t.ex. till följd av en ökad knapphet av naturresurser. I ett miljöekonomiskt perspektiv är målet en samhällsekonomiskt effektiv återvinning som utnyttjar ekonomiska resurser i sådan grad att kostnaden för att återvinna ytterligare en enhet motsvarar dess samhällsekonomiska värde (inklusive eventuella positiva miljöeffekter). Om återvinningsprocessen förbrukar mer ekonomiska resurser än den återskapar bör ingen ytterligare återvinning ske eftersom den då inte är lönsam varken företagsekonomiskt eller för samhället som helhet.

Den politiska styrningen på avfallsområdet kompliceras av att det ofta är praktiskt sett omöjligt att direkt reglera alla de externa effekter som olika materialströmmar ger upphov till i ett livscykelperspektiv. Att komplettera mer direkta styrmedel med en mer holistisk styrning med sikte på systemeffekter av ökad återvinning skulle därför kunna ses som ett näst-bästa alternativ. En kostnadseffektiv avfallspolitisk styrning bör därför bygga på en kombination av styrmedel, exempelvis för att åstadkomma en effektiv fördelning mellan minskad användning av avfallsgenererande produkter och en ökad återvinning av restprodukter. Många existerande styrmedel bygger på en sådan kombination av incitament, till exempel producentansvaret och pantsystem i generell mening. I det förstnämnda fallet används exempelvis de avgifter som producenterna betalar för att i senare led finansiera insamling och återvinning av avfall samtidigt som avgifterna – i teorin – motiverar företagen att minska materialåtgången för förpackningar.

Att åstadkomma en effektiv avfallshantering handlar dock inte bara om traditionella avfallspolitiska styrmedel, utan även om att hantera andra marknadsmislyckanden som kan göra det svårt att sälja och köpa återvunnet material. Information är centralt för etablerandet av effektiva avfallsmarknader. Säljaren har ofta mer kunskap om materialets egenskaper än köparen och detta kan ge upphov till en situation där i först hand material av sämre kvalitet bjuds ut på marknaden (s.k. adverse selection). Detta problem är sannolikt mest framträdande för de avfallsfraktioner där olika

material tenderar att blandas vid insamlingsstadiet såsom vissa plaster, bygg- och rivingsavfall etc.

Exempelvis skapar det problem för riskaversiva köpare om ofarliga avfallsfraktioner i olika led av återvinningsprocessen kan ha kontaminerats av farliga ämnen. Om det är svårt att genom tredjeparts-certifiering påvisa att en återvunnen avfallsfraktion är lämplig för specifika syften kan detta utgöra ett betydande marknadshinder för att en effektiv marknad för vissa fraktioner ska uppstå. Problemet fortplantar sig dessutom i systemet och spiller över till de aktörer som fattar beslut om hur avfallet ska behandlas. En undersökning av återvinnings- och plasttillverkningsindustrin i Sverige bekräftar exempelvis att ovan nämnda informationsmisslyckanden har varit en bidragande förklaring till bristen på behandlat plastavfall på den svenska marknaden².

En tredje form av marknadsmisslyckande som är centralt inom avfallssektorn är att produkter ofta tillverkas på sätt som försvårar materialåtervinning i senare led, och därigenom ökar kostnaderna för att återvinna material i andra sektorer. Det finns då inga sätt för återvinnaren att ge producenten tillräckliga incitament att ändra produktens design, tillverkningsmetod eller materialval. Tidigare studier visar t.ex. att existerande avfallspolitiska styrmedel, exempelvis producentansvaret, ofta genererar svaga incitament för producenterna att öka sina produkters återvinningsbarhet³.

Avslutningsvis är det viktigt att nämna att avfallsmarknadens effektivitet även påverkas av konkurrensen mellan olika aktörer. Konkurrensneutralitet förbättrar effektiviteten på marknaden, inte minst eftersom den gör det möjligt för nya företag att träda in. En bristande konkurrens kan leda till att varor inte tillverkas eller inte tillhandahålls av de aktörer som gör detta mest effektivt. Det kan också begränsa förutsättningarna för utvecklandet av ny teknik, en fråga som är mycket viktig för samhällets hantering av avfall i framtiden.

I de resterande delarna av det här avsnittet diskuteras kort ett antal problem- och styrmedelsområden som i framtiden bör utredas mer noggrant. Alla dessa områden kan på olika sätt relateras till de marknadsmisslyckanden som diskuterats ovan.

² Hennlock med flera (2014).

³ Se t.ex. Hage (2007) samt Konjunkturinstitutet (2016).

13.2.2 Ansvarsfördelning och incitamentsstruktur på den svenska avfallsmarknaden

Utredningen har tidigare argumenterat för att den rådande ansvarsfördelningen och incitamentsstrukturen på den svenska avfallsmarknaden innebär att styreffekten för skatt på hushållsavfall som går till förbränning är svag. Detta ska dock inte tolkas som att utredningen därmed menar att dagens avfallsmarknad är effektivt organiserad. Utredningen menar att det bör noggrant analyseras om det är så att rådande ansvarsfördelning och incitamentsstruktur på avfallsområdet kan förbättras för att svara upp mot den politiska visionen om mer cirkulära materialflöden. Denna angelägna fråga ingår dock inte i våra direktiv.

Ansvarsfördelningen på den svenska avfallsmarknaden har behandlats i tidigare utredningar. Exempelvis tillsattes 2011 den s.k. avfallsutredningen.⁴ Utredningen föreslog bl.a. nya skrivningar i miljöbalken, avfallsförordningen etc., utökad information till medborgare om förebyggande av avfall, samt att det fysiska ansvaret för insamling av förpacknings- och tidningsavfall från hushållen skulle övergå från producenterna till kommunerna. Dessutom föreslogs en möjlighet för hushållen att kunna få välja vem som skulle hämta deras grovavfall. Förslagen i betänkandet⁵ har ännu inte resulterat i några fattningsändringar.

Samtidigt som det finns argument för ökad kommunalisering finns även argument till varför fler avfallstjänster skulle kunna konkurrensutsättas och inte drivas i kommunal eller statlig regi. En omfattande internationell forskning har både teoretiskt och empiriskt visat att privatisering av tjänster som kan konkurrensutsättas kan öka effektiviteten i tillhandahållandet av dem⁶. Argumentet är att privata företag har ett starkare incitament än offentliga aktörer att driva verksamheter ekonomiskt effektivt. Genom privatisering minskar därmed kostnaden för de aktuella tjänsterna. Forskningen har dock dessutom visat att kostnadsminskningar till följd av privatisering till viss del kan bero på en försämrad servicekvalitet. Överlag talar forskningslitteraturen dock

⁴ Kommittédirektiv 2011:66 Särskild utredare för översyn av avfallsområdet.

⁵ SOU 2012:56. Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshantering.

⁶ För en översikt av litteraturen se Megginson och Netter (2001) "From state to market: A survey of empirical studies on privatization". *Journal of Economic Literature*, 39, 321–389.

till fördel för privatiseringar. Huruvida denna generella lärdom kan antas gälla även för avfallstjänster behöver dock analyseras i mer detalj.

Utredningen anser att framtida analyser bör ha ett starkare fokus på vilka incitament de olika aktörerna på avfallsmarknaden möter för att främja en effektiv hantering, hur rollerna och ansvaret fördelas mellan aktörer samt hur olika styrmedel, både isolerat och i kombination, påverkar utfallen på marknaden i termer av materialåtervinning, avfallsförbränning etc. Avfallsmarknadens komplexitet bör analyseras, bl.a. med fokus på hur det kommunala ansvaret interagerar med de konkurrensutsatta marknaderna för verksamhetsavfall respektive producentansvarsavfall.

Det kan också vara motiverat att närmare utreda förhållandet mellan målen i avfalls-, miljö- och klimatpolitiken å den ena sidan samt förutsättningarna för att säkerställa en effektiv och konkurrensutsatt marknad å den andra. Detta behov förstärks av att utvecklingen och spridningen av innovationer är en nyckel för att öka resurseffektiviteten i samhället. Konkurrens är ofta en viktig drivkraft för att frigöra innovationskraft. En öppnare marknad för hushållsavfallet skulle även kunna stimulera en marknadsutveckling där stordriftsfördelar och konceptlösningar i högre grad kan utnyttjas jämfört med dagens ordning.

I en rapport från de nordiska konkurrensmyndigheterna läggs ett antal rekommendationer för en mer konkurrensutsatt avfallsmarknad fram⁷. Här betonas exempelvis värdet av att konkurrensutsätta avfallshanteringstjänster (t.ex. via kommunal upphandling) samt behovet av ett förtydligande av kommunernas roller och ansvar gentemot privata aktörer. Dessa rekommendationer går i linje med utredningens tidigare bedömning att fördjupade analyser av avfallsmarknadens funktionssätt och incitamentsstruktur bör vara prioriterade.

⁷ De nordiska konkurrensmyndigheterna (2016). Se även OECD (2016) för en diskussion om behovet av en kombinerad analys av konkurrens- och avfallspolitik.

13.2.3 Styrmedel för att åstadkomma ett ökat utbud av återvinningsbart avfall

I tidigare avsnitt betonades betydelsen av att i avfallspolitiken kombinera styrmedel som ökar efterfrågan på återvunnet material med styrmedel som stimulerar utbudet av sådant material. Utbudet är beroende av tidigare konsumtionsmönster, och marginalkostnaderna för att tillhandahålla mer (ekonomiskt intressant) material för återvinning kan ofta vara starkt stigande i takt med en ökad efterfrågan på detta. Om så är fallet kommer efterfrågestimulerande styrmedel endast leda till högre priser, men till små effekter på den återvunna mängden.

Av denna anledning är det viktigt att identifiera styrmedel som kan bidra till att: (1) öka utsorteringen av återvinningsbart avfall; samt (2) öka återvinningsbarheten i produkter som bjuds ut på marknaden. Information av olika slag, t.ex. i syfte att skapa problemmedvetenhet och kunskap om handlingsalternativ, har länge varit ett viktigt styrmedel i den svenska avfallspolitiken. I de flesta fall utgör informationen ett komplement till andra styrmedel, t.ex. avfallsplaner och förordningar som inbegriper fastighetsnära insamling eller viktbaseade komponenter i avfallstaxor. Att informationen kan göras mer effektiv har bl.a. illustrerats i Naturvårdsverkets forskningsprogram Hållbar avfallshantering. I programmets slutrapport konstateras bl.a. att hushållens och företagens källsortering kan stimuleras genom att informationen: (1) lyfter fram den moraliska innebörden av att källsortera och på sått aktiverar normer; (2) så långt det är möjligt anpassas för olika individer och situationer (s.k. nudging); samt (3) betonar att den enskilda individens insats gör skillnad⁸.

Ökade krav på utsortering samt ekonomiska styrmedel kan också spela en utökad roll inom avfallshanteringen. Höga krav på utsortering av återvinningsbart avfall från verksamheter finns i andra länder (t.ex. Belgien) och skulle kunna omfatta även återvinningscentraler och fastighetsägare.

Att prissätta hushålls- och verksamhetsavfall är i grunden en bra idé. Sådan prissättning ger företag och hushåll incitament att

⁸ Ekvall och Malmheden (2012). Se också Söderholm (2008) för en sammanställning av resultaten från ett forskningsprogram finansierat av Naturvårdsverket som undersökte förutsättningarna för en ökad källsortering hos svenska hushåll.

hushålla med inköp av avfallsgenererande produkter samt att behandla det uppkomna avfallet på ett ändamålsenligt sätt. Inslaget av effektiva ekonomiska incitament, t.ex. viktbaseade avfallstaxor, är dock begränsat i svenska kommuner. En rik forskningslitteratur visar samtidigt att denna form av styrning kan ha betydande effekter på t.ex. källsorteringsbeteendet⁹. Det kan därför vara lämpligt att utreda hur och i vilken omfattning de ekonomiska incitamenten kan stärkas på avfallsområdet.

I en sådan analys måste dock även de kostnader som är förknippade med att tillhandahålla nödvändig infrastruktur (t.ex. logistiklösningar, mätutrustning etc.) belysas. Inte minst är det viktigt att analysera det motsatsförhållande som kan finnas mellan insamlingssystem som bygger på vikttaxa och sådana som bygger på fastighetsnära insamling av flera avfallsfraktioner. Dessa insamlingssystem bygger på olika infrastrukturlösningar i fråga om insamlingsfordon och förbehandlingsanläggningar. Om målet är att sortera ut så mycket som möjligt från restavfallet finns det flera alternativa sätt att uppnå detta. Ett sätt är att på olika sätt öka inslaget av viktbasead insamling och debitering. Ett annat sätt är att helt enkelt genom förordningar kräva att kommunerna inför system med fastighetsnära insamling av alla relevanta avfallsfraktioner. Erfarenheter från de kommuner som infört FNI av fler avfallsfraktioner än restavfallet tyder på att hushållen inte behöver ekonomiska incitament för att sortera sitt avfall ändamålsenligt, detta givet att de försetts med en god infrastruktur för källsorteringen.

När det gäller styrmedel som kan öka återvinningsbarheten i produkter kan bl.a. offentligt stöd till forskning, utveckling och demonstration vara viktigt, och sådant finns bl.a. inom ramen för de strategiska innovationsprogrammen. Effekterna av dessa program är dock ännu okända. En annan möjlighet är att utveckla producentansvarssystemen så att de i högre grad baseras på olika ”materialåtervinningsindikatorer” samt att avgifterna i systemen kopplas till dessa¹⁰. Även här finns dock en tydlig avvägning att

⁹ Viktbaseade avfallstaxor har också visat sig harmoniera väl med mer moralbaseade argument (information) för återvinning. Se t.ex. Thogersen (2003).

¹⁰ Hennlock med flera (2014) samt OECD (2016).

göra mellan starkare incitament till förbättrad produktdesign och ökade kostnader för tillsyn och verifiering av indikatorerna.

En brist i dagens producentansvar är att det saknar en tydlig sanktionsmekanism eftersom målen är satta på nationell nivå och inte på företagsnivå. Det innebär att det inte finns ett tryck på de enskilda aktörerna inom producentansvaret att uppnå mer ambitiösa återvinningsmål. Denna fråga aktualiseras om det relativt låga återvinningsmålet för plastförpackningar skulle höjas för att korrespondera mot målen för andra förpackningsmaterial och samt returpapper. Den relativt låga andelen plastförpackningar som i dag samlas in är i viss mån resultatet av en låg politisk målsättning.

13.2.4 Styrmedel för att åstadkomma en ökad efterfrågan på återvunnet material

I en undersökning om plastavfall som genomförts på uppdrag av Nordiska ministerrådet konstateras att bristande information på användarsidan är en vanlig barriär för ökad användning av återvinningsbar plast.¹¹ Det behandlade plastavfallet uppfyller inte alltid den kvalitet som en del tillverkare efterfrågar och det är ibland svårt för tillverkarna att på förhand bedöma kvaliteten i en leverans.

I en enkät ombads verksamhetsföreträdare (återvinnare och tillverkare) att gradera olika styrmedel som skulle underlätta användandet av kvalitativt plastavfall. De pekade bl.a. ut behovet av en kvalitetscertifiering (helst på EU-nivå) för att bättre kunna signalera potentiell kvalitet på marknaden. Verksamhetsutövarna pekade även ut en skatt på jungfrulig plast som ett effektivt styrmedel.¹² Andra studier har också pekat på behovet av att utveckla produktstandarder, t.ex. sådana som är gemensamma för återvunna och jungfruliga material.

¹¹ Hennlock med flera (2014). Se också Nicolli med flera (2012) för en generell diskussion om informationsproblem på marknaderna för återvunna material.

¹² Hennlock med flera (2014).

13.2.5 Traditionella miljöpolitiska styrmedel kan också främja materialåtervinning

För att uppnå en samhällsekonomiskt effektiv avfallshantering krävs att styrmedel vars uppgift är att internalisera externa miljökostnader finns på plats och är väl utformade, t.ex. skatter på utsläpp i luft och vatten. Materialåtervinningen missgynnas om andra avfallsbehandlingsmetoder inte fullt ut bär sina totala samhällsekonomiska kostnader. Enligt tidigare forskning leder materialåtervinning av plastförpackningar ofta till lägre utsläpp av växthusgaser än förbränning.¹³ Detta innebär i sin tur att om samhället lyckas med att införa en effektiv prissättning av dessa utsläpp gynnas materialåtervinningen kontra förbränning.

Sverige kan i sammanhanget lyftas fram som ett föredöme som inkluderat energiåtervinning genom avfallsförbränning i regelverket för handelssystemet för utsläppsrätter, förkortat EU ETS, och därigenom adresserat problemet genom en likabehandlingsprincip för utsläpp från kraftvärmeproduktion. Det är dock olyckligt att Sverige tillsammans med Danmark är de enda länderna inom EU som utformat politiken på detta sätt. Sverige bör därför inom EU driva på för att samtliga länder ska inkludera energiåtervinning genom avfallsförbränning i EU ETS för att harmonisera regelverket och på så sätt bidra till att åstadkomma ytterligare konkurrensneutralitet på marknaden för avfallsförbränning.

¹³ Se exempelvis Lyng och Modahl (2009).

14 Överväganden och förslag avseende skatt på avfall som förbränns

14.1 Inledning

I utredningens uppdrag ingår att överväga en skatt på förbränning av avfall och om en sådan bedöms lämplig att införa föreslå vilka avfallsströmmar som skatten bör omfatta. Enligt utredningens direktiv (dir. 2016:34) ska en utgångspunkt för utredningens eventuella förslag vara att det inte bör omfatta biobränslen, enligt definition i förordningen (2011:1480) om elcertifikat, och avfall från pappers- och massaindustrin eller trämekanisk industri som omhändertas i interna processer.

I kapitel 12 gör utredningen bedömningen att en skatt på förbränning av avfall inte är ett ändamålsenligt styrmedel enligt de kriterier som anges i utredningens direktiv och därför inte bör införas. Enligt utredningens tilläggsdirektiv (dir. 2017:49) ingår det dock i utredningens uppdrag att ändå ta fram ett förslag på hur en sådan skatt kan utformas.

Enligt utredningens direktiv ska syftet med en skatt på avfallsförbränning vara att uppnå en mer resurseffektiv och giftfri avfallshantering i enlighet med avfallshierarkin och regeringens ambition om att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer. Enligt utredningens tilläggsdirektiv ska förslaget till en skatt på förbränning av avfall utformas så att det i möjligaste mån verkar för att utjämna den finansiella obalans som råder mellan olika avfallsbehandlingsmetoder.

Skatten ska även ge incitament till ökad materialåtervinning av återvinningsbara materialslag. Vidare ska utredningen lämna förslag på hur samtliga förslag som lämnas i betänkandet, inklusive en

skatt på förbränning av avfall, bör utvärderas utifrån kriterierna verkningsfullhet och samhällsekonomisk effektivitet.

Ovanstående kan sammanfattas med att syftet med en skatt på avfallsförbränning ska vara att:

- styra mot en mer resurseffektiv avfallshantering,
- styra mot en giftfri avfallshantering,
- styra mot målet att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer,
- verka för att utjämna den finansiella obalans som råder mellan olika avfallsbehandlingsmetoder, samt att
- verka för ökad materialåtervinning av återvinningsbara materialslag.

14.2 Tidigare skatt på förbränning av avfall

Enligt kommittédirektiv (dir. 2016:34) ska utredningen ta vara på erfarenheterna från tidigare beskattning av avfall som förbränns. En skatt på avfallsförbränning infördes i Sverige den 1 juli 2006 (se prop. 2005/06:125, bet. 2005/06:SkU33, rskr. 2005/06:352). Skatten var utformad som en schablonbeskattning på det fossila innehållet i hushållsavfall.

Under våren 2008 tillsattes en utredning med syfte att förutsettningsslöst analysera den avfallsförbränningsskatt som infördes 2006. I utredningens betänkande (Skatt i retur SOU 2009:12) föreslogs att avfallsförbränningsskatten skulle tas bort eftersom den inte kostnadseffektivt styrt mot relevanta politiska mål.

Utredningen gjorde också bedömningen att skatten haft en blygsam effekt på materialåtervinningen, särskilt på det relativt fossilrika lätta plastavfallet, samt att skatten av tekniska skäl inte kan utformas så att den direkt ger hushåll och företag ökade incitament att källsortera. Sammantaget bedömdes att skatten inte styrt mot de politiska mål som motiverade dess införande. Den dåvarande regeringen delade i allt väsentligt utredningens slutsatser och avskaffade skatten 2010. Mer information om den tidigare skatten på förbränning av avfall finns i kapitel 10.

14.3 Lagteknisk lösning

14.3.1 Tidigare skatt på förbränning i avfall

Bedömning: Den skatt på förbränning av avfall som infördes i Sverige 1 juli 2006 och avskaffades den 1 oktober 2010, bör inte återinföras.

Skälen till utredningens bedömning: Den skatt på förbränning av avfall som infördes i Sverige den 1 juli 2006 och avskaffades den 1 oktober 2010 föregicks av en utredning om hur skatten bäst skulle utformas. Utredningens resultat redovisades i betänkandet BRA-Skatt? – beskattning av avfall som förbränns (SOU 2005:23).

I betänkandet framgår att två olika lagtekniska lösningar utretts. Den ena, energiskattmodellen, innebar att avfallets fossila kol-innehåll infogades i lagen (1994:1776) om skatt på energi, förkortad LSE, som ett skattepliktigt bränsle. Den andra lösningen, avfallsskattmodellen, innebar att lagen (1999:673) om skatt på avfall, förkortad LSA, utvidgades till att omfatta inte enbart avfall som deponeras utan också sådant avfall som förbränns. I båda modellerna införlivades alltså beskattning på avfall som förbränns genom smärre ändringar i befintlig lagstiftning. Den skatt som senare infördes följde energiskattmodellens logik och införlivades i LSE.

Utredningen bedömer att en skattmodell där avfall införs i LSE som ett skattepliktigt bränsle, enligt den modell som tidigare användes i Sverige, inte bör införas. Skälen därtill är främst EU-rättsliga. EU-rätten tillåter att även bränslen som inte omfattas av skatteplikt enligt energiskattedirektivet (icke harmoniserade bränslen) beskattas. Men en sådan beskattning innebär en egen, nationell skattelag som riskerar att orsaka en situation där Sverige anses ge ett statligt stöd till andra icke-harmoniserade uppvärmningsbränslen som i dag inte omfattas av skatteplikt.

Det innebär att ett statsstödsgodkännande för skattebefrielsen av andra icke-harmoniserade uppvärmningsbränslen så som ved, flis, skogsindustrins returlutar m.m. behövs innan beskattning av avfall som förbränns inom ramen för LSE kan införas. För att ett sådant statligt stöd till icke-harmoniserade bränslen ska kunna godkännas av kommissionen krävs att villkoren i kommissionens

statsstödsriktlinjer för miljöskydd och energi 2014–2020, förkortade EEAG, uppfylls.

För icke-harmoniserade bränslen innebär det bl.a. att stöd-mottagarna ska betala minst 20 procent av den nationella miljöskatten. Ett sådant statsstöds godkännande skulle alltså kräva att viss skatt införs på alla icke-harmoniserade uppvärmningsbränslen, vilket bedöms vara helt utsiktslöst eller i vart fall vara förenat med så stora problem att en sådan skattbreddning skulle bli väldigt komplicerad att hantera i praktiken. Det skulle bl.a. bli svårt att uppfylla rimliga krav på förutsägbarhet och kontrollmöjligheter.

Det finns även andra skäl till varför utformningen av 2006 års skatt bör undvikas. I betänkandet SOU 2009:12 Skatt i retur konstaterades att skatten inte bidrog nämnvärt till uppfyllnad av de avfalls- energi- och klimatpolitiska mål som motiverade skattens införande. Anledningarna därtill var flera. De två främsta anledningarna utöver att skatten passade illa in i avfallsområdes incitamentsstruktur var att skatten begränsades till hushållsavfall och att skatten var lägre för avfall som förbrändes i kraftvärmeverk. Det finns således flera dåliga erfarenheter av 2006 års skatt.

14.3.2 Val av skattemodell

Bedömning: En skatt på förbränning av avfall bör införas i en egen lag och utformas enligt en nettobeskattningsmodell. Skatt ska tas ut för avfall som förs in till en skattepliktig anläggning. För avfall som förs ut från anläggningen ska avdrag medges.

Skälen till utredningens bedömning: Av den utvärdering ASKA-utredningen redovisar i sitt betänkande¹ kan slutsatsen dras att en skatt på förbränning av avfall bör vara generell och med så få undantag som möjligt. Detta eftersom en utformning där bara vissa avfallsflöden omfattas och där olika skatt tas ut beroende på i vilken typ av anläggning avfallet förbränns, riskerar att undergräva skattens potentiella styreffekt.

¹ Skatt i retur SOU 2009:12.

I fråga om skattens utformning ser utredningen fördelar med en nettobeskattningsmodell (skatt tas ut för de avfallsflöden som förs in till en anläggning och avdrag får göras för de flöden som förs ut från samma anläggning). En sådan modell används redan i lagen (1999:673) om skatt på avfall, förkortad LSA och bör vara enkel att administrera, kontrollera och följa upp. En sådan modell har också potential att inne på anläggningen stimulera till utsortering av material som kan återanvändas eller återvinnas genom andra behandlingsformer som ligger högre upp i avfallshierarkin än förbränning.

Den skattetekniska modell som föreslås används alltså redan i LSA. Trots detta finns det flera anledningar till varför en skatt på förbränning av avfall inte bör införas genom kompletteringar i LSA. En anledning är att skatt på förbränning av avfall enligt utredningens författningsförslag har en annan skattebas än skatten på avfall som deponeras. Dessutom finns det flera bedömningar avseende statligt stöd i LSA som skulle riskera att behöva omprövas av kommissionen vid förändringar av den lagen. Utredningen bedömer därför att det är lämpligare att en skatt på förbränning av avfall införs genom bestämmelser i en egen lag.

14.4 Tillämpningsområde

Förslag: Skatten ska omfatta avfall som förs in till en avfallsförbränningsanläggning eller en samförbränningsanläggning.

Vad som avses med avfallsförbränning, avfallsförbränningsanläggning samt samförbränningsanläggning definieras i den nya lagen.

Skälen till utredningens förslag: Om en skatt på förbränning av avfall ska styra i enlighet med avfallshierarkin genom att utjämna kostnaderna för olika behandlingsalternativ samt bidra till målet att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer så är det underordnat var, eller i vilken typ av anläggning, avfallet förbränns. Mot bakgrund av detta syfte bör en skatt på förbränning av avfall vara så generell som möjligt.

Denna bedömning stöds även av erfarenheterna från den tidigare skatten på förbränning av avfall som avskaffades i oktober

2010. Den tidigare skatten var utformad genom att skatteplikt infördes för avfall i lagen (1994:1776) om skatt på energi, förkortad LSE.

Genom att skatteplikt infördes i LSE inträdde skattskyldighet endast när avfall användes för uppvärmning. Skatten var också utformad med en skattelättnad för bränsle som förbrukades för framställning av värme i kraftvärmeproduktion. Dessutom omfattades endast hushållsavfall av skatteplikt. Utformningen medförde att det skattepliktiga hushållsavfallet allokerades till kraftvärmeproduktion medan det avfall som inte var skattepliktigt (verksamhetsavfallet) allokerades till anläggningar med ren värmeproduktion.

Dessa erfarenheter från den tidigare skatten på förbränning av avfall leder till slutsatsen att om en skatt på förbränning av avfall ska införas, så bör den vara så generell och med så få undantag som möjligt.

Ovan konstateras att skattens syfte medför att det är underordnat var, eller i vilken typ av anläggning, avfallet förbränns. Skatten bör därmed omfatta alla anläggningar där avfall förbränns, dvs. både avfallsförbränningsanläggningar och samförbränningsanläggningar. Vad som menas med dessa båda begrepp bör definieras i den nya lagen. Företrädesvis bör någon av de definitioner som redan finns i annan lagstiftning användas.

Det finns både en svensk och en EU-rättslig definition av begreppen avfallsförbränningsanläggning och samförbränningsanläggning. De svenska definitionerna finns i förordning (2013:253) om förbränning av avfall, förkortad avfallsförbränningsförordningen, och den EU-rättsliga i Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar) (omarbetning), förkortad IED.

Enligt 6 § avfallsförbränningsförordningen definieras avfallsförbränningsanläggning som en förbränningsanläggning

1. som är avsedd för avfallsförbränning med eller utan återvinning av alstrad energi,
2. där förbränning av avfall sker på ett sådant sätt att det huvudsakliga ändamålet med anläggningen inte kan anses vara produktion av energi eller material,

3. där mer än 40 procent av den alstrade värmen kommer från förbränning av farligt avfall, eller
4. där det förbränns annat hushållsavfall än avfall som enligt bilaga 4 till avfallsförordningen (2011:927) omfattas av någon av avfallstyperna i underkapitel 20 01 och är källsorterat eller omfattas av någon av avfallstyperna i underkapitel 20 02.

Denna definition innebär att de anläggningar som förbränner hushållsavfall omfattas av skatten, med undantag för förbränning av separat insamlade fraktioner (utom förpackningar) som är källsorterade eller utgörs av trädgårds- och parkavfall.

Samförbränningsanläggningar definieras i 7 § avfallsförbränningsförordningen som en förbränningsanläggning som

1. huvudsakligen är avsedd för produktion av energi eller material men där avfall används som normalt bränsle eller tillskottsbränsle eller värmebehandlas i syfte att kunna bortskaffas, och
2. inte är en avfallsförbränningsanläggning.

Den stora skillnaden mellan definitionerna i avfallsförbränningsförordningen och IED är att definitionerna i IED bara gör åtskillnaden mellan avfallsförbränningsanläggningar och samförbränningsanläggningar baserat på syftet med förbränningen. För att en anläggning ska klassas som samförbränningsanläggning enligt IED krävs att det huvudsakliga ändamålet med förbränningen är energialstring eller tillverkning av materiella produkter. För en avfallsförbränningsanläggning kan förbränningen ske med eller utan återvinning av alstrad värme.

En avfallsförbränningsanläggning enligt avfallsförbränningsförordningen är, enkelt uttryckt, en anläggning som förbränner hushållsavfall, med undantag för om det är fråga om separat insamlade fraktioner (utom förpackningar) och är källsorterat eller utgörs av trädgårds- och parkavfall. Det gäller även om det huvudsakliga syftet skulle vara produktion av energi eller material.

För att undvika missförstånd genom att samma begrepp används med olika betydelser i olika författningar, bör definitionerna i avfallsförbränningsförordningen användas, dock med den skillnaden att hänvisningen till avfallstyperna i underkapitel 20 01 och 20 02 görs till gällande EU-rätt (bilaga till kommissionens beslut 2000/532/EG

av den 3 maj 2000 om ersättning av beslut 94/3/EG om en förteckning över avfall i enlighet med artikel 1 a i rådets direktiv 75/442/EEG om avfall, och rådets beslut 94/904/EG om upprättande av en förteckning över farligt avfall i enlighet med artikel 1.4 i rådets direktiv 91/689/EEG om farligt avfall, i lydelsen enligt kommissionens beslut 2014/955/EU av den 18 december 2014 om ändring av beslut 2000/532/EG om en förteckning över avfall enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG) i stället för till svensk förordning. Genom att hänvisningen sker till en särskild förordning görs hänvisningen statisk, vilket innebär att eventuella senare ändringar av direktivet inte ska beaktas vid tillämpningen av bestämmelsen.

Av samma skäl, dvs. för att undvika missförstånd, används också den definition av begreppet avfallsförbränning som finns i avfallsförbränningsförordningen. Definitionen tydliggör att avfallsförbränning avser värmebehandling av avfall genom oxidation men också andra värmebehandlingsprocesser som pyrolys, förgasning eller plasmprocess, i den mån som ämnena från behandlingen sedan förbränns.

Utredningen har övervägt att utforma skatten på förbränning av avfall så att den endast omfattar avfallsförbränningsanläggningar enligt definitionen i avfallsförbränningsförordningen. En sådan avgränsning skulle innebära att anläggningar som förbränner blandat hushålls- och verksamhetsavfall skulle omfattas av skatten medan pannorna i skogs- och trämekanisk industri inte skulle omfattas eftersom dessa klassas som samförbränningsanläggningar. Inte heller cementindustrins pannor skulle träffas av en sådan skatt eftersom även dessa är klassade som samförbränningsanläggningar.

Anledningen till att utredningen övervägt detta, trots att tidigare erfarenheter avseende skatt på förbränning av avfall visat att en skatt bör vara så bred som möjligt, är att det framgår av utredningens kommittédirektiv att biobränslen enligt definitionen i elcertifikatsförordningen och avfall från pappers- och massaindustrin eller trämekanisk industri som omhändertas i interna processer inte bör omfattas av skatten.

Utredningen har dock kommit till slutsatsen att en sådan avgränsning, där ett antal anläggningar som förbränner avfall skulle undantas från beskattning, inte är förenlig med skattens syfte att i möjligaste mån utjämna kostnaderna för olika behandlings-

alternativ för avfall. En sådan skattestruktur riskerar också att medföra att avfallsflöden styrs över till anläggningar som inte omfattas av avfallsförbränningsskatt, vilket skulle minska skattens styreffekt.

Utredningen har också övervägt om cementindustrins pannor borde undantas från skatten. Anledningen är att processen inom cementindustrin kräver ett bränsle med högt energiinnehåll. Alternativet till förbränning av avfall med högt plastinnehåll är därför att förbränna fossila bränslen. Utredningen bedömer dock att ett undantag för cementindustrins samförbränningspannor skulle vara ett avsteg från normen som inte kan motiveras av skattesystemets logik och därmed inte vara förenligt med EU:s statsstödsregler.

Enligt EU-domstolen innebär nämligen alla selektiva åtgärder som gynnar vissa företag eller viss produktion i förhållande till konkurrenterna en potentiell påverkan på konkurrensen och handeln mellan medlemsstaterna. Ett sådant undantag skulle därmed utgöra ett statligt stöd. En beskrivning av EU:s statsstödsregler finns i kapitel 3. Enligt artikel 108.3 i fördraget måste ett statligt stöd prövas och godkännas av kommissionen innan det får genomföras (genomförandeförbudet).

En skatt på förbränning av avfall är en nationell skatt som inte är harmoniserad på EU-nivå. Om en sådan skatt innehåller stöd till vissa bränslen eller vissa verksamheter måste stöden, för att kunna godkännas av kommissionen, uppfylla de förutsättningar som beskrivs i kommissionens statsstödsriktlinjer för miljöskydd och energi 2014–2020 (EUT C 200, 28.6.2014, s. 1), förkortade EEAG. I artikel 176 i EEAG framgår att medlemsstaten bör avgränsa omfattningen av skattelättnaderna (stöden) för att visa att stödet är nödvändigt och proportionellt.

Av artikel 178 i EEAG framgår vidare att kommissionen anser att stödet är proportionellt om stödmottagarna betalar minst 20 procent av den nationella miljöskatten. Detta innebär att det inte är möjligt att undanta vissa branscher eller viss produktion helt från skatt på förbränning av avfall.

Det finns dock möjlighet till differentiering av skattenivån om stödmottagarna betalar minst 20 procent av skatten samtidigt som det kan påvisas att stödet är nödvändigt. En annan av förutsättningarna för att stödet ska kunna godkännas som anges i EEAG

är att medlemsstaten kan visa på miljönyttan av stödet. Medlemsstaten måste även förklara vari marknadsmisslyckandet består. Utöver förekomsten av ett marknadsmisslyckande krävs det också att andra åtgärder inte redan vidtagits för att åtgärda detta marknadsmisslyckande.

Sektorsreglering, reglering av mängden föroreningar som tillåts, marknadsmekanismer som EU ETS-systemet eller andra marknadsbaserade styrmedel måste beaktas och stöd får bara lämnas om andra åtgärder visar sig otillräckliga för att nå miljömålen. Av samma anledning får inte stöd leda till att principen om att förorenaren ska betala åsidosätts.

Mot bakgrund av det nu sagda anser utredningen att det skulle vara mycket svårt att få kommissionen att godkänna en skatt där cementindustrins pannor undantas eller där en lägre skattetsats gäller för sådana pannor.

Utredningen föreslår därför att alla avfallsförbränningsanläggningar och samförbränningsanläggningar ska omfattas av skatten på förbränning av avfall.

Lagförslag

Skatten regleras i en ny lag om skatt på förbränning av avfall, se avsnitt 1.3. Skattens tillämpningsområde behandlas i 1, 6, 7 och 8 §§.

14.5 Skattskyldig och skattskyldighetens inträde

Förslag: Skattskyldig ska vara den som bedriver verksamhet på en avfallsförbrännings- eller en samförbränningsanläggning.
Skattskyldighet inträder när avfallet förs in till anläggningen.

Skälen för förslaget: Skattskyldigheten bör kopplas till den anläggning där avfallet förbränns. Eftersom skatteplikt föreslås omfatta avfallsförbrännings- och samförbränningsanläggningar (se ovan) bör den skattskyldige vara den som bedriver verksamheten på sådana anläggningar.

Syftet med skatten på förbränning av avfall är att den ska belasta avfall som förbränns och därigenom bidra till att förbränning som behandlingsform fördyras jämfört med andra behandlingsmetoder som ligger högre upp i avfallshierarkin.

När avfall förs in till en avfallsförbränningsanläggning vägs avfallet eftersom mottagningsavgifterna oftast regleras per ton avfall. Detta är en väl definierad punkt för skattskyldighetens inträde som också innebär en beskattning som är enkel att administrera, kontrollera och följa upp.

Lagförslag

Bestämmelser om skattskyldighet och skattskyldighetens inträde ges i 9 och 12 §§ den nya lagen om skatt på förbränning av avfall.

14.6 Avdrag

14.6.1 Avdrag för avfall som förs ut från anläggningen

Förslag: För avfall som förs ut från en skattepliktig anläggning ska avdrag medges. Detta gäller dock inte lakvatten, reningsvatten eller vatten och andra stabiliserande ämnen som inom anläggningen tillsatts till aska.

Skälen för förslaget: Skälet till att avdrag bör medges för avfall som förs ut från en skattepliktig anläggning är att inne på anläggningen stimulera till utsortering av material som kan återanvändas eller återvinnas genom andra behandlingsformer som ligger högre upp i avfallshierarkin än förbränning.

En avdragsrätt för avfall som förs ut från en skattepliktig anläggning innebär att en nettometod ska tillämpas. Med andra ord ska allt avfall och annat material som förs in till en skattepliktig anläggning (en avfallsförbrännings- eller samförbränningsanläggning) beskattas, men avdrag ska medges för skatten på det som förs ut från anläggningen.

Avfall som förs ut från en anläggning ska redovisas som en avdragsgill post i deklarationen. För varje bestämd period (redovisningsperiod) redovisas alltså invägd respektive utvägd mängd

avfall. Skillnaden mellan mängderna utgör, med avdrag för de mängder som utgör skattebefriade avfallsslag (se vidare i nästa avsnitt), den mängd som ska beskattas.

I den mån visst avfall under en och samma redovisningsperiod såväl förs in till som ut från en anläggning uppkommer ingen skattekonsekvens. Vid deklarationen ska dock bruttoredovisning tillämpas. Detta innebär att både mängden invägt och utvägt avfall ska redovisas.

Enligt allmänna principer får avdrag dock endast göras för skatt på sådant avfall som tagits upp till beskattning. I enlighet med det resonemanget bör avdrag inte få göras för lakvatten som förs ut från anläggningen. Lakvatten bildas när nederbörd eller yt- och grundvatten infiltrerar avfallet och förorenas när det rinner genom eller över avfallet och har därmed inte beskattats.

En fördel med denna beskattningsmetod är, som redan sagts, att den gynnar ytterligare utsortering, inne på avfalls- eller samförbränningsanläggningen. Förutom utsorterade mängder återvinningsbart avfall m.m. förs även flygaska och bottenaska som uppstått vid förbränningen ut från anläggningarna. Rätten till avdrag bör gälla även dessa askor eftersom de i stället blir föremål för skatt enligt LSA när askan förs in till en deponi. På så sätt undviks att askorna blir dubbelbeskattade. I många fall tillsätts vatten eller stabiliserande ämnen till askan inne på förbränningsanläggningen. Denna vätska bör dock inte berättiga till avdrag när askan lämnar förbränningsanläggningen eftersom vätskan tillförts inne på anläggningen och ingen skatt därmed tagits ut för vätskan.

Lagförslag

Bestämmelsen om avdrag för avfall som förs ut från anläggningen finns i 13 § den nya lagen om skatt på förbränning av avfall.

14.6.2 Avdrag för bibränslen

Förslag: Avdrag ska medges för skatt på bibränsle som förts in till en skattepliktig anläggning. Med bibränsle avses material av biologiskt ursprung som används som bränsle. Med bibränsle avses dock inte

1. fossila material eller torv,
2. osorterat avfall, oavsett innehåll, eller
3. föremål eller ämne som avses i 2 men som har upphört att vara avfall efter en hantering som innebär återvinning.

Begreppet återvinning ska ha samma betydelse som i miljöbalken.

Skälen till förslaget: I den föreslagna skattemodellen blir det avfall som förs in till en anläggning som förbränner avfall skattepliktigt. Av utredningens direktiv framgår att vi ska överväga att bibränslen, enligt definitionen i förordningen (2011:1480) om elcertifikat, förkortad elcertifikatsförordningen, och avfall från pappers- och massaindustrin eller trämekanisk industri som omhändertas i interna processer inte bör omfattas av skatten. Enligt 2 § i elcertifikatsförordningen är bibränsle material av biologiskt ursprung som används som bränsle. Med bibränsle avses dock inte

1. fossila material eller torv,
2. osorterat avfall, oavsett innehåll, eller
3. föremål eller ämne som avses i 2 men som har upphört att vara avfall efter en hantering som innebär återvinning.

Det kan dock noteras att det förekommit tolkningsproblem avseende definitionen av bibränslen i elcertifikatsförordningen. Problemet rör begreppet osorterat avfall, som enligt definitionen i elcertifikatsförordningen inte är bibränsle. Ett exempel är om plastrejekt eller gummigranulat ska anses utgöra bibränsle i den mening som avses i elcertifikatsförordningen (se dom i mål nr 12-15, 2016-07-04). I domen bedömer Kammarrätten i Jönköping att

den mest ändamålsenliga tolkningen av begreppet osorterat avfall är att om fossilt material inte har helt skiljts från icke-fossilt material av biologiskt ursprung så ska materialet anses utgöra osorterat avfall. Plastrejekt och gummigranulat utgör därmed inte biobränsle i den mening som avses i elcertifikatsförordningen.

Det bör också nämnas att europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG av den 23 april 2009 om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor, förkortat förnybartdirektivet, omfattar en annan definition av biomassa som inte har införts i elcertifikatsförordningen. Enligt denna definition är energi från förnybara energikällor energi från förnybara, ickefossila energikällor, nämligen vindenergi, solenergi, arotermisk energi (luftvärme), geotermisk energi, hydrotermisk energi (vattenvärme) och havsenergi, vattenkraft, biomassa, deponigas, gas från avloppsreningsverk samt biogas.

Vidare definieras biomassa som den biologiskt nedbrytbara delen av produkter, avfall och restprodukter av biologiskt ursprung från jordbruk (inklusive material av vegetabiliskt och animaliskt ursprung), skogsbruk och därmed förknippad industri inklusive fiske och vattenbruk, liksom den biologiskt nedbrytbara delen av industriavfall och kommunalt avfall. Denna definition är bredare än den definition som gäller enligt elcertifikatsförordningen.

Det framgår dock av utredningens direktiv att en utgångspunkt ska vara att biobränslen enligt definition i elcertifikatsförordningen inte ska omfattas av en skatt på avfallsförbränning. Förordningens formulering ligger därmed till grund för definitionen i utredningens förslag. För det fall att elcertifikatsförordningen uppdateras med den definition av biomassa som gäller enligt förnybartdirektivet, bör dock även definitionen i utredningens förslag uppdateras.

Definitionen av biobränsle enligt elcertifikatsförordningen är tillräckligt bred för att omfatta en stor del av det avfall från pappers- och massaindustrin eller trämekanisk industri som omhändertas i interna processer som enligt utredningens kommittédirektiv inte heller ska omfattas av skatten på förbränning av avfall. Detta gäller dock inte det plastrejekt som uppkommer vid returpappersbruken (se ovan).

Rejektet från returpappersbruken kommer från icke önskat material som t.ex. plast, gem, häftklamrar, sand och grus från det

insamlade returpapperet. Rejektet avskiljs i flera steg och sorteras i en brännbar respektive en icke brännbar fraktion. Den brännbara fraktionen, som främst består av plast men även av fiberrester från returpapperet förbränns i brukens egna pannor alternativt i externa förbränningsanläggningar.

En skatt på förbränning av avfall är en nationell skatt som inte är harmoniserad på EU-nivå. Om en sådan skatt utformas på så sätt att den innehåller stöd till vissa bränslen eller vissa verksamheter måste stöden, för att kunna godkännas av kommissionen, uppfylla kraven i EEAG. I artikel 176 i EEAG framgår att medlemsstaten bör avgränsa omfattningen av skattelättnaderna (stöden) för att visa att stödet är nödvändigt och proportionellt.

Att undanta plastrejekt som omhändertas i den interna processen i pappers- och massaindustrin eller trämekanisk industri från beskattning skulle innebära att endast visst plastavfall vid förbränning i vissa anläggningar skulle undantas från beskattning. Ett sådant förfarande skulle sannolikt innebära ett statsstöd till de anläggningar som drar nytta av skattebefrielsen.

Det skulle också vara svårt att motivera detta specifika undantag eftersom det finns likartade fall som inte skulle få del av skattebefrielsen. Det gäller exempelvis de restprodukter som uppstår efter annan materialåtervinning och sedan förbränns. Om plastrejekten skulle undantas från beskattning, skulle alla rester från materialåtervinning behöva undantas från beskattning. Utredningen bedömer att avfallsförbränningskattens styreffekt blir större om även restprodukterna beskattas. Inte minst minimeras risken att det uppstår en skattedriven marknad för ineffektiva materialåtervinnare.

Lagförslag

Bestämmelser om avdrag för biobränslen finns i 5 och 13 §§ den nya lagen om skatt på förbränning av avfall.

14.6.3 Avdrag för farligt avfall

Förslag: Avdrag ska medges för skatt på farligt avfall.

Med farligt avfall avses avfall med minst en av de farliga egenskaper som förtecknas i bilaga III till Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv, i lydelsen enligt kommissionens förordning (EU) nr 1357/2014 av den 18 december 2014 om ersättning av bilaga III till Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv.

Skälen för förslaget: I den föreslagna skattemodellen blir det avfall som förs in till en anläggning som förbränner avfall skattepliktigt. På detta sätt styr skatten i enlighet med avfallshierarkin genom att utjämna kostnaderna för olika behandlingsalternativ.

Frågan avseende om farligt avfall ska undantas från en skatt på förbränning av avfall eller inte är både svår och komplex. En faktor som talar för ett undantag är att det inte är önskvärt att styra till annan behandling eller illegal hantering. Men det finns också faktorer som talar för att farligt avfall borde omfattas av skatten.

Sådana faktorer är att förbränning inte är den lämpligaste behandlingsmetoden för allt farligt avfall och att det finns andra regelverk som är bättre lämpade än skatt när det gäller att styra mot den behandlingsmetod som miljömässigt är att föredra för olika typer av farligt avfall.

Sammantaget bedömer utredningen dock att valet oftast bestäms av annat än avfallskostnaden, vilket innebär att ett undantag för farligt avfall får små effekter på materialvalen. Skatt på förbränning av avfall bör därför inte tas ut för farligt avfall som förs in till en anläggning som förbränner avfall. Skattebefrielsen bör åstadkommas genom att den som är skattskyldig för göra avdrag i deklarationen.

Utvecklingen på marknaden bör dock följas mycket noga. Om det visar sig att undantaget av farligt avfall verkar som ett incitament för att använda resurser som genererar farligt avfall, som t.ex. att använda impregnerat trä i stället för obehandlat trä, bör undantaget tas bort.

Vad som menas med farligt avfall bör definieras i den nya lagen. Företrädesvis bör befintliga definitioner, som redan används i annan lagstiftning, användas. Av den anledningen föreslås att farligt avfall definieras som avfall med minst en av de farliga egenskaper som förtecknas i bilaga III till Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv, i lydelsen enligt kommissionens förordning (EU) nr 1357/2014 av den 18 december 2014 om ersättning av bilaga III till Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv. Genom att hänvisningen sker till en särskild förordning görs hänvisningen statisk, vilket innebär att dvs. eventuella senare ändringar av direktivet inte ska beaktas vid tillämpningen av bestämmelsen.

Lagförslag

Bestämmelser om avdrag för farligt avfall finns i 4 och 13 §§ den nya lagen om skatt på förbränning av avfall.

14.6.4 Ingen avdragsrätt för sekundäravfall

Bedömning: Avdrag bör inte medges för sekundäravfall.
--

Skälen till utredningens bedömning: Enligt den offentliga statistiken är det bara byggbranschen som i dag genererar mer avfall än återvinningsbranschen (avfallshantering och partihandel med avfall och skrot). Det avfall som uppstår i återvinningsbranschen är huvudsakligen s.k. sekundäravfall, dvs. avfall som genererats i andra branscher och som varit föremål för ett återvinningsförsök. Det kan t.ex. handla om blandat industriavfall eller grovavfall från hushållen som sorterats i olika återvinningsbara material, brännbart avfall och deponirest.

Exempelvis samlades cirka 45 procent av de plastförpackningar som sattes på marknaden in till materialåtervinning 2015². Cirka

² Naturvårdsverket (2015) Avfall i Sverige 2014.

67 procent av det insamlade materialet återvanns och resterande del gick till förbränning³.

Eftersom en betydande del av sekundäravfallet lämnas till förbränning kan en skatt på förbränning av avfall leda till ett högre relativpris på återvunnet material jämfört med jungfrulig råvara. Kostnaden övervältras sannolikt på de aktörer som har kostnadsansvaret för det uppkomna avfallet, i detta fall materialåtervinnaren.

För att undvika risken att materialåtervinningen fördyras skulle sekundäravfall behöva undantas från skatten. Ett undantag skulle dock medföra en risk för att det uppstår en skattedriven marknad för ineffektiv materialåtervinning, med ökade mängder sekundäravfall. I värsta fall skulle ett undantag kunna leda till att avfall processas i anläggningar för ”materialåtervinning” enbart i syfte att undvika skatt på avfall genom att få det klassat som sekundäravfall. Detta eftersom sekundäravfallet skulle få en relativt låg behandlingskostnad. En sådan utveckling skulle kunna leda till att allmänhetens förtroende för avfallshanteringen skadas. Om ett undantag görs bör det begränsas till anläggningar som uppnår väl avvägda mål för andelen processat avfall som faktiskt materialåtervinns.

Ett undantag från beskattning för återvinningsindustrin skulle också behöva stämmas av mot och utformas i enlighet med EU:s statsstödsregler, detta eftersom undantaget påverkar konkurrensituationen mellan olika aktörer på den inre marknaden.

Med hänsyn till det nu sagda anser utredningen att sekundäravfall inte bör undantas från skatten på förbränning av avfall.

14.7 Skattenivå och fastställande av skatten

Förslag: Skatten ska utgå med 100 kronor per ton avfall. Skatten ska bestämmas på grundval av vägning.

Skälen till förslaget: Vid bedömningen av vilken skattenivå som bör införas bör följande beaktas. Det kan finnas fördelar med att

³ FTI, Avfall Sverige.

börja med en låg nivå som sedan successivt höjs för att aktörerna ska få en relativt lång förberedelse- och omställningstid för att vidta åtgärder i syfte att minska mängderna avfall som går till förbränning. På så sätt mildras negativa fördelnings- och övergångseffekter. Mot detta står att incitamenten blir svaga för att minska mängderna avfall som går till förbränning om skattenivån är för låg. Utredningen bedömer att en skattenivå på 100 kronor per ton avfall är en väl avvägd nivå.

Utredningen har övervägt om det är möjligt att utforma ett skattesystem med differentierade skattesatser utifrån avfallens lämplighet till andra behandlingsformer än förbränning. Skälet till detta skulle vara att i första hand styra bort sådant avfall som lämpar sig för återanvändning eller materialåtervinning från avfalls- och samförbränningsanläggningarna. Dock är frågan mycket komplex.

Avfall är nämligen ett heterogent bränsle med ett flertal huvudkomponenter. Det är förknippat med stora svårigheter att kontinuerligt fastställa sammansättningen på det avfall som förbränns i avfalls- och samförbränningsanläggningar. Det förekommer också stora kvalitetsskillnader inom varje materialkategori som ger avfallet olika lämpligheter och möjligheter till materialåtervinning. Det skulle t.ex. inte räcka med att utskilja plast som en egen kategori eftersom vissa plaster inte är lämpliga för återvinning eller återanvändning till följd av deras kvalitet eller föroreningsgrad medan andra plaster lämpar sig mycket väl för återanvändning eller annan återvinning än energiåtervinning genom förbränning.

Mot bakgrund av det nu sagda bedömer utredningen att det i dagsläget inte är möjligt att på ett rättssäkert sätt utforma ett skattesystem med differentierade skattesatser utifrån olika avfallsfraktioners lämplighet för återanvändning eller annan återvinning.

För att underlätta hanteringen av skatten på förbränning av avfall bör den vara viktbaserad. Detta förutsätter i princip att det finns vägningsutrustning vid in- och utpassering från anläggningarna. I dag finns sådan utrustning vid alla anläggningar som förbränner avfall eftersom mottagningsavgifterna är viktbaserade.

Lagförslag

Bestämmelserna om skattenivå finns i 10 § den nya lagen om skatt på förbränning av avfall.

14.8 Omräkning av skattesatsen efter prisutveckling (indexering)

Förslag: En årlig omräkning av skattesatsen för skatten på avfall som förbränns motsvarande den allmänna prisutvecklingen ska göras för kalenderår 2021 och efterföljande kalenderår. Omräkningen av skattesatserna ska grunda sig på faktiska förändringar i konsumentprisindex (KPI) från juni månad året närmast före det år beräkningen avser och juni 2019. Beloppen ska avrundas till hela kronor.

Varje år före november månads utgång ska regeringen fastställa de omräknade skattebelopp som efter den årliga omräkningen ska betalas för påföljande kalenderår.

Skälen för förslaget: För att behålla styreffekten hos en skatt måste den realvärdesäkras. Detta kan ske genom att skattesatsen årligen justeras motsvarande konsumentprisindex, förkortad KPI. En sådan indexjustering finns redan för ett flertal punktskatter, bl.a. tobaksskatt (se 42 § lagen [1994:1563] om tobaksskatt) samt energi- och koldioxidskatt på bränslen (se 2 kap. 1 b § lagen (1994:1776) om skatt på energi, förkortad LSE) och el (se 11 kap. 3 § LSE).

För att realvärdesäkra skattesatsen bör en indexering av skattesatsen på avfall som förbränns motsvarande konsumentprisindex införas. De omräknade skattesatserna bör träda i kraft första gången den 1 januari 2021. Beloppen ska avrundas till hela ören.

Årligen före november månads utgång bör regeringen fastställa de omräknade skattebelopp som efter den årliga omräkningen ska betalas för påföljande kalenderår. Detta skattebelopp ska grunda sig på faktiska förändringar i konsumentprisindex från juni 2019 till juni månad året närmast före det år beräkningen avser. Detta är samma förfarande som i dag gäller för indexering av bl.a. tobaksskatten, koldioxidskatten och energiskatten. Konsument-

prisindex för juni månad publiceras av Statistiska centralbyrån redan i juli/augusti, vilket innebär att omräkningsfaktorn i form av KPI kommer vara känd i god tid innan fastställandet av det omräknade skattebeloppet före november månads utgång.

Lagförslag

Bestämmelsen om indexering finns i 11 § den nya lagen om skatt på avfall som förbränns.

14.9 Förfarandet

Förslag: Bestämmelserna i skatteförfarandelagen ska som huvudregel vara tillämpliga på skatten på förbränning av avfall. Skatteverket ska vara beskattningsmyndighet.

Skälen till förslaget: I skatteförfarandelagen (2011:1244), förkortad SFL, finns bestämmelser om förfarandet vid beskattning. SFL tillämpas för alla skatter utom de som särskilt undantas. Av de i dag förekommande punktskatterna är det endast trängselskatt och skatt enligt vägtrafikskattelagen som undantagits från SFL.

Utredningen föreslår att bestämmelserna i SFL ska tillämpas även för skatten på förbränning av avfall. Av detta följer att reglerna i SFL om bl.a. registrering av skattskyldiga, punktskatte-deklaration, tidpunkter för redovisning och betalning av skatt, ränta, förseningsavgift, beslut om punktskatt, omprövning, överklagande, skattekontroll och rätt till ersättning blir tillämpliga. Skatteverket ska vara beskattningsmyndighet.

Av 26 kap. 2 § första stycket 5 SFL följer att en skatte-deklaration ska lämnas av den som är skattskyldig för punktskatt enligt någon av de lagar som anges i 3 kap. 15 §. I 26 kap. 6 § SFL anges att punktskatt ska redovisas i en punktskattedeklaration för redovisningsperioder om inte annat följer av 8 § och att den som är registrerad ska lämna en punktskattedeklaration för varje redovisningsperiod. Enligt 26 kap. 10 § SFL omfattar en redovisningsperiod en kalendermånad, om inte något annat föreskrivs.

Lagförslag

En bestämmelse om förfarandet finns i 14 § den nya lagen om skatt på avfall som förbränns.

14.10 Ikraftträdande

Förslag: De föreslagna bestämmelserna ska träda i kraft den 1 januari 2020. Bestämmelserna tillämpas på avfall som förs in till en avfallförbränningsanläggning eller en samförbränningsanläggning efter lagens ikraftträdande.

Skälen för förslaget: Enligt utredningens bedömning bör förslaget om skatt på avfall som förbränns kunna träda i kraft den 1 januari 2020. För att berörda parter ska få rimlig förberedelsestid bör skatten träda i kraft tidigast ett år efter att skatten beslutats.